

**Министерство образования и науки Российской Федерации
Федеральное государственное автономное образовательное
учреждение высшего образования
«ЮЖНЫЙ ФЕДЕРАЛЬНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ»**

На правах рукописи



ЕВСТЕГНЕЕВА НАТАЛЬЯ АНДРЕЕВНА

**БИОДИАГНОСТИКА ЭКОТОКСИЧНОСТИ ТЕЛЛУРА И ТАЛЛИЯ
В ПОЧВАХ ЮГА РОССИИ**

1.5.15. Экология (биологические науки)

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Научный руководитель:
д.с.-х.н., профессор Колесников С. И.

Ростов-на-Дону – 2024

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	4
ГЛАВА. 1. ЭКОТОКСИЧНОСТЬ ТЕЛЛУРА И ТАЛЛИЯ	9
1.2. ВОЗДЕЙСТВИЕ ТЕЛЛУРА НА СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ.....	10
1.2.1. Содержание теллура в окружающей среде.....	10
1.2.2. Источники поступления теллура в окружающую среду	11
1.2.3. Токсичность теллура для живых организмов.....	13
1.3. ВОЗДЕЙСТВИЕ ТАЛЛИЯ НА СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ.....	16
1.3.1. Содержание таллия в окружающей среде	16
1.3.2. Источники поступления таллия в окружающую среду.....	18
1.3.3. Токсичность таллия для живых организмов	19
ГЛАВА 2. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ.....	23
2.1. Объекты исследования.....	23
2.2. Методика исследования.....	25
2.3. Методы исследования.....	27
2.4. Интегральный показатель биологического состояния почв	32
2.5. Статистическая обработка результатов	33
ГЛАВА 3. ОЦЕНКА ЭКОТОКСИЧНОСТИ ТЕЛЛУРА ПО БИОЛОГИЧЕСКИМ СВОЙСТВАМ ПОЧВ.....	34
3.1. Влияние загрязнения соединениями теллура на биологические показатели чернозема обыкновенного.....	34
3.2. Влияние загрязнения соединениями теллура на биологические показатели бурой лесной почвы	49
3.3. Влияние загрязнения соединениями теллура на биологические показатели серопесков.....	65
3.4. Оценка информативности и чувствительности биологических показателей при загрязнении почв теллуrom.....	77
3.5. Интегральная оценка токсичности теллура в почвах Юга России	79
ГЛАВА 4. ОЦЕНКА ЭКОТОКСИЧНОСТИ ТАЛЛИЯ ПО БИОЛОГИЧЕСКИМ СВОЙСТВАМ ПОЧВ.....	82

4.1. Влияние загрязнения соединениями таллия на биологические показатели чернозема обыкновенного.....	82
4.2. Влияние загрязнения соединениями таллия на биологические показатели бурой лесной почвы	98
4.3. Влияние загрязнения соединениями таллия на биологические показатели серопесков.....	114
4.4. Оценка информативности и чувствительности биологических показателей при загрязнении почв таллием.....	127
4.5. Интегральная оценка токсичности таллия в почвах Юга России.....	129
ГЛАВА 5. СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА УСТОЙЧИВОСТИ К ЗАГРЯЗНЕНИЮ ТЕЛЛУРОМ И ТАЛЛИЕМ ПОЧВ ЮГА РОССИИ.....	133
ВЫВОДЫ	137
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.....	139

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность. На сегодняшний день тяжелые металлы и металлоиды считаются одними из основных загрязнителей окружающей среды (Водяницкий, 2012; Raj et al., 2011; Sun et al., 2019; Adimalla, 2020). В то же время, не все тяжелые металлы и металлоиды исследованы в достаточной степени. Например, негативное воздействие Pb, Cd, Cu, Zn, Cr, Ni, Mo, Co, B, Se, As, Mn, Ba, V, Sb, Sr, Sn, W изучено многими авторами (Колесников и др., 2000, 2006, 2014; Минкина, 2004, 2009, 2017; Манджиева, 2009; Алексеенко, 2013; Горбов и др., 2015; Дауд, 2019; Федоров и др., 2022; Евстегнеева и др., 2022, 2023а; Тимошенко и др., 2024; Sun et al., 2019; Adimalla, 2020; Jiang et al., 2020; Sudina et al., 2021; Tsepina N. et al., 2022), а экотоксичность теллура и таллия исследована недостаточно (Водяницкий, 2012; Kolesnikov, 2019). При этом масштабы и степень загрязнения почв теллуrom и таллием с каждым годом значительно увеличиваются (Касимов, Власов, 2012).

Теллур относят к новым загрязняющим элементам, вызывающим потенциальную опасность (Wiklund et al., 2018; Alavi et al. 2020; McNulty, Jowitt, 2021). Загрязнение окружающей среды теллуrom резко выросло в последние десятилетия (Qin et al. 2017; Presentato et al., 2019). Встречаются территории, в почвах которых зафиксировано превышение содержания теллура в 10 раз (Grygoúç, Jabłońska-Czapla, 2021). Загрязнение теллуrom почв создает большую опасность для биоты (Li Z. et al., 2022).

Таллий из-за своей высокой токсичности классифицируется как один из приоритетных загрязнителей (CCME, 2010; MEP&MLP, 2014; USEPA, 2018). Согласно исследованиям, острая и хроническая токсичность таллия выше, чем у других элементов, таких как свинец, кадмий, мышьяк и ртуть (Wang, et al., 2021). Основными источниками загрязнения почв таллием считаются отходы плавильных и горнодобывающих производств, а также угольные электростанции и цементная, электронная, фармацевтическая промышленности (Kazantzis, 2000; Antón, et al., 2013; Vaněk et al., 2018; Liu et al., 2019).

Несмотря на высокую токсичность теллура и таллия, относительно немного известно об их поведении в почве и последующем влиянии на активность

ферментов, почвенные микроорганизмы, растения. В связи с растущей тенденцией загрязнения окружающей среды представляется актуальным детальное изучение вопроса, связанного с качеством почв, загрязненных теллуrom и таллием. В том числе оценка токсичности теллура и таллия для живых организмов, основанная на оценке доступности этих элементов в окружающей среде, а не только на измерениях их общего содержания. При оценке устойчивости почв к загрязнению теллуrom и таллием целесообразно использовать биологические показатели состояния почв (Терехова, 2022; Kolesnikov et al., 2021).

Цель исследования — оценка экотоксичности теллура и таллия по биологическим показателям состояния почв Юга России.

В основные задачи исследования входило:

1. Исследовать экологическую токсичность теллура и таллия методами биодиагностики по состоянию и функционированию почв Юга России, отличающихся свойствами, определяющими подвижность в почве металлов и металлоидов: чернозема обыкновенного, бурой лесной слабонасыщенной почвы, серопесков. Выявить закономерности изменения биологического состояния почв в динамике (10, 30, 90 сут), в зависимости от дозы внесения теллура и таллия, от химической формы (оксид/нитрат).
2. Определить концентрации теллура и таллия, не вызывающие нарушения экосистемных функций почв.
3. Оценить устойчивость почв к загрязнению теллуrom и таллием.
4. Определить наиболее чувствительные и информативные показатели биологического состояния почв к загрязнению теллуrom и таллием.

Основные положения, выносимые на защиту:

1. Теллур и таллий отличаются высокой экотоксичностью: превышение их фонового содержания в почве в 1,1–1,5 раза уже вызывает снижение биологических показателей. Нитраты теллура и таллия более токсичны, чем оксиды. Динамика биологических свойств почвы после загрязнения сильно зависит от типа почвы.
2. Концентрации теллура и таллия, вызывающие нарушение экосистемных функций почв, составляют соответственно 0,58 и 0,49 мг/кг в черноземе

обыкновенном карбонатном, 0,55 и 0,41 мг/кг в бурой лесной слабонасыщенной почве, 0,55 и 0,15 мг/кг в серопесках.

3. Экотоксичность таллия значительно различается в контрастных по свойствам почвах: наибольшая в серопесках, наименьшая в черноземах обыкновенных. Для теллура такая закономерность не выражена.

Научная новизна исследования. Впервые проведено комплексное исследование влияния теллура и таллия на наиболее информативные и чувствительные показатели состояния и функционирования почв по единой методике с анализом различных параметров загрязнения. Впервые проведено исследование устойчивости к загрязнению теллуrom и таллием различающихся по свойствам почв: чернозем обыкновенный карбонатный тяжелосуглинистый, бурая лесная слабонасыщенная почва, серопески. Впервые проведено исследование влияния загрязнения теллуrom и таллием на экосистемные функции почв по интегральному показателю их биологического состояния (ИПБС). Впервые установлены экологически безопасные концентрации теллура и таллия в исследованных почвах.

Практическая значимость. Полученные результаты позволят расширить современные данные о влиянии теллура и таллия на состояние окружающей среды. Установленные экологически безопасные концентрации теллура и таллия могут стать основой региональных экологических нормативов содержания этих элементов в исследуемых почвах, а также могут быть использованы для прогнозирования экологических рисков от загрязнения почв теллуrom и таллием.

Личный вклад автора. Автор самостоятельно выполнил анализ научной литературы по теме исследования. Совместно с научным руководителем были сформулированы цель и задачи исследования. Программа исследования составлена автором на основе предыдущих работ и скорректирована научным руководителем. Модельные эксперименты, лабораторно-аналитические исследования биологических свойств почв после загрязнения теллуrom и таллием проведены лично автором. Анализ, обобщение полученных результатов, формулирование

защищаемых положений и выводов выполнены автором при участии научного руководителя. Подготовка основных публикаций проводилась с соавторами.

Соответствие паспорту специальности. Диссертационная работа соответствует паспорту специальности 1.5.15. Экология, прежде всего, пункту 10: «Антропогенное воздействие на популяции, сообщества и экосистемы. Биологические эффекты загрязнения среды токсичными веществами (экотоксикология). Разработка биологических методов и критериев оценки состояния среды, биоиндикация, биотестирование, биомониторинг. Разработка экологически обоснованных норм воздействия хозяйственной деятельности человека на живую природу».

Степень достоверности и апробация диссертации. Достоверность выводов и научных положений диссертации обеспечена применением современных и классических методов определения экотоксичности химических элементов, сопоставлением полученных результатов с опубликованными экспериментальными данными по теме диссертации. Результаты диссертационного исследования были представлены на конференциях различного уровня: на Международных научных конференциях: «Биодиагностика и экологическая оценка окружающей среды: современные технологии, проблемы и решения» (Москва, 2023 г.), «Ломоносов. Секция Почвоведение» (Москва, 2023, 2021, 2020, 2019), «Современное состояние чернозёмов» (Ростов-на-Дону, 2023), «Степная Евразия – устойчивое развитие» (Ростов-на-Дону, 2022), «Эволюция и деградация почвенного покрова» (Ставрополь, 2022), «Наука, образование и инновации для АПК: состояние, проблемы и перспективы» (Майкоп, 2020). На Всероссийских конференциях: «Почвы и окружающая среда» (Новосибирск, 2023), «Актуальные вопросы теории и практики лесного почвоведения» (Петрозаводск, 2023). На остальных научных конференциях: «Достижения и перспективы научных исследований молодых ученых Юга России» (Ростов-на-Дону, 2023), «Экология и природопользование» (Ростов-на-Дону, 2023, 2022, 2021, 2020), «Мониторинг, охрана и восстановление почвенных экосистем в условиях антропогенной

нагрузки» (Ростов-на-Дону, 2022), «Актуальные проблемы экологии и природопользования» (Ростов-на-Дону, 2022, 2021, 2020, 2019).

Публикации. По теме диссертационного исследования опубликованы 24 печатные работы. В том числе 9 статей в журналах, входящих в международные библиографические и реферативные базы данных Scopus и Web of Science, 3 статьи опубликованы в научных журналах из Перечня рецензируемых научных изданий ЮФУ и ВАК.

Структура и объем диссертации. Объем диссертационной работы 167 страниц. Диссертация содержит введение, пять глав, выводы, список литературы, 22 таблицы, 119 рисунков. Список литературы содержит 265 источников.

Финансовая поддержка работы. Исследование поддержано Российским научным фондом (22-24-01041), Программой стратегического академического лидерства Южного федерального университета, "Приоритет 2030" (СП-12-22-10, СП-12-23-01, СП-12-24-04), Министерством образования и науки Российской Федерации (5.5735.2017/8.9), Президентом Российской Федерации (НШ-9072.2016.11, НШ-3464.2018.11, НШ-2511.2020.11, НШ-075.15.2022.811, МК-2688.2022.1.5).

Благодарности. Автор выражает глубокую благодарность своему научному руководителю, заведующему кафедрой экологии и природопользования, д.с.-х.н., профессору С.И. Колесникову за поддержку в становлении как специалиста, за его многочисленные советы и за все время, которое он посвятил руководству исследованиями. Автор благодарит директора АБиБ ЮФУ, д.г.н., профессора К.Ш. Казеева за ценные рекомендации, д.б.н., профессора Т.В. Денисову за поддержку и советы по оформлению работы, всех преподавателей кафедры экологии и природопользования Академии биологии и биотехнологии ЮФУ за качественное обучение и помощь при оформлении данной работы, а также м.н.с. ИФХиБПП РАН (г. Пущино), Д.А. Хорошаева и сотрудников Российского научно-исследовательского геологического института им. А.П. Карпинского (г. Санкт-Петербург) за помощь в проведении лабораторных исследований.

ГЛАВА. 1. ЭКОТОКСИЧНОСТЬ ТЕЛЛУРА И ТАЛЛИЯ

С быстрым развитием индустриализации и урбанизации промышленная деятельность привела к увеличению встречаемости и уровней токсичных элементов в окружающей среде (Касимов, Власов, 2012). Загрязнение почвы в результате промышленной деятельности является одной из универсальных проблем во всем мире. Большое количество опасных отходов, содержащих тяжелые металлы (ТМ) и металлоиды, образующиеся в результате горнодобывающей, металлургической и другой промышленной деятельности, проникают в почвы и экосистемы различными путями из-за ненадлежащего управления отходами или неэффективного контроля загрязнения (Konstantinova et al., 2023; Neaman et al. 2020; Shu et al., 2018; Vaněk et al., 2018; Xiao et al., 2012).

Любой химический элемент, который обнаружен в форме или концентрации, наносящей вредное воздействие окружающей среде или человеку, можно считать загрязнителем, будь то металл, металлоид или неметалл (McIntyre, 2003).

Так как тяжелые металлы не подвержены биологическому разложению, они могут накапливаться в окружающей среде и почве, образуя труднорастворимые соединения (Алексеев, 1987; Ali et al. 2013). А из-за их возросшего количества в результате промышленного прогресса и различных видов человеческой деятельности (Kabata-Pendias, 2011) на сегодняшний день тяжелые металлы считаются основными крайне опасными загрязнителями окружающей среды (Перельман, Касимов, 1999; Raj et al., 2011). Дополнительно способствуют их сохранению и накоплению в почвах медленные процессы удаления, например выщелачивание, эрозия, поглощение растениями. Накопление тяжелых металлов в почвенном горизонте имеет гумусово-аккумулятивный характер (Попова, 2009). То есть максимальное количество этих поллютантов сосредоточено в верхних слоях наиболее богатых гумусом. За последние 15–20 лет повысился спрос на использование редких химических элементов, в том числе металлоидов, в различных отраслях промышленности (Doulgeridou et al., 2020; Du, Graedel, 2011).

Не все тяжелые металлы и металлоиды исследованы в достаточной степени. Например, негативное воздействие Pb, Cd, Cu, Zn, Cr, Ni, Mo, Co, B, Se, As, Mn, Ba,

V, Sb, Sr, Sn, W изучено многими авторами (Колесников и др., 2000, 2001, 2006, 2014; Минкина, 2004, 2009, 2017; Манджиева, 2009; Алексеенко, 2013; Горбов и др., 2015; Дауд, 2019; Федоров и др., 2022; Евстегнеева и др., 2022, 2023а; Копчик, Копчик, 2022; Тимошенко и др., 2024; Sun et al., 2019; Adimalla, 2020; Jiang et al., 2020; Sudina et al., 2021; Tsepina N. et al., 2022; Kolesnikov et al., 2022a; Dovletyarova et al., 2023), а экологические последствия загрязнения почв теллуром и таллием, а также их влияние на биологические показатели исследованы недостаточно (Водяницкий, 2012; Kolesnikov, 2019).

Несмотря на высокую токсичность теллура и таллия, относительно немного известно о их поведении в почве и последующем влиянии на активность ферментов, почвенные микроорганизмы, растения. В связи с растущей тенденцией загрязнения окружающей среды (Doulgeridou et al., 2020), в частности почв, необходимо обратить внимание на более детальное изучение вопроса, связанного с качеством почв, загрязненных теллуром и таллием.

1.2. ВОЗДЕЙСТВИЕ ТЕЛЛУРА НА СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ

1.2.1. Содержание теллура в окружающей среде

Теллур (Te) – металлоид, принадлежащий к группе халькогенов (Haynes, 2014; Cooper, 1971). Он обладает промежуточными химическими свойствами между металлами и неметаллами (Ashraf et al., 2023). Теллур относится к одним из самых редких элементов земной коры, наряду с золотом и платиной (Emsley, 2011), с низким содержанием и неоднородным распространением в земной коре (Belzile, Chen, 2015). Из-за очень низкого содержания теллура в компонентах окружающей среды возникают сложности с измерением и определением его количества. Содержание теллура в земной коре по различным данным составляет около 0,005 мкг/кг (Wedepohl, 1995; Taylor, 1996) и в диапазоне 0,001—0,01 мг/кг (Kabata-Pendias, Pendias, 1999). Последние известные значения в поверхностных водах указывают на концентрации от нескольких до десятков нг/кг (Filella et al., 2019; Jabłońska-Czapla, Grygoy, 2021).

Содержание теллура в почве по различным источникам составляет от 0,008 до 0,03 мг/кг (Filella et al., 2019), а также в пределах 0,02–0,69 мг/кг (Govindaraju, 1994). Средний уровень содержания теллура в европейских почвах - 0,03 мг/кг (Salminen R. et al., 2005). Концентрация подвижных форм теллура в пахотном слое лугово-черноземной почвы Омской области колеблется в диапазоне 0.77–1.34 мг/кг (Пономарева, Старун, 2006). В почвах, прилегающих к предприятиям по переработке и сортировке электроходов, содержание теллура может превышать в 10 раз и составляет около 0,166 мг/кг (Grygoyć, Jabłońska-Czapla, 2021). Повышенные концентрации теллура (до 11 мг/кг) обнаружены в верхнем слое почвы (<5 см) вблизи никелевого завода в Клайдахе, в Великобритании (Perkins, 2011).

В окружающей среде теллур чаще всего встречается в виде соединений - теллуридов медных, золотых и серебряных руд (Green et al., 2009), а также встречаются теллурит, теллурат и диметилтеллурид (Turner, 2001). Наиболее токсичными химическими соединениями теллура в окружающей среде являются теллурат с высокой растворимостью и биодоступностью оксианионов (TeO_4^{2-}) и теллурит (TeO_3^{2-}), который угрожает здоровью человека и пригодности экосистем (Presentato et al., 2019). Теллурит обнаруживается в достаточно высоких концентрациях в почвах и водах, которые находятся близко к местам сброса отходов производственных и перерабатывающих предприятий (Harrison et al., 2004).

1.2.2. Источники поступления теллура в окружающую среду

В окружающую среду теллур может поступать из природных источников, например в результате вулканической деятельности (Ermolin et al., 2018).

Теллур чаще всего поступает в окружающую среду из промышленных источников (Cunha et al., 2009; Qin et al., 2017; Presentato et al., 2019). На ранних стадиях развития промышленности теллур применялся редко, хотя обычно его находили в золотоносных районах, особенно в районе золотодобычи Калгурли в Западной Австралии, где золотосодержащие теллуриды содержат ~ 25% от общего

запаса золота (Vielreicher et al., 2016). Мировое производство теллура в 2000 году составляло около 100 тонн/год, в 2014 году – 353 тонны/год, а к 2018 достигло значений в 647 тонн/год (Agboola et al., 2020). Всего в мире в 2022 году было произведено 640 тонн рафинированного теллура (Flanagan, 2023). Однако, прогнозы показали, что спрос на теллур превысит его предложение к 2029 году (Curtin et al., 2020), что создаст экономические проблемы, которые могут привести к энергетическому и технологическому кризисам.

Ведущим производителем рафинированного теллура считаются Китай (53% мирового производства), основными мировыми производителями теллура являются США, Канада, Болгария, Япония, Россия, ЮАР, Швеция и Узбекистан (Brown et al., 2015). Теллур легче всего извлекается из анодных шламов, образующихся при электролитическом рафинировании меди (Makuei, Senanayake, 2018), также теллур получают путем обезжиривания на свинцовых заводах и из дымовой пыли и газов, образующихся при плавке висмутовой, медной и свинцово-цинковой руд. Потенциальные источники теллура включают теллурид висмута и теллуридные руды золота.

В России теллур добывается из медно-никелевых теллуросодержащих руд Печенги и Мончегорска, а также свинцово-цинковых руд Алтая. Месторождения теллура в России находятся в Карелии (Сегежский район), на Южном Урале (Еткульский район), на Среднем Урале (Заречный гор. округ), в Чукотской АО (Анадырский район) (Лисов, 2018).

Теллур используется при производстве теллурида кадмия (CdTe) для изготовления тонкопленочных солнечных панелей, имеющих фундаментальное значение для выработки возобновляемой энергии (Ullal, Roedern, 2007; Ilyas et al., 2017; Grygouć, Jabłońska-Czapla, 2021) и при производстве теллурида висмута (BiTe), который используется в термоэлектрических устройствах как для охлаждения, так и для выработки энергии (Kraemer et al., 2011; Nassar et al., 2022). Также теллур применяют в качестве легирующей добавки в сталь для улучшения характеристик механической обработки, второстепенной добавки в медных сплавах для улучшения обрабатываемости без снижения электропроводности (Hein

et al., 2003), в свинцовых сплавах для повышения устойчивости к вибрации и усталости, в чугунах для контроля глубины охлаждения и в ковком чугуне в роли стабилизатора (Perkins, 2011; Wiklund et al., 2018; Nuss, 2019; Anderson, 2022).

В химической промышленности теллур используют в качестве вулканизирующего агента и ускорителя при переработке каучука и как компонент катализаторов для производства синтетических волокон (Yarema et al., 2005).

По оценкам на 2022–2023 гг., конечными видами применения теллура в мировом потреблении были солнечные элементы (40%), производство термоэлектрических устройств (30%), металлургия (15%), применение в производстве каучука (5%), и другие виды деятельности (10%) (Anderson, 2022; Flanagan, 2023)

Загрязнение теллуrom обнаружено не только вблизи источника поступления, но и распространяется в отдаленные районы. Современные темпы осаждения теллура в окружающей среде увеличились в 6 раз относительно доиндустриального периода.

Сегодняшние масштабы использования и неправильная утилизация теллура и его производных, наряду с растущим мировым спросом на возобновляемые источники энергии, вызывают и будут продолжать вызывать накопление этих соединений и материалов в окружающей среде в виде токсичных и опасных отходов. Теллур относят к новым загрязняющим элементам, вызывающим потенциальную опасность (Wiklund et al., 2018; Alavi et al. 2020; McNulty, Jowitt, 2021).

1.2.3. Токсичность теллура для живых организмов

В связи с широким антропогенным использованием теллура увеличиваются риски загрязнения окружающей среды данным элементом. Поступление теллура в почвы, грунтовые и поверхностные воды представляет серьезную угрозу для наземных и водных организмов (Li Z. et al., 2022).

Известно, что на токсичность теллура оказывает влияние химическая форма соединения. Растворимые химические формы теллура более токсичны, чем

нерастворимые. Обусловлено это тем, что более биодоступность теллура из растворимых соединений значительно выше (Presentato et al., 2019). Для большинства живых организмов теллурит примерно в 2–10 раз более токсичен, чем, теллурад (Cunha et al., 2009).

По свойствам теллур схож с селеном. Токсическое действие теллура связано с замещением селена на теллур в белках, повреждением структуры клеточной мембраны и усилением окислительного стресса (Kinraide, Yermiyahu, 2007; Alvarez et al., 2021; Goff et al., 2021; Reddy et al., 2023;).

Микробиологическая реакция на теллур была впервые описана более 100 лет назад (King, Davis, 1914), ученые наблюдали характерное почернение, вызванное образованием наночастиц теллура. Биологическая функция теллура окончательно не установлена. Однако известно о токсическом влиянии соединений теллура на прокариот и эукариот (Vávrová et al., 2021). Токсичность теллура для микроорганизмов начинается уже при концентрации 1 мг/кг (Arenas-Salinas et al., 2016; Presentato et al., 2019). Токсическое действие соединений теллура выявлено для различных микроорганизмов, таких как *Escherichia coli* (Tantalean et al., 2003) *Rhodobacter capsulatus*, *Aliivibrio fischeri*) (Borsetti et al., 2005). Механизм токсичности связан с окислительным стрессом и повышением уровнем активных форм кислорода (АФК) (Tremaroli et al., 2007; Tremaroli et al., 2009).

В исследованиях Zare et al., 2012, показано, что наночастицы теллура способны оказывать токсическое влияние на различные бактерии (грамположительные и грамотрицательные). К тому же, наночастицы теллура обладают более высокой антибактериальной активностью и меньшей токсичностью, чем наночастицы серебра (Lin et al., 2012).

Клетки *Micromonospora*, подвергшиеся воздействию TeO_3^{2-} в различных физиологических состояниях, выявили ряд клеточных реакций, таких как изменения клеточной морфологии, выработка внеклеточных полимерных веществ, повреждения и модификации клеточных мембран, всплеск окислительного стресса, агрегация и фосфорилирование белка, и индукция супероксиддисмутазы (Piacenza et al, 2022).

Токсичность теллура для живых организмов связана замещением серы, входящей в состав тиоловых групп, на теллур, тем самым ингибируя работу ферментов (например, скваленэпоксидазы) (Abe et al., 2007; Ba et al., 2010; Alvarez et al., 2021). Схожий механизм нарушения работы ферментов описан и для селена.

Соединения теллура высокотоксичны и оказывают тератогенное действие на крыс (Perez-D'Gregorio, Miller, 1988). Цитотоксичность тетрахлорида теллура и дифенилдителлурида исследовали на астроцитах крыс (Roy, Hardej, 2011). Оба соединения вызывают накопление теллура в клетках, но гибель клеток обусловлена разными механизмами. Авторы пришли к выводу, что клетки, обработанные дифенилдителлуридом, вызывают апоптоз, а обработка тетрахлоридом теллура - некроз.

Воздействие теллурита ускоряет окислительный стресс в тканях печени крыс (Safhi et al., 2016). Теллур преимущественно накапливался в почках, в печени, селезенке, сердце, легких, мозге и костях (Hayes, Ramos, 2019).

Поскольку некоторые формы теллура являются токсичными, то среди ученых появились опасения по поводу негативного влияния на человека (Cowgill, 1988). Метаболические пути, включающие Те, механизмы его токсичности и влияние на здоровье человека, до настоящего времени изучены слабо. Увеличение загрязнения окружающей среды теллуrom в последнее время связывают с риском появления аутоиммунных, нейродегенеративных и онкологических заболеваний человека (Vávrová et al., 2021). Соединения теллура цитотоксичны для человека (Vij, Hardej, 2012).

Соединения теллура могут всасываться при вдыхании или приеме внутрь, но ни один из этих путей часто не описан. Клинические проявления приема окисляющих металлы растворов, содержащих значительные концентрации Те, включают рвоту, тошноту, металлический привкус, изменение цвета слизистой оболочки полости рта и кожи в черный цвет, коррозионные повреждения желудочно-кишечного тракта и характерный чесночный запах изо рта (Yarema, Curry, 2005). Токсичность теллура связывают с образованием вторичных метаболитов, например, диметилтеллурида $((\text{CH}_3)_2\text{Te})$, который имеет характерный

чесночный запах. Токсичность проявляется в результате взаимодействия с цистеинсодержащими белками и ферментами (Ba et al., 2010).

Накопление теллура в сельскохозяйственных растениях связывают с увеличением площади почв, загрязненных теллуром (Vodyanitskii, 2013; Yang et al., 2013; Nelson, Chen, 2015; Hosseini et al., 2023). Было доказано, что накопление теллура чаще всего происходит в листьях, чем в ветвях растений (Cowgill, 1988).

Концентрации теллура в пищевых продуктах обычно составляют менее 1 мг/кг пищи, в день человек, в среднем, употребляет не более 0,1 мг теллура (Gerhardsson, 2022). Существуют исследования, подтверждающие содержание теллура в продуктах питания (Ruiz-de-Cenzano et al., 2017). Согласно исследованиям концентрация теллура в бобовых – 0,382 мг/кг, в картофеле – 0,189 мг/кг, в мясе – 0,686 мг/кг, в орехах – 1,072 мг/кг, в рыбе – 0,803 мг/кг, в молочных продуктах – 0,937 мг/кг (Gad and Pham, 2014; Filippini et al., 2020). Сообщалось, что растения, которые накапливают селен, могут накапливать и теллур.

Содержание теллура в питьевой воде в количестве 2 мг/ кг может представлять угрозу здоровью человека (Yao et al., 2022). Количество Те в организме человека изучено недостаточно, но, вероятно, оно составляет менее 1 мг (Emsley, 2011). Было обнаружено, что теллур входит в состав нескольких белков (теллурцистеин, теллурцистин, теллуromетионин) в грибах, устойчивых к теллуру (Ramadan et al., 1989).

1.3. ВОЗДЕЙСТВИЕ ТАЛЛИЯ НА СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ

1.3.1. Содержание таллия в окружающей среде

Таллий (Tl) является редким, следовым тяжелым металлом с очень низким естественным содержанием в земной коре (Belzile, Chen, 2017). Масштабы и степень загрязнения почв таллием с каждым годом увеличиваются (Касимов, Власов, 2012). Таллий является высокотоксичным элементом, однако, он изучен в гораздо меньшей степени, чем другие токсичные элементы, такие как свинец, кадмий или ртуть. В основном это связано с тем, что таллий часто не

обнаруживается классическими аналитическими методами, которые, как правило, имеют меньшую чувствительность к Tl, чем к другим элементам (Peter, et al, 2005).

Таллий имеет широкое распространение и присутствует почти во всех компонентах окружающей среды. Кларк таллия составляет 0.7 мг/кг (Гринвуд, Эрншо, 2008). Однако, несмотря на низкие значения, в природе содержание таллия превышает золото, серебро и ртуть.

Содержание таллия в почвах обычно колеблется от 0,01 до 0,5 мг/кг (Kabata-Pendias, Pendias, 2011), по другим данным от 0,08 до 1,5 мг/кг (Liu et al., 2017). Содержание таллия в верхнем слое европейских почв составляет 0,05–24,0 мг/кг (Salminen 2005). Во Франции содержание таллия в почвах в среднем 1,5–13 мг/кг (Tremel et al., 1997).

Исследования таллия в основном сосредоточены на изучении его количественного содержания в почвах различных регионов, подвергшихся значительному загрязнению (Tremel et al., 1997; Sasmaz et al., 2007; D'Orazio et al., 2020; Álvarez-Ayuso et al., 2013). Например, содержание таллия в почвах юга Западной Сибири в районе геохимической аномалии колеблется в пределах 1,5–3.0 мг/кг (Ильин, Конарбаева, 2000). В Китае диапазон обнаружения таллия в районах колчеданных месторождений составлял от 5 до 15 мг/кг, а около сульфидных значения составляли свыше 120 мг/кг (Xiao et al., 2014). На территории вокруг цементного завода в Корее зафиксированы концентрации таллия выше 10 мг/кг, почвы вблизи шахт и плавильных заводов содержали относительно низкие концентрации таллия в диапазоне от 0.18 до 1.09 мг/кг (Lee et al., 2015). Превышенные значения концентраций таллия обнаружены в почве вблизи мусорной свалки в Польше – 78 мг/кг (Wierzbička et al., 2004). Наибольшие концентрации таллия в почве наблюдались вблизи угольных шахт, в том числе до 20 000 мг/кг⁻¹ (Vaseva et al., 2014).

Большая часть месторождений таллия сосредоточена в северном полушарии (Европа, Азия и Северная Америка). Лишь немногие из них существуют в южном полушарии (Южная Америка и Океания). Наибольшим количеством месторождений таллия обладают Македония, Швейцария, США, Франция и Китай

(Liu J. et al., 2019a). В России и странах СНГ работают около 10 предприятий, добывающих таллий в процессе производства (Лисов, 2018).

По оценкам, в 2022 году мировое производство таллия составило около 10 тонн. Ведущими производителями первичного таллия являются Китай, Казахстан и Россия. В последние годы цена на таллий выросла, поскольку предложение во всем мире оставалось относительно ограниченным. С 2005 по 2008 год цена выросла в три раза (USGG, 2009; USGG, 2017).

1.3.2. Источники поступления таллия в окружающую среду

Экстенсивная добыча полезных ископаемых в течение последних нескольких десятилетий повлекла за собой выброс огромного количества таллия в окружающую среду.

В связи с тем, что таллий является сопутствующим элементом в различных сульфидных и металлических рудах, основными источниками загрязнения экосистем и почв таллием считаются отходы плавильных (свинца, меди, цинка) и горнодобывающих производств (меди) (Rinklebe et al., 2020; Casiot et al., 2011; Turner et al., 2010; Laforte et al., 2005; Xiao et al., 2003). Следующим масштабным антропогенным источником таллия являются выбросы и твердые отходы от сжигания угля на угольных электростанциях. Большая фракция таллия, которая участвует в этих процессах, выбрасывается в атмосферу, а затем попадает в почвы и грунтовые воды. По расчетам, угольные электростанции (в мире) производят около 600 кг таллия в год (Bagat, Turel, 1997).

К промышленно ценным продуктам соединений Tl в основном относятся оксид таллия (Tl_2O_3), таллозная окись (Tl_2O), талловый гидроксид ($TlOH$), талловый сульфид (Tl_2S), талловый сульфат (Tl_2SO_4), талловый хлорид ($TlCl$) и другие (Zhou and Chen, 2008).

Уникальные свойства таллия и его соединений используются во многих областях. Например, в цементной промышленности и процессах нефтепереработки, в электронной, фармацевтической промышленности, а также в производстве сверхпроводящих материалов (Liu, et al., 2019b, Xu et al., 2019; Vaněk

et al., 2018; Antón et al., 2013; Queirolo et al., 2009; Kazantzis, 2000; Nriagu, 1998). Металлический таллий добавляют в сплавы для повышения устойчивости к кислотам, прочности, износоустойчивости. Например, оксид таллия-бария-кальция-меди используется в качестве высокотемпературного сверхпроводника в фильтрах для беспроводной связи. Таллий содержится в оборудовании для детектирования гамма-излучения (Cvjetko et al., 2010).

Таллий используют при производстве стекла в качестве добавки для увеличения показателя преломления и плотности, а также в качестве катализатора синтеза органических соединений и компонента жидкостей высокой плотности для гравитационного разделения минералов (Callaghan, 2022). Сернистые соединения таллия раньше использовались в качестве зооцидов и инсектицидов.

В общей сложности, по оценкам, до 2000 г. в результате промышленных процессов по всему миру ежегодно мобилизовалось 2000–5000 тонн таллия (Dmowski and Badurek, 2002).

Как и многие тяжелые металлы, таллий имеет тенденцию накапливаться в окружающей среде (Karbowska, 2016). Из-за своей высокой токсичности таллий классифицируется как один из приоритетных загрязнителей в США, Китае и Канаде (CCME, 2010; MEP&MLP, 2014; USEPA, 2018).

1.3.3. Токсичность таллия для живых организмов

Таллий является чрезвычайно токсичным металлоидом. Считается, что его ядовитость для млекопитающих сравнима с ртутью, кадмием или свинцом (George L. L. et al., 2019; Rodriguez-Mercado, 2013; Jakubowska et al., 2007).

Несмотря на низкое содержание таллия в окружающей среде, он обладает чрезвычайно высокой биологической токсичностью. Даже самые минимальные концентрации таллия токсичны для живых организмов. Согласно исследованиям, острая и хроническая токсичность таллия выше, чем у других элементов, таких как свинец, кадмий, мышьяк и ртуть (Wang Y. et al., 2021). Смертельная доза таллия всего 8–10 мг/кг для взрослых людей (Dmowski et al., 2015; Osorio-Rico et al., 2017; Puccini et al., 2018).

Точный механизм токсичности таллия до сих пор остается неясен. Как и другие тяжелые металлы, таллий связывается с сульфгидрильными группами белков и мембранами митохондрий, тем самым ингибируя ряд ферментативных реакций и приводя к генерализованному «отравлению» (Ramsden, 2002). Возможные токсические механизмы таллия включают образование лигандов с белковыми сульфгидрильными группами, ингибирование клеточного дыхания, взаимодействие с рибофлавином и кофакторами на основе рибофлавина, а также распределение гомеостаза кальция (Mulkey and Oehme, 1993). Высокая токсичность $Tl(I)$ в основном объясняется тем, что К в биологических системах легко замещается Tl из-за схожих ионных радиусов (Cruz-Hernández Y. et al., 2018). Сходство биохимического и геохимического поведения таллия и калия объясняется близкими размерами их атомных радиусов (Liu et al., 2019b).

Хроническое воздействие может возникать при концентрации таллия в диапазоне от 0,1 до 100 мкг/л (Campanella et al., 2016; Biagioni et al., 2017; Campanella et al., 2017). Поэтому Всемирная организация здравоохранения (WHO, 2008) считает таллий и его соединения основными опасными отходами. Он также включен в список критически важных для технологии элементов в соответствии с Европейским действием COST TD1407, несущим косвенные экологические риски и потенциальные угрозы здоровью человека (Cobelo-Garcia et al., 2015).

Чтобы свести к минимуму риски для здоровья, связанные с таллием, уровень концентрации таллия в водопроводной воде регламентируется в некоторых странах. Так в США Агентство по охране окружающей среды (USEPA) предложило максимально допустимый уровень содержания таллия в питьевой воде на уровне 2 мкг/л с целью снижения его до 0,5 мкг/л (USEPA, 2006; Callaghan, 2022). В Канаде принят более строгий предел в 0,8 мкг/л (CCME, 2010), а в Китае был установлен еще более низкий предел в 0,1 мкг/л (МОН and SAC, 2006). Предельно допустимый уровень загрязнения питьевой воды таллием в России – 0,1 мкг/л (СанПиН 1.2.3685–21, 2021). В Италии концентрация таллия регулируется в сточных (1 мкг/л) и в грунтовых водах (2 мкг/л) (Ministero Dell'ambiente, 2006).

Способность таллия подавлять рост и активность бактерий была отмечена ранее другими исследователями (Gadd, 2010; Carlson et al., 2019; She et al., 2021).

Токсическое воздействие таллия на биологические свойства почвы и его накопление в тканях растений также наблюдалось несколькими исследователями (Lacoste et al., 2001; Al-Najar et al., 2005; Meeravali et al., 2023). Высокая токсичность таллия на биологические свойства чернозема обыкновенного была установлена ранее (Kolesnikov et al., 2021a). Загрязнение почвы таллием и его быстрое усвоение сельскохозяйственными культурами представляет угрозу для здоровья человека из-за его высокой токсичности (Xiao et al., 2004).

Растения поглощают таллий через корни и листву. Соотношение между содержанием таллия в почвах и концентрацией в растениях относительно постоянно при прочих равных условиях.

Высокие концентрации Тl были обнаружены в образцах зерна и злаков, листовых овощей (капуста, салат и капуста), масличного рапса, фасоли и картофеля (Xiao et al., 2014; Liu et al., 2019; Doulgeridou et al., 2020). Согласно исследованиям, концентрация таллия в растениях, произрастающих вблизи промышленных источников таллия, составляет в зеленой капусте - 0,85 мг/кг, в батате - 2,78 мг/кг (Liu et al., 2019c). В овощах, орошаемых сточными водами: в батате - 176,7 мг/кг, в зеленой капусте - 110 мг/кг, в соевых бобах - 51,2 мг/кг, в салате - 22,2 мг/кг (Wang et al., 2013).

Высокие концентрации таллия были обнаружены в растениях и грибах, произрастающих в 0,5–2 км от места сброса отходов горно-металлургического завода в Польше. Промытая хвоя содержала 2,20 мг/кг таллия, мох *Pleurozium schreberi* - 4,89 мг/кг, мох *Catharinea sp.* - 12,65 мг/кг, лишайник *Cladonia sp.* 2,80 мг/кг, содержание в съедобных грибах составляло 3,48–4,76 мг/кг (Dmowski, Badurek, 2002). Также в Польше зафиксированы выбросы таллия в районе плавишно-золотодобывающего комплекса. Образцы березы, произрастающей в этом регионе, содержали от 9,4 до 12,6 мг/кг таллия в почках и около 18,5 мг/кг в листьях. Травы содержали в среднем 25,5 мг/кг таллия. Растения рода *Brassica* демонстрируют заметную тенденцию к накоплению таллия. Установлено, что

концентрация таллия в растениях капусты увеличивается с уменьшением значения pH почвы (Dmowski et al., 2002).

Воздействие таллия на человека в основном связано с употреблением зараженных пищевых продуктов или питьевой воды. Таллий быстро попадает в кровь и транспортируется по всему организму, что приводит к накоплению в теле человека. Таллий накапливается в костях, печени, сердце, мышцах, легких, центральной нервной системе и мозговом веществе почек. Острая токсичность таллия для человека характеризуется рвотой, диареей, временным выпадением волос, воздействием на легкие, сердце, печень, почки и даже смертью (Viraraghavan, Srinivasan, 2011). Таллий является нейротоксином, который вызывает тремор, атаксию, птоз век, болезненность нижних конечностей, парестезии рук и ног после нескольких дней интоксикации. Известный механизм токсичности таллия связан с вмешательством в жизненно важные калийзависимые процессы, замещением калия в (Na/K)-АТФазе, а также высоким сродством к сульфгидрильным группам из белков и других молекул (Galván-Arzate, Santamaría, 1998). Эпидемиологические данные показали, что воздействие таллия во время беременности может оказывать пагубное влияние на исходы родов, такие как гибель плода, врожденные пороки развития или снижение массы тела при рождении (Qi et al., 2019).

ГЛАВА 2. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

2.1. Объекты исследования

В качестве объектов исследования для оценки экотоксичности теллура и таллия были выбраны верхние гумусовые горизонты чернозема обыкновенного карбонатного южно-европейской фации, бурой лесной слабонасыщенной почвы, песчаной почвы черноземной зоны (серопески) (таблица 1, рисунок 1).

Выбор этих почв обоснован их существенно различающимися свойствами, которые определяют подвижность в почве металлов и металлоидов. Объекты исследования отличаются по гранулометрическому составу, кислотности и содержанию органического вещества (Вальков и др., 2008а, 2008б; Казеев и др., 2015; Безуглова и др., 2019; Нестерук и др., 2022).

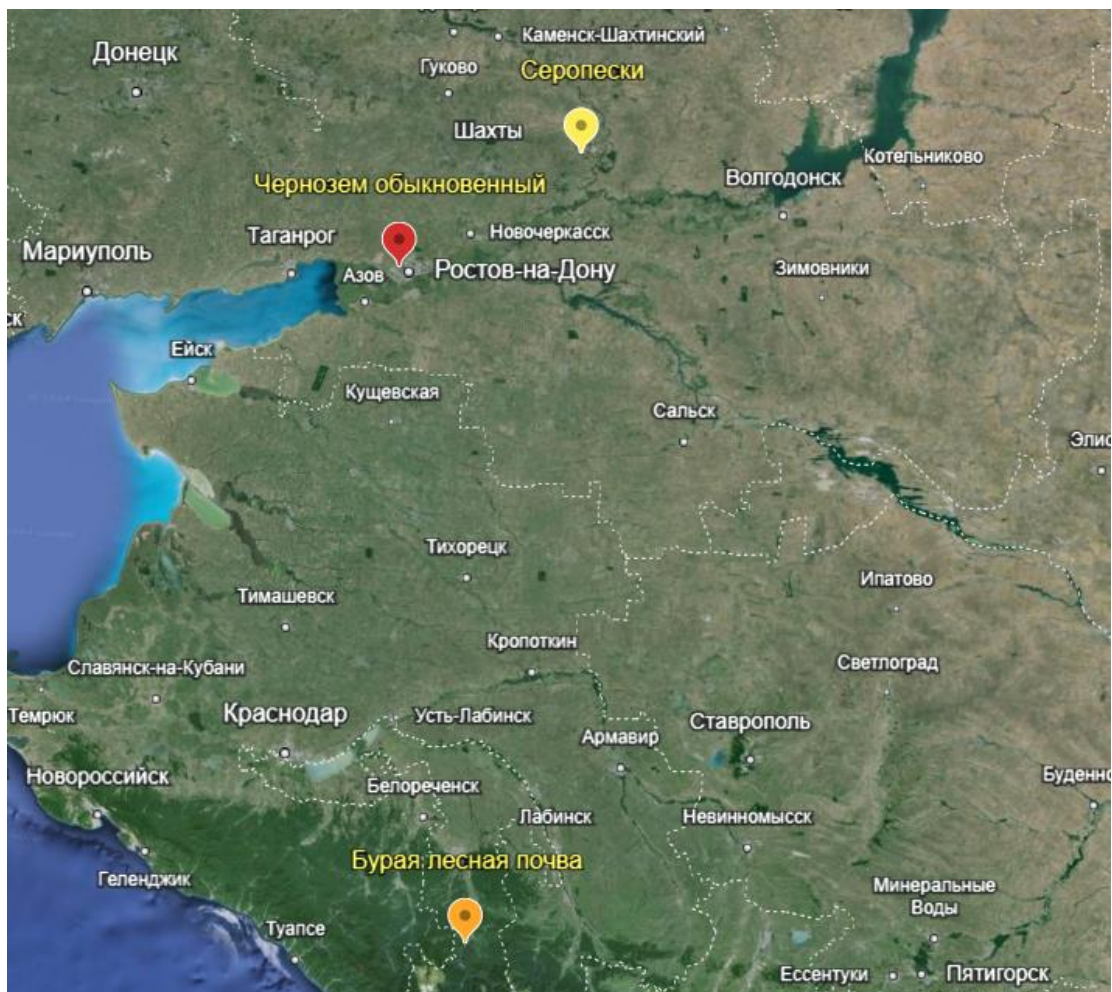


Рисунок 1 – Места отбора объектов исследования

Объекты исследования

№	Почва	Название почвы по World Reference Base for Soil Resources (WRB, 2014)	Экосистема	Место отбора	Координаты	pH	Гранулометрический состав	Содержание гумуса, %
1.	Чернозем обыкновенный карбонатный	Haplic Chernozems Calcic	Пашня	Ростовская обл., Ростов-на-Дону, Ботанический сад.	47°14'17.54"N 39°38'33.22"E	7,8	Тяжелосуглинистый	3,6
2.	Бурая лесная слабонасыщенная	Haplic Cambisols Eutric	Буково-грабовый лес	Республика Адыгея, Майкопский район п. Никель	44°10'39.76"N 40° 9'27.47"E	5,8	Тяжелосуглинистый	4,8
3.	Серопески	Haplic Arenosols Eutric	Пашня	Ростовская обл., Усть-Донецкий р-н, ст-ца Верхнекундрюченская	47°46'4.21" N 40°50'56.48"E	6,8	Легкосуглинистый	3,1

2.2. Методика исследования

Исследования для достижения поставленных задач были проведены в несколько этапов:

- в 2020–2021 годах был заложен модельный эксперимент для оценки опасности теллура и таллия для чернозема обыкновенного карбонатного;
- в 2021–2022 годах были проведены модельные опыты для оценки опасности теллура и таллия для серопесков;
- в 2022–2023 годах были проведены модельные опыты для оценки опасности теллура и таллия для бурой лесной.

Почвы для модельных опытов отбирали из слоя 0–10 см. Это связано с тем, что химические вещества антропогенного происхождения, накапливаются в верхних почвенных горизонтах (Barsova et al., 2019; Kabata-Pendias, 2010).

В модельном опыте элементы вносили в двух формах: водорастворимая – нитрат ($\text{Te}_2\text{O}_3(\text{OH})\text{NO}_3$, CAS № 64535-94-0, Sigma Aldrich (США) и $\text{Tl}(\text{NO}_3)_3$, CAS № 10102-45-1, Sigma-Aldrich (США)), нерастворимая в воде – оксиды (Tl_2O_3 , Sigma-Aldrich CAS № 314-32-5 (США) и TeO_2 , Sigma Aldrich CAS № 7445-07-3 (США)). Использование оксидов позволяет исключить воздействие на свойства почвы сопутствующих анионов, как это происходит при внесении солей металлов. Использование нитратов позволяет оценить воздействие водорастворимой (наиболее подвижной в почве) формы элемента.

Количественное определение содержания теллура и таллия в изучаемых почвах было проведено в лаборатории Российского научно-исследовательского геологического института им. А.П. Карпинского, Санкт-Петербург (ВСЕГЕИ). Определение проводили методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-МС) на приборе ELAN-DRC-e (Perkin Elmer). Диапазон измерения химических элементов (металлов, металлоидов и неметаллов) масс-спектрометром составляет от 10^{-5} до 0,1 %.

Для сравнения устойчивости почв к загрязнению теллуrom и таллием необходимо сравнить между собой одинаковые концентрации элемента, однако предельно допустимые концентрации (ПДК) для теллура и таллия не разработаны.

Поскольку токсичность тяжелых металлов и металлоидов зависит от степени превышения фона элемента в почве и обычно начинает проявляться при их концентрации в почве от 3–4-х фонов (Kolesnikov et al., 2022a), степень загрязнения почв в модельном эксперименте выражали в условно допустимой концентрации (УДК), равной трем фонов элемента в почв. В почву вносили 0,5, 1, 3, 10 и 30 УДК элементов, то есть 1,5, 3, 9, 30, 90 фонов. Концентрация теллура и таллия, вносимые в почвы в модельном эксперименте представлены в таблице 2. Контролем служила незагрязненная почва с естественным фоновым содержанием элемента.

Таблица 2

Концентрация теллура и таллия в почвах в модельном эксперименте, мг/кг

Фон	1 (контроль)	1,5	3	9	30	90
УДК (3 фона)		0,5	1	3	10	30
Почва	Концентрация теллура, мг/кг					
Чернозем обыкновенный карбонатный – Haplic Chernozem (Calcic)	0,5	0,75	1,5	4,5	15,0	45,0
Бурая лесная слабонасыщенная – Eutric Cambisol	0,5	0,75	1,5	4,5	15,0	45,0
Серопески – Eutric Arenosol	0,5	0,75	1,5	4,5	15,0	45,0
	Концентрация таллия, мг/кг					
Чернозем обыкновенный карбонатный– Haplic Chernozem (Calcic)	0,47	0,71	1,41	4,23	14,1	42,3
Бурая лесная слабонасыщенная – Eutric Cambisol	0,39	0,59	1,17	3,51	11,7	35,1
Серопески – Eutric Arenosol	0,14	0,21	0,42	1,26	4,2	12,6

Модельный опыт проводили в лабораторных условиях в трехкратной повторности. После отбора почву просушивали, удаляли органические остатки, просеивали через сито с диаметром отверстий 3 мм. Для проведения опыта 300 г подготовленной почвы помещали в контейнеры объемом 500 мл: каждый вариант был представлен в 3-кратной биологической повторности.

Оксиды исследуемых элементов вносили в сухом виде, тщательно размельчая их с небольшим количеством почвы. Далее смешивали с остальной

почвенной массой и равномерно увлажняли. Такое внесение обусловлено нерастворимостью оксидов в воде.

Нитрат таллия вносили в виде раствора при первом поливе почвы. $\text{Te}_2\text{O}_3(\text{OH})\text{NO}_3$ предварительно растворяли в небольшом количестве азотной кислоты, затем вносили при поливе почвы.

При исследовании экотоксичности теллура и таллия лабораторно-аналитические исследования были проведены через 10, 30, 90 сут от момента загрязнения с целью изучения динамики изменения биологических показателей состояния почвы. Весь срок эксперимента поддерживались оптимальные условия: температура воздуха на уровне $+18-20^\circ\text{C}$. Влажность почвы поддерживалась на уровне 60% от полевой влагоемкости (30% от массы почвы). При необходимости проводили полив.

2.3. Методы исследования

Оценку токсичности теллура и таллия необходимо проводить, основываясь не только на количественное определение элемента в компонентах окружающей среды, а также на основе оценки доступности этих элементов для живых организмов в окружающей среде (Yang et al., 2005).

Экологическое состояние почв определяли по свойствам, которые считаются наиболее чувствительными и информативными по сравнению с другими свойствами почвы, а также первыми реагируют на антропогенное загрязнение – биологическим и биохимическим свойствам почвы (Даденко, 2013; Терехова, 2022; Aponte et al., 2020; Nunes et al., 2020; Kolesnikov et al., 2019). К тому же тесная взаимосвязь «косной» и «биологической» составляющих почвы обосновывает необходимость диагностики качества почвы по показателям биологического состояния почв.

Эколого-биологическое состояние почв было проведено по общепринятым в почвоведении и биологии лабораторным методикам (Галстян, 1978; Практикум по агрохимии, 1989; Хазиев, 1990; Казеев и др. 2016; Даденко, 2021).

Для оценки экотоксичности теллура и таллия были определены: общая численность почвенных бактерий, ферментативная активность (ферменты класса

оксидоредуктазы (каталаза, дегидрогеназы, пероксидаза, полифенолоксидаза, аскорбатоксидаза, ферриредуктаза), ферменты класса гидролазы (инвертаза, фосфатаза, уреазы, протеазы)), фитотоксические свойства почв (оценивали по длине корня и побегов). Набор этих показателей ранее зарекомендовал себя при оценке экотоксичности других химических элементов (Плеханова и др., 2019; Kolesnikov et al., 2020; Терехова, 2013, 2022; Евстегнеева и др., 2023а).

Все показатели, автор метода, по которому определяли показатели представлены в таблице 3.

Таблица 3

Эколого-биологические показатели, используемые в исследовании

Показатель, единицы измерения	Метод определения	Срок эксперимента, сут
Общая численность бактерий, млрд в 1 г почвы	Метод люминесцентной микроскопии (Звягинцев, Кожевин, 1974; Казеев и др., 2016)	10, 30, 90
Активность каталазы, мл O ₂ на 1 г почвы за 1 мин	Газометрический метод, по объему выделенного кислорода при разложении перекиси водорода (Галстян, 1978)	10, 30, 90
Активность дегидрогеназ, мг ТФФ на 10 г почвы за 24 часа	Фотокolorиметрический метод по восстановлению солей тетразолия в формазан, метод Галстяна А.Ш. (1978)	10, 30, 90
Активность пероксидазы, мг 1,4 бензохинона в 1 г почвы за 30 мин	Метод окисления гидрохинона до хинонов в присутствии перекиси водорода (Карягина, Михайлова, 1986)	10
Активность полифенолоксидазы, мг 1, 4 бензохинона в 1 г почвы	Метод окисления гидрохинона до хинонов (Галстян, 1974)	10
Активность аскорбатоксидазы, мг ДГАК в 1 г почвы за 1 час.	По разнице между количеством остаточной аскорбиновой кислоты и количеством образующейся дегидроаскорбиновой кислоты (ДГАК) (Галстян, Марукян, 1973)	10
Активность ферриредуктазы, мг Fe ₂ O ₃ в 100 г за 48 часов	По количеству восстановленного трехвалентного железа (модифицированный метод А.Ш. Галстяна, Н.А. Оганесяна (1973))	10
Активность инвертазы, мг глюкозы в 1 г почвы за 24 часа	Колориметрический метод определения с реактивом Феллинга (Даденко, 2021)	10

Окончание таблицы 3

Показатель, единицы измерения	Метод определения	Срок эксперимента, сут
Активность уреазы, мг NH_3 в г почвы за 24 часа	Модифицированный метод Галстяна (1978) с использованием реактива Несслера (Даденко, 2021)	10
Активность фосфатазы, мкг п-нитрофенола в 1 грамме почвы за 1 час	Модифицированный метод М. Табатабая и Дж. Бремнера (Tabatabai, Bremner, 1969; Eivazy, Tabatabai, 1977; Даденко, 2021)	10
Активность протеазы, мг глицина в 1 г почвы за 24 часа	По количеству аминокислот при протеолизе казеина (Галстян, 1978)	10
Показатели интенсивности начального роста (длина корней и побегов), мм	Морфометрический метод (Бабьева, Зенова, 1989)	10, 30, 90
Органическое вещество почв	Фотометрически – по количеству образовавшегося иона Cr^{3+} по методу И.В. Тюрина в модификации Б.А. Никитина (1983)	10
Скорость микробного дыхания (базальное дыхание, V_{basal}), мкг $\text{C}/\text{г} \cdot \text{ч}$	По интенсивности выделения CO_2 с помощью инфракрасного газового анализатора Li-820 (LiCor, США).	10
Углерод микробной биомассы ($\text{C}_{\text{мик}}$), мкг $\text{C}/\text{г}$ почвы ⁻¹	Метод субстрат-индуцированного дыхания (Anderson and Domsch, 1978)	10

Численность бактерий является важнейшим экологическим индикатором состояния почвенного биоценоза (Song et al., 2016). Общая численность почвенных микроорганизмов является объективным, доступным и высокочувствительным диагностическим показателем изменения состояния почв в результате воздействия разных антропогенных факторов, и в том числе дает понять, как изменяется состав и численность почвенного микробиоценоза под влиянием различных химических элементов (Мосина и др., 2012; Feng et al., 2018; Wu et al, 2018; Евстегнеева и др., 2022).

Определение численности бактерий методом прямой люминесцентной микроскопии в падающем свете основано на оптическом исследовании бактерий, окрашенных акридиновым оранжевым, яркие зеленые клетки бактерий отчетливо видны на темном фоне препарата, что обеспечивает быстрый и легкий подсчет (Звягинцев, Кожевину, 1974; Звягинцев и др., 1978; Казеев и др., 2016).

Микроскопирование осуществляли на микроскопе HBO 100 Microscope Illuminating System (Zeiss).

Показатели активности почвенных ферментов являются надежными индикаторами загрязнения почв химическими соединениями. Попадание в почву поллютантов может нарушать процессы, которые обеспечиваются работой ферментов, в том числе, доступность питательных веществ для растений, ингибирование фитопатогенов.

В исследовании было изучено влияние загрязнения теллуrom и таллием на два ферменты из класса оксидоредуктаз, которые являются показателями плодородия почв.

Активность каталазы является эффективным диагностическим показателем при изучении химического загрязнения почв, так как снижение каталазной активности приводит к нарушению реакции разложения перекиси водорода и к накоплению H_2O_2 в почве.

Показатель активности дегидрогеназ (субстрат:НАД(Ф)-оксидоредуктаз) относится к чувствительным эколого-биологическим показателям. Так как активность дегидрогеназ зависит от биомассы и активности микроорганизмов в почве, этот показатель на большинство антропогенных воздействий, как правило, реагирует снижением активности.

Фитотоксичность – способность химических веществ подавлять рост и развитие растений. Оценка фитотоксических свойств загрязнителей распространенный и простой метод (Терехова и др., 2023). Фитотоксические свойства измеряли по длине корней и побегов пшеницы мягкой – *Triticum aestivum* L. (Бабьева, Зенова, 2004). Тест на фитотоксичность проводили в климатической камере Binder KBW-240 с поддержанием температуры на уровне 24-25°C, влажность почвы поддерживалась на уровне 60%, фотопериодизм составлял 16/8 часов (день/ночь), интенсивность света 11000 люкс. Длину корней и побегов определяли на 7 сут после закладки опыта.

Микробное дыхание почв и углерод микробной биомассы были определены Хорошаевым Д. А., м.н.с. лаборатории почвенных циклов азота и углерода

Института физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН (г. Пущино).

Дыхание почв характеризует отклик микробной системы почвы при различных климатических условиях, видах обработки сельскохозяйственных земель и рекреационных земель (Ананьева и др., 2021; Богородская, Шишкин, 2020; Завьялова и др., 2020; Гавриленко и др., 2011; Селезнева и др., 2021; Трофимов и др., 2022; Baath, 1989). Для оценки микробной биомассы почв удобно использовать метод субстрат-индуцированного дыхания (оценка дыхательного отклика), так как этот метод наименее трудоемкий, характеризуется высокой степенью автоматизации измерений, отсутствием сложного оборудования с использованием токсичных химических веществ (Евдокимов, 2018; Ананьева и др., 2008; Anderson, Domsch, 1978). Скорость микробного дыхания (базальное дыхание, V_{basal}) исследуемых образцов почвы определяли в лабораторных условиях по интенсивности выделения CO_2 . Концентрацию CO_2 определяли с помощью инфракрасного газового анализатора Li-820 (LiCor, США).

Углерод микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) был определен методом субстрат-индуцированного дыхания (Anderson and Domsch, 1978). Метод основан на одинаковом дыхательном отклике почвенных микроорганизмов в первые часы после внесения питательного субстрата (глюкозы), величина которого отражает общую величину живой активной микробной биомассы.

Для определения функционального состояния микробного сообщества использовался метаболический коэффициент ($q\text{CO}_2$), который рассчитывался как соотношение скоростей субстрат-индуцированного и базального дыхания $V_{\text{SIR}}/V_{\text{basal}}$ (Благodatская и др., 1995) или как специфическая скорость дыхания микроорганизмов $V_{\text{basal}}/C_{\text{мик}}$ (Anderson and Domsch, 1993) по формуле 1:

$$q\text{CO}_2 = \frac{V_{\text{basal}}}{M_b} \quad (1)$$

где V_{basal} – базальное дыхание, $\text{мкгС/г} \cdot \text{час}$; M_b – микробная биомасса, мкгС/100 г .

Было установлено, что между концентрацией поллютантов и метаболическим коэффициентом ($q\text{CO}_2$) обнаружена тесная положительная

взаимосвязь, позволяющая считать этот показатель удовлетворительным индикатором загрязнения городской среды. Внесение Cu, Zn и Pb снижало микробную биомассу в среднем на 49–57%, базальное дыхание – 23–52%, однако микробный метаболический коэффициент (qCO_2) повышался в среднем на 9–46% (Терехова и др., 2021а).

Отношение $C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$ используется в качестве индикатора равновесного состояния вещества в почве, которое наблюдается при $C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}} = 2\text{--}4\%$. Чем выше этот индекс, тем больше органического вещества фиксируется в микробной массе. В почвах лесопарков Москвы, где выявлено высокое содержание тяжелых металлов (Pb, Cu, Ni, Zn), отмечено уменьшение содержания микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$), скорости ее базального дыхания и доступности микроорганизмам C и N ($C_{\text{мик}}/C$) (Ананьева и др., 2023).

Коэффициент микробного дыхания (QR) почв является интегральным показателем, позволяющим оценивать состояние почв (Вершинин 2017), ранее зарекомендовал себя в качестве информативного при оценке антропогенного воздействия на почвенную биоту (Вершинин и др., 2014). Коэффициент для каждого варианта и каждого типа почв рассчитывали по формуле 2:

$$QR = \frac{V_{\text{basal}}}{V_{\text{SIR}}} \quad (2)$$

Согласно Е.В. Благодатской с соавт. (1995) величина QR в интервале 0,1–0,2 свидетельствует о благоприятном состоянии почвенного микробного сообщества. При $QR < 0,1$ - недостаток питательных веществ в почве, величины QR, превышающие 0,2–0,3 свидетельствуют о неблагоприятных антропогенных воздействиях на почву. При $QR > 1,0$ – интенсивное разложение органического вещества и нарушение стабильности почвенных биоценозов.

2.4. Интегральный показатель биологического состояния почв

В данном исследовании была использована методика определения интегрального показателя биологического состояния почвы (ИПБС) (Вальков и др., 1999; Колесников и др., 2000; Казеев и др., 2003).

Для расчета ИПБС максимальное значение каждого показателя было принято за 100%, и по отношению к нему в процентах выражали значение этого же показателя в остальных образцах:

$$B_1 = \frac{B_x}{B_{\max}} \times 100\%, \quad (3)$$

где B_1 - относительная оценка индекса; B_x – абсолютное значение показателя; $B_{\max}$ - максимальное значение показателя (Вальков и др., 1999; Колесников и др., 2000; Казеев и др., 2003).

2.5. Статистическая обработка результатов

Достоверность полученных результатов оценивали на основе результатов дисперсионного и корреляционного анализов. Регрессионный анализ использовали для определения экологически безопасных концентраций теллура и таллия в почвах. Статистическая обработка данных проводилась с использованием программы Statistica 13.3 и программы MS Excel (2016).

ГЛАВА 3. ОЦЕНКА ЭКОТОКСИЧНОСТИ ТЕЛЛУРА ПО БИОЛОГИЧЕСКИМ СВОЙСТВАМ ПОЧВ

3.1. Влияние загрязнения соединениями теллура на биологические показатели чернозема обыкновенного

Результат влияния загрязнения соединениями теллура на биологические показатели чернозема обыкновенного представлены в таблицах 4–5 и на рисунках 2–22.

Таблица 4

Влияние загрязнения соединениями теллура на биологические показатели
чернозема обыкновенного

Соединение	Срок моделирова ния, сут	Концентрация Те, мг/кг						НСР _{0.05}
		1 фон (контроль)	1,5 фона	3 фона	9 фонов	30 фонов	90 фонов	
			0,5 УДК	1 УДК	3 УДК	10 УДК	30 УДК	
		0,5	0,75	1,5	4,5	15,0	45,0	
Общая численность бактерий, млрд/г								
TeO ₂	10	2,1	1,7	1,6	1,4	1,4	1,2	0.1
	30	1,9	1,5	1,4	1,1	1,2	1,0	0.1
	90	1,8	1,2	1,5	1,4	0,8	0,5	0.1
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃	10	2,1	1,0	0,8	0,8	0,7	0,5	0,1
	30	1,9	0,9	0,6	0,7	0,4	0,2	0,1
	90	1,8	0,7	0,7	0,6	0,4	0,3	0,1
Активность каталазы, мл кислорода/г почв, за 1 мин								
TeO ₂	10	6,9	6,1	5,6	5,3	4,1	3,3	0,4
	30	12,1	10,8	9,9	9,7	8,9	8,9	0,7
	90	11,3	11,8	11,5	11,1	10,6	10,3	0,8
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃	10	6,9	5,3	5,2	3,6	1,7	1,8	0,3
	30	12,1	10,6	9,9	9,2	6,5	2,4	0,6
	90	11,3	12,5	10,3	8,9	7,6	4,9	0,7
Активность дегидрогеназ, мг ТТФ (2.3.5-трифенилтетразолий хлористый)/(10 г 24 ч)								
TeO ₂	10	25,5	23,1	21,8	21,0	20,3	18,1	1,5
	30	35,6	33,4	32,7	32,6	30,5	24,7	2,2
	90	30,8	32,1	30,7	30,5	29,3	28,9	2,2
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃	10	25,5	19,3	14,7	9,5	8,2	8,1	1,0
	30	35,6	25,9	23,2	16,0	12,4	9,1	1,4
	90	30,8	29,6	24,8	17,3	12,6	9,6	1,5
Активность пероксидазы, мг 1,4 бензохинона в 1 г почвы за 30 мин								
TeO ₂	10	1,37	1,51	1,40	1,37	1,33	1,19	0,10
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃		1,37	1,35	0,67	0,67	0,47	0,23	0,06

Соединение	Срок моделирования, сут	Концентрация Те, мг/кг						НСР _{0,05}
		1 фон (контроль)	1,5 фона	3 фона	9 фонов	30 фонов	90 фонов	
			0,5 УДК	1 УДК	3 УДК	10 УДК	30 УДК	
		0,5	0,75	1,5	4,5	15,0	45,0	
Активность полифенолоксидазы, мг 1, 4 бензохинона в 1 г почвы								
TeO ₂	10	1,39	1,44	1,37	1,35	1,35	1,15	0,10
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃		1,39	0,86	0,86	0,33	0,21	0,19	0,05
Активность аскорбатоксидазы, мг ДГАК в 1 г почвы за 1 час.								
TeO ₂	10	6,5	7,2	7,1	6,9	6,4	6,0	0,5
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃		6,5	6,2	6,4	6,4	6,6	6,7	0,5
Активность ферриредуктазы, мг Fe ₂ O ₃ в 100 г за 48 часов								
TeO ₂	10	2,13	1,66	1,40	0,94	0,83	0,58	0,09
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃		2,13	2,08	1,98	0,42	0,16	0,04	0,08
Активность инвертазы, мг глюкозы в 1 г почвы за 24 часа								
TeO ₂	10	35,0	34,2	32,0	30,5	29,0	27,1	2,2
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃		35,0	36,9	36,1	32,8	16,1	7,8	1,9
Активность уреазы, мг NH ₃ в г почвы за 24 часа								
TeO ₂	10	3,13	3,52	3,47	3,16	3,13	3,09	0,23
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃		3,13	3,35	3,26	3,20	2,93	2,82	0,22
Активность фосфатазы, мкг п-нитрофенола в 1 грамме почвы за 1 час								
TeO ₂	10	0,29	0,33	0,30	0,27	0,25	0,24	0,02
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃		0,29	0,14	0,13	0,13	0,05	0,02	0,01
Активность протеазы, мг глицина в 1 г почвы за 24 часа								
TeO ₂	10	186,0	161,8	128,5	120,2	103,5	85,2	9
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃		186,0	173,5	166,8	146,8	123,5	100,2	11
Длина корней пшеницы, %								
TeO ₂	10	100	83	72	74	57	51	10
	30	100	59	36	27	26	22	6
	90	100	107	93	94	86	68	12
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃	10	100	78	63	25	15	7	6
	30	100	55	54	18	4	4	5
	90	100	106	108	32	13	4	8
Длина побегов пшеницы, %								
TeO ₂	10	100	75	72	63	57	53	9
	30	100	88	39	38	33	22	7
	90	100	79	68	55	52	44	9
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃	10	100	87	82	46	27	8	8
	30	100	77	58	38	26	16	7
	90	100	99	76	43	34	20	8

Отмечено снижение общей численности почвенных бактерий по сравнению с контролем при внесении соединений теллура во всех вариантах опыта (рисунок 2).

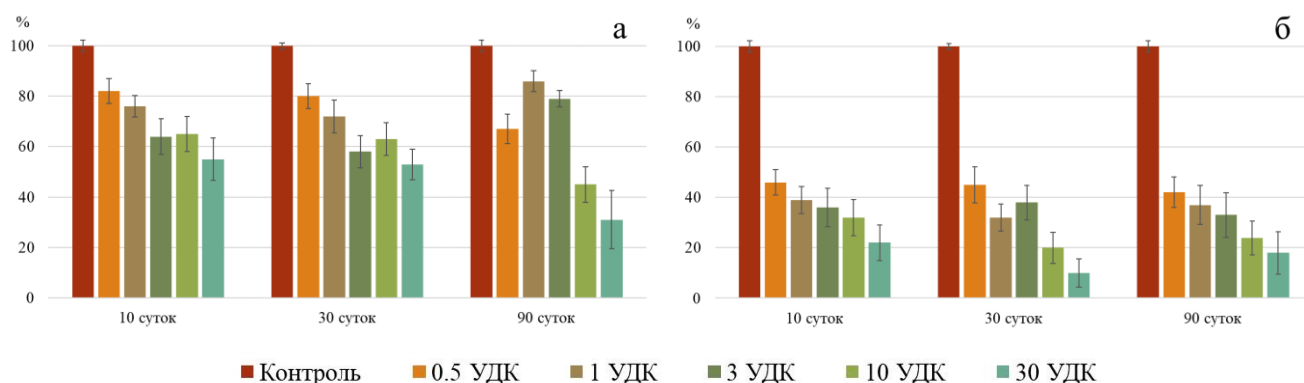


Рисунок 2 – Общая численность бактерий в черноземе обыкновенном после загрязнения теллуром (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

Внесение малых доз оксида теллура (0,5 и 1 УДК) в чернозем обыкновенный вызвало снижение численности бактерий уже через 10 сут после начала эксперимента. Численность бактерий снизилась на 18–24% относительно незагрязненного образца. Незначительная разница снижения показателя отмечена для 3 и 10 УДК – на 34 и 35% ниже контроля. При повышении концентрации оксида теллура до 30 УДК численность бактерий ингибировалась на 45%. На 90-е сут после внесения оксида теллура в чернозем обыкновенный для 0,5, 10 и 30 УДК отмечено снижение показателя на 33, 55 и 47% соответственно. На 30 сут после загрязнения нитратом теллура отмечено снижение показателя на 55–90% по сравнению с контролем. На 90 сут также отмечено снижение общей численности бактерий в черноземе обыкновенном по сравнению с незагрязненной почвой.

Результаты исследования влияния загрязнения теллуром на ферменты из класса оксидоредуктаз представлены на рисунках 3–8, на активность ферментов класса гидролазы на рисунках 9–12.

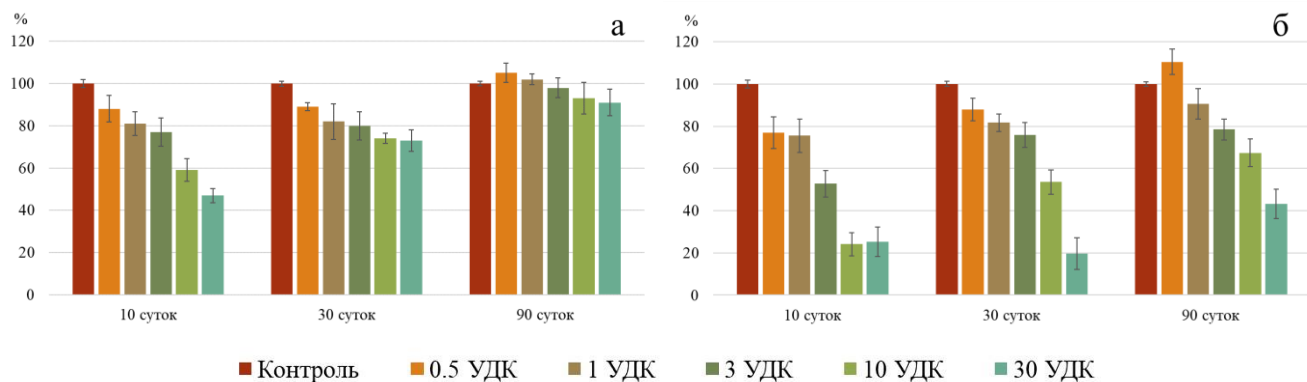


Рисунок 3 – Активность каталазы в черноземе обыкновенном после загрязнения теллуром (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

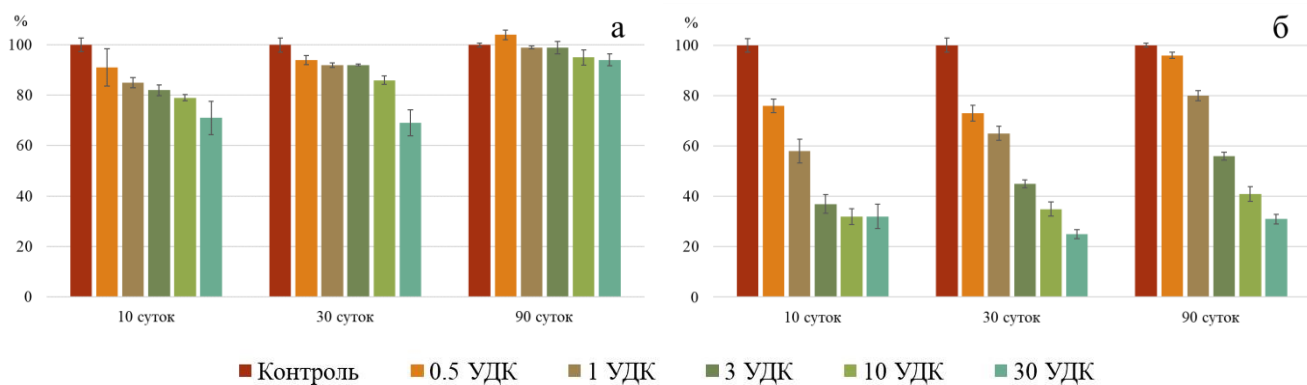


Рисунок 4 – Активность дегидрогеназ в черноземе обыкновенном после загрязнения теллуром (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

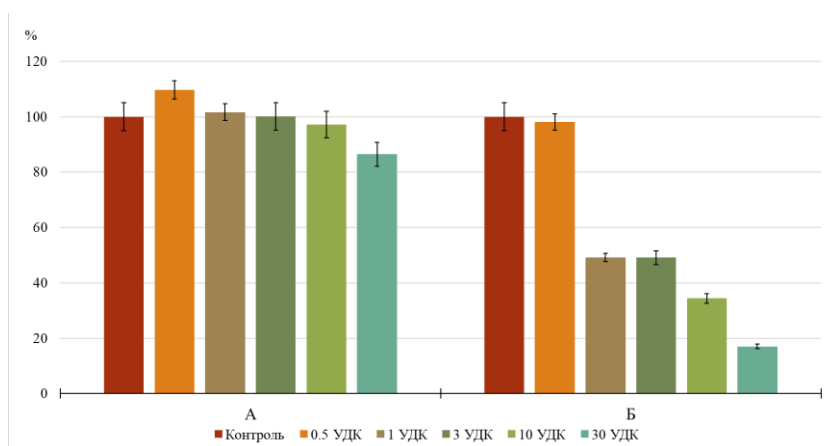


Рисунок 5 – Активность пероксидазы в черноземе обыкновенном после загрязнения теллуром (А – оксид теллура, Б – нитрат теллура), % от контроля

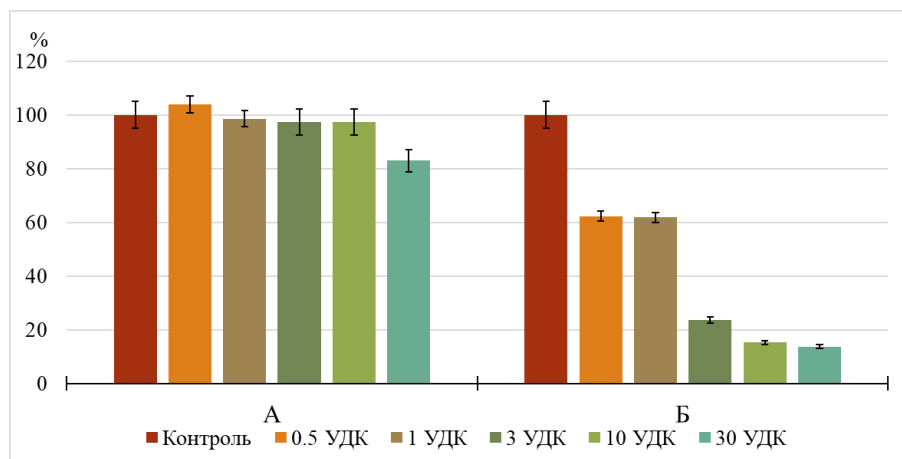


Рисунок 6 – Активность полифенолоксидазы в черноземе обыкновенном после загрязнения теллуром (А – оксид теллура, Б – нитрат теллура), % от контроля

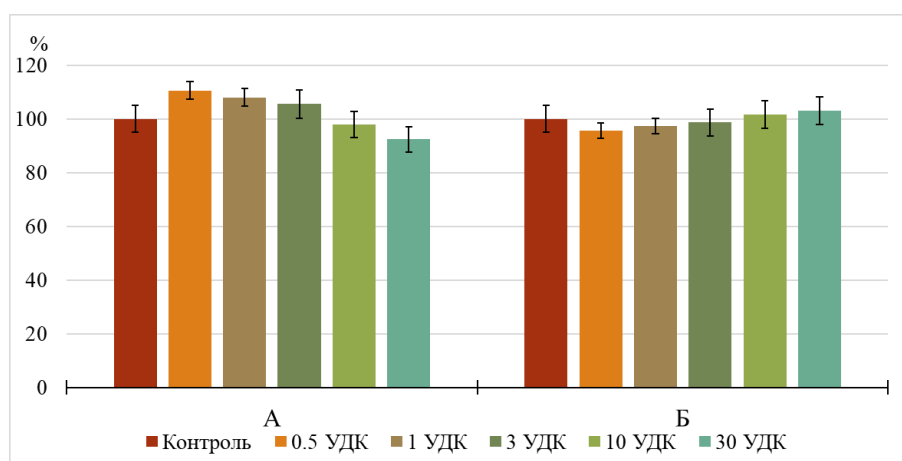


Рисунок 7 – Активность аскорбатоксидазы в черноземе обыкновенном после загрязнения теллуром (А – оксид теллура, Б – нитрат теллура), % от контроля

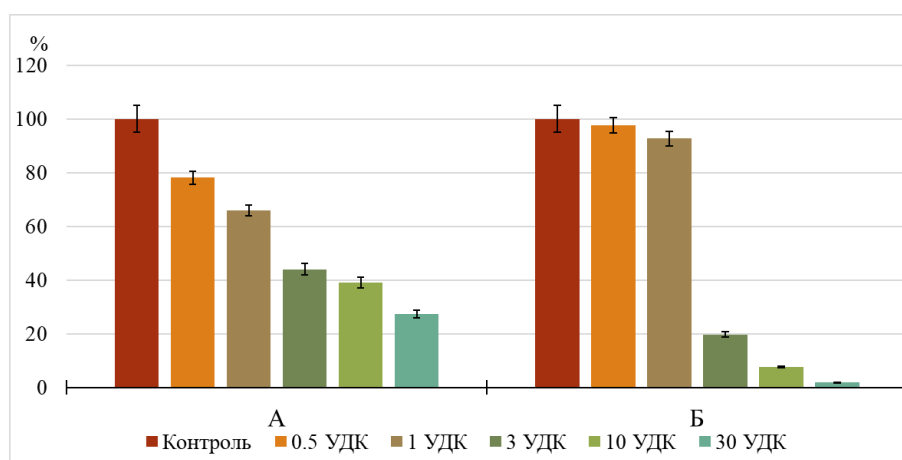


Рисунок 8 – Активность ферриредуктазы в черноземе обыкновенном после загрязнения теллуром (А – оксид теллура, Б – нитрат теллура), % от контроля

Активность оксидоредуктаз. Отмечено снижение активности каталазы (рис. 3) при внесении оксида теллура во всех исследуемых концентрациях на 10-е и 30-е сут от момента начала эксперимента. На 10-е сут активность каталазы снижается в прямой зависимости от концентрации вносимого элемента. Так при внесении 0,5 УДК оксида теллура активность каталазы снизилась на 12% относительно контроля, увеличение концентрации до 30 УДК привело к снижению показателя на 57% ниже контроля (Minnikova et al., 2022). На 30-е сут эксперимента снижение каталазы происходит не так плавно по сравнению с результатами на 10-е сут. Зафиксирована незначительная разница в снижении показателя при внесении 1 и 3 УДК оксида теллура – на 18–20% ниже контроля, внесение 10 и 30 УДК элемента вызвало снижение показателя на 26–25%. На 90-е сут ингибирование каталазной активности обнаружено только при внесении максимальных доз - 10–30 УДК, на 7–9% ниже контроля. Достоверное снижение активности фермента зафиксировано при минимальной дозе нитрата теллура (0,5 УДК) на 23 и 12 % ниже контроля на 10, 30-е сут соответственно. При концентрации 0,5 УДК на 90 сут отмечена достоверная стимуляция активности каталазы на 10 % по сравнению с контролем. С ростом концентрации теллура наблюдали снижение показателя. Внесение 30 УДК нитрата теллура вызвало снижение фермента на 75% относительно контроля на 10-е сут исследования, на 80% – на 30-е сут и на 57 % на 90-е сут.

Внесение в чернозем обыкновенный оксида теллура в концентрации 0,5–30 УДК привело к ингибированию активности дегидрогеназ на 9–29% на 10-е сут после загрязнения (рис. 4). Через 30 сут установлено угнетение активности фермента при концентрации оксида от 0,5 до 30 УДК на 6–31% относительно контроля. Нитрат теллура в концентрации 0,5 УДК через 10 и 30 сут опыта вызывал угнетение активности на 24 и 27% соответственно. При повышении концентрации от 1 до 30 УДК на 10-е сут угнетение активности дегидрогеназ составило 42–68% относительно контроля. Через 30 сут при увеличении дозы от 1 до 30 УДК угнетение активности составило соответственно 35–75% относительно контроля. Аналогичная тенденция установлена через 90 сут: при увеличении концентрации

от 1 до 30 УДК ингибирование активности дегидрогеназ составило соответственно 20–69% относительно контроля.

Внесение 0,5 УДК оксида теллура вызывало стимулирование активности пероксидазы на 10% относительно контроля на 10 сут исследования. Дозы оксида 1, 3 и 10 УДК не оказывали достоверного воздействия на активность пероксидазы, и только при дозе 30 УДК установлено ингибирование активности на 14% относительно контроля соответственно (Minnikova et al., 2022) (рис. 5). Нитрат теллура вызвал достоверное ингибирование активности пероксидазы начиная с концентрации 1 УДК на 51% относительно контроля. С ростом концентрации ингибирование увеличивалось, при внесении 30 УДК нитрата теллура активность фермента была ингибирована на 83% по сравнению с контролем.

Теллур в форме оксида в дозе 0,5, 1, 3 и 10 УДК не оказывал достоверного воздействия на активность полифенолоксидазы (рис. 6). Только при дозе 30 УДК ингибирование составило 17% относительно контроля. Нитрат теллура ингибировал уже с малой дозы 0,5 УДК на 38%. С повышением концентрации нитрата теллура активность снизилась на 38–86% относительно контроля соответственно.

Ингибирования аскорбатоксидазы при загрязнении чернозема обыкновенного теллуrom зафиксировано не было. Малые дозы оксида (0,5 и 1 УДК) стимулировали активность фермента на 11 и 8% соответственно (рис. 7).

Теллур в форме оксида в дозе 0,5 УДК ингибировал активность ферриредуктазы на 22%. При повышении дозы 1–30 УДК активность фермента была ингибирована на 34–73% относительно контроля соответственно. Нитрат теллура при 0,5 и 1 УДК не оказывал достоверного воздействия на активность фермента. При увеличении дозы элемента от 3 до 30 УДК ингибирование активности ферриредуктазы составило 80–98% относительно контроля соответственно (рис. 8).

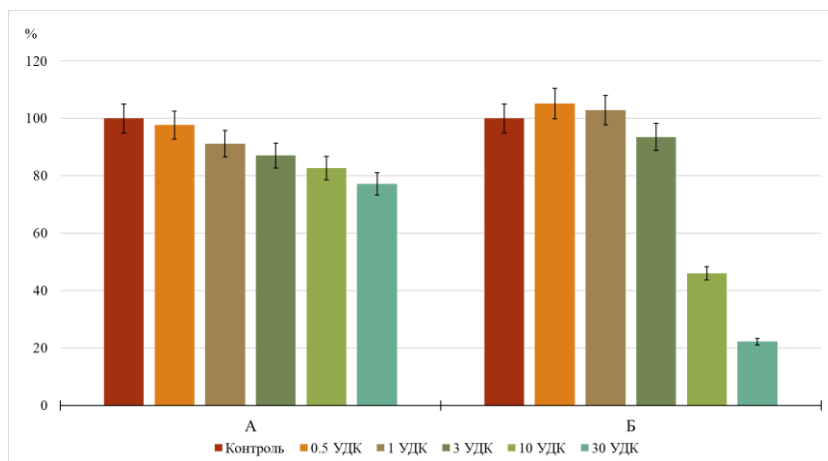


Рисунок 9 – Активность инвертаз в черноземе обыкновенном после загрязнения теллуrom (А – оксид теллура, Б – нитрат теллура), % от контроля

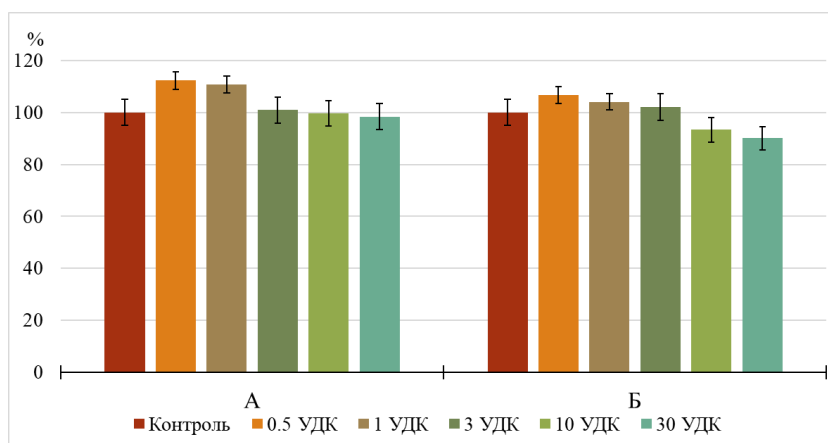


Рисунок 10 – Активность уреазы в черноземе обыкновенном после загрязнения теллуrom (А – оксид теллура, Б – нитрат теллура), % от контроля

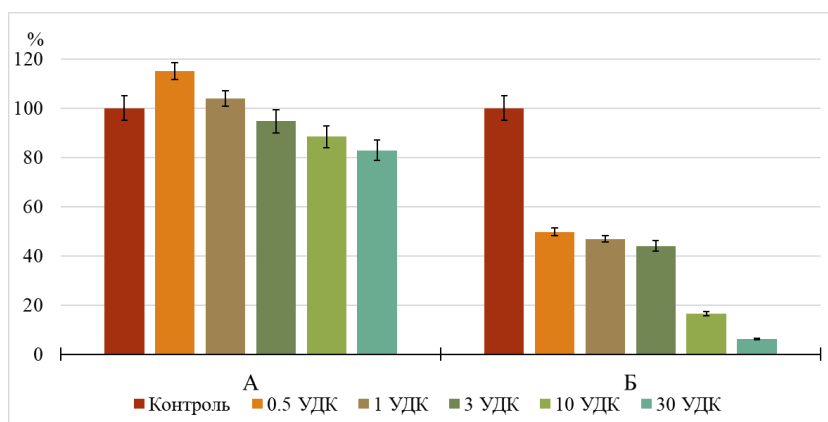


Рисунок 11 – Активность фосфатазы в черноземе обыкновенном после загрязнения теллуrom (А – оксид теллура, Б – нитрат теллура), % от контроля

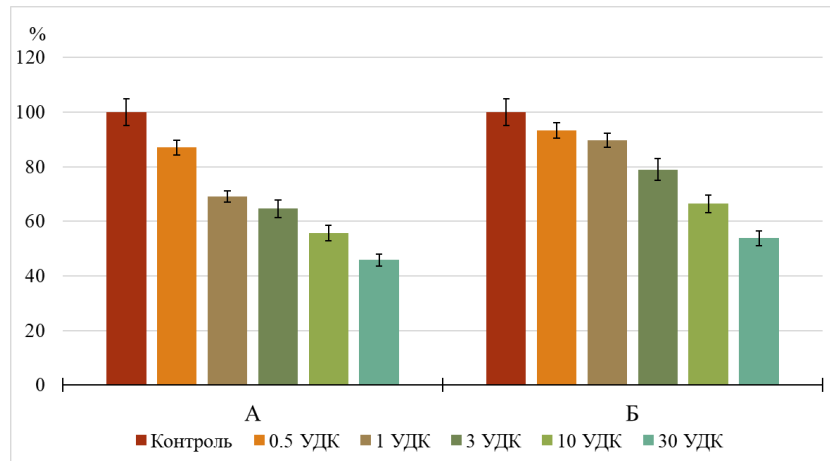


Рисунок 12 – Активность протеазы в черноземе обыкновенном после загрязнения теллуrom (А – оксид теллура, Б – нитрат теллура), % от контроля

Активность гидролаз. Оксид теллура в дозах от 1 до 30 УДК ингибировал активность инвертазы на 9–23% относительно контроля. Нитрат теллура при дозах 0,5, 1 и 3 УДК не оказывали достоверного воздействия на активность фермента. При повышении концентрации нитрата теллура до 10 и 30 УДК отмечено снижение активности инвертазы на 54 и 78% относительно контроля (рис. 9).

Оксид теллура при дозах 0,5 и 1 УДК оказывали стимулирующее воздействие на активность уреазы на 12 и 11% относительно контроля. При повышении дозы от 3 до 30 УДК достоверного отличия от контроля не обнаружено. Нитрат теллура в дозах 10 и 30 УДК ингибируют активность уреазы на 7 и 10% соответственно (рис. 10).

Оксид теллура в концентрации 0,5 УДК ингибировал активность протеазы на 13%. С повышением концентрации от 1 до 30 УДК активность протеазы была ингибирована на 31–54% относительно контроля. Нитрат теллура 0,5 УДК не оказывал достоверного воздействия на активность протеазы. Только при повышении концентрации от 1 УДК и до 30 УДК установлено ингибирование активности на 10–46% относительно контроля (Евстегнеева, Колесников, 2023; Minnikova et al., 2022) (рис. 12).

Показатели фитотоксичности почвы по изменению длины корней и побегов пшеницы при загрязнении оксидом и нитратом теллура представлены на рисунках 13–14.

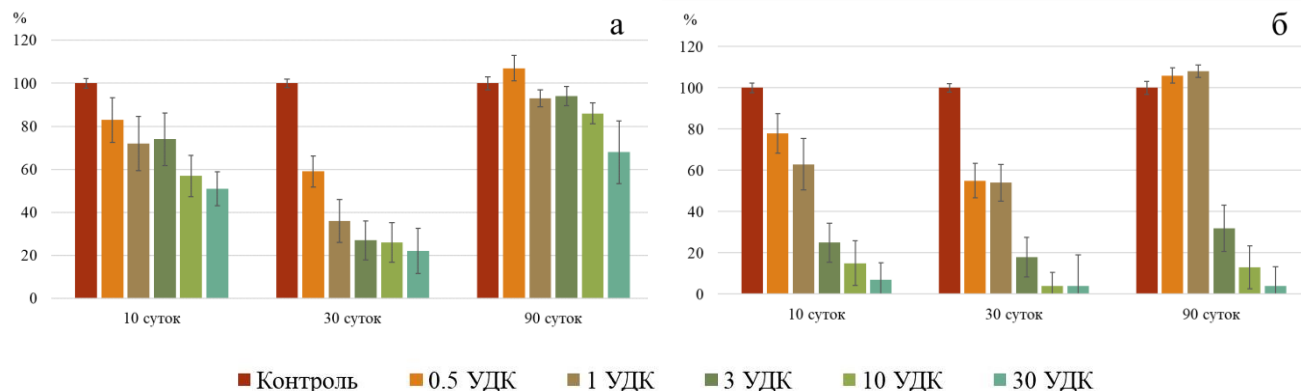


Рисунок 13 – Длина корней пшеницы в черноземе обыкновенном после загрязнения теллуром (а – оксид теллура, б – нитрат теллура)

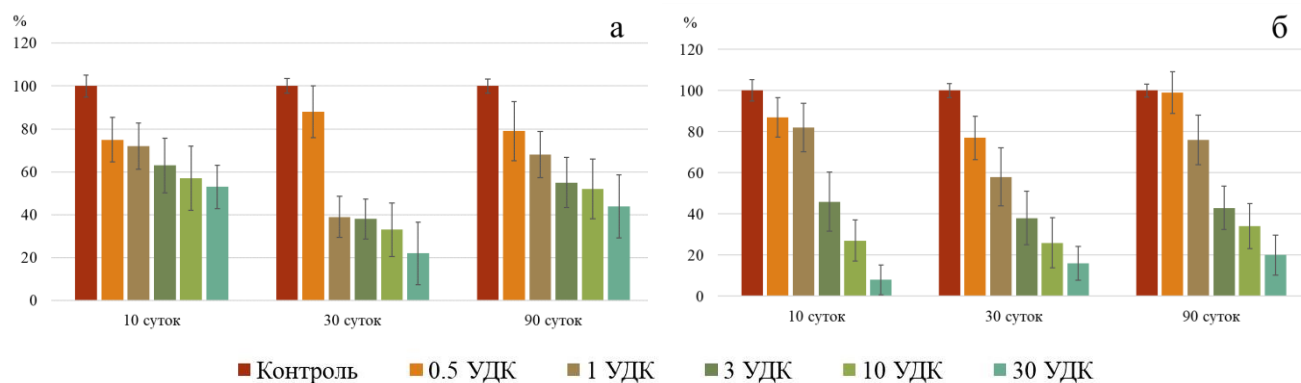


Рисунок 14 – Длина побегов пшеницы в черноземе обыкновенном после загрязнения теллуром (а – оксид теллура, б – нитрат теллура)

Внесение в чернозем обыкновенный минимальной концентрации (0,5 УДК) оксида теллура снижает длину корней на 17%, а длину побегов на 25% через 10 сут загрязнения (Колесников, Евстегнеева, 2023). Длина корней ингибируется на 43-49%, а длина побегов на 43-47% в концентрации оксида 10 УДК и 30 УДК соответственно. На 30-е сут при внесении 0,5-30 УДК оксида длина корней снижается на 41-78% относительно контроля, а длина побегов на 12-78%. На 90-е сут зафиксирован рост показателей относительно результатов, полученных на 30-е сут. Нитрат теллура оказал сильное токсическое действие на длину корней и побегов пшеницы в черноземе обыкновенном при внесении в размере 3-30 УДК.

Показатель длины корней снизился до 4% относительно контроля на 30-е и 90-е сут эксперимента (Тимошенко и др, 2022).

Влияние загрязнения чернозема обыкновенного оксидом и нитратом теллура на базальное дыхание почв (V_{basal}) и на микробную биомассу представлено на рисунках 15–16.

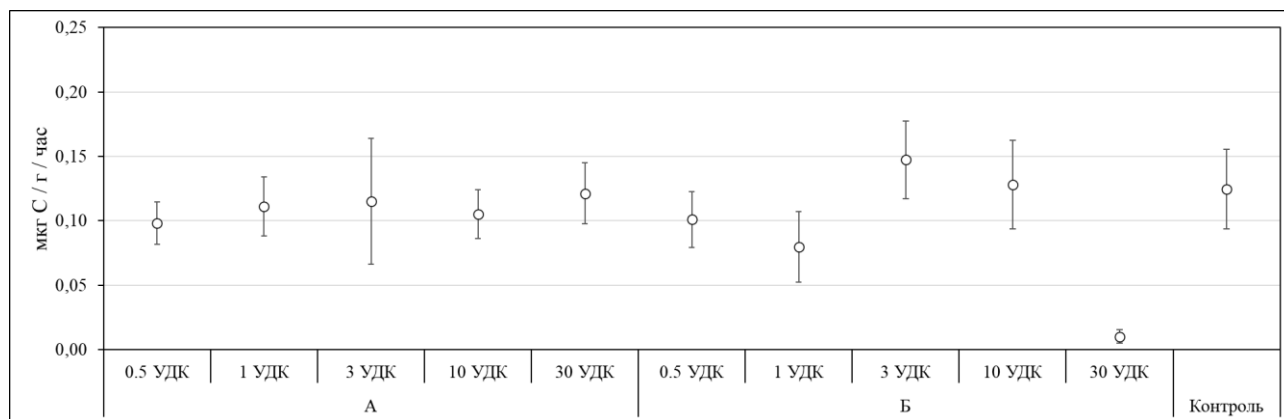


Рисунок 15 – Базальное дыхание (V_{basal}) чернозема обыкновенного при загрязнении: А) оксидом теллура; Б) нитратом теллура

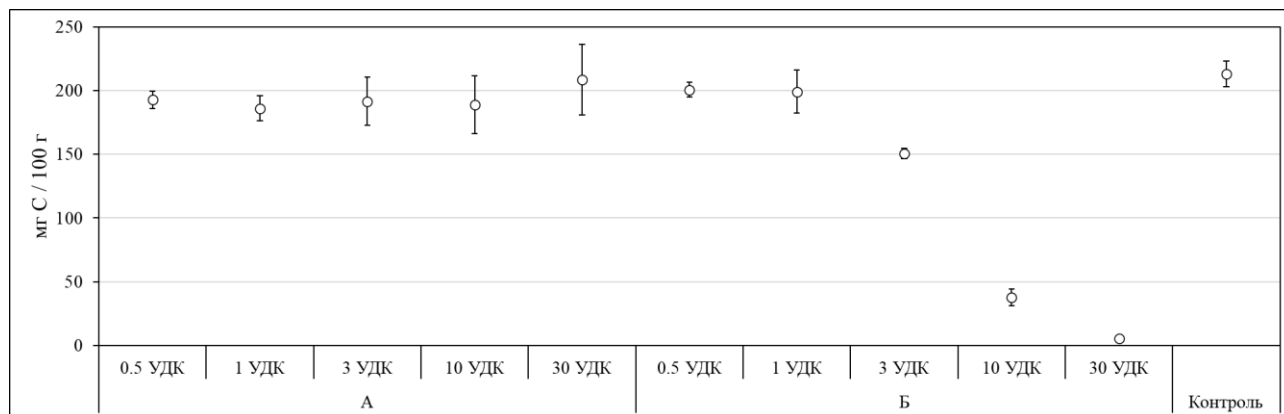


Рисунок 16 – Микробная биомасса ($C_{\text{мик}}$) чернозема обыкновенного при загрязнении: А) оксидом теллура; Б) нитратом теллура

Оксид и нитрат теллура не оказывали воздействия на базальное дыхание чернозема обыкновенного (рис. 15). Также не было зафиксировано достоверного воздействия оксида теллура на микробную биомассу, однако нитрат теллура ингибировал микробную биомассу чернозема обыкновенного при дозах 3, 10 и 30 УДК на 26, 27 и 99% от контроля соответственно (Minnikova et al., 2023) (рис. 16).

Наибольшее изменение соотношения $C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$ по сравнению с контролем отмечено при загрязнении нитратом теллура – на 95% ниже, чем в контроле. Наименьшее изменение доли углерода микробной биомассы при загрязнении оксидом теллура – на 12% ниже контроля соответственно (таблица 5).

Таблица 5

Показатели гумусового состояния и микробиологической активности чернозема обыкновенного карбонатного при загрязнении теллуrom

		$C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$	QR	$q\text{CO}_2$
Оксид теллура	0,5 УДК	0,37	0,04	0,51
	1 УДК	0,30	0,05	0,60
	3 УДК	0,44	0,05	0,60
	10 УДК	0,53	0,04	0,56
	30 УДК	0,46	0,04	0,58
Нитрат теллура	0,5 УДК	0,53	0,04	0,50
	1 УДК	0,53	0,03	0,40
	3 УДК	0,38	0,07	0,98
	10 УДК	0,11	0,28	3,40
	30 УДК	0,02	0,37	1,77
Контроль		0,48	0,04	0,58

Недостаток ($QR < 0,1$) элементов питания (Благодатская и др., 1995) зафиксирован в черноземе обыкновенном карбонатном при загрязнении оксидом и нитратом теллура, кроме дозы 10 и 30 УДК нитрата теллура, где выражено неблагоприятное состояние ($QR > 0,2$) в результате антропогенного воздействия (Minnikova et al., 2023). Также в черноземе обыкновенном при загрязнении 10, 30 УДК нитрата теллура установлено стимулирование коэффициента ($q\text{CO}_2$) в 3–6 раз по сравнению с контролем (незагрязненной почвой).

Чернозем обыкновенный более чувствителен к загрязнению теллуrom в форме нитрата, по сравнению с оксидом (рис. 17). Нитрат теллура по сравнению с оксидом уже при 0,5 УДК оказывал более выраженное токсическое действие на численность бактерий в черноземе обыкновенном – 54, 55 и 58% на 10-е, 30-е и 90-е сут соответственно. На 10-е сут загрязнения длина корней сильнее снижается при внесении теллура в форме нитрата, лишь при внесении в размере 1 УДК на 30-е и 90-е сут эксперимента оксид теллура токсичнее нитрата по изменению длины

корней пшеницы. Малые дозы теллура (0,5 и 1 УДК) в форме оксида оказались токсичнее для длины побегов, чем внесение этих же концентраций в форме нитрата, однако, на при внесении остальных доз наибольшую токсичность проявил нитрат. Активность каталазы и дегидрогеназ также сильнее реагирует на загрязнение теллуrom в форме нитрата по сравнению с оксидом. Ранее было также установлено, что растворимые химические формы теллура более токсичны, чем нерастворимые (Presentato et al., 2019).

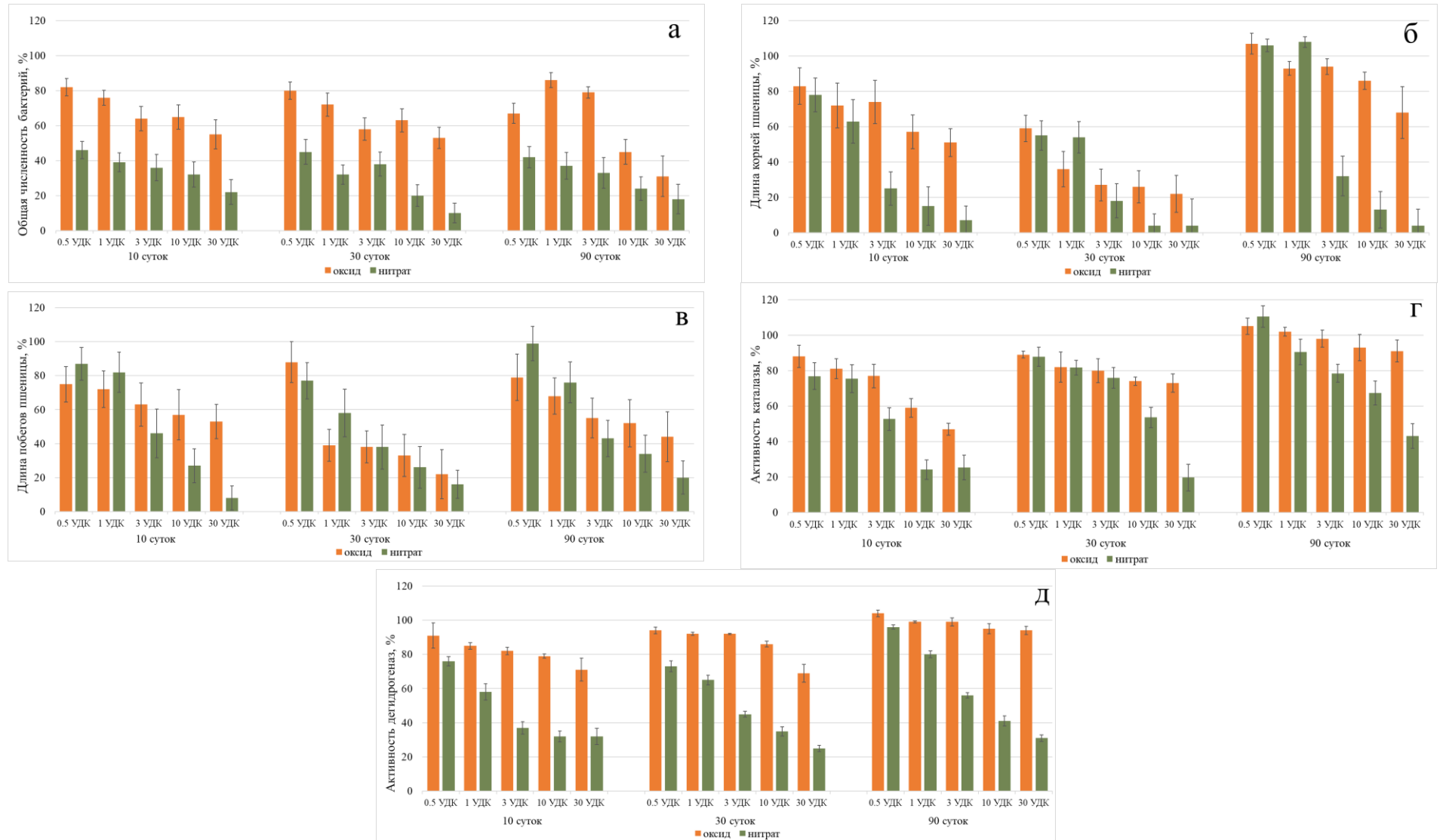


Рисунок 17 – Сравнительная оценка экотоксичности оксида и нитрата теллура в черноземе обыкновенном а) общая численность бактерий; б) длина корней пшеницы; в) длина побегов пшеницы; г) активность каталазы; д) активность дегидрогеназ, % от контроля

Оценка динамики биологической активности показала, что наибольшее негативное влияние загрязнения теллуром на чернозем обыкновенный проявилось через 10 или 30 сут после загрязнения (рис.18–22).

Через 90 сут, в большинстве случаев, наблюдалось восстановление биологических свойств почвы. Восстановление свойств чернозема обыкновенного выше контрольных значений отмечено только для активности каталазы при внесении 0,5 УДК нитрата теллура (на 10% выше контроля). Значений в контрольной незагрязненной почве другими исследованными биологическими показателями достигнуто не было. Этот период времени, вероятно, обусловлен жизненным циклом теллура и формой нахождения в почве, что влияет на экотоксическое действие на почвенную микробиоту (Plekhanova et al., 2019; Ali, et al., 2019).

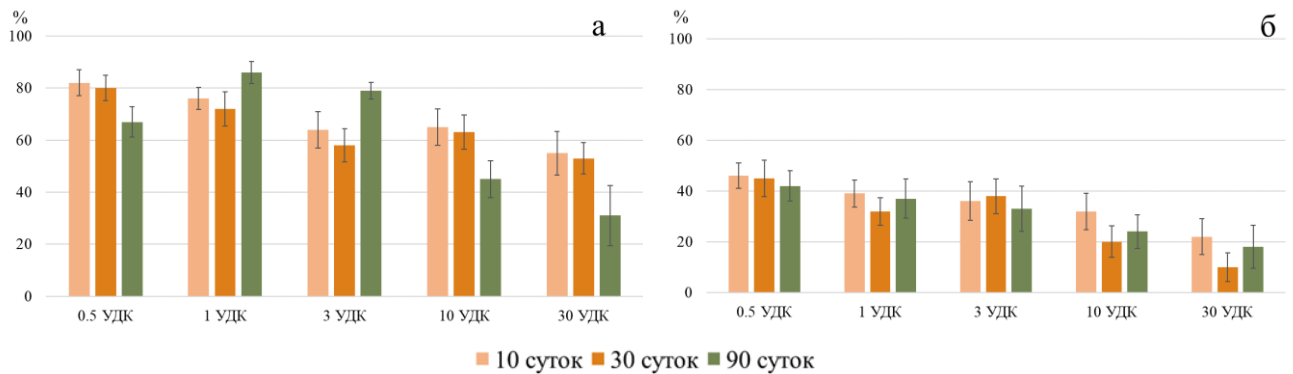


Рисунок 18 – Общая численность бактерий в черноземе обыкновенном в динамике (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

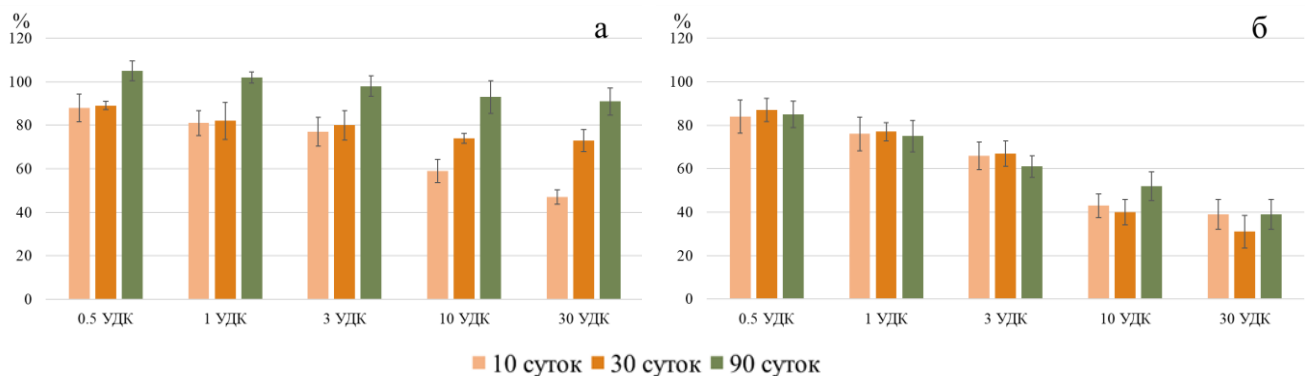


Рисунок 19 – Изменение активности каталазы при загрязнении чернозема обыкновенного в динамике (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

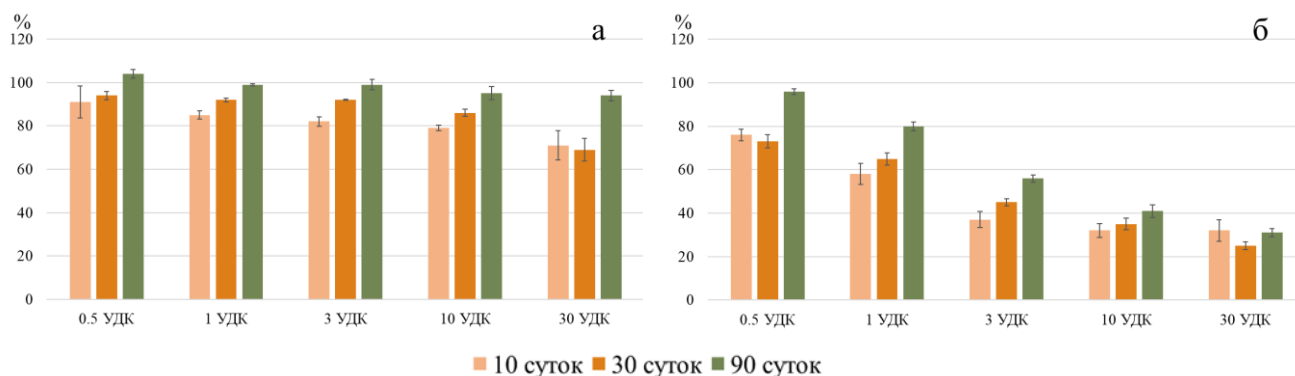


Рисунок 20 – Изменение активности дегидрогеназ при загрязнении чернозема обыкновенного в динамике (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

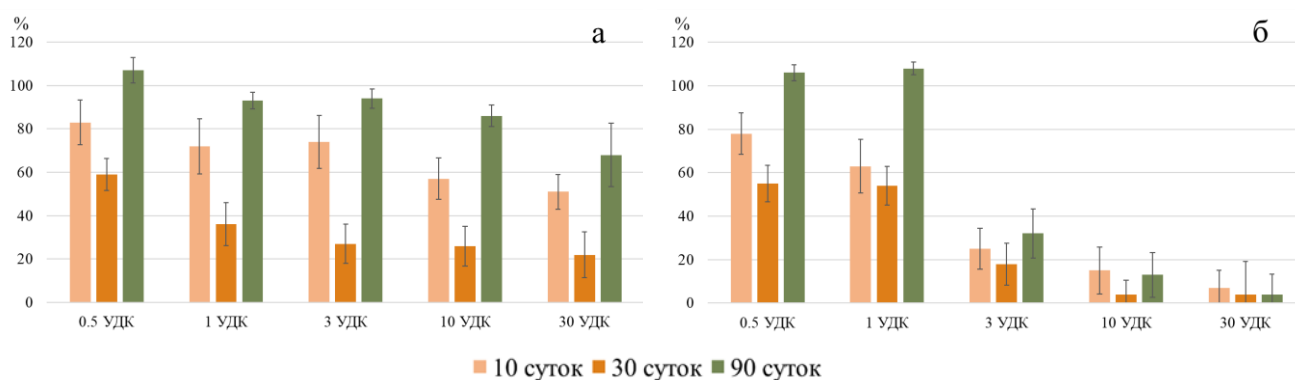


Рисунок 21 – Изменение длины корней пшеницы при загрязнении чернозема обыкновенного в динамике (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

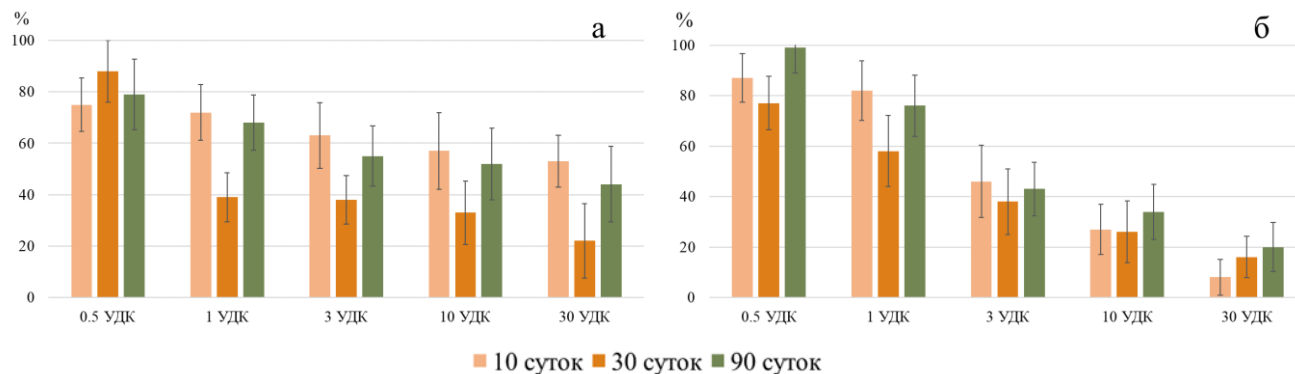


Рисунок 22 – Изменение длины побегов пшеницы при загрязнении чернозема обыкновенного в динамике (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

3.2. Влияние загрязнения соединениями теллура на биологические показатели бурой лесной почвы

Результаты исследования бурой лесной слабонасыщенной почвы после загрязнения теллуrom представлены в таблицах 6–7 и на рисунках 23–43.

Влияние загрязнения соединениями теллура на биологические показатели
бурой лесной почвы

Соединение	Срок моделирования, сут	Концентрация Те, мг/кг						НСР _{0,05}
		1 фон (контроль)	1,5 фона	3 фона	9 фонов	30 фонов	90 фонов	
			0,5 УДК	1 УДК	3 УДК	10 УДК	30 УДК	
		0,5	0,75	1,5	4,5	15,0	45,0	
Общая численность бактерий, млрд/г								
TeO ₂	10	2,17	1,35	1,23	1,18	0,96	0,83	0,09
	30	1,90	1,04	0,98	0,74	0,72	0,73	0,07
	90	2,02	1,46	1,23	0,98	0,86	0,68	0,09
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃	10	2,17	0,90	0,62	0,54	0,34	0,32	0,06
	30	1,90	0,86	0,77	0,50	0,43	0,36	0,06
	90	2,02	1,41	1,10	0,77	0,43	0,40	0,07
Активность каталазы, мл кислорода/(г мин)								
TeO ₂	10	7,0	7,1	6,7	5,9	5,1	4,7	0,4
	30	6,0	5,7	4,9	4,8	4,7	3,9	0,4
	90	5,5	5,3	5,1	5,1	3,9	3,6	0,3
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃	10	7,0	4,8	4,3	3,8	3,2	2,8	0,3
	30	6,0	4,8	4,0	3,7	2,8	2,8	0,3
	90	5,5	4,8	4,2	3,7	3,0	2,8	0,3
Активность дегидрогеназ, мг ТТФ (2.3.5-трифенилтетразолий хлористый)/(10 г 24 ч)								
TeO ₂	10	28,0	28,0	27,0	24,7	19,0	17,7	1,7
	30	26,5	25,8	24,6	23,6	22,4	19,4	1,7
	90	17,8	18,2	18,1	16,4	15,6	11,4	1,2
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃	10	28,0	12,9	12,1	11,3	9,7	9,0	1,0
	30	26,5	21,5	11,5	10,3	7,7	7,3	1,0
	90	17,8	16,9	9,2	8,5	7,6	7,4	0,8
Активность пероксидазы, мг 1,4 бензохинона в 1 г почвы за 30 мин								
TeO ₂	10	1,29	1,27	1,13	1,15	1,09	0,77	0,08
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃		1,29	0,86	0,80	0,63	0,38	0,31	0,05
Активность полифенолоксидазы, мг 1, 4 бензохинона в 1 г почвы								
TeO ₂	10	1,30	1,26	0,93	0,90	0,83	0,80	0,07
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃		1,30	0,54	0,51	0,30	0,22	0,16	0,04
Активность аскорбатоксидазы, мг ДГАК в 1 г почвы за 1 час.								
TeO ₂	10	8,5	8,9	8,9	8,5	8,5	8,4	0,6
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃		8,5	8,9	8,8	8,6	8,5	8,3	0,6
Активность ферриредуктазы, мг Fe2O3 в 100 г за 48 часов								
TeO ₂	10	21,3	21,4	21,2	21,2	21,0	20,7	1,5
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃		21,3	21,5	21,5	21,4	12,3	5,3	1,2

Соединение	Срок моделирования, сут	Концентрация Те, мг/кг						НСР _{0,05}
		1 фон (контроль)	1,5 фона	3 фона	9 фонов	30 фонов	90 фонов	
			0,5 УДК	1 УДК	3 УДК	10 УДК	30 УДК	
		0,5	0,75	1,5	4,5	15,0	45,0	
Активность инвертазы, мг глюкозы в 1 г почвы за 24 часа								
TeO ₂	10	17,5	17,7	16,9	14,3	12,4	12,2	1,1
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃		17,5	16,5	15,1	12,9	10,3	10,1	1,0
Активность уреазы, мг NH ₃ в г почвы за 24 часа								
TeO ₂	10	0,75	0,77	0,77	0,73	0,73	0,70	0,05
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃		0,75	0,53	0,51	0,44	0,39	0,36	0,04
Активность фосфатазы, мкг п-нитрофенола в 1 грамме почвы за 1 час								
TeO ₂	10	0,27	0,16	0,13	0,13	0,13	0,16	0,01
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃		0,27	0,12	0,08	0,07	0,04	0,02	0,01
Активность протеазы, мг глицина в 1 г почвы за 24 часа								
TeO ₂	10	274,3	206,8	195,2	183,5	140,2	138,5	13
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃		274,3	251,8	236,8	201,8	190,2	150,2	15
Длина корней пшеницы, %								
TeO ₂	10	100	72	69	54	45	42	9
	30	100	60	40	30	29	23	6
	90	100	99	96	87	86	66	12
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃	10	100	75	60	62	4	0	7
	30	100	63	59	57	3	0	6
	90	100	82	63	60	4	0	7
Длина побегов пшеницы, %								
TeO ₂	10	100	79	61	51	49	38	8
	30	100	57	49	49	45	43	7
	90	100	64	61	52	50	45	8
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃	10	100	79	79	77	16	0	8
	30	100	79	74	74	5	0	7
	90	100	47	44	43	6	0	5

Отмечено снижение общей численности почвенных бактерий при внесении соединений теллура (рис. 23). Загрязнение бурой лесной почвы оксидом теллура уже на 10 сут эксперимента вызвало снижение численности бактерий на 38% при внесении минимальной концентрации загрязнителя (0,5 УДК). С увеличением концентрации загрязнителя на 1–30 УДК происходило более значительное снижение показателя (до 62% ниже контрольного образца). Наибольшая

токсичность отмечена на 30 сут, когда количество бактерий уменьшилось на 45–62%.

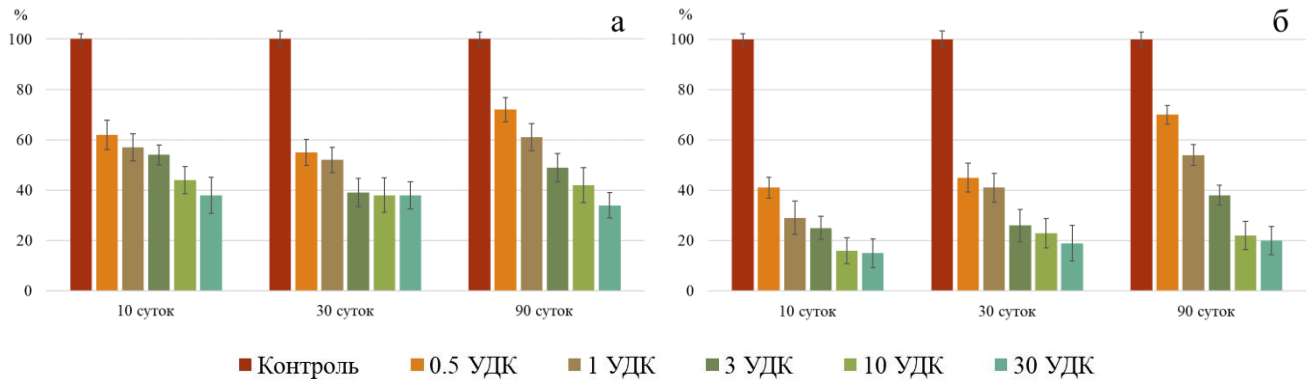


Рисунок 23 – Общая численность бактерий в бурой лесной слабоненасыщенной почве после загрязнения теллуром (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

Изменение ферментативной активности в бурой лесной слабоненасыщенной почве при загрязнении соединениями теллура показаны на рисунках 24–33.

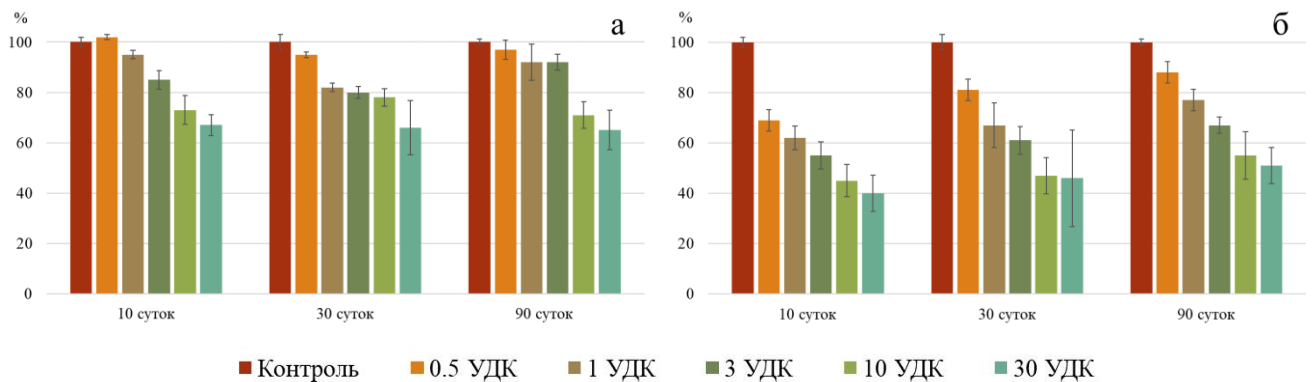


Рисунок 24 – Активность каталазы в бурой лесной слабоненасыщенной почве после загрязнения теллуром (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

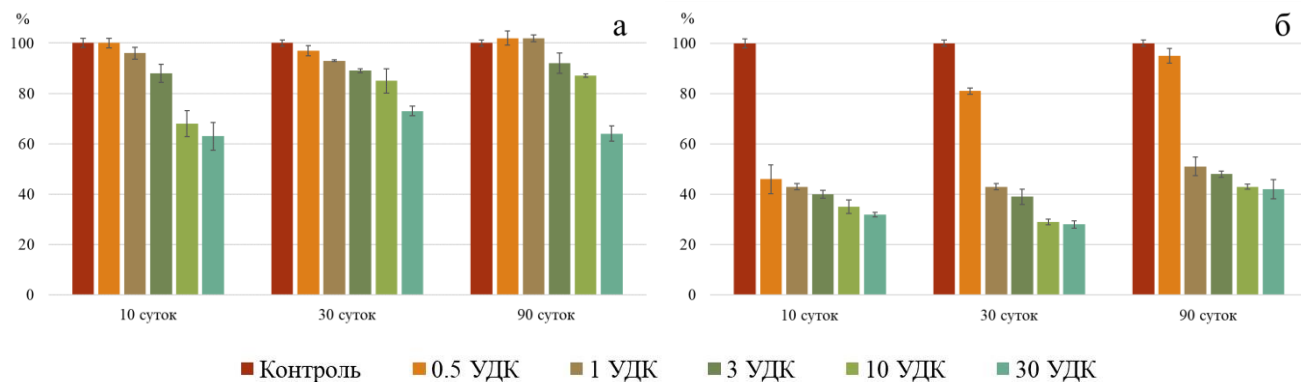


Рисунок 25 – Активность дегидрогеназ в бурой лесной почве после загрязнения теллуром (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

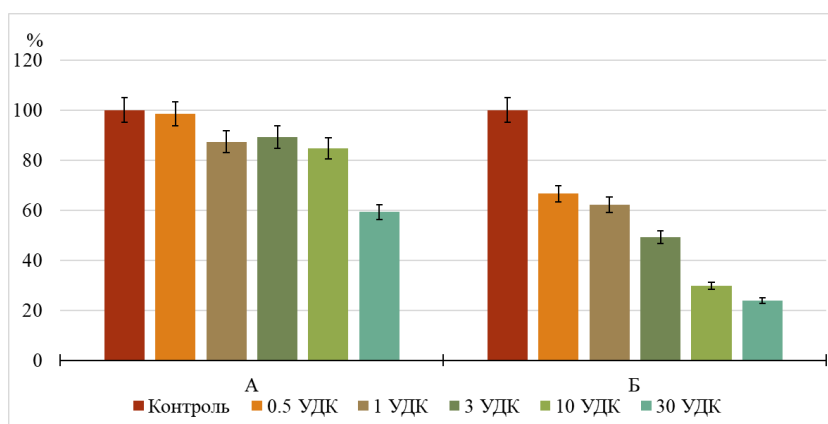


Рисунок 26 – Активность пероксидазы в бурой лесной почве после загрязнения теллуром (А – оксид теллура, Б – нитрат теллура), % от контроля

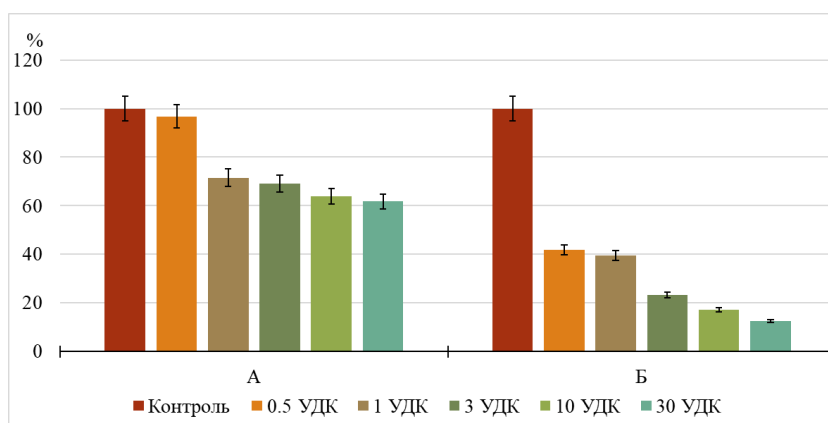


Рисунок 27 – Активность полифенолоксидазы в бурой лесной почве после загрязнения теллуром (А – оксид теллура, Б – нитрат теллура), % от контроля

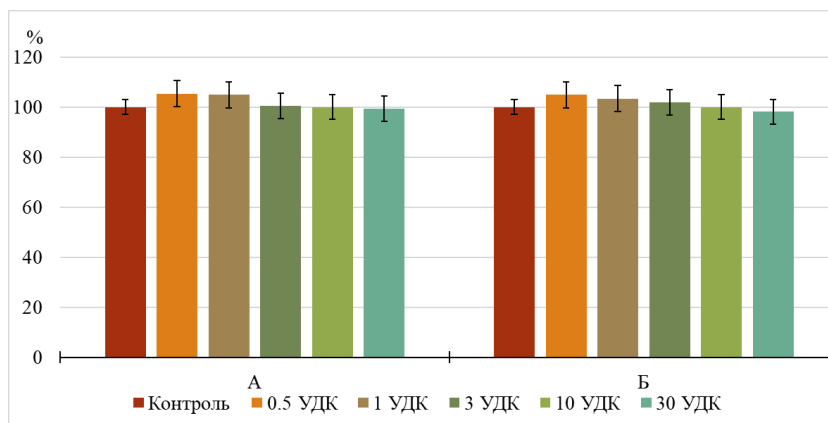


Рисунок 28 – Активность аскорбатоксидазы в бурой лесной почве после загрязнения теллуром (А – оксид теллура, Б – нитрат теллура), % от контроля

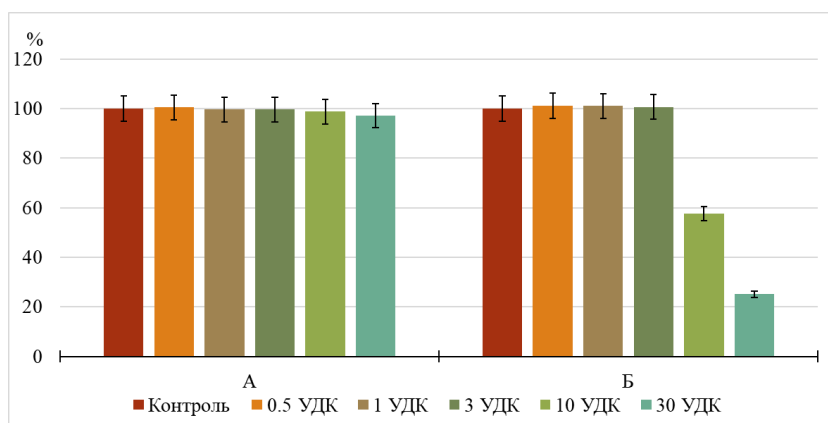


Рисунок 29 – Активность ферриредуктазы в бурой лесной почве после загрязнения теллуром (А – оксид теллура, Б – нитрат теллура), % от контроля

Активность оксидоредуктаз. В бурой лесной почве на всех сроках исследования после загрязнения 0,5 УДК оксида теллура зафиксировано статистически недостоверное увеличение активности каталазы. При дозах от 3 до 30 УДК оксида на 10-е сут угнетение активности составило 15–33% относительно контроля. На 30-е сут установлено ингибирование ферментативной активности в концентрации от 1 до 30 УДК - 18–34%, на 90-е сут на 8–35% ниже контроля. Нитрат теллура при 0,5 УДК в бурой лесной почве на 10-е сут снизил активность фермента на 31 % ниже контроля, а также при повышении концентрации нитрата от 1 до 30 УДК на 38–60 % относительно контроля. На 30-е сут в размере 0,5–30 УДК нитрата активность каталазы угнеталась на 19–54% относительно контроля.

На 90-е сут установлено угнетение активности каталазы бурой лесной почвы в дозе 0,5–30 УДК нитрата на 12 и 49% относительно незагрязненного образца (рис. 24).

Оксид теллура в бурой лесной почве в размере 0,5 УДК не вызывал угнетение активности дегидрогеназ. На 10-е сут 3–30 УДК оксида угнетали показатель на 12–37% относительно контроля. На 30-е сут активность фермента в дозах 1–30 УДК варьировала в пределах 7–27% ниже контроля. На 90-е сут снижение показателя зафиксировано только при внесении оксида в размере 3, 10 и 30 УДК – на 8, 13 и 36% соответственно. Значительное снижение активности дегидрогеназ отмечено при внесении нитрата теллура в бурую лесную почву относительно внесения оксида в тех же концентрациях. Уже 0,5 УДК нитрата снизили активность фермента на 54% относительно незагрязненного образца на 10-е сут эксперимента (Колесников, Евстегнеева, 2023). Увеличение дозы поллютанта повысило токсическое действие, активность фермента снизилась на 57–68% относительно контроля. На 30-е и 90-е сут отмечено небольшое снижение токсичности нитрата по сравнению с показателями на 10-е сут, активность дегидрогеназ составила 81–28% относительно контроля на 30-е сут и 95–42% - на 90-е (рис. 25).

Теллур в форме оксида в дозе 0,5 УДК не оказывал достоверного воздействия на активность пероксидазы, внесение 1, 3, 10 УДК оксида примерно в равной степени снизило активность фермента на 13–15%, при дозе 30 УДК установлено ингибирование активности на 41% относительно контроля. Нитрат теллура уже при 0,5 УДК ингибировал активность пероксидазы на 33%. С ростом концентрации от 1 до 30 УДК нитрата теллура активность фермента была ингибирована на 38–24% соответственно (рис. 26).

Теллур в форме оксида в дозе 0,5 УДК не оказывал достоверного воздействия на активность полифенолоксидазы в бурой лесной почве. Внесение 1–30 УДК вызвало ингибирование фермента на 28–38 % относительно контроля. Нитрат теллура ингибировал активность полифенолоксидазы уже с наименьшей дозы 0,5 УДК на 58%. С повышением концентрации нитрата теллура активность снизилась на 60–87% относительно контроля соответственно (рис. 27).

Ингибирование активности ферриредуктазы в бурой лесной почве зафиксировано только при внесении нитрата теллура в дозе 10 и 30 УДК – на 42% и 75% соответственно (рис. 28).

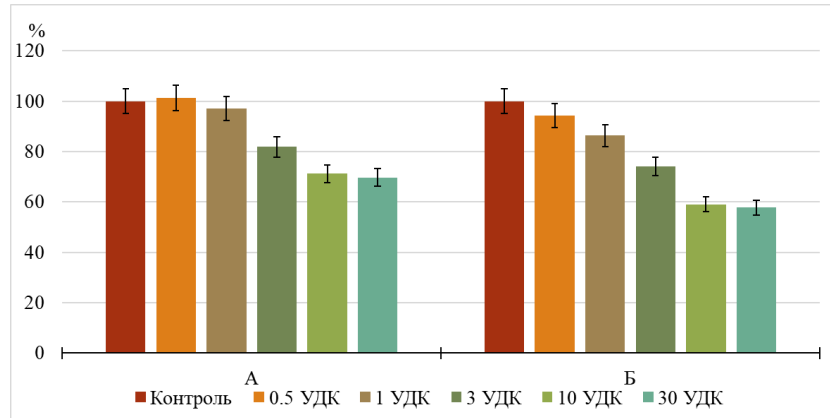


Рисунок 30 – Активность инвертазы в бурой лесной почве после загрязнения теллуrom (А – оксид теллура, Б – нитрат теллура), % от контроля

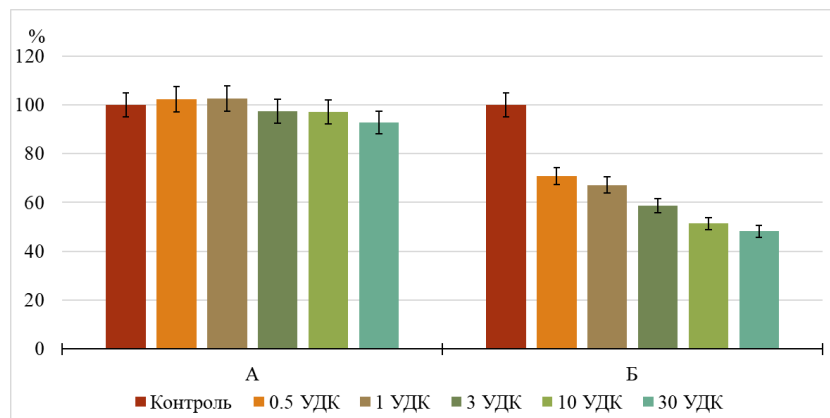


Рисунок 31 – Активность уреазы в бурой лесной почве после загрязнения теллуrom (А – оксид теллура, Б – нитрат теллура), % от контроля

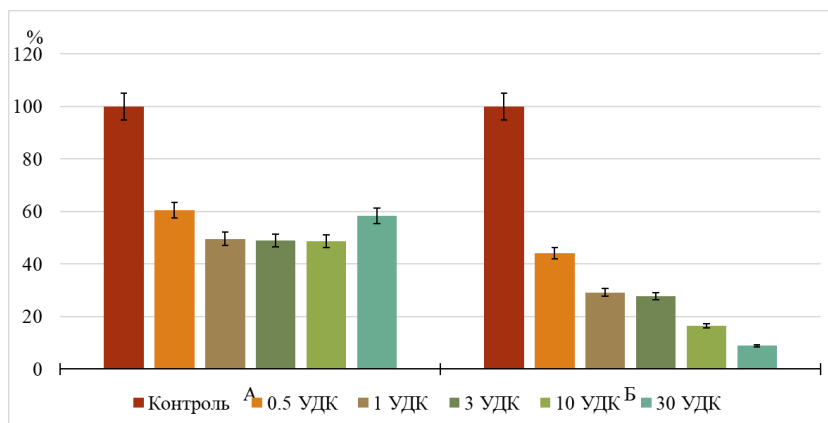


Рисунок 32 – Активность фосфатазы в бурой лесной почве после загрязнения теллуrom (А – оксид теллура, Б – нитрат теллура), % от контроля

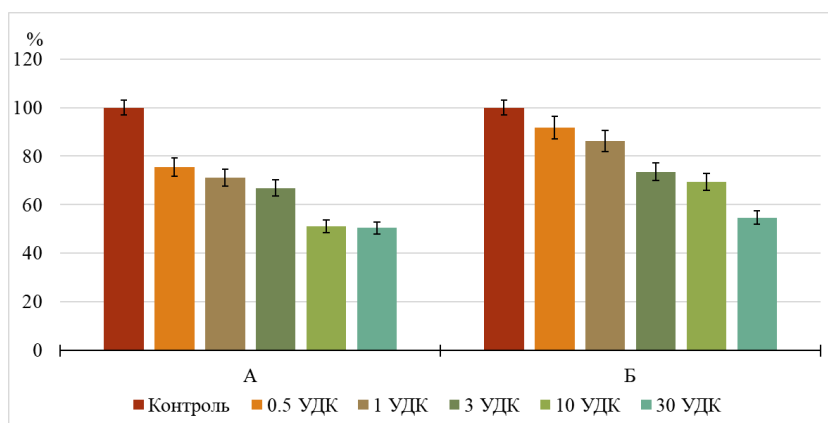


Рисунок 33 – Активность протеазы в бурой лесной почве после загрязнения теллуrom (А – оксид теллура, Б – нитрат теллура), % от контроля

Активность гидролаз. Внесение оксида теллура в дозе 0,5, 1 УДК не оказало негативного эффекта на активность инвертазы в бурой лесной почве. Повышение дозы оксида теллура до 3–30 УДК вызвало снижение активности фермента на 18–30 % относительно контроля. Внесение нитрата теллура в дозе 1–30 УДК ингибировало активность инвертазы на 14–42% относительно контроля (рис. 30).

Установлено, что оксид теллура не оказывает влияния на активность уреазы при внесении в дозе 0,5 и 1 УДК, повышение дозы до 3–10 УДК также не привело к достоверному снижению активности фермента. Максимальная исследуемая доза – 30 УДК – снизила активность уреазы лишь на 7% относительно контроля. При введении нитрата теллура было установлено угнетение активности уреазы уже в

дозе 0,5 УДК на 29%. При увеличении дозы от 1 до 30 УДК снижение активности уреазы составило 33–52% от контроля (рис. 31).

Оксид теллура в концентрации 0,5 УДК ингибировал активность протеазы на 25%. С повышением концентрации от 1 до 30 УДК активность протеазы была ингибирована на 29–50% относительно контроля. Нитрат теллура в минимальной дозе 0,5 УДК снизил активность протеазы на 8% относительно контроля. При повышении концентрации от 1 УДК и до 30 УДК установлено ингибирование активности на 14–45% относительно контроля (рис. 33) (Евстегнеева, Колесников, 2023).

Показатели фитотоксичности почвы по изменению длины корней и побегов пшеницы при загрязнении оксидом и нитратом теллура представлены на рисунках 34–35.

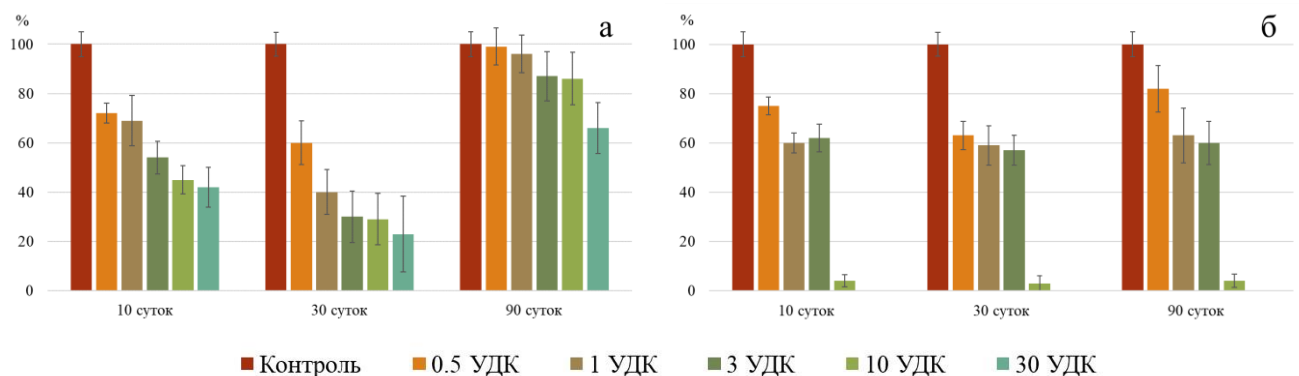


Рисунок 34 – Длина корней пшеницы в бурой лесной почве после загрязнения теллуrom (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

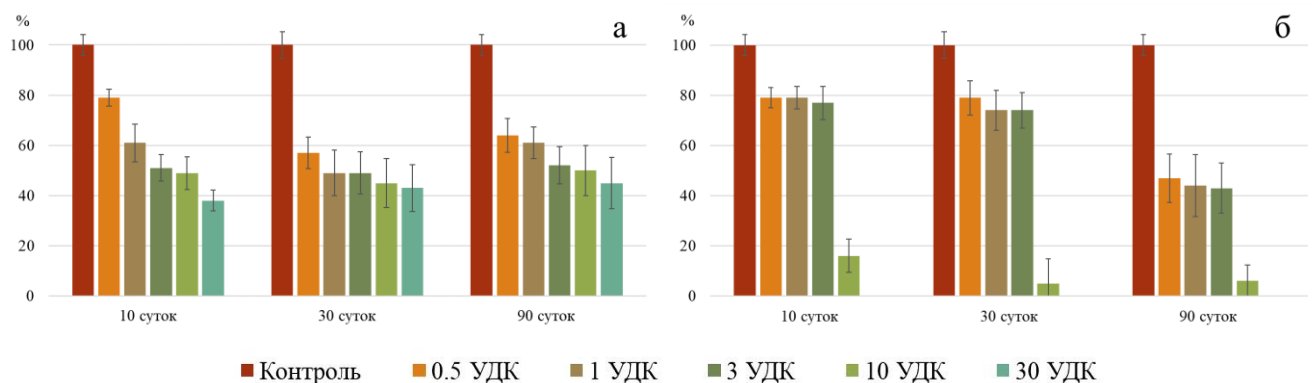


Рисунок 35 – Длина побегов пшеницы в бурой лесной почве после загрязнения теллуrom (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

При внесении 0,5-30 УДК оксида теллура в бурую лесную почву на 10-е сут длина корней пшеницы ингибировалась на 28-58%, длина побегов на 21-62% соответственно. На 30-е сут продолжился рост токсичности, показатель длины корней снизился на 40-77%, длины побегов – на 43-57% относительно контроля. На 90-е сут отмечено снижение токсичности оксида на длину корня относительно первых сроков эксперимента, внесение 0,5-30 УДК вызвало снижение показателя всего на 1-34%. Внесение нитрата теллура оказало наиболее сильное влияние на длину корней и побегов в размере 10 и 30 УДК. При внесении 10 УДК нитрата длина корней снизилась на 96-97% для всех сроков инкубации, длина побегов – на 84-94% относительно контроля. При внесении 30 УДК нитрата рост пшеницы для всех сроков эксперимента не зафиксирован (Kolesnikov et al., 2023b).

Базальное дыхание почв и микробная биомасса бурой лесной почвы, загрязненной оксидом и нитратом теллура представлены на рисунках 36, 37.

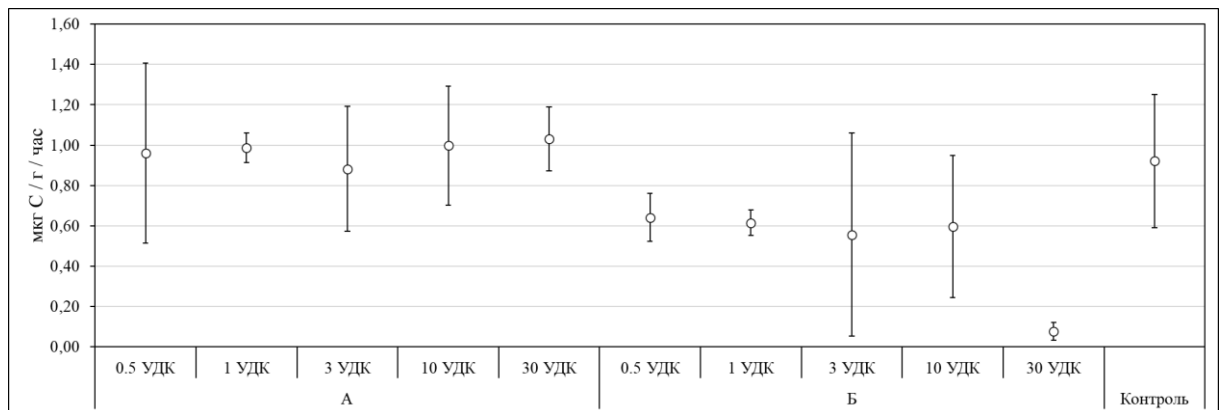


Рисунок 36 – Базальное дыхание (V_{basal}) бурой лесной почвы при загрязнении:

А) оксидом теллура; Б) нитратом теллура

Оксид теллура не повлиял на базальное дыхание бурой лесной почвы ни в одной дозе, а нитраты в концентрациях 0,5 и 1 УДК уже вызывают угнетение дыхания более чем на 58 и 56% контроля. При увеличении до 3 и 10 УДК нитрата теллура ингибирование базального дыхания составляло 50–51% по сравнению с контролем (рис. 36).

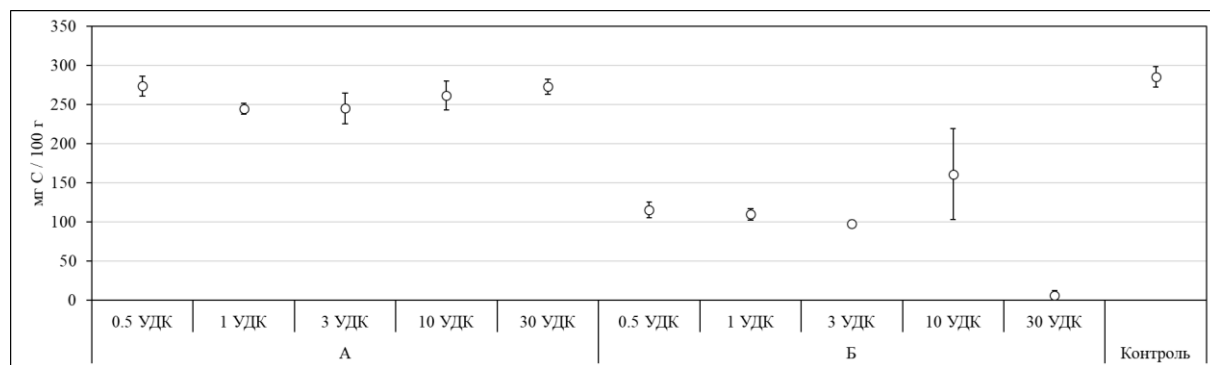


Рисунок 37 – Микробная биомасса ($C_{\text{мик}}$) бурой лесной почвы при загрязнении:
А) оксидом теллура; Б) нитратом теллура

Аналогичные тенденции были обнаружены и в изменении микробной биомассы бурой лесной почвы, загрязненной оксидом и нитратом теллура. Показатели при загрязнении оксидом теллура не отличались от контроля. Нитрат теллура вызывал угнетение микробной биомассы в дозах 0,5–30 УДК на 60–99% относительно контроля (Minnikova et al., 2023) (рис. 37).

Таблица 7

Показатели гумусового состояния и микробиологической активности бурой лесной слабоненасыщенной почвы при загрязнении теллуrom

		$C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$	QR	$q\text{CO}_2$
Оксид теллура	0,5 УДК	0,32	0,27	3,51
	1 УДК	0,31	0,31	4,03
	3 УДК	0,29	0,27	3,60
	10 УДК	0,31	0,29	3,82
	30 УДК	0,32	0,29	3,78
Нитрат теллура	0,5 УДК	0,14	0,43	5,55
	1 УДК	0,13	0,43	5,60
	3 УДК	0,12	0,44	5,69
	10 УДК	0,21	0,28	3,70
	30 УДК	0,01	1,97	11,65
Контроль		0,40	0,24	3,23

В бурой лесной слабоненасыщенной почве при загрязнении оксидом теллура во всех концентрациях и нитратом теллура в концентрациях 0,5 – 10 УДК установлены неблагоприятные антропогенные воздействия на почву (QR, превышают 0,2-0,3), а при загрязнении нитратом теллура в размере 30 УДК –

интенсивное разложение органического вещества и нарушение стабильности почвенных биоценозов ($QR > 1,0$) (Благодатская и др., 1995) (таблица 7). В бурой лесной почве стимулирование коэффициента (qCO_2) при дозе 30 УДК теллура в 5 раз больше чем в контроле (Minnikova et al., 2023).

Сравнительная оценка экотоксичности оксида и нитрата теллура в бурой лесной почве (рис. 38) показала, что исследованные показатели более чувствительны к загрязнению теллуrom в форме нитрата, по сравнению с оксидом (Minnikova et al., 2022, 2023; Kolesnikov et al., 2022b). Нитрат теллура проявил более выраженное токсическое действие на численность бактерий в бурой лесной слабонасыщенной почве. Уже на 10 сут при минимальной концентрации 0,5 УДК численность бактерий снизилась до 41% относительно контроля. При увеличении концентрации теллура до 30 УДК ингибирование численности достигало 85%. На 10-е и 30-е сут модельного эксперимента оксид теллура в размере 0,5–3 УДК сильнее снижает показатели фитотоксичности относительно тех же концентраций теллура, однако повышение концентрации нитрата теллура до 30 УДК привело к полному ингибированию данных показателей во всех сроках эксперимента. Активность каталазы более чувствительна к загрязнению теллуrom в форме нитрата. На 10-е сут эксперимента активность фермента при внесении 0,5 УДК оксида теллура не снижается, внесение 0,5 УДК нитрата снизило показатель на 31% относительно контроля. Внесение 1–30 УДК оксида теллура вызвало ингибирование активности каталазы на 5–33%, те же концентрации нитрата теллура снизили показатель уже на 38–60% относительно контроля. На 30-е и 90-е сут эксперимента снижение каталазной активности происходило в той же зависимости – нитрат теллура оказал наибольшее токсическое действие.

Скорее всего, наиболее сильная токсичность нитрата по сравнению с оксидом обусловлена большей растворимостью нитратов (Колесников, 2001). К тому же, при внесении теллура в виде нитрата токсическое действие на показатели оказывает не только катион тяжелого металла, но и нитрат-ион (Kolesnikov et al., 2022b, Hamsa et al., 2017).

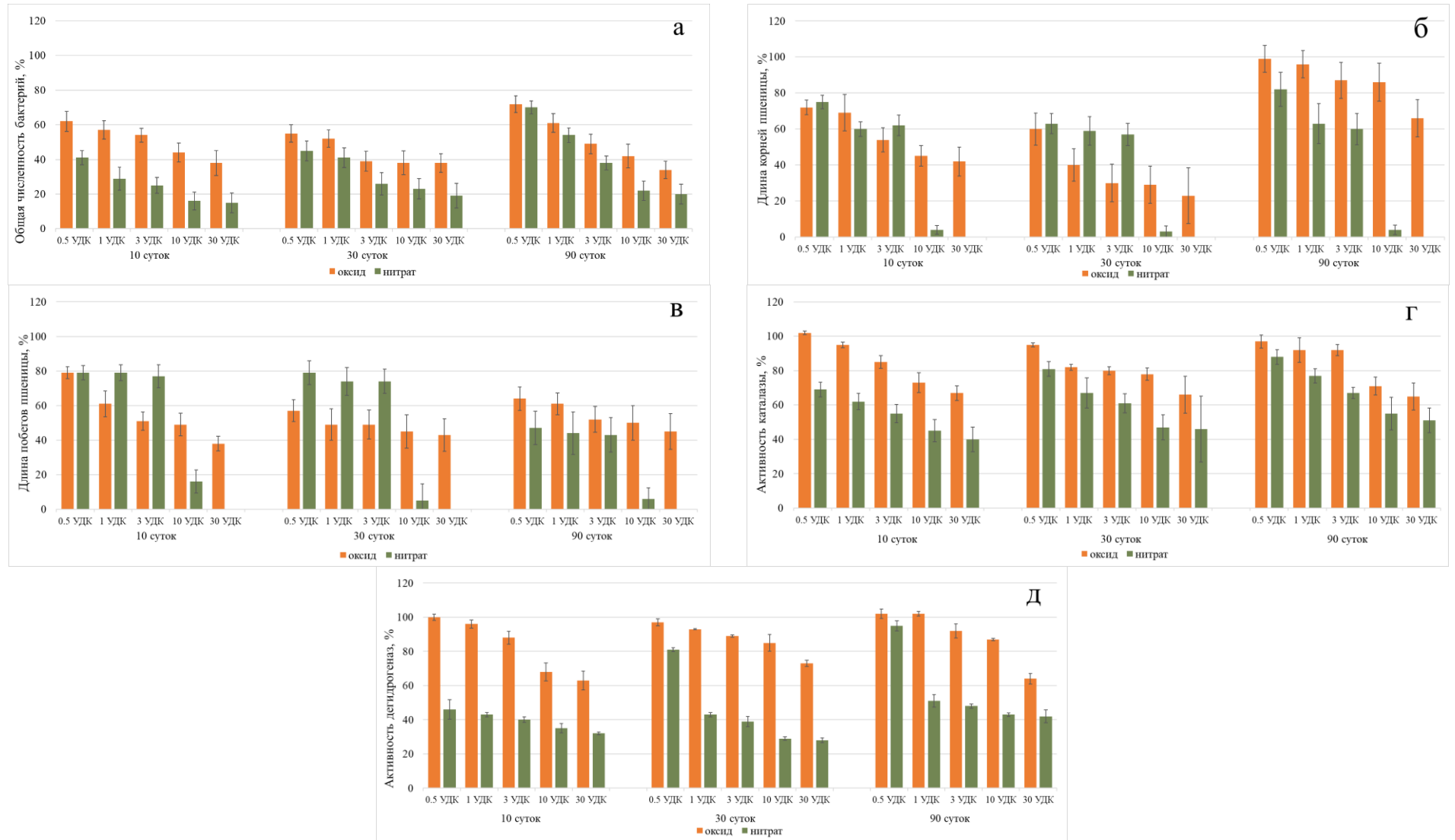


Рисунок 38 – Сравнительная оценка экотоксичности оксида и нитрата теллура в бурой лесной почве: а) общая численность бактерий; б) длина корней пшеницы; в) длина побегов пшеницы; г) активность каталазы; д) активность дегидрогеназ, % от контроля

По результатам сравнения влияния срока инкубации на показатели биологической активности бурой лесной почвы удалось установить, что наибольший токсический эффект наблюдается на 10-е и/или 30-е сут после начала опыта (рис. 39–43). Исключение представлено для показателя длины побегов, при внесении теллура в форме нитрата показатель сильнее снижается на 90-е сут после начала моделирования. В большинстве случаев, на 90-е сут эксперимента наблюдалось восстановление биологических свойств почв, однако значений в незагрязненной почве достигнуто не было ни одним из исследованных показателей.

Такие результаты свидетельствуют о высокой экотоксичности теллура по сравнению с другими тяжелыми металлами, так как в предыдущих исследованиях удалось зафиксировать восстановление значений биологической активности почв до контрольных на 90 сут после загрязнения (Колесников и др., 2011б).

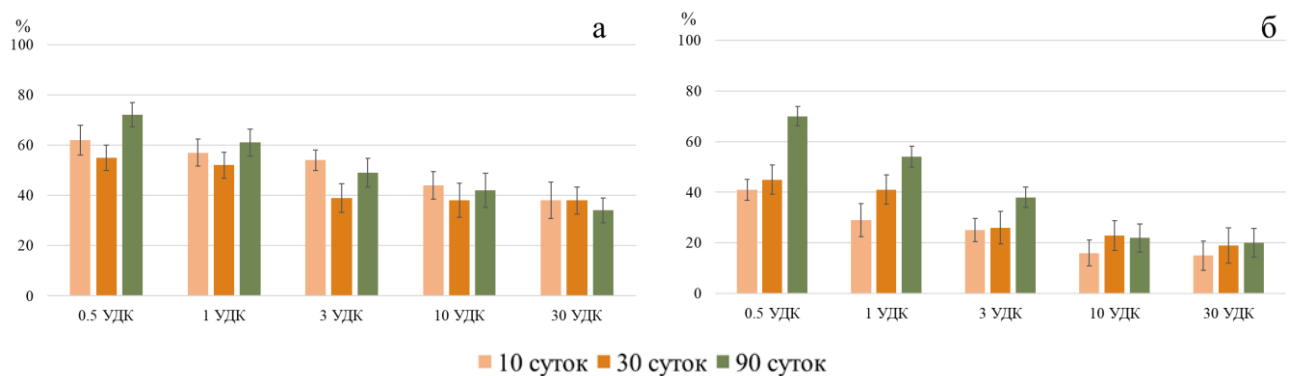


Рисунок 39 – Изменение общей численности бактерий при загрязнении бурой лесной слабоненасыщенной почвы в динамике (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

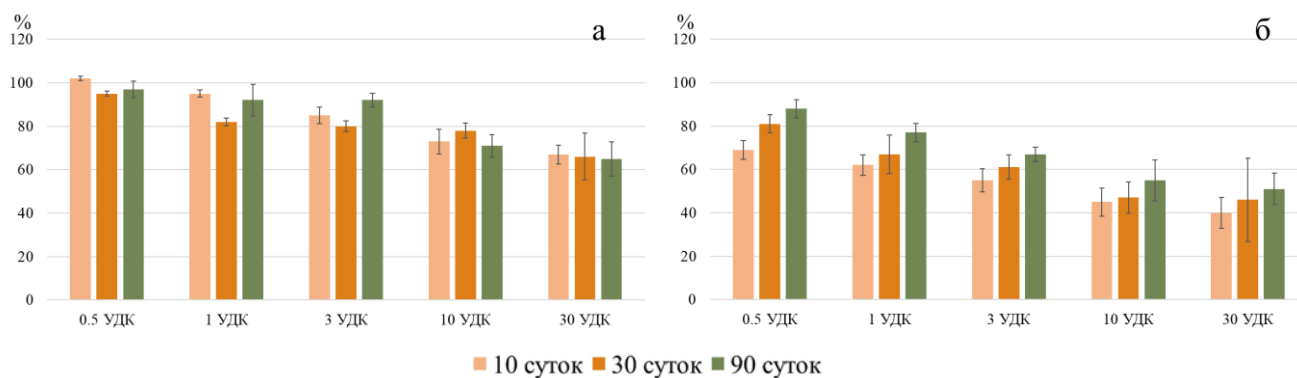


Рисунок 40 – Изменение активности каталазы при загрязнении бурой лесной слабоненасыщенной почвы в динамике (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

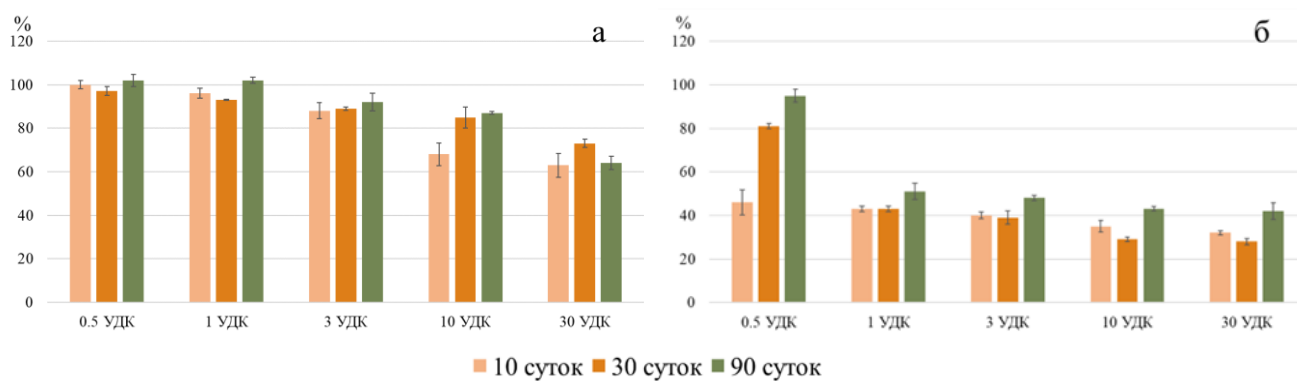


Рисунок 41 – Изменение активности дегидрогеназ при загрязнении бурой лесной слабоненасыщенной почвы в динамике (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

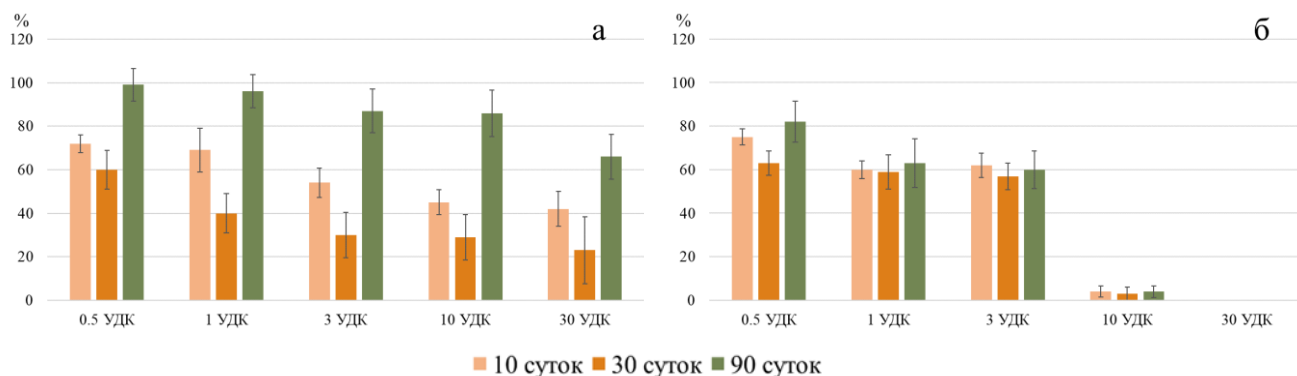


Рисунок 42 – Изменение длины корней пшеницы при загрязнении бурой лесной слабоненасыщенной почвы в динамике (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

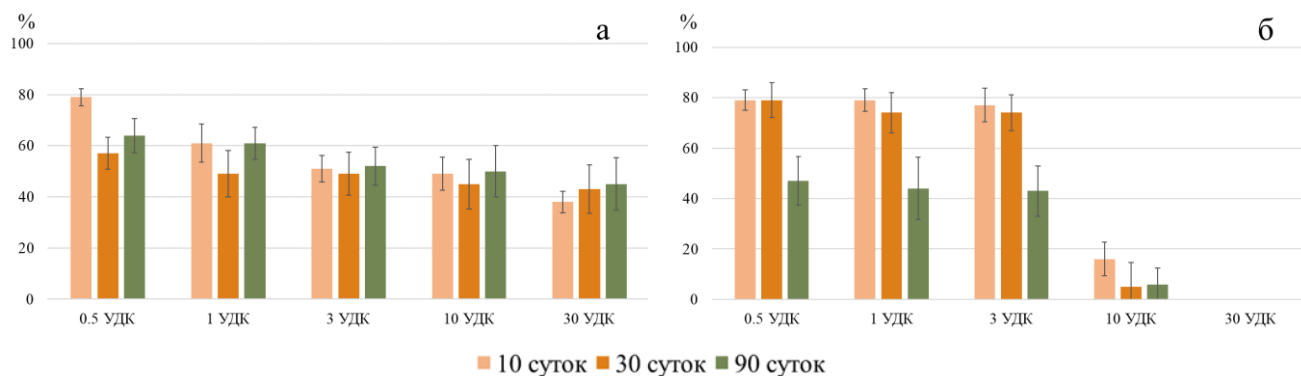


Рисунок 43 – Изменение длины побегов пшеницы при загрязнении бурой лесной слабоненасыщенной почвы в динамике (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

3.3. Влияние загрязнения соединениями теллура на биологические показатели серопесков

Результаты исследования серопесков после загрязнения теллуром представлены в таблицах 8–9 и на рисунках 44–59.

Таблица 8

Влияние загрязнения соединениями теллура на биологические показатели серопесков

Соединение	Срок моделирования, сут	Концентрация Те, мг/кг						НСР _{0,05}
		1 фон (контроль)	1,5 фона	3 фона	9 фонов	30 фонов	90 фонов	
			0,5 УДК	1 УДК	3 УДК	10 УДК	30 УДК	
		0,5	0,75	1,5	4,5	15,0	45,0	
Общая численность бактерий, млрд/г								
TeO ₂	10	1,8	1,5	1,2	0,9	0,8	0,6	0,1
	30	1,7	1,4	1,0	0,8	0,7	0,5	0,1
	90	1,8	1,2	1,2	1,0	0,9	0,8	0,1
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃	10	1,8	0,9	0,7	0,4	0,3	0,2	0,0
	30	1,7	0,9	0,7	0,6	0,4	0,1	0,1
	90	1,8	1,0	0,9	0,6	0,4	0,3	0,1
Активность каталазы, мл кислорода/(г мин)								
TeO ₂	10	5,9	5,8	5,6	4,9	4,7	4,3	0,4
	30	7,1	6,4	6,2	6,1	6,0	5,6	0,4
	90	5,5	4,7	4,7	4,2	4,0	3,9	0,3
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃	10	5,9	5,0	4,5	3,9	2,6	2,3	0,3
	30	7,1	6,2	5,4	4,7	2,8	2,2	0,3
	90	5,5	4,7	4,1	3,3	2,8	2,2	0,3

Соединение	Срок моделирования, сут	Концентрация Те, мг/кг						НСР _{0.05}
		1 фон (контроль)	1,5 фона	3 фона	9 фонов	30 фонов	90 фонов	
			0,5 УДК	1 УДК	3 УДК	10 УДК	30 УДК	
		0,5	0,75	1,5	4,5	15,0	45,0	
Активность дегидрогеназ, мг ТТФ (2.3.5-трифенилтетразолий хлористый)/(10 г 24 ч)								
TeO ₂	10	31,9	33,1	31,7	30,0	27,0	26,2	2,1
	30	30,5	27,0	24,4	21,9	21,1	19,1	1,7
	90	28,1	27,4	26,8	25,4	24,2	23,5	1,8
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃	10	31,9	29,9	25,0	11,9	7,5	6,8	1,3
	30	30,5	29,8	23,2	11,1	7,5	7,3	1,3
	90	28,1	26,0	26,0	18,4	9,5	8,9	1,4
Активность инвертазы, мг глюкозы в 1 г почвы за 24 часа								
TeO ₂	10	39,3	38,7	38,4	33,0	28,5	23,0	2,4
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃		39,3	32,2	31,2	29,8	23,5	21,7	2,1
Активность уреазы, мг NH ₃ в г почвы за 24 часа								
TeO ₂	10	1,35	1,30	1,29	1,26	1,23	1,21	0,09
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃		1,35	0,92	0,47	0,39	0,13	0,13	0,04
Активность фосфатазы, мкг п-нитрофенола в 1 грамме почвы за 1 час								
TeO ₂	10	0,275	0,158	0,156	0,156	0,154	0,153	0,01
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃		0,275	0,122	0,105	0,091	0,024	0,013	0,01
Длина корней пшеницы, %								
TeO ₂	10	100	54	49	46	41	40	7
	30	100	72	70	59	60	37	9
	90	100	95	85	74	70	58	11
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃	10	100	63	51	45	12	0	6
	30	100	71	54	36	14	0	6
	90	100	75	66	53	38	0	7
Длина побегов пшеницы, %								
TeO ₂	10	100	28	27	26	25	23	5
	30	100	79	68	55	54	35	8
	90	100	94	92	74	67	57	11
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃	10	100	44	30	27	10	0	5
	30	100	77	58	49	25	0	7
	90	100	78	75	68	65	0	8

Отмечено снижение общей численности почвенных бактерий при внесении соединений теллура во всех вариантах опыта (рис. 44).

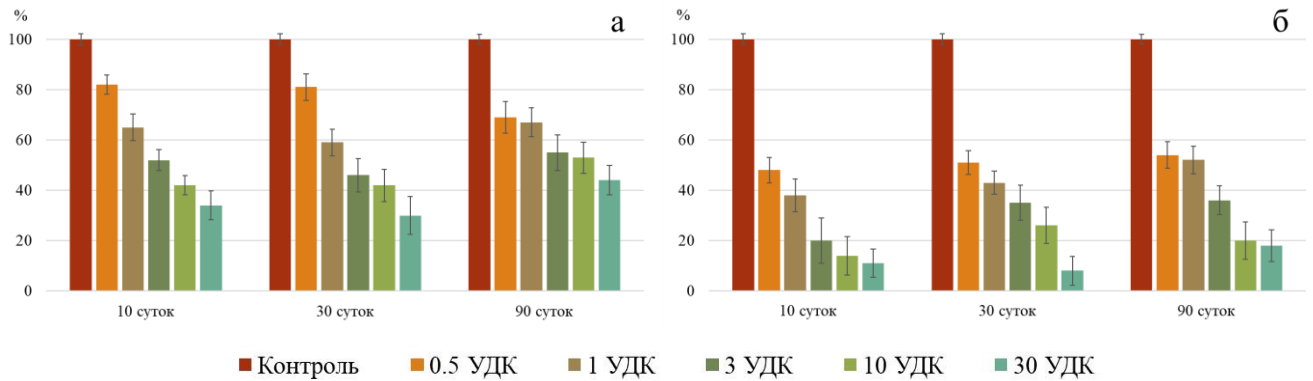


Рисунок 44 – Общая численность бактерий в серопесках после загрязнения теллуром (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

Оксид теллура оказывал токсическое действие на численность почвенных бактерий в серопесках начиная 0,5 УДК, снижая показатель на 18% относительно контроля. Увеличение концентрации оксида теллура на 1–30 УДК снижало численность бактерий на 35–66% соответственно. Наибольший токсический эффект оксид теллура проявил на 30 сут после загрязнения, снизив показатель до 30% относительно контроля. На 90-е сут эксперимента отмечено снижение токсичности и восстановление показателя относительно 30-х сут. Нитрат теллура в концентрации 0,5 УДК ингибировал численность бактерий в серопесках на 52% через 10 дней. При увеличении дозы нитрата теллура от 1 до 30 УДК установлено угнетение показателя на 62–89%. На 30 и 90-е сут происходит незначительное восстановление показателя, относительно первого срока. Нитрат теллура при 0,5 УДК на 30 и 90-е сут был токсичен на 49 и 46% соответственно. Увеличение концентрации от 1 до 30 УДК увеличивает токсичность нитрата теллура на 48–92% относительно контроля (Kolesnikov et al., 2022b).

Результаты исследования влияния загрязнения теллуром на ферментативную активность серопесков представлены на рисунках 45–46 (ферменты класса оксидоредуктаз) и на рисунках 47–49 (ферменты класса гидролаз)

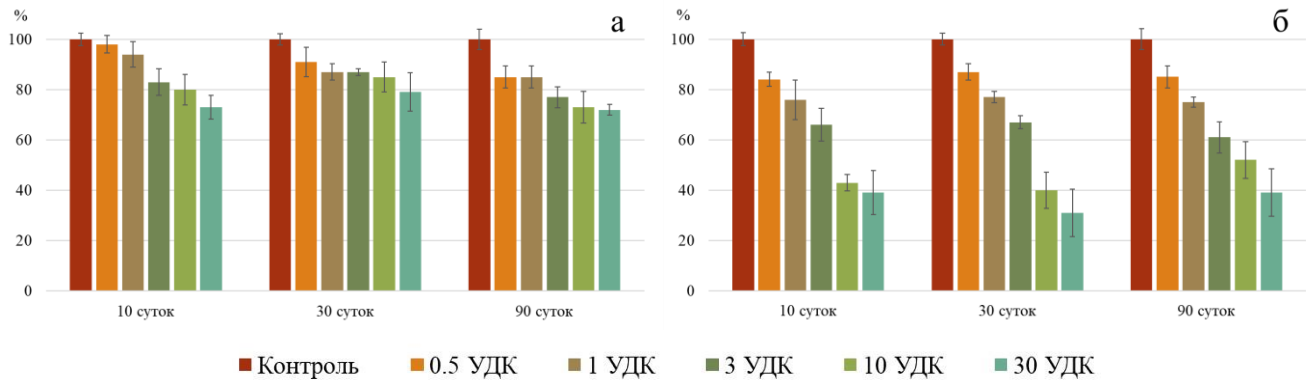


Рисунок 45 – Активность каталазы в серопесках после загрязнения теллуrom (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

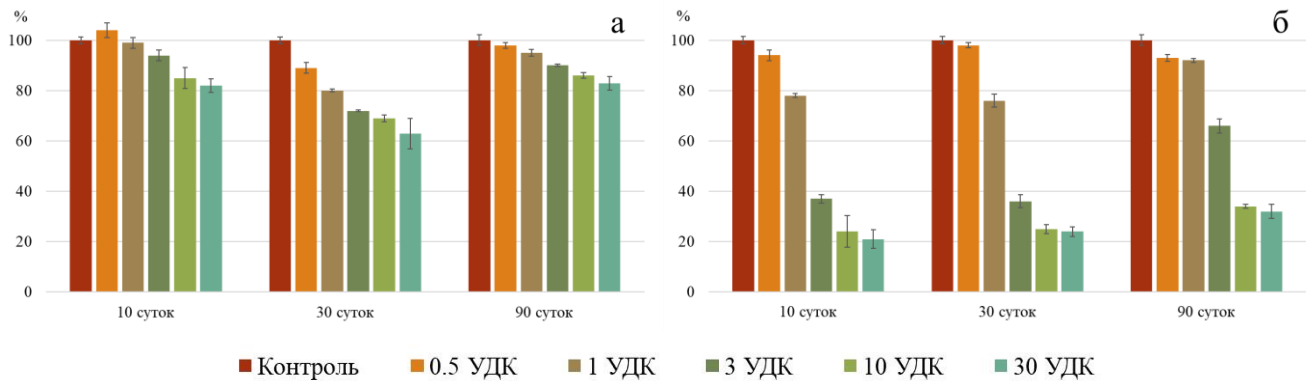


Рисунок 46 – Активность дегидрогеназ в серопесках после загрязнения теллуrom (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

Активность оксидоредуктаз. Активность каталазы в серопесках снижается на 27% при внесении 30 УДК оксида теллура через 10 сут после начала эксперимента. На 30-е и 90-е сут ингибирование фермента усиливается, активность каталазы снижается на 9–28% относительно контроля. Нитрат теллура проявил больший токсический эффект на каталазную активность серопесок по сравнению с оксидом. Наибольшее снижение показателя отмечено при внесении 30 УДК нитрата – на 61–69% ниже незагрязненного образца на 10-е и 30-е сут после начала опыта (рис. 45) (Колесников, Евстегнеева, 2023).

Внесение малых доз оксида теллура (0,5 и 1 УДК) в серопески после 10-и сут моделирования не вызвало достоверного снижения активности дегидрогеназ, а внесение 3–30 УДК оксида ингибировало фермент на 6–18% относительно

контроля. На 30-е сут выявлено повышение токсичности оксида теллура относительно результатов, полученных по 10-и сут загрязнения, активность фермента снизилась на 11–37% относительно контроля. На 90-е сут после внесения оксида теллура в серопески зафиксировано восстановление дегидрогеназной активности по сравнению с 30-ми сутками. Активность фермента составила 98–83% относительно контроля. Внесение 0,5–30 УДК нитрата теллура снизило активность дегидрогеназ на 6–79% относительно контроля на 10-е сут, и на 2–74% - на 30-е сут. На 90-е сут для 0,5, 1 и 3 УДК нитрата отмечена тенденция снижения активности фермента, а для 10 и 30 УДК восстановление показателя относительно первых 2-х сроков (рис. 46).

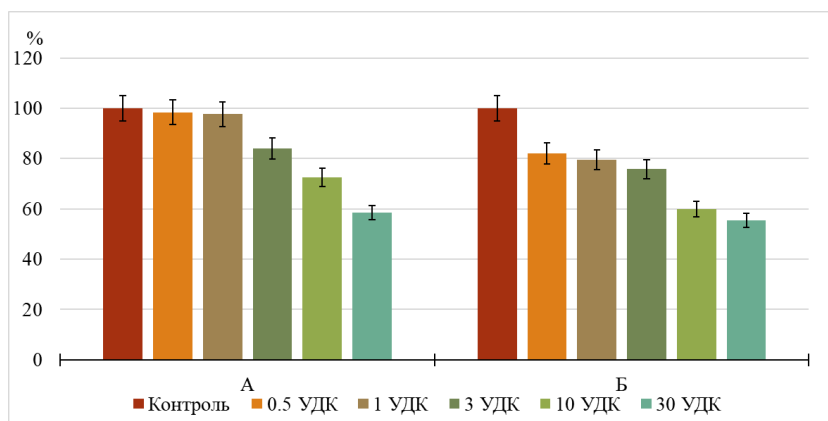


Рисунок 47 – Активность инвертазы в серопесках после загрязнения теллуrom (А – оксид теллура, Б – нитрат теллура), % от контроля

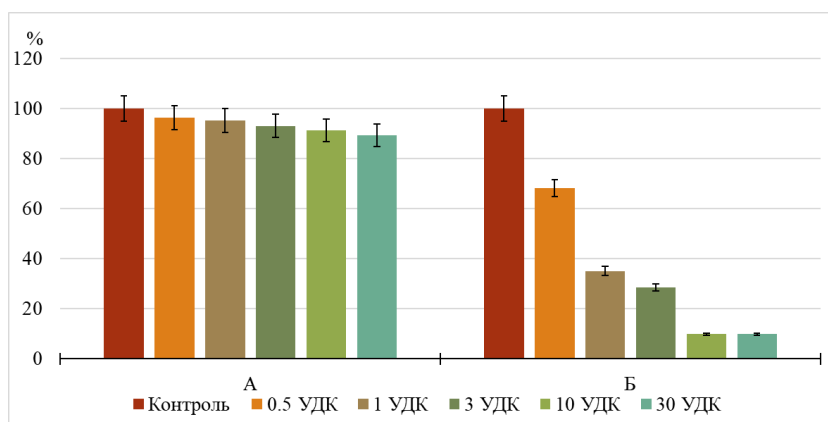


Рисунок 48 – Активность уреазы в серопесках после загрязнения теллуrom (А – оксид теллура, Б – нитрат теллура), % от контроля

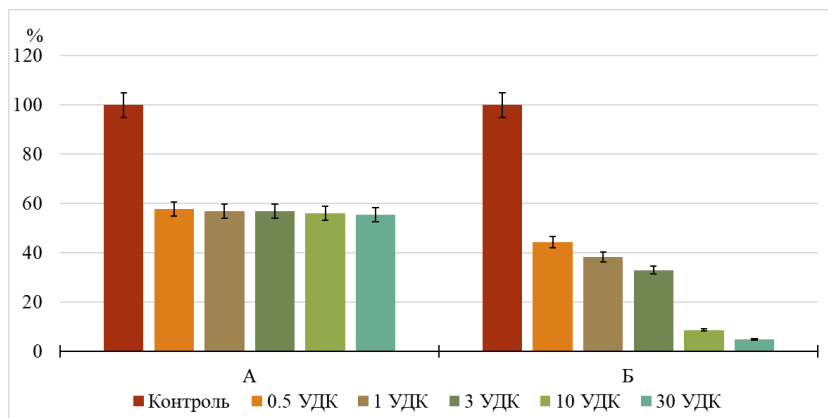


Рисунок 49 – Активность фосфатазы в серопесках после загрязнения теллуром (А – оксид теллура, Б – нитрат теллура), % от контроля

Активность гидролаз. Внесение оксида теллура в дозе 0,5 и 1 УДК не оказало негативного эффекта на активность инвертазы в серопесках. Повышение дозы оксида теллура до 3–30 УДК вызвало снижение активности фермента на 16–41 % относительно контроля. Внесение нитрата теллура в дозе 1–30 УДК ингибировало активность инвертазы на 18–45% относительно контроля (рис. 47).

Установлено, что оксид теллура не оказывает влияния на активность уреазы при внесении большинства исследуемых доз, достоверное снижение активности уреазы в серопесках зафиксировано при внесении 10 и 30 УДК оксида теллура – на 9–11% ниже контроля. Внесение нитрата теллура уже при минимальной дозе (0,5 УДК) вызвало угнетение активности фермента на 32% относительно контроля. При увеличении дозы от 1 до 30 УДК снижение активности уреазы составило 65–90% от контроля (рис. 48).

Оксид теллура оказывал одинаковое токсическое действие на активность фосфатазы, вне зависимости от дозы внесения активность фермента снизилась на 42–45% относительно контроля. Нитрат теллура в концентрации 0,5 УДК ингибировал активность фосфатазы в серопесках на 56%. При увеличении дозы нитрата теллура от 1 до 30 УДК установлено угнетение показателя до 38–5% (рис. 49).

Показатели фитотоксичности почвы по изменению длины корней и побегов пшеницы при загрязнении оксидом и нитратом теллура представлены на рисунках 50–51.

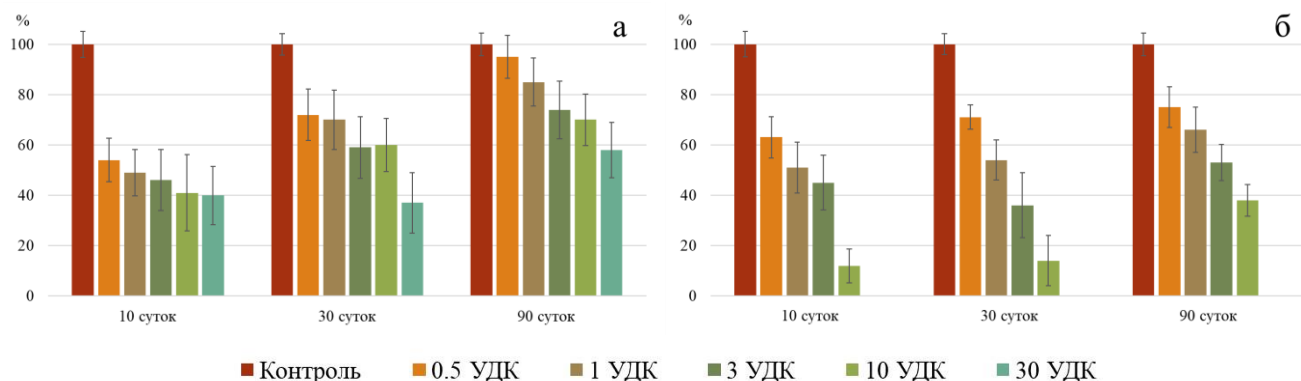


Рисунок 50 – Длина корней пшеницы в серопесках после загрязнения теллуrom (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

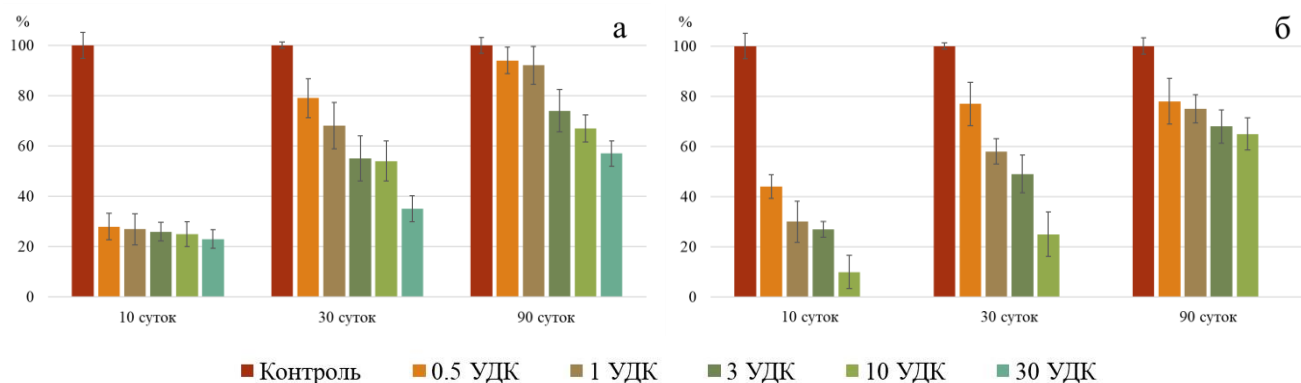


Рисунок 51 – Длина побегов в серопесках после загрязнения теллуrom (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

Для серопесков зафиксирована одинаковая тенденция изменения длины корней и побегов при внесении оксида теллура. Наибольшее снижение показателей отмечено на 10-е сут после загрязнения: длина корней снизилась на 46-60% при внесении 0,5-30 УДК оксида, длина побегов на 72-77% соответственно. На 30-е и 90-е сут наблюдается постепенное снижение токсичности оксида относительно первого срока инкубации. Нитрат теллура проявил наибольшую фитотоксичность при внесении в размере 30 УДК, ни в один срок эксперимента рост пшеницы зафиксирован не был.

Базальное дыхание и микробная биомасса серопесков, загрязненных оксидом и нитратом теллура представлены на рисунках 52 и 53.

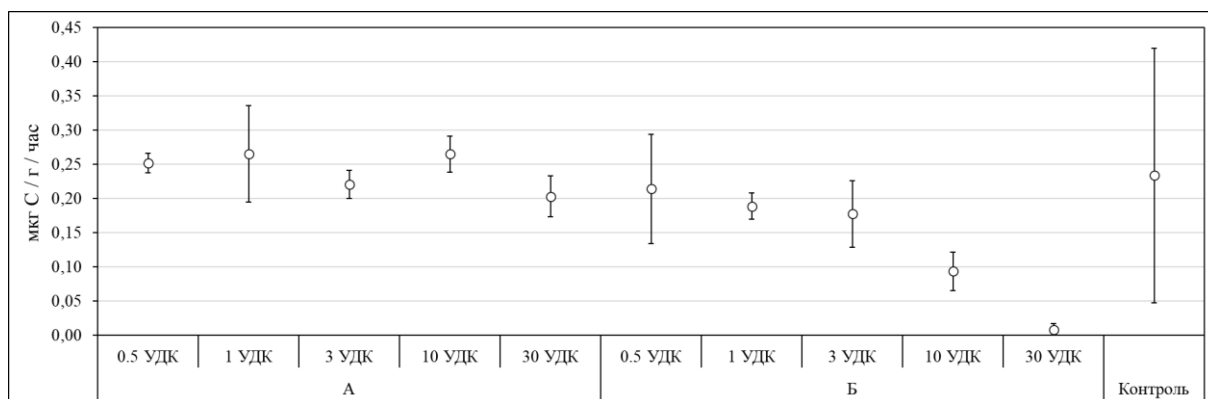


Рисунок 52 – Базальное дыхание (V_{basal}) серопесков при загрязнении:

А) оксидом теллура; Б) нитратом теллура

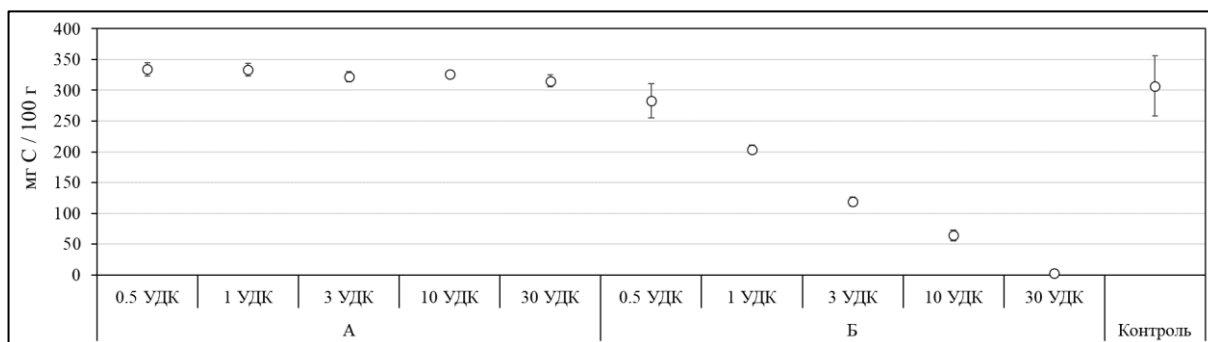


Рисунок 53 – Микробная биомасса ($C_{\text{мик}}$) серопесков при загрязнении:

А) оксидом теллура; Б) нитратом теллура

Нитрат теллура в дозе 30 УДК ингибировали базальное дыхание на 93% от контроля. Оксид теллура стимулировал микробную биомассу серопесков на 5–8% проявляя эффект гормезиса (стимуляция биологической активности почвы на малых дозах загрязнения). Нитрат теллура ингибировал микробную биомассу начиная с дозы 0,5 УДК на 10% относительно контроля. При повышении дозы от 1 до 30 УДК микробная биомасса серопесков снизилась на 34–100% соответственно.

Коэффициент микробного дыхания (QR) в серопесках, загрязненных оксидами теллура, не отличался от контроля. Стимуляция QR достигнута при

загрязнении серопесков 30 УДК нитрата теллура более, чем в 18 раз (Minnikova et al., 2023) (таблица 9).

При загрязнении серопесков 30 УДК нитрата теллура установлена стимуляция метаболического коэффициента (qCO_2) в 3 раза по сравнению с контролем.

Таблица 9

Показатели гумусового состояния и микробиологической активности бурой лесной почвы при загрязнении теллуrom

		$C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$	QR	qCO_2
Оксид теллура	0,5 УДК	1,18	0,06	0,75
	1 УДК	1,02	0,06	0,80
	3 УДК	0,94	0,05	0,69
	10 УДК	1,20	0,06	0,81
	30 УДК	1,06	0,05	0,64
Нитрат теллура	0,5 УДК	1,23	0,06	0,76
	1 УДК	0,47	0,07	0,92
	3 УДК	0,39	0,11	1,49
	10 УДК	0,15	0,12	1,46
	30 УДК	0,01	-1,09	2,72
Контроль		0,82	0,06	0,75

На рисунке 54 представлена сравнительная характеристика влияния оксида и нитрата теллура на биологические показатели серопесков. Полученные результаты показывают, что в большинстве случаев нитрат теллура проявил бóльшую экотоксичность по сравнению с оксидом. Высокая токсичность нитрата теллура связана с тем, что оксиды тяжелых металлов благодаря строению молекулы более устойчивы при попадании в почву, чем нитраты.

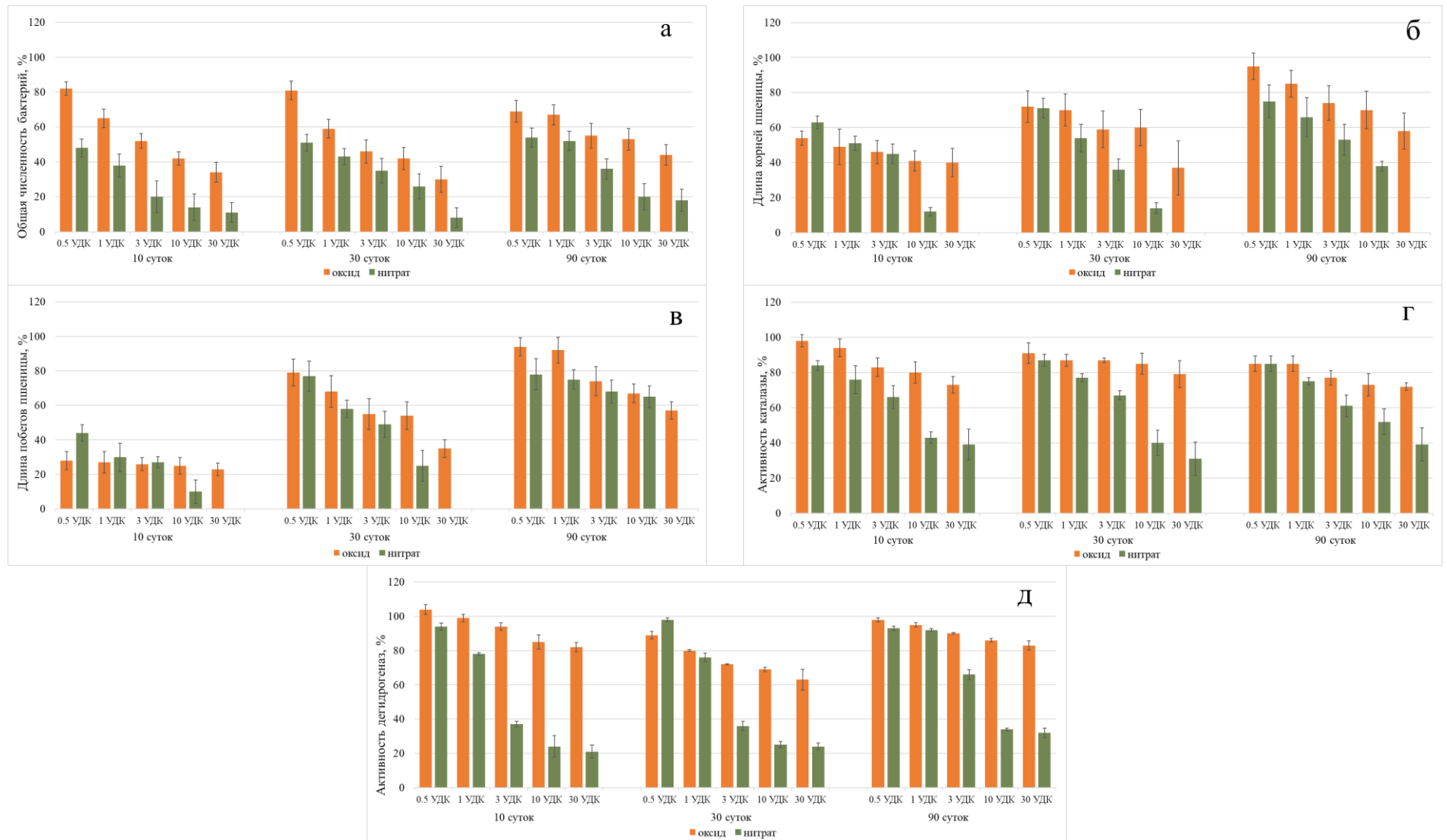


Рисунок 54 – Сравнительная оценка экотоксичности оксида и нитрата теллура в серопесках: а) общая численность бактерий; б) длина корней пшеницы; в) длина побегов пшеницы; г) активность каталазы; д) активность дегидрогеназ, % от контроля

Изменение биологических показателей серопесков после загрязнения теллуrom в динамике представлено на рисунках 55–59.

Загрязнение оксидом теллура серопесков наиболее сильно снижает общую численность бактерий на 30 сут после начала эксперимента в дозах 1–30 УДК, показатель снижается на 41–70% относительно контроля. Внесение нитрата теллура в концентрациях 0,5–10 УДК сильнее снижает общую численность бактерий на 10 сут после загрязнения, доза 30 УДК наибольшее влияние оказала на 30-е сут. Длина корней и побегов пшеницы сильнее всего снизились на 10-е сут после загрязнения, на 30-е и 90-е сут эксперимента наблюдалось восстановление фитотоксических свойств серопесков, однако контрольные значения достигнуты не были. Оценка динамики ферментативной активности серопесков показала, что наибольшее негативное влияние проявилось через 30 сут после загрязнения.

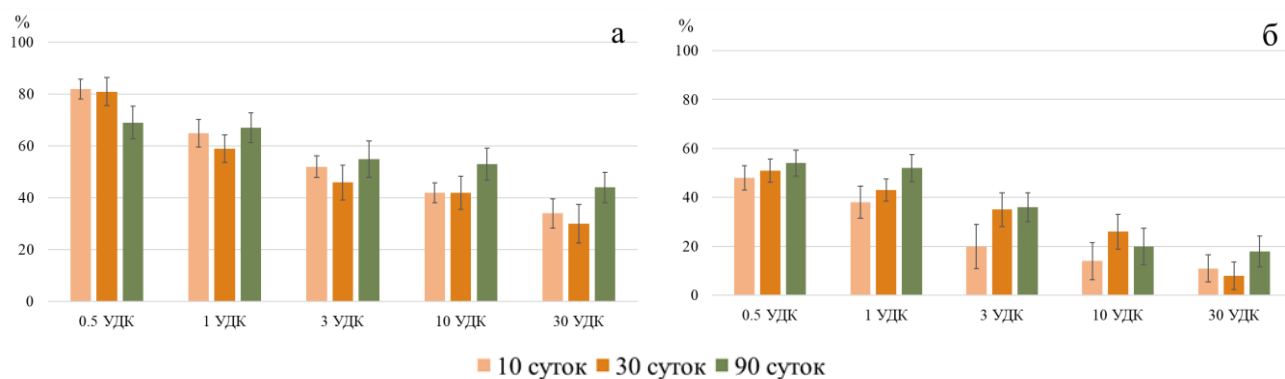


Рисунок 55 – Изменение общей численности бактерий при загрязнении серопесков почвы в динамике (а – оксид теллура, б – нитрат теллура),

% от контроля

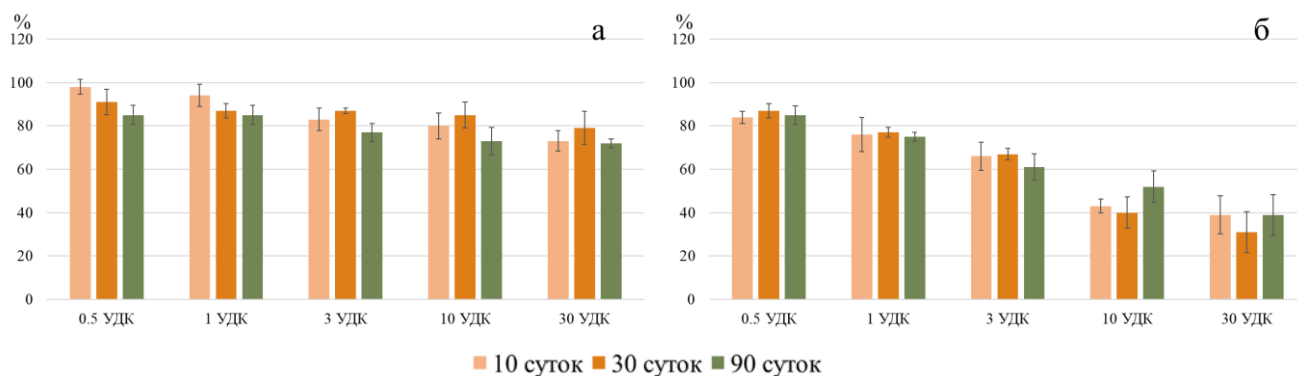


Рисунок 56 – Изменение активности каталазы при загрязнении серопесков в динамике (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

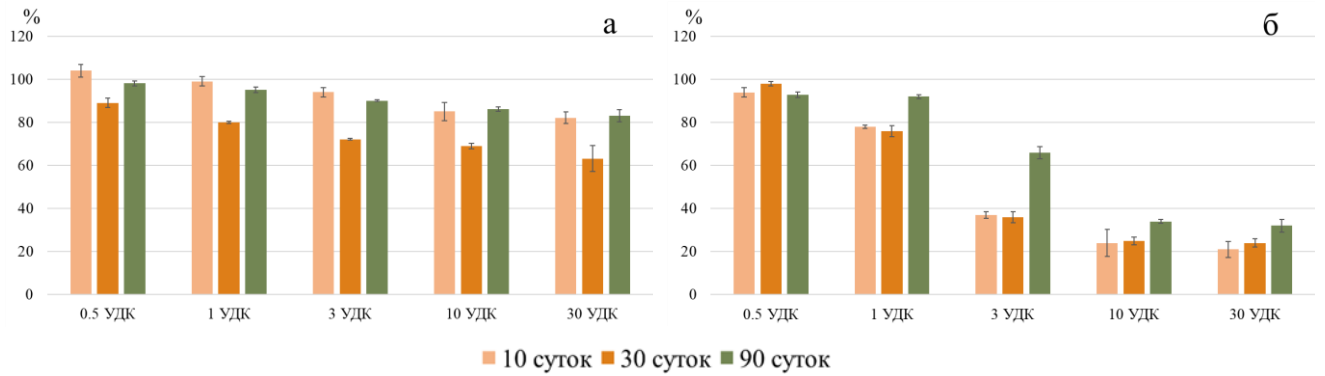


Рисунок 57 – Изменение активности дегидрогеназ при загрязнении серопесков в динамике (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

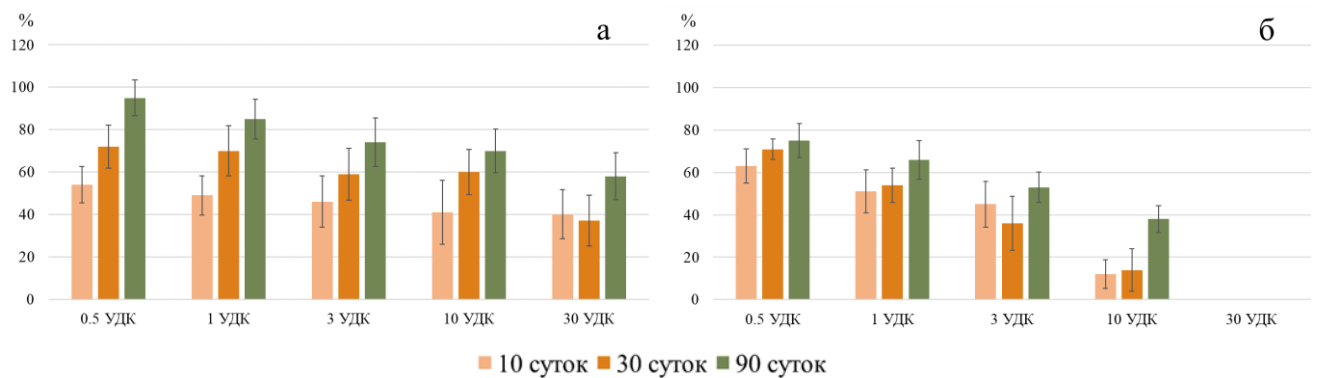


Рисунок 58 – Изменение длины корней пшеницы при загрязнении серопесков в динамике (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

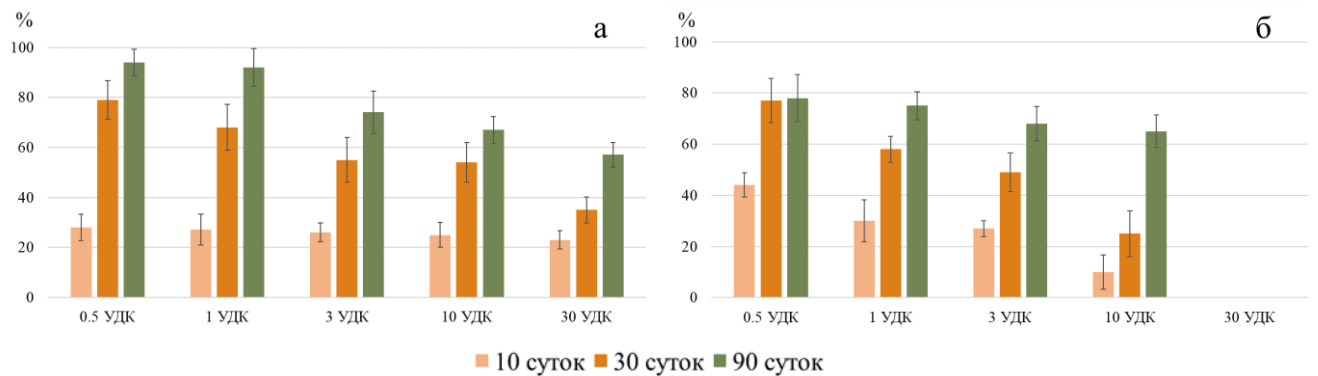


Рисунок 59 – Изменение длины побегов пшеницы при загрязнении серопесков в динамике (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), % от контроля

3.4. Оценка информативности и чувствительности биологических показателей при загрязнении почв теллуром

Чувствительность показателей рассчитывали по степени снижения значений показателя в вариантах с загрязнением по сравнению с контрольным вариантом (незагрязненной почвой) (таблица 10).

Таблица 10

Оценка степени чувствительности биологических показателей состояния почв после загрязнения теллуром (10 сут), % от контроля

Показатель	Чернозем обыкновенный (Haplic Chernozems Calcic)	Бурая лесная почва (Haplic Cambisols Eutric)	Серопески (Haplic Arenosols Eutric)
Общая численность бактерий	52	38	41
Длина корня пшеницы	53	48	36
Длина побега пшеницы	52	53	24
Активность каталазы	61	69	74
Активность дегидрогеназ	64	61	72
Активность пероксидазы	74	65	-
Активность полифенолоксидазы	66	50	-
Активность аскорбатоксидазы	101	102	-
Активность ферриредуктазы	48	88	-
Активность инвертазы	81	79	76
Активность фосфатазы	65	39	41
Активность уреазы	102	79	62
Активность протеазы	70	69	-

Оценка чувствительности биологических показателей показала, что наиболее чувствительными биологическими показателями при загрязнении чернозема обыкновенного теллуром являются активность ферриредуктазы (48), общая численность микроорганизмов (52) и показатели фитотоксичности (длина корней (53) и побегов (52)). Оксидоредуктазы проявили бóльшую чувствительность к загрязнению теллуром, чем гидролазы. Высокая чувствительность ферментов класса оксидоредуктаз к загрязнению ТМ ранее была установлена рядом авторов

(Плешакова и др., 2018; Поляк, Сухаревич, 2020). Наименьшая чувствительность зафиксирована для аскорбатоксидазы (101) и уреазы (102).

В результате исследования была проведена оценка степени информативности биологических показателей. Данные представлены в таблице 11. Информативность показателей сравнивали по коэффициентам корреляции Спирмена (r) в зависимости от концентрации теллура и значением биологической активности почв.

Таблица 11

Информативность биологических показателей в почвах, загрязненных теллуrom
(10 сут)

Показатель		Чернозем обыкновенный (Haplic Chernozems Calcic)	Бурая лесная почва (Haplic Cambisols Eutric)	Серопески (Haplic Arenosols Eutric)
Общая численность бактерий	Оксид	-0,71*	-0,62*	-0,73*
	Нитрат	-0,74*	-0,50*	-0,77*
Длина корня пшеницы	Оксид	-0,77*	-0,68*	-0,46
	Нитрат	-0,72	-0,81*	-0,79*
Длина побега пшеницы	Оксид	-0,65*	-0,68	-0,35
	Нитрат	-0,85*	-0,89*	-0,64
Активность каталазы	Оксид	-0,88*	-0,86*	-0,98*
	Нитрат	-0,76*	-0,66	-0,80*
Активность дегидрогеназ	Оксид	-0,80*	-0,87*	-0,86*
	Нитрат	-0,41*	-0,86*	-0,72*
Активность пероксидазы	Оксид	-0,89*	-0,95*	-
	Нитрат	-0,74	-0,74	-
Активность полифенолоксидазы	Оксид	-0,95*	-0,62	-
	Нитрат	-0,65	-0,56	-
Активность аскорбатоксидазы	Оксид	-0,82*	-0,55	-
	Нитрат	0,79	-0,74	-
Активность ферриредуктазы	Оксид	-0,74	-0,97*	-
	Нитрат	-0,72	-0,96*	-
Активность инвертазы	Оксид	-0,84*	-0,79	-0,92*
	Нитрат	-0,93*	-0,78*	-0,79
Активность фосфатазы	Оксид	-0,78	-0,21	-0,34
	Нитрат	-0,73	-0,57	-0,65
Активность уреазы	Оксид	-0,55	-0,89*	-0,79*
	Нитрат	-0,86*	-0,63	-0,63
Активность протеазы	Оксид	-0,76	-0,69	-
	Нитрат	-0,90*	-0,87*	-

Примечание: *— $p < 0.05$

При загрязнении теллуром чернозема обыкновенного наибольшую информативность проявили активность инвертазы, протеазы, каталазы и пероксидазы. Активность аскорбатоксидазы является неинформативным показателем.

3.5. Интегральная оценка токсичности теллура в почвах Юга России

По результатам исследования установлено, что в результате загрязнения чернозема обыкновенного карбонатного, бурой лесной слабонасыщенной почвы и серопесков соединениями теллура снижаются общая численность бактерий, ферментативная активность (активность каталазы, дегидрогеназ, пероксидазы, полифенолоксидазы, аскорбатоксидазы, ферриредуктазы, инвертазы, уреазы, фосфатазы, протеазы), фитотоксические свойства почв (длина корней и побегов пшеницы), скорость микробного дыхания, углерод микробной биомассы.

Статистически достоверные увеличения показателей активности почв (активность пероксидазы, аскорбатоксидазы, фосфатазы, уреазы) были зафиксированы только при внесении минимальной концентрации оксида теллура (0,5 УДК) в чернозем обыкновенный на 10-е сут исследования, на 90 сут отмечена достоверная стимуляция активности каталазы (Kolesnikov et al., 2022b, Minnikova et al., 2022).

Полученные данные свидетельствует о высокой токсичности теллура по сравнению с многими другими тяжелыми металлами, для которых стимуляция биологических показателей почвы не редкость даже в значительно более высоких дозах (Колесников и др., 2006; Kabata-Pendias, 2011).

Как правило, наблюдалась прямая зависимость между концентрацией теллура и снижением исследуемых свойств почвы: чем выше содержание элемента в почве, тем сильнее его негативное воздействие на биологические показатели.

Для проведения общей оценки исследованных почв к загрязнению теллуром были рассчитаны значения ИПБС. Для расчета ИПБС использовали результаты исследования общей численности бактерий, активности каталазы и дегидрогеназ,

длины корней и побегов пшеницы. Сравнительная оценка ИПБС исследованных почв при загрязнении соединениями теллура представлена на рисунке 60.

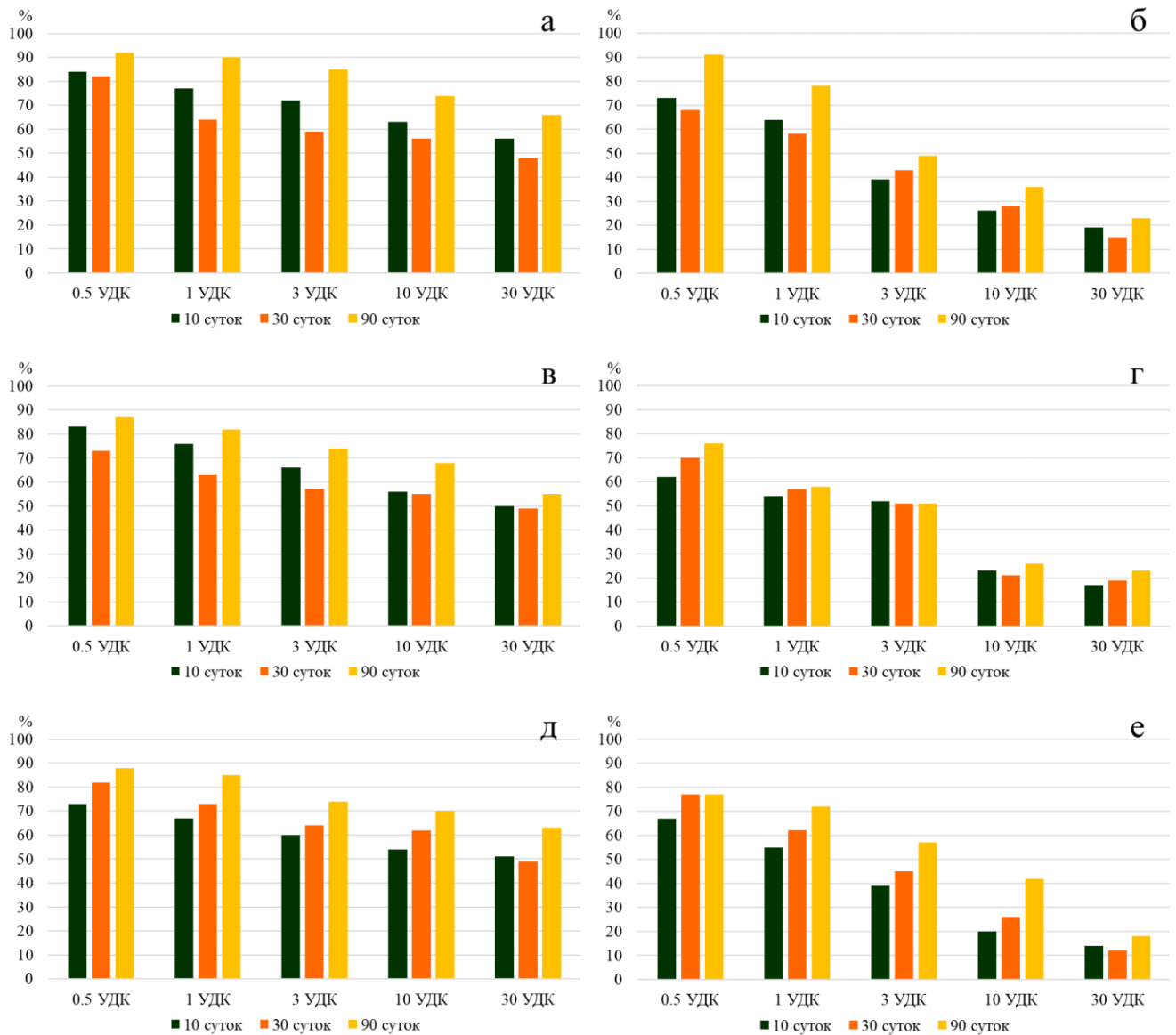


Рисунок 60 – Сравнительная оценка ИПБС почв при загрязнении теллурием в черноземе обыкновенном (а – оксид теллура, б – нитрат теллура), в бурой лесной почве (в – оксид теллура, г – нитрат теллура), в серопесках (д – оксид теллура, е – нитрат теллура), % от контроля

Степень снижения ИПБС почв показывает нарушения экологических функций почвы, которые являются критическими для их функционирования (Kolesnikov et al., 2019). Уже 0,5 УДК (1,5 фона) теллура вызвали значительное снижение значения ИПБС, больше, чем на 10%, по сравнению с контролем (100%), а

некоторые показатели снизились более чем на 25%. Полученные результаты свидетельствуют о нарушении информационных, биохимических, физико-химических, химических, целостных и физических функций почвы.

Столь высокая токсичность теллура в почвах может быть обусловлена тем, что этот элемент обладает низкой биологической абсорбцией. Его соединения, оказывают многочисленные негативные эффекты как на прокариотические, так и на эукариотические организмы в окружающей среде (Vávřová et al., 2021).

ГЛАВА 4. ОЦЕНКА ЭКОТОКСИЧНОСТИ ТАЛЛИЯ ПО БИОЛОГИЧЕСКИМ СВОЙСТВАМ ПОЧВ

4.1. Влияние загрязнения соединениями таллия на биологические показатели чернозема обыкновенного

Результаты исследования чернозема обыкновенного после загрязнения таллием представлены в таблицах 12–13 и на рисунках 61–81.

Таблица 12

Влияние загрязнения соединениями таллия на биологические показатели
чернозема обыкновенного

Соединение	Срок моделирования, сут	Концентрация Тl, мг/кг						НСР _{0.05}
		1 фон (контроль)	1,5 фона	3 фона	9 фонов	30 фонов	90 фонов	
			0,5 УДК	1 УДК	3 УДК	10 УДК	30 УДК	
		0,47	0,71	1,41	4,23	14,1	42,3	
Общая численность бактерий, млрд/г								
Tl ₂ O ₃	10	2,1	2,0	1,9	1,4	1,3	1,0	0,1
	30	1,9	1,5	1,5	1,1	1,0	0,9	0,1
	90	1,8	1,5	1,4	1,2	0,9	0,6	0,1
Tl(NO ₃) ₃	10	2,1	1,0	0,9	0,9	0,8	0,6	0,1
	30	1,9	0,9	0,6	0,7	0,8	0,6	0,1
	90	1,8	1,2	0,8	0,6	0,7	0,5	0,1
Активность каталазы, мл кислорода/(г мин)								
Tl ₂ O ₃	10	6,9	5,8	4,2	4,0	3,8	3,2	0,3
	30	12,1	12,9	12,0	10,6	10,4	9,6	0,8
	90	11,3	12,6	11,3	10,8	10,5	10,3	0,8
Tl(NO ₃) ₃	10	6,9	4,9	4,4	4,0	2,6	1,7	0,3
	30	12,1	13,1	11,0	9,1	7,7	3,8	0,7
	90	11,3	12,3	11,8	11,3	9,4	5,0	0,7
Активность дегидрогеназ, мг ТТФ (2.3.5-трифенилтетразолий хлористый)/(10 г 24 ч)								
Tl ₂ O ₃	10	25,5	20,6	20,1	19,7	19,0	17,6	1,4
	30	35,6	37,3	36,4	34,6	34,6	34,2	2,5
	90	30,8	31,0	30,1	29,7	29,3	27,4	2,1
Tl(NO ₃) ₃	10	25,5	21,8	19,3	18,5	17,7	15,5	1,4
	30	35,6	32,9	31,7	28,1	27,1	26,6	2,2
	90	30,8	29,7	29,1	28,9	28,6	28,0	2,1
Активность пероксидазы, мг 1,4 бензохинона в 1 г почвы за 30 мин								
Tl ₂ O ₃	10	1,37	1,47	1,34	1,21	1,24	1,17	0,09
Tl(NO ₃) ₃		1,37	1,17	1,11	0,81	0,65	0,17	0,06
Активность полифенолоксидазы, мг 1, 4 бензохинона в 1 г почвы								
Tl ₂ O ₃	10	1,39	1,35	1,28	1,17	1,15	1,04	1,39
Tl(NO ₃) ₃		1,39	1,35	1,04	0,70	0,34	0,22	1,39

Соединение	Срок моделирования, сут	Концентрация Тl, мг/кг						НСР _{0.05}
		1 фон (контроль)	1,5 фона	3 фона	9 фонов	30 фонов	90 фонов	
			0,5 УДК	1 УДК	3 УДК	10 УДК	30 УДК	
		0,47	0,71	1,41	4,23	14,1	42,3	
Активность аскорбатоксидазы, мг ДГАК в 1 г почвы за 1 час.								
Tl ₂ O ₃	10	6,5	7,2	7,1	6,9	6,4	6,0	0,5
Tl(NO ₃) ₃		6,5	6,2	6,4	6,4	6,6	6,7	0,5
Активность ферриредуктазы, мг Fe ₂ O ₃ в 100 г за 48 часов								
Tl ₂ O ₃	10	2,13	1,75	1,33	1,08	0,92	0,85	0,1
Tl(NO ₃) ₃		2,13	2,14	2,06	1,97	0,46	0,17	0,11
Активность инвертазы, мг глюкозы в 1 г почвы за 24 часа								
Tl ₂ O ₃	10	35,0	30,3	29,8	29,1	28,0	27,4	2,1
Tl(NO ₃) ₃		35,0	35,3	34,0	33,6	27,4	13,9	2,1
Активность уреазы, мг NH ₃ в г почвы за 24 часа								
Tl ₂ O ₃	10	3,1	3,3	3,2	3,2	3,2	2,8	0,2
Tl(NO ₃) ₃		3,1	3,2	3,0	3,0	2,9	2,8	0,2
Активность фосфатазы, мкг п-нитрофенола в 1 грамме почвы за 1 час								
Tl ₂ O ₃	10	0,29	0,28	0,26	0,25	0,23	0,23	0,02
Tl(NO ₃) ₃		0,29	0,22	0,15	0,13	0,12	0,05	0,01
Активность протеазы, мг глицина в 1 г почвы за 24 часа								
Tl ₂ O ₃	10	186,0	190,2	123,5	121,8	111,8	90,2	10
Tl(NO ₃) ₃		186,0	173,5	166,8	166,8	115,2	105,2	11
Длина корней пшеницы, %								
Tl ₂ O ₃	10	100	86	73	75	55	37	10
	30	100	78	78	44	25	6	7
	90	100	103	105	92	89	76	13
Tl(NO ₃) ₃	10	100	90	90	37	28	16	8
	30	100	55	44	39	34	11	6
	90	100	93	46	21	14	6	6
Длина побегов пшеницы, %								
Tl ₂ O ₃	10	100	83	70	74	53	42	9
	30	100	75	60	57	23	8	7
	90	100	104	95	83	72	39	11
Tl(NO ₃) ₃	10	100	79	76	39	20	10	7
	30	100	55	53	48	42	23	7
	90	100	76	39	31	21	15	6

Отмечено снижение общей численности почвенных бактерий при внесении соединений таллия во всех вариантах опыта (рис. 61).

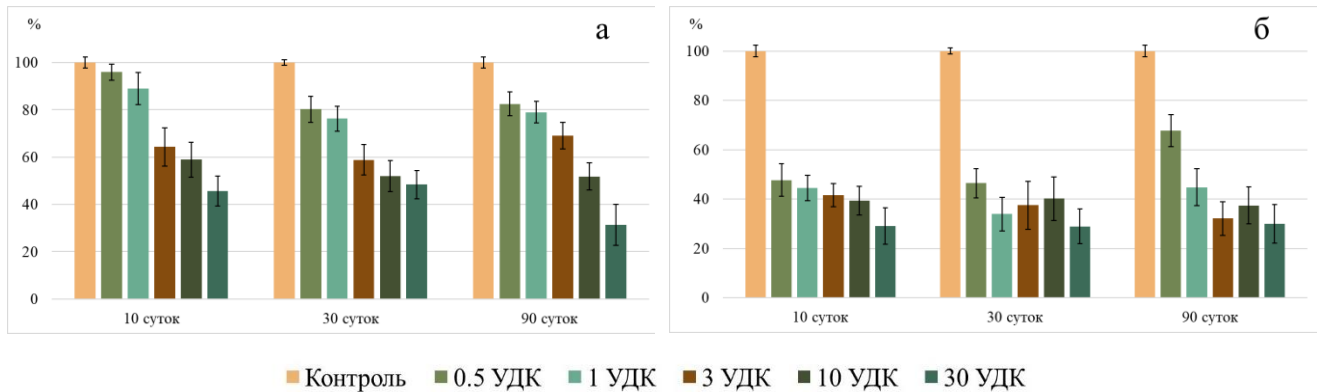


Рисунок 61 – Общая численность бактерий в черноземе обыкновенном после загрязнения таллием (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

Оксид таллия оказывал токсическое действие на численность почвенных бактерий в черноземе обыкновенном на 10 сут опыта, начиная с дозы 1 УДК, снижая показатель на 11% относительно контроля. Увеличение концентрации оксида таллия до 3–30 УДК привело к снижению численности бактерий на 36–54% соответственно. На 30 сут после загрязнения ингибирование численности микроорганизмов отмечено уже при внесении минимальной концентрации (0,5 УДК) оксида таллия – на 20% ниже контрольного образца. Наибольший токсический эффект на 30 сут зафиксирован при дозе 30 УДК, показатель снизился на 52% относительно контроля. На 90-е сут эксперимента отмечено снижение токсичности и восстановление показателя относительно 10-х и 30-х сут, однако контрольных значений достигнуто не было. Общая численность бактерий снизилась на 17–69% относительно контроля. Нитрат таллия в концентрации 0,5 УДК ингибировал численность бактерий в черноземе обыкновенном карбонатном на 52% при внесении в дозе 0,5 УДК через 10 дней исследования. При увеличении дозы нитрата от 1 до 30 УДК установлено угнетение показателя на 56–71%. Нитрат таллия при 0,5 УДК на 30-е и 90-е сут снизил показатель на 54 и 32% соответственно. Увеличение концентрации от 1 до 30 УДК увеличивает токсичность нитрата таллия на 66–71% относительно контроля.

Изменение ферментативной активности после загрязнения чернозема обыкновенного таллием на рисунках 62–71.

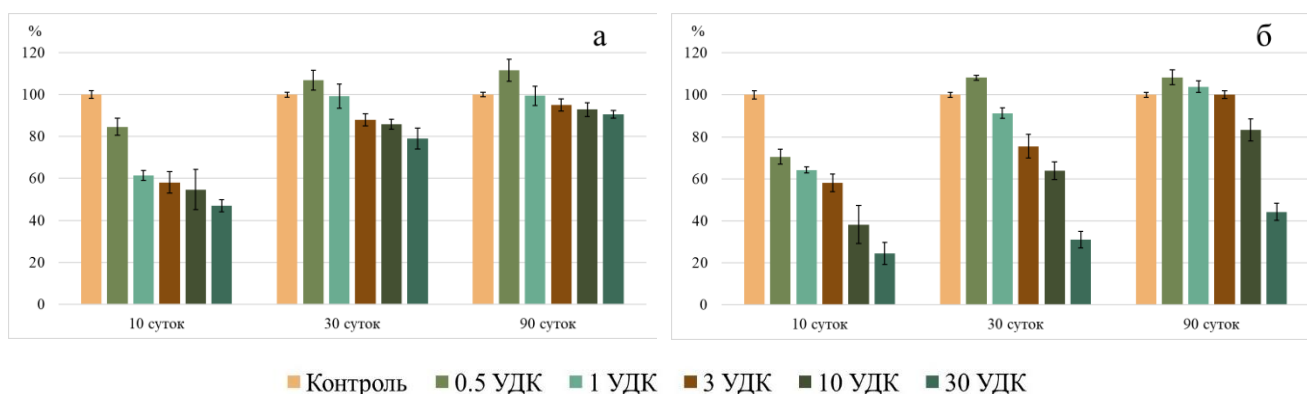


Рисунок 62 – Активность каталазы в черноземе обыкновенном после загрязнения таллием (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

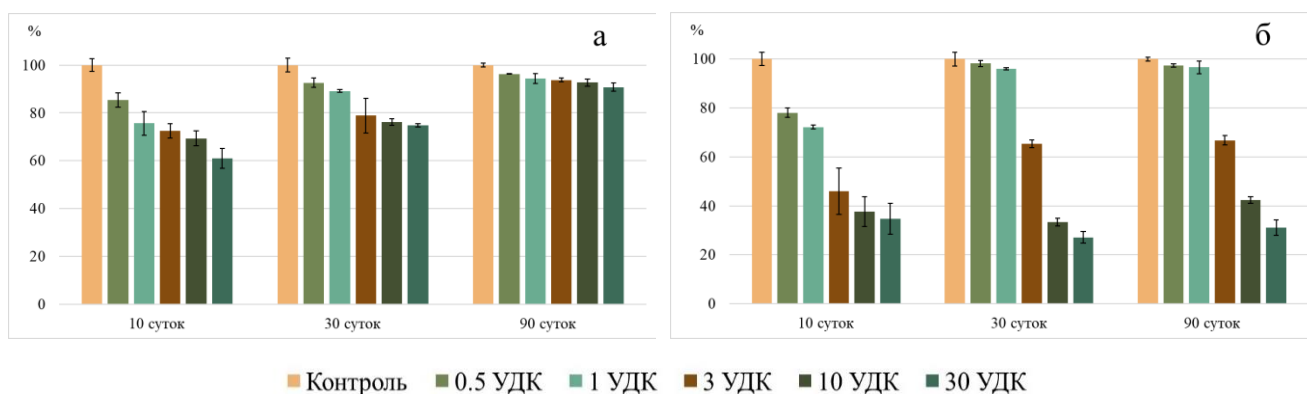


Рисунок 63 – Активность дегидрогеназ в черноземе обыкновенном после загрязнения таллием (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

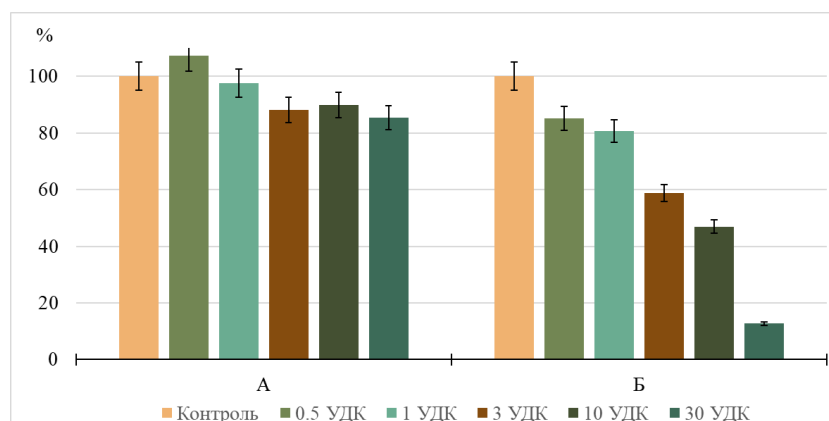


Рисунок 64 – Активность пероксидазы в черноземе обыкновенном после загрязнения таллием (А – оксид таллия, Б – нитрат таллия), % от контроля

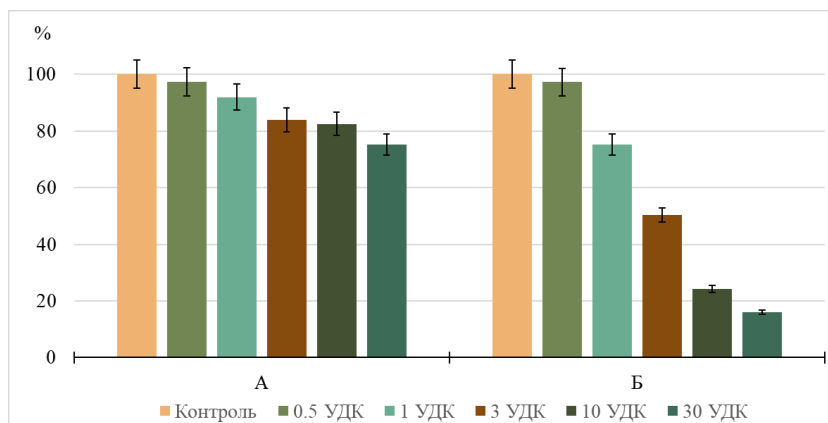


Рисунок 65 – Активность полифенолоксидазы в черноземе обыкновенном после загрязнения таллием (А – оксид таллия, Б – нитрат таллия), % от контроля

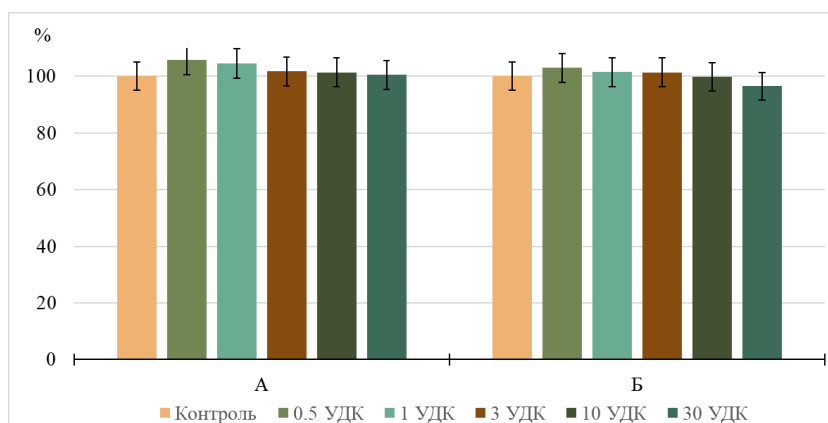


Рисунок 66 – Активность аскорбатоксидазы в черноземе обыкновенном после загрязнения таллием (А – оксид таллия, Б – нитрат таллия), % от контроля

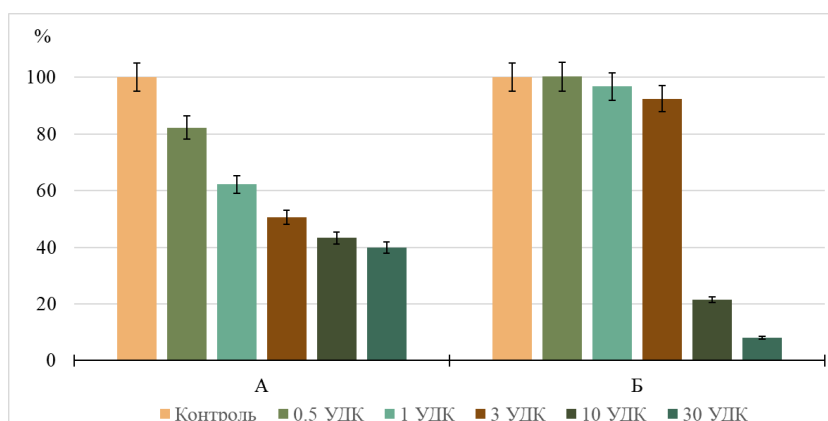


Рисунок 67 – Активность ферриредуктазы в черноземе обыкновенном после загрязнения таллием (А – оксид таллия, Б – нитрат таллия), % от контроля

Активность оксидоредуктаз. Оксид таллия ингибировал активность каталазы и дегидрогеназ на 10 сут исследования при дозе 0,5 УДК на 15%, при повышении концентрации таллия от 1 до 30 УДК ингибирование каталазы составило 39–53%, а дегидрогеназ – на 24–39% ниже контроля. Нитрат таллия был более токсичен, чем оксид этого же элемента: при 0,5 УДК ингибирование активности каталазы и дегидрогеназ на 29 и 22% соответственно. Повышение концентрации с 1 до 30 УДК активность каталазы была ингибирована на 36–76%, дегидрогеназ - 28–65% соответственно (рис. 62, 63) (Евстегнеева, Колесников, 2023).

Оксид таллия в дозе 0,5 и 1 УДК не оказывал достоверного воздействия на активность пероксидазы (рис. 64). При росте дозы от 3 до 30 УДК установлено снижение активности фермента на 12–15% относительно контроля соответственно. Нитрат таллия уже при 0,5 УДК ингибирован активность пероксидазы на 15% относительно контроля. При повышении дозы от 1 до 30 УДК ингибирование активности пероксидазы составило 19–87% относительно контроля соответственно.

Оксид таллия при дозе 0,5 УДК не оказывал достоверного воздействия на активность полифенолоксидазы. С повышением дозы от 1 до 30 УДК токсичность увеличивалась на 8–25% относительно контроля соответственно. Нитрат таллия при дозе 0,5 УДК не отличался от контроля. С повышением дозы от 1 до 30 УДК активность полифенолоксидазы была ингибирована на 25–84% относительно контроля соответственно (рис. 65).

Оксиды и нитраты таллия при всех дозах загрязнения не оказывали достоверного воздействия на активность аскорбатоксидазы чернозема обыкновенного относительно контроля (рис. 66).

Оксид таллия в дозе 0,5 УДК ингибировал активность ферриредуктазы на 18%. При увеличении концентрации от 1 до 30 УДК активность фермента была ингибирована на 38–60% относительно контроля соответственно. Нитрат таллия 0,5, 1 и 3 УДК не оказывал достоверного воздействия на активность почвенного фермента. Только при повышении концентрации от 10 и 30 УДК нитрата таллия

установлено значительное ингибирование активности фермента на 79 и 92% соответственно (рис. 67) (Евстегнеева, Колесников, 2023).

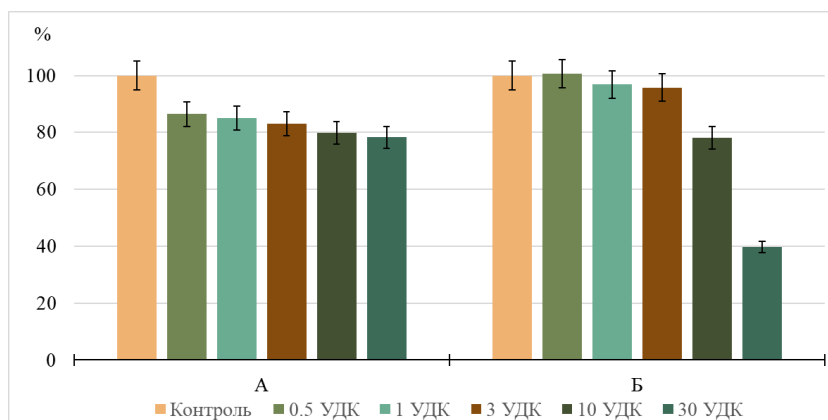


Рисунок 68 – Активность инвертазы в черноземе обыкновенном после загрязнения таллием (А – оксид таллия, Б – нитрат таллия), % от контроля

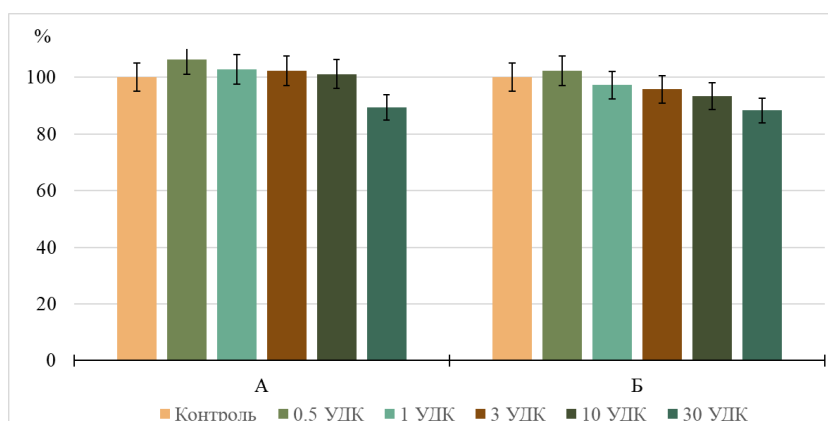


Рисунок 69 – Активность уреазы в черноземе обыкновенном карбонатном после загрязнения таллием (А – оксид таллия, Б – нитрат таллия), % от контроля

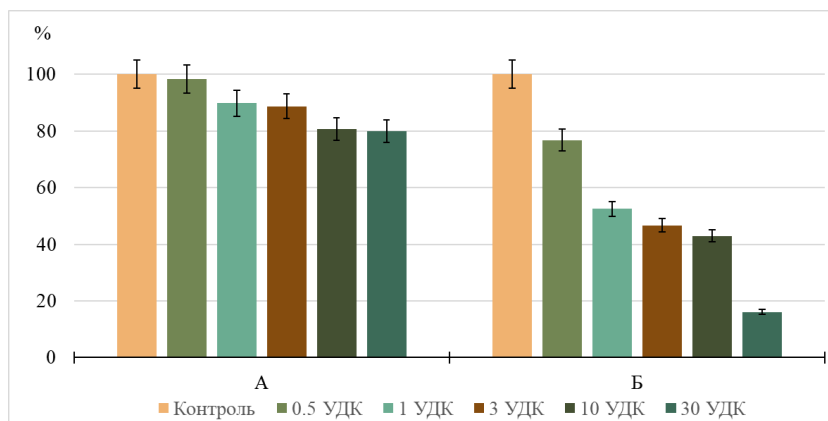


Рисунок 70 – Активность фосфатазы в черноземе обыкновенном карбонатном после загрязнения таллием (А – оксид таллия, Б – нитрат таллия), % от контроля

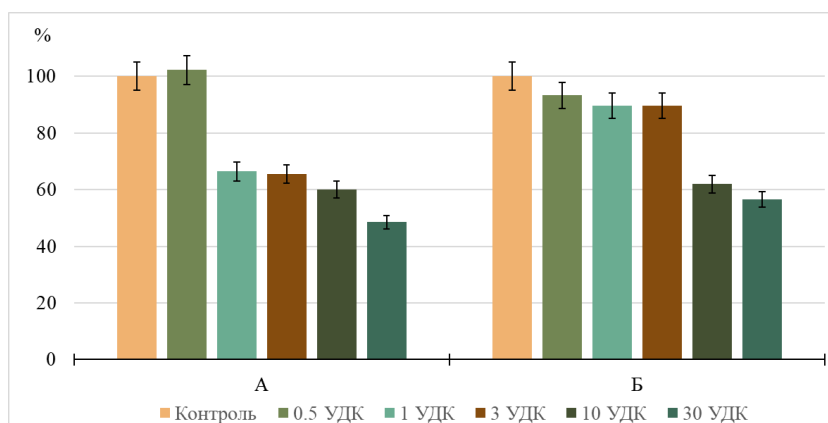


Рисунок 71 – Активность протеазы в черноземе обыкновенном карбонатном после загрязнения таллием (А – оксид таллия, Б – нитрат таллия), % от контроля

Активность гидролаз. Внесение оксида таллия в чернозем обыкновенный в размере 0,5 УДК ингибирует активность инвертазы на 14%. При повышении концентрации от 1 до 30 УДК активность фермента снижается на 15–22% относительно незагрязненной почвы. Внесение 0,5–3 УДК нитрата таллия в чернозем обыкновенный не вызвало достоверного снижения фермента. Увеличение концентрации нитрата таллия до 10–30 УДК привело к ингибированию инвертазы на 22 и 60% относительно контроля (Евстегнеева и др., 2023б) (рис. 68).

В черноземе обыкновенном только при 30 УДК оксида таллия установлено снижение активности уреазы на 11% относительно контроля, Содержание нитрата таллия в дозах 0,5, 1 и 3 УДК достоверно не влияет на активность уреазы в

черноземе обыкновенном. Наиболее токсичной оказалась доза 30 УДК, активность фермента снизилась на 12% относительно контроля (рис. 69).

В черноземе обыкновенном оксид таллия при дозах от 1 до 30 УДК достоверно снижал активность фосфатазы на 10–20% относительно контроля. Нитрат таллия проявил токсичность уже в минимальной дозе 0,5 УДК и ингибировал ферментативную активность почвы на 23%. При повышении концентрации нитрата таллия от 1 до 30 УДК ингибирование активности фосфатазы составило 47–84% относительно контроля (рис. 70).

Оксид таллия в диапазоне доз от 1 до 30 УДК ингибировал протеазу на 34–52% относительно контроля. Нитрат таллия 0,5 УДК также не оказывал достоверного воздействия на активность фермента. С ростом дозы от 1 до 30 УДК снижение активности составило 10–43% относительно контроля (рис. 71).

Показатели фитотоксичности почвы по изменению длины корней и побегов пшеницы при загрязнении оксидом и нитратом таллия представлены на рисунках 72, 73.

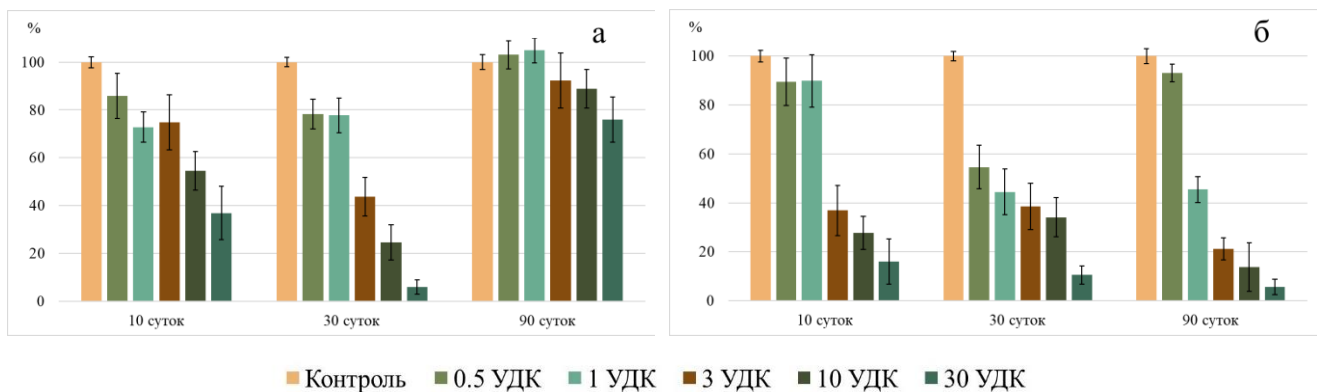


Рисунок 72 – Длина корней пшеницы в черноземе обыкновенном после загрязнения таллием (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

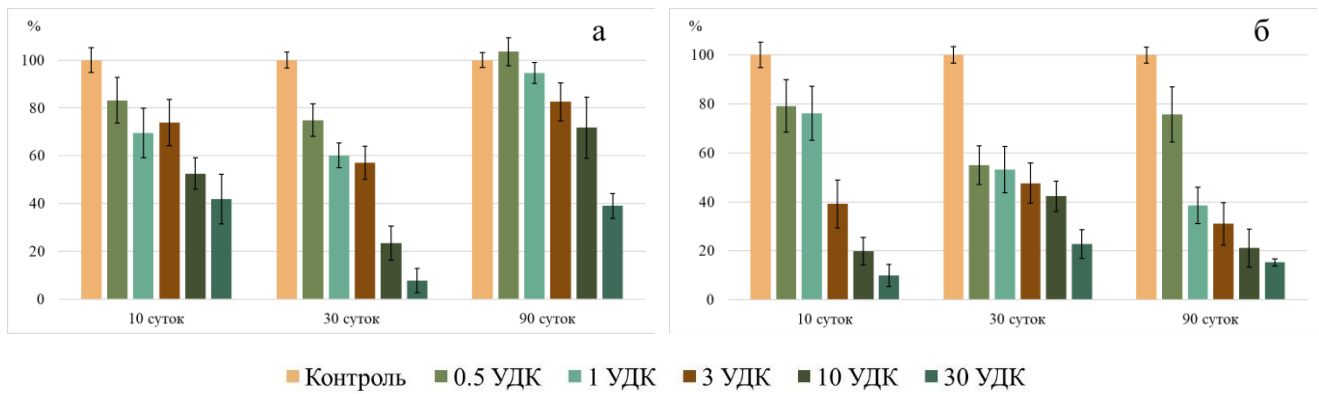


Рисунок 73 – Длина побегов пшеницы в черноземе обыкновенном карбонатном после загрязнения таллием (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

Внесение в чернозем обыкновенный минимальной концентрации (0,5 УДК) оксида таллия снижает длину корней на 14%, а длину побегов на 17% через 10 сут загрязнения. Длина корней ингибируется на 45–63%, а длина побегов на 47–58% в концентрации оксида 10 УДК и 30 УДК соответственно. На 30-е сут при внесении 0,5–30 УДК оксида длина корней снижается на 22–94% относительно контроля, а длина побегов на 25–92%. На 90-е сут зафиксировано восстановление показателя, относительно результатов, полученных на 10-е и 30-е сут эксперимента. Оксид таллия проявил токсичность только при внесении в дозе 3–30 УДК, на 8–24% ниже контроля соответственно. Длина побега на 90-е сут эксперимента снижалась начиная с внесения 10 УДК оксида таллия. Внесение нитрата таллия в размере 0,5–30 УДК снизило длину корня на 10–84%, длину побега на 21–90% относительно контроля на 10-е сут после начала модельного опыта. На 30-е сут от начала опыта внесение 0,5 УДК нитрата таллия вызвало снижение длины корня и побега на 45%. Повышение дозы поллютанта до 10–30 УДК привело к снижению длины корня на 66–89% и длины побега на 58–77% относительно контроля.

Влияние загрязнения чернозема обыкновенного оксидом и нитратом таллия на базальное дыхание почв (V_{basal}) представлено на рисунке 74, 75.

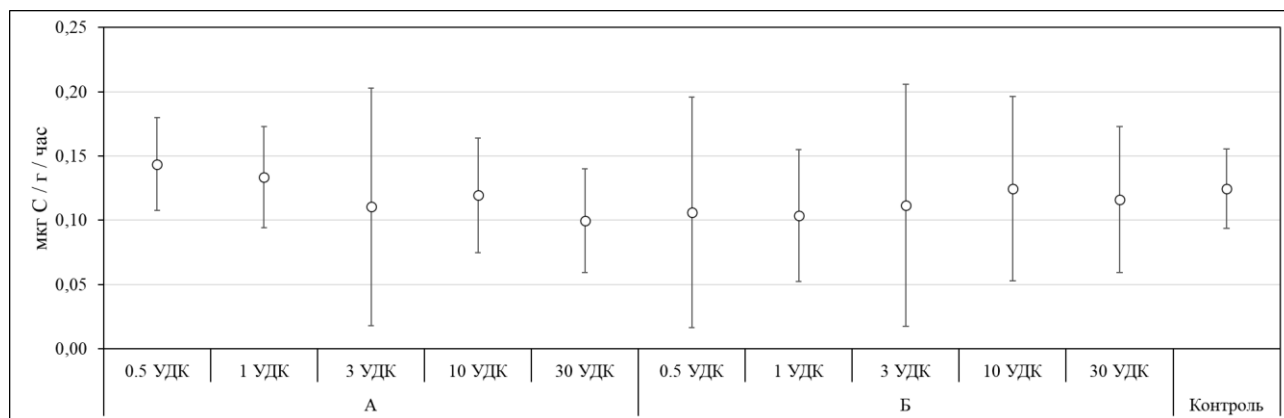


Рисунок 74 – Базальное дыхание (V_{basal}) чернозема обыкновенного при загрязнении: А) оксидом таллия; Б) нитратом таллия

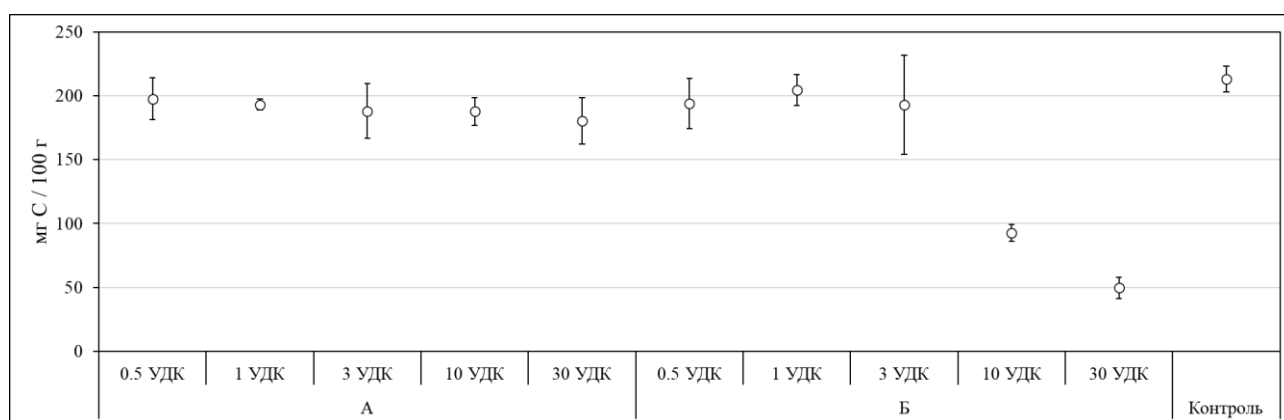


Рисунок 75 – Микробная биомасса ($C_{\text{мик}}$) чернозема обыкновенного при загрязнении: А) оксидом таллия; Б) нитратом таллия

Таблица 13

Показатели гумусового состояния и микробиологической активности чернозема обыкновенного при загрязнении оксидами и нитратами таллия

		$C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$	QR	$q\text{CO}_2$
Оксид таллия	0,5 УДК	0,35	0,06	0,73
	1 УДК	0,35	0,05	0,69
	3 УДК	0,32	0,04	0,59
	10 УДК	0,35	0,05	0,64
	30 УДК	0,25	0,04	0,55
Нитрат таллия	0,5 УДК	0,53	0,04	0,55
	1 УДК	0,59	0,04	0,51
	3 УДК	0,47	0,04	0,58
	10 УДК	0,24	0,10	1,34
	30 УДК	0,15	0,19	2,34
Контроль		0,48	0,04	0,58

Внесение оксида таллия в чернозем обыкновенный не оказывало достоверного воздействия на микробную биомассу, однако нитрат таллия ингибировал микробную биомассу чернозема при 10 и 30 УДК на 55 и 76% соответственно. Недостаток ($QR < 0,1$) элементов питания (Благодатская и др., 1995) зафиксирован в черноземе обыкновенном при загрязнении оксидом и нитратом таллия, кроме концентраций 30 УДК нитрата таллия, где выражено неблагоприятное состояние ($QR > 0,2$) в результате антропогенного воздействия. Максимальную стимуляцию наблюдали при загрязнении чернозема обыкновенного оксидом таллия – на 48% выше, чем в контроле. Коэффициент микробного дыхания (QR) чернозема был максимальным при загрязнении нитратом таллия при высоких дозах (10 и 30 УДК) на 250 и 299% выше, чем в контроле. Установлено стимулирование коэффициента qCO_2 чернозема обыкновенного при загрязнении 10 и 30 УДК таллия в 4–6 раз по сравнению с контролем (Minnikova et al., 2023).

Влияние формы соединения таллия на биологические показатели чернозема обыкновенного карбонатного представлены на рисунке 76. Общая численность бактерий в черноземе обыкновенном карбонатном более чувствительная к загрязнению таллием в форме нитрата, по сравнению с оксидом на всех сроках исследования, в среднем на 20–40% ниже при загрязнении нитратом, чем оксидом таллия. Длина корней и побегов пшеницы также сильнее ингибировалась при внесении нитрата таллия, исключение представлено для концентраций 0,5, 1 УДК оксида таллия на 10-е сут эксперимента, длина корней пшеницы сильнее снизилась при внесении оксида. На 90-е сут после загрязнения разница значений фитотоксических показателей между результатами исследования оксида и нитрата таллия составила более 50%. На 30 сут загрязнения наибольшее угнетение длины корней и побегов пшеницы вызывает оксид таллия в размере 30 и 90 фонов, что на 5–19% ниже, чем при внесении тех же концентраций нитрата таллия. Наибольшая разница между степенью воздействия нитрата и оксида таллия отмечается на 90 сут. Внесение малых доз (1,5 и 3 фонов) оксида таллия сильнее снижает активность каталазы и дегидрогеназ (на 3–7% ниже нитрата), содержание в почве 30–90 фонов

загрязняющего вещества вызывает наибольшее ингибирование ферментативной активности в форме нитрата. Такие результаты могут быть связаны с высокой биодоступностью нитратов, так как они являются растворимыми соединениями (Presentato et al., 2019).

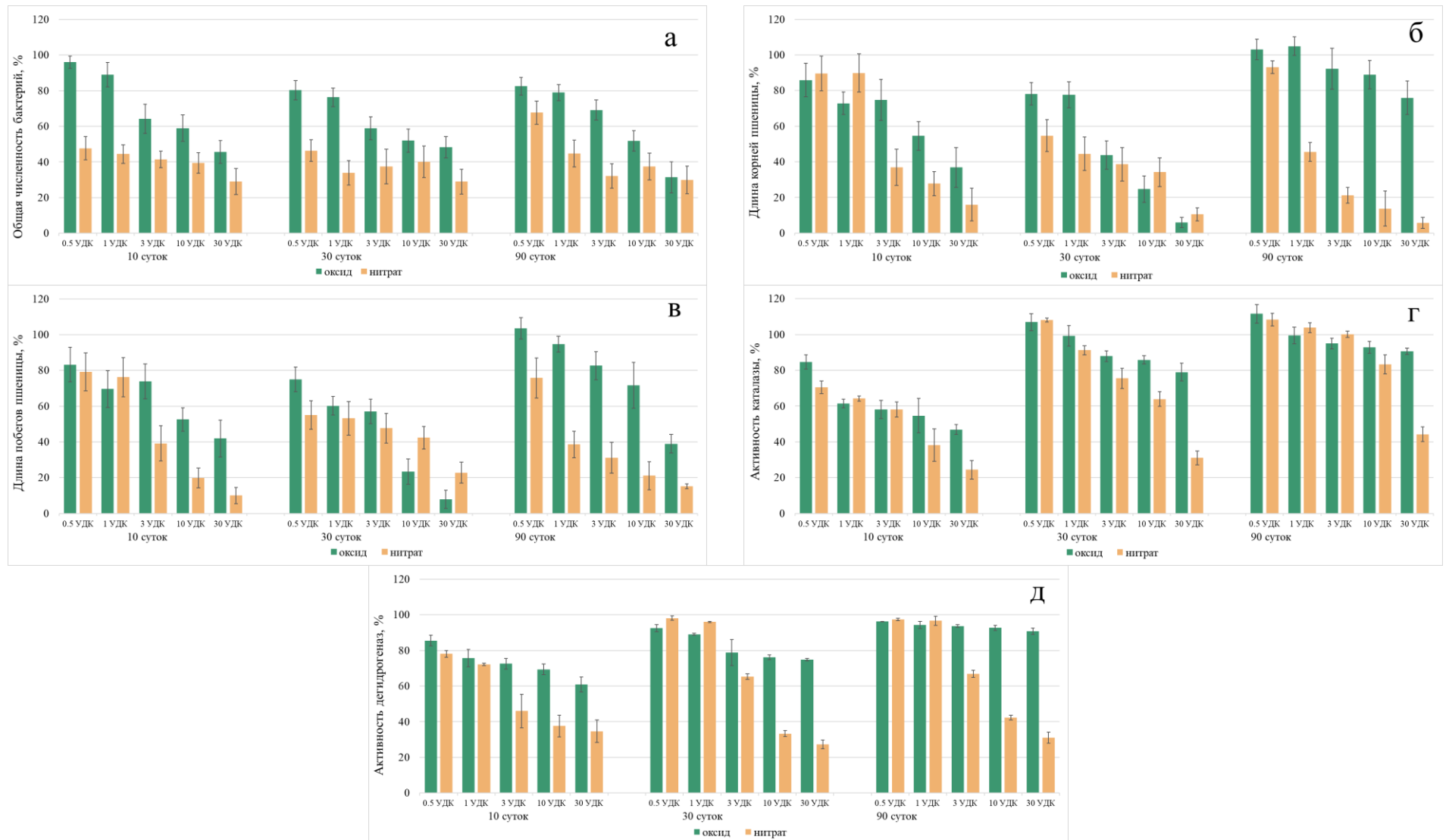


Рисунок 76 – Сравнительная оценка экотоксичности оксида и нитрата таллия в черноземе обыкновенном карбонатном: а) общая численность бактерий; б) длина корней пшеницы; в) длина побегов пшеницы; г) активность каталазы; д) активность дегидрогеназ, % от контроля

Оценка динамики биологической активности показала, что наибольшая токсичность таллия для чернозема обыкновенного и проявляется на 10 сут после загрязнения (рис. 77–81). Через 90 сут, в большинстве случаев, наблюдалось восстановление биологических свойств почв, однако достоверных значений в контрольной незагрязненной почве достигнуто не было ни одним из исследованных биологических показателей.

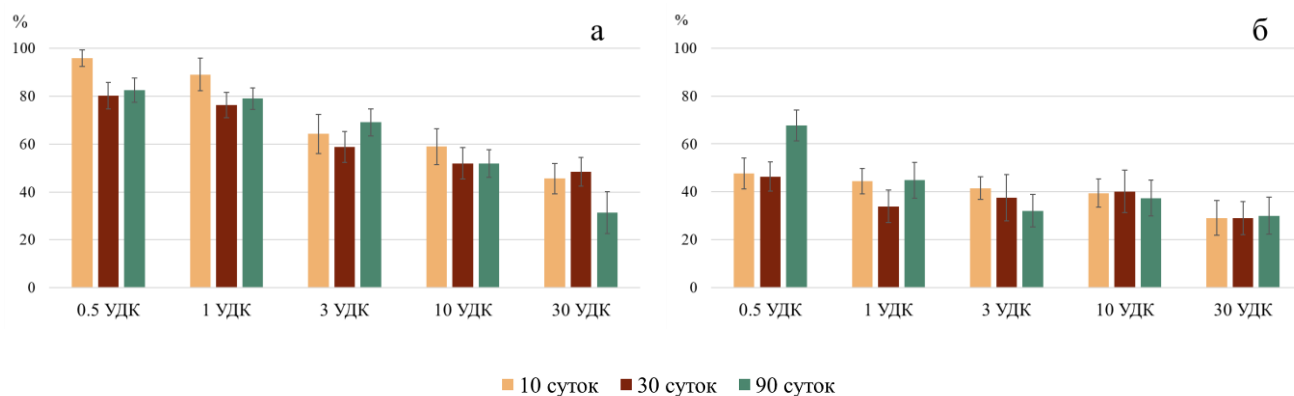


Рисунок 77 – Изменение общей численности бактерий при загрязнении чернозема обыкновенного карбонатного в динамике (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

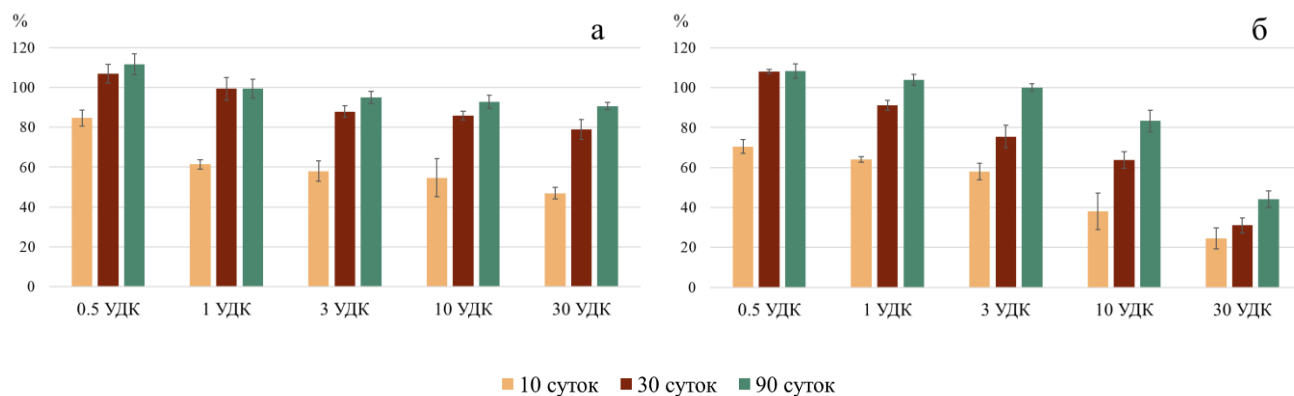


Рисунок 78 – Изменение активности каталазы при загрязнении чернозема обыкновенного карбонатного в динамике (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

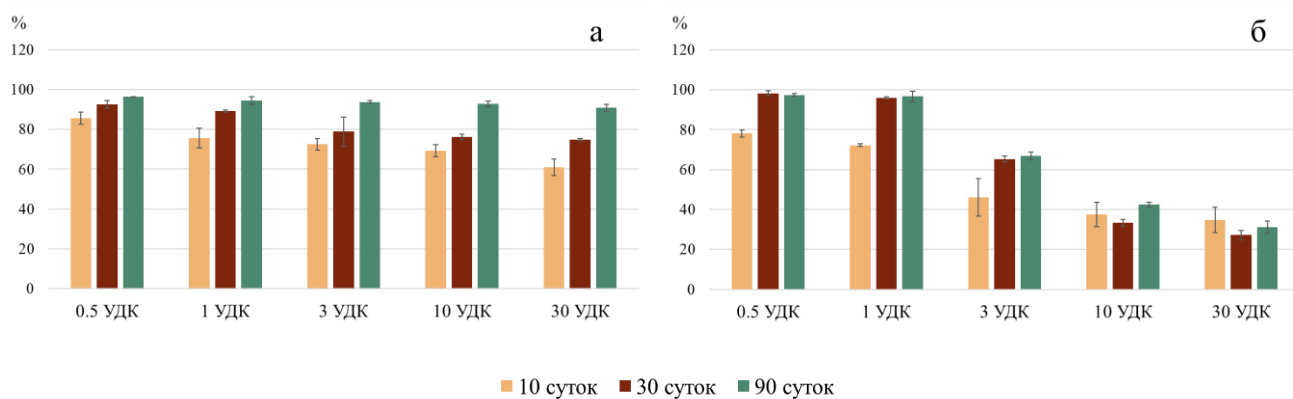


Рисунок 79 – Изменение активности дегидрогеназ при загрязнении чернозема обыкновенного карбонатного в динамике (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

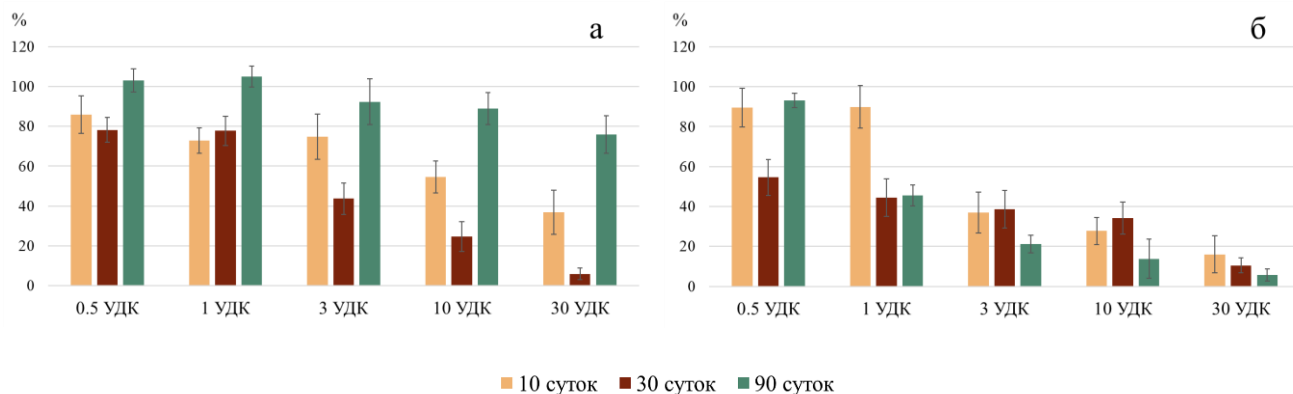


Рисунок 80 – Изменение длины корней пшеницы при загрязнении чернозема обыкновенного карбонатного в динамике (а – оксид Тl, б – нитрат Тl), % от контроля

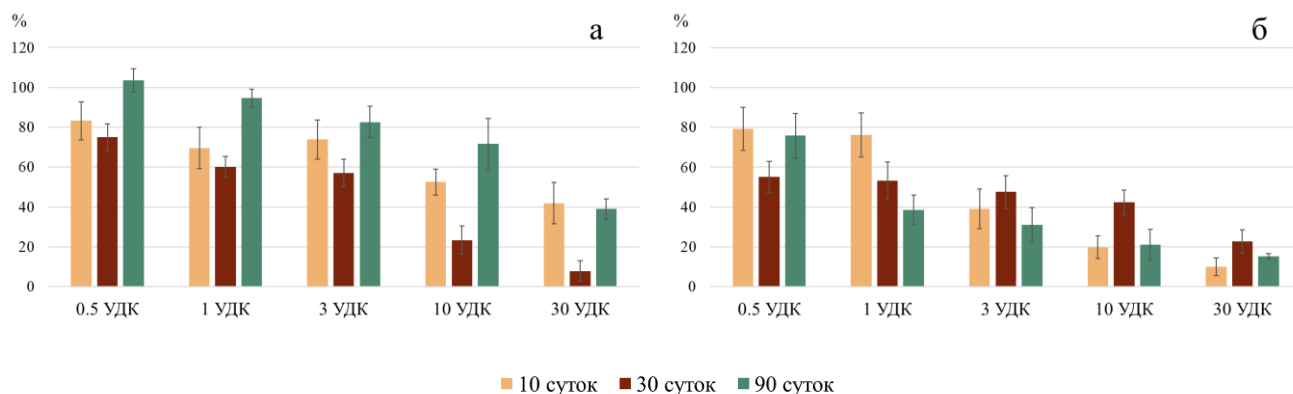


Рисунок 81 – Изменение длины побегов пшеницы при загрязнении чернозема обыкновенного карбонатного в динамике (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

4.2. Влияние загрязнения соединениями таллия на биологические показатели бурой лесной почвы

Результаты исследования представлены в таблицах 14–15 и на рисунках 82–102.

Таблица 14

Влияние загрязнения соединениями таллия на биологические показатели бурой лесной слабоненасыщенной почвы

Соединение	Срок моделирования, сут	Концентрация Тl, мг/кг						НСР _{0.05}
		1 фон (контроль)	1,5 фона	3 фона	9 фонов	30 фонов	90 фонов	
			0,5 УДК	1 УДК	3 УДК	10 УДК	30 УДК	
		0,39	0,59	1,17	3,51	11,7	35,1	
Общая численность бактерий, млрд/г								
Tl ₂ O ₃	10	2,2	1,6	1,2	1,1	0,9	0,5	0,1
	30	1,9	1,4	1,3	1,0	1,0	0,8	0,1
	90	2,0	1,5	1,4	1,1	1,0	0,9	0,1
Tl(NO ₃) ₃	10	2,2	1,4	1,0	0,7	0,7	0,5	0,1
	30	1,9	0,9	0,8	0,7	0,4	0,4	0,1
	90	2,0	1,1	1,0	0,8	0,7	0,6	0,1
Активность каталазы, мл кислорода/(г мин)								
Tl ₂ O ₃	10	7,0	6,8	6,2	5,1	5,0	4,9	0,4
	30	6,0	4,6	4,5	4,5	4,5	4,1	0,3
	90	5,5	5,5	5,0	5,0	5,0	4,5	0,4
Tl(NO ₃) ₃	10	7,0	5,2	5,2	5,0	4,0	3,3	0,4
	30	6,0	5,8	5,7	4,3	3,3	2,7	0,3
	90	5,5	4,8	4,6	4,2	2,8	2,6	0,3
Активность дегидрогеназ, мг ТТФ (2.3.5-трифенилтетразолий хлористый)/(10 г 24 ч)								
Tl ₂ O ₃	10	28,0	27,9	27,1	22,4	17,9	14,5	1,6
	30	26,5	21,2	20,7	20,3	17,0	13,7	1,4
	90	17,8	14,2	14,1	13,3	12,5	11,2	1,0
Tl(NO ₃) ₃	10	28,0	25,6	22,1	12,1	11,2	9,4	1,3
	30	26,5	25,7	19,0	10,3	10,2	7,4	1,2
	90	17,8	17,7	15,3	10,4	9,5	7,0	0,9
Активность пероксидазы, мг 1,4 бензохинона в 1 г почвы за 30 мин								
Tl ₂ O ₃	10	1,29	1,26	1,27	1,27	1,22	1,16	0,09
Tl(NO ₃) ₃		1,29	0,89	0,87	0,63	0,36	0,33	0,05
Активность полифенолоксидазы, мг 1, 4 бензохинона в 1 г почвы								
Tl ₂ O ₃	10	1,30	1,37	1,28	1,15	1,02	0,91	0,08
Tl(NO ₃) ₃		1,30	0,95	0,90	0,65	0,27	0,17	0,05

Соединение	Срок моделирования, сут	Концентрация Тl, мг/кг						НСР _{0.05}
		1 фон (контроль)	1,5 фона	3 фона	9 фонов	30 фонов	90 фонов	
			0,5 УДК	1 УДК	3 УДК	10 УДК	30 УДК	
		0,39	0,59	1,17	3,51	11,7	35,1	
Активность аскорбатоксидазы, мг ДГАК в 1 г почвы за 1 час.								
Tl ₂ O ₃	10	8,5	8,7	8,4	8,1	8,1	8,1	0,6
Tl(NO ₃) ₃		8,5	8,8	8,6	8,6	8,5	8,1	0,6
Активность ферриредуктазы, мг Fe ₂ O ₃ в 100 г за 48 часов								
Tl ₂ O ₃	10	21,3	21,5	21,4	21,2	20,9	18,0	1,5
Tl(NO ₃) ₃		21,3	21,5	21,2	20,7	5,0	4,9	1,1
Активность инвертазы, мг глюкозы в 1 г почвы за 24 часа								
Tl ₂ O ₃	10	17,5	16,5	15,8	14,7	12,8	11,2	1,0
Tl(NO ₃) ₃		17,5	17,8	16,1	14,1	13,3	11,4	1,1
Активность уреазы, мг NH ₃ в г почвы за 24 часа								
Tl ₂ O ₃	10	0,75	0,72	0,68	0,65	0,62	0,52	0,05
Tl(NO ₃) ₃		0,75	0,85	0,67	0,65	0,37	0,36	0,04
Активность фосфатазы, мкг п-нитрофенола в 1 грамме почвы за 1 час								
Tl ₂ O ₃	10	0,27	0,16	0,13	0,13	0,13	0,16	0,01
Tl(NO ₃) ₃		0,27	0,11	0,10	0,09	0,08	0,04	0,01
Активность протеазы, мг глицина в 1 г почвы за 24 часа								
Tl ₂ O ₃	10	274,3	181,8	150,2	135,2	131,8	130,2	12
Tl(NO ₃) ₃		274,3	240,2	253,5	225,2	188,5	125,2	15
Длина корней пшеницы, %								
Tl ₂ O ₃	10	100	86	81	76	72	62	11
	30	100	50	48	38	36	22	7
	90	100	98	93	88	85	66	12
Tl(NO ₃) ₃	10	100	75	58	45	21	4	7
	30	100	60	38	32	26	3	6
	90	100	79	61	54	21	0	7
Длина побегов пшеницы, %								
Tl ₂ O ₃	10	100	93	78	75	75	72	11
	30	100	60	60	58	56	44	8
	90	100	78	69	63	60	39	9
Tl(NO ₃) ₃	10	100	78	58	38	26	10	7
	30	100	76	52	32	32	2	6
	90	100	62	60	49	36	0	7

В результате исследования отмечено снижение общей численности почвенных бактерий по сравнению с контролем при внесении соединений таллия (рис.82).

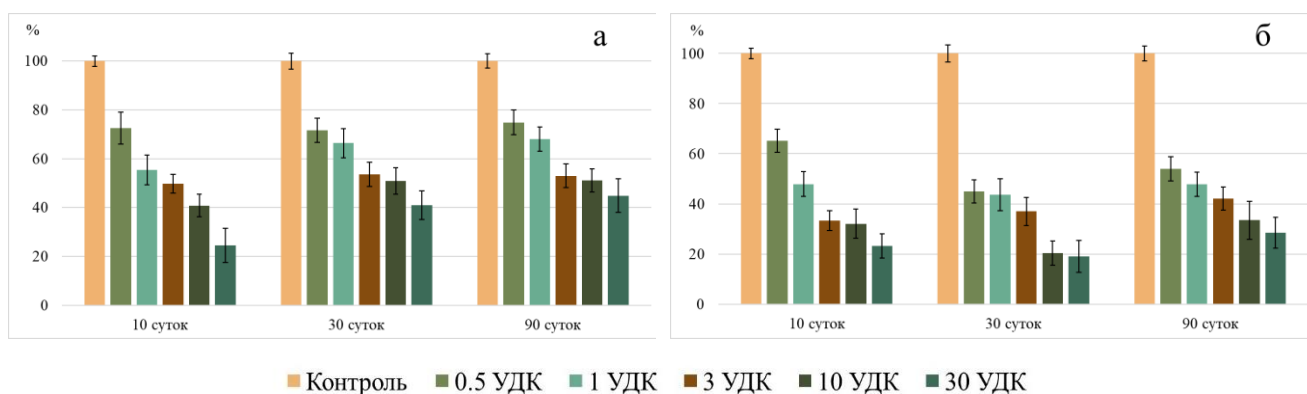


Рисунок 82 – Общая численность бактерий в бурой лесной слабоненасыщенной почве после загрязнения таллием (а – оксид таллия, б – нитрат таллия),
% от контроля

Загрязнение бурой лесной почвы оксидом таллия на 10 сут после начала модельного опыта вызвало снижение численности бактерий на 27% при внесении в дозе 0,5 УДК и на 45% при внесении 1 УДК (Евстегнеева и др., 2023в). С увеличением концентрации загрязнителя на 3–30 УДК происходило более значительное снижение показателя (на 75% ниже контрольного образца). Наибольшая токсичность отмечена на 30 сут, когда количество бактерий уменьшилось на 20–58%. На 90-е сут исследования снижение общей численности бактерий отмечено на 25–55% относительно незагрязненной почвы при внесении 0,5–30 УДК оксида таллия. Нитрат таллия проявил более выраженное токсическое действие на численность бактерий в бурой лесной почве. Уже на 10 сут при минимальной концентрации 0,5 УДК численность бактерий снизилась до 65% относительно контроля. При увеличении концентрации таллия до 30 УДК ингибирование численности достигало 71%. Снижение общей численности бактерий на 30-е сут исследования до 60–71% отмечено при внесении 10–30 УДК нитрата таллия в бурую лесную почву. На 90-е сут уже 0,5 УДК нитрата снизили показатель на 46% относительно незагрязненного образца. Увеличение дозы нитрата таллия до 1–30 УДК повысило токсическое действие, общая численность бактерий снизилась на 52–72% относительно контроля.

Результаты исследования влияния загрязнения таллием на ферменты из класса оксидоредуктаз представлены на рисунках 83–88, на активность ферментов класса гидролазы на рисунках 89–92.

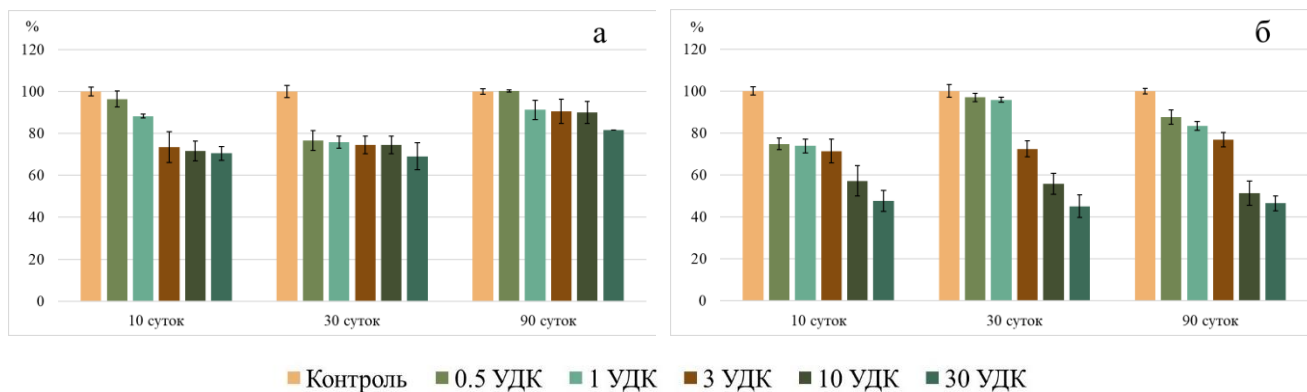


Рисунок 83 – Активность каталазы в бурой лесной слабонасыщенной почве после загрязнения таллием (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

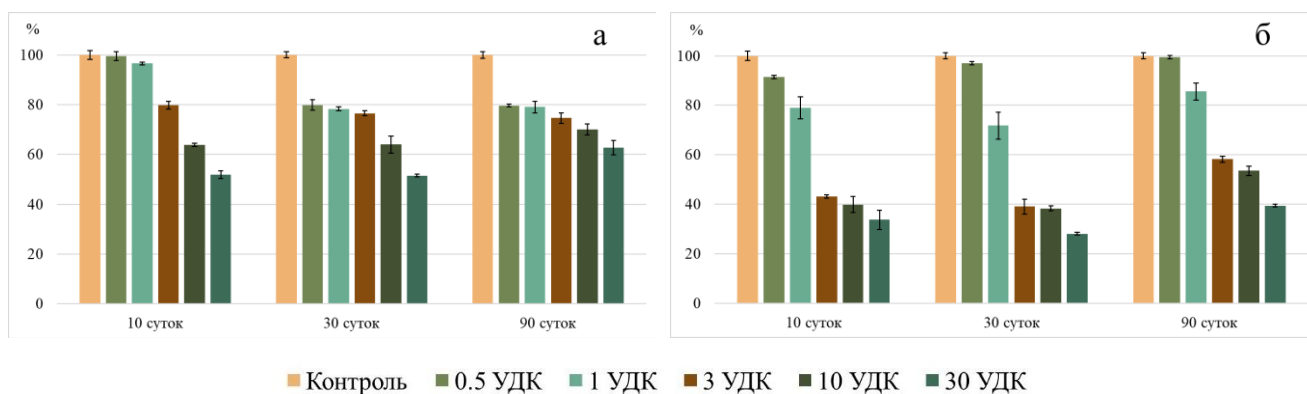


Рисунок 84 – Активность дегидрогеназ в бурой лесной слабонасыщенной почве после загрязнения таллием (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

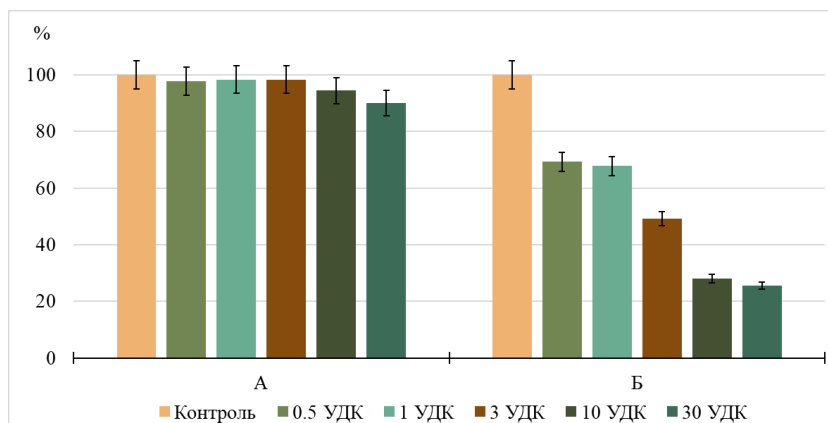


Рисунок 85 – Активность пероксидазы в бурой лесной слабоненасыщенной почве после загрязнения таллием (А – оксид таллия, Б – нитрат таллия), % от контроля

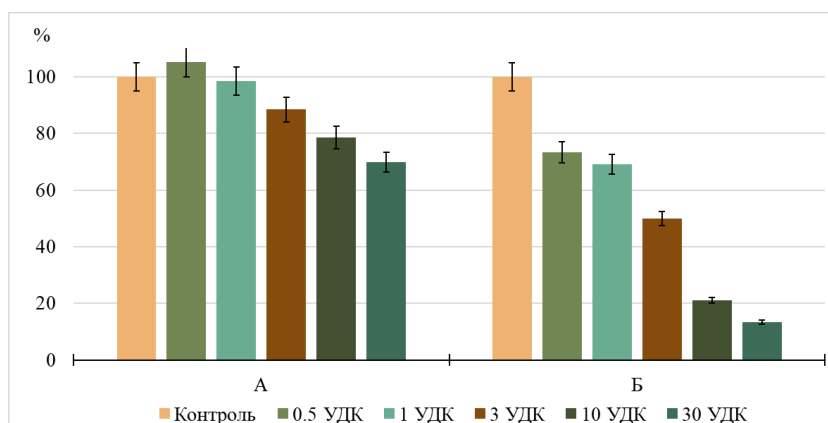


Рисунок 86 – Активность полифенолоксидазы в бурой лесной слабоненасыщенной почве после загрязнения таллием (А – оксид таллия, Б – нитрат таллия), % от контроля

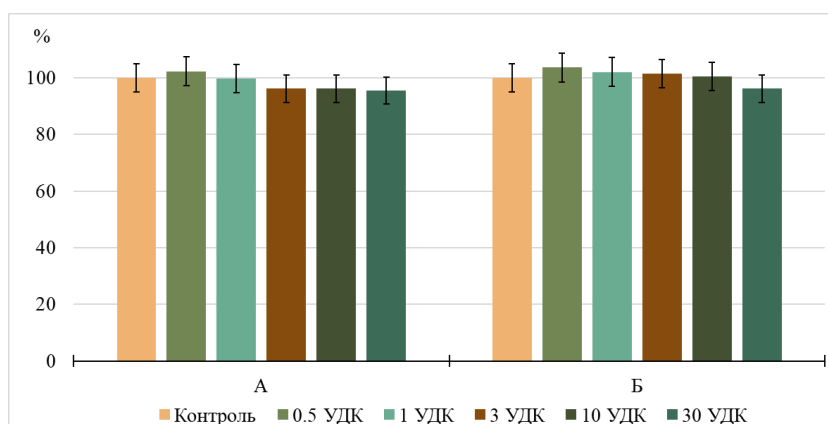


Рисунок 87 – Активность аскорбатоксидазы в бурой лесной слабоненасыщенной почве после загрязнения таллием (А – оксид таллия, Б – нитрат таллия), % от контроля

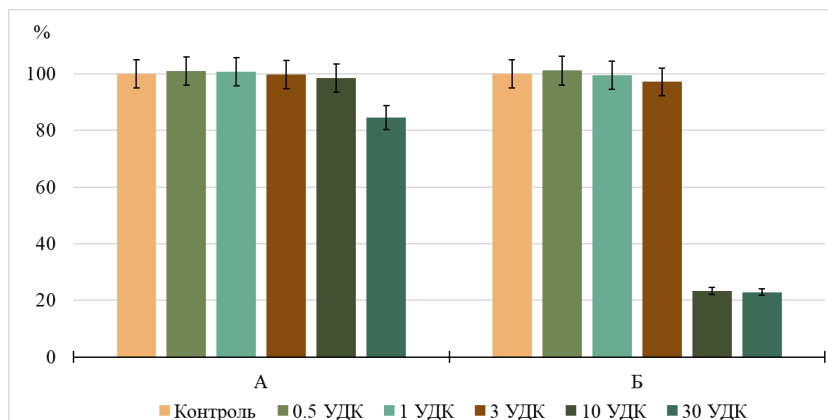


Рисунок 88 – Активность ферриредуктазы в бурой лесной слабоненасыщенной почве после загрязнения таллием (А – оксид таллия, Б – нитрат таллия),
% от контроля

Активность оксидоредуктаз. На 10-е сут активность каталазы снижается в прямой зависимости от концентрации вносимого элемента, начиная с дозы 1 УДК. Так при внесении 1 УДК оксида таллия активность каталазы снизилась на 12% относительно контроля, увеличение концентрации до 30 УДК привело к снижению показателя на 30% ниже контроля. На 30-е сут эксперимента снижение каталазы происходит в равной степени при внесении в дозе 0,5–10 УДК, незначительное увеличение токсичности отмечено при внесении в концентрации 30 УДК на 31 % ниже контроля. На 90-е сут ингибирование каталазной активности обнаружено только при внесении 1–30 УДК, на 9–18% ниже контроля. Снижение активности каталазы при внесении нитрата таллия отмечено для всех сроков исследования. Достоверное снижение активности фермента зафиксировано уже при минимальной дозе 0,5 УДК на 25 и 12% ниже контроля на 10 и 90-е сут соответственно. На 30-е сут достоверное снижение активности каталазы отмечено только при дозах 1–30 УДК, на 28–55% соответственно (рис. 83).

Внесение в бурую лесную слабоненасыщенную почву оксида таллия в концентрации 3–30 УДК привело к ингибированию активности дегидрогеназ на 20–48% относительно контроля через 10 сут после загрязнения, внесение 0,5 УДК оксида таллия не оказало достоверного эффекта на активность дегидрогеназ. Через

30 сут установлено угнетение активности фермента при концентрации оксида от 0,5 до 30 УДК на 20–48% относительно контроля (Евстегнеева, Колесников, 2023). Нитрат таллия в концентрации 0,5 УДК через 10 сут опыта вызывал угнетение активности на 9%, через 30 и 90 сут внесение минимальной концентрации не вызывало токсический эффект. При повышении концентрации от 1 до 30 УДК на 10-е сут угнетение активности дегидрогеназ составило 21–66% относительно контроля. Через 30 сут при увеличении дозы от 1 до 30 УДК угнетение активности составило соответственно 28–72% относительно контроля. Аналогичная тенденция установлена через 90 сут: при увеличении концентрации от 1 до 30 УДК ингибирование активности дегидрогеназ составило соответственно 14–61% относительно контроля (рис. 84).

Таллий в форме оксида не оказывал достоверного воздействия на активность пероксидазы. Нитрат таллия уже при 0,5 УДК вызвал ингибирование активности пероксидазы на 31% относительно контроля. С ростом концентрации от 1 до 30 УДК нитрата таллия активность фермента была ингибирована на 32–74% соответственно (рис. 85).

Таллий в форме оксида в дозе 0,5, 1 УДК не оказывал достоверного воздействия на активность полифенолоксидазы. При дозах 3, 10 и 30 УДК ингибирование составило 12, 21 и 30% относительно контроля соответственно. Нитрат таллия ингибировал активность фермента уже с малой дозы 0,5 УДК на 27%. С повышением концентрации нитрата таллия активность снизилась на 31–87% относительно контроля (рис. 86).

Таллий в форме оксида оказал токсический эффект на активность ферриредуктазы только при внесении в максимальной концентрации (30 УДК), снизив активность фермента на 15% относительно контроля. Нитрат таллия при 0,5, 1 и 3 УДК не оказывал достоверного воздействия на активность фермента. При увеличении дозы элемента от 10 до 30 УДК ингибирование активности ферриредуктазы составило 77% относительно контроля (рис. 88).

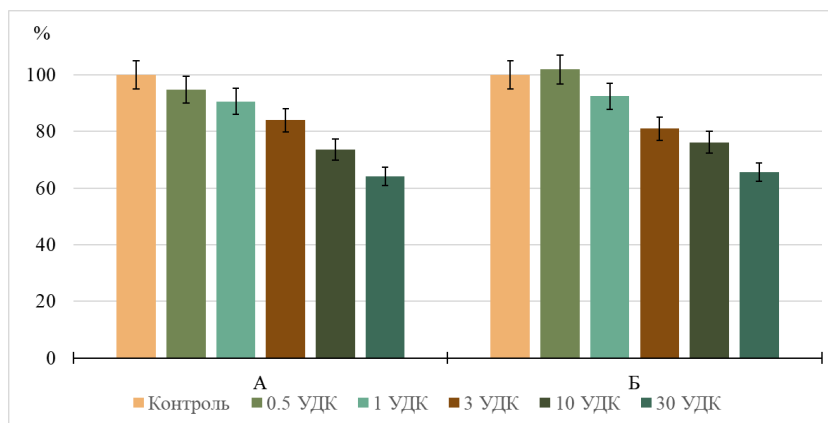


Рисунок 89 – Активность инвертазы в бурой лесной слабонасыщенной почве после загрязнения таллием (А – оксид таллия, Б – нитрат таллия), % от контроля

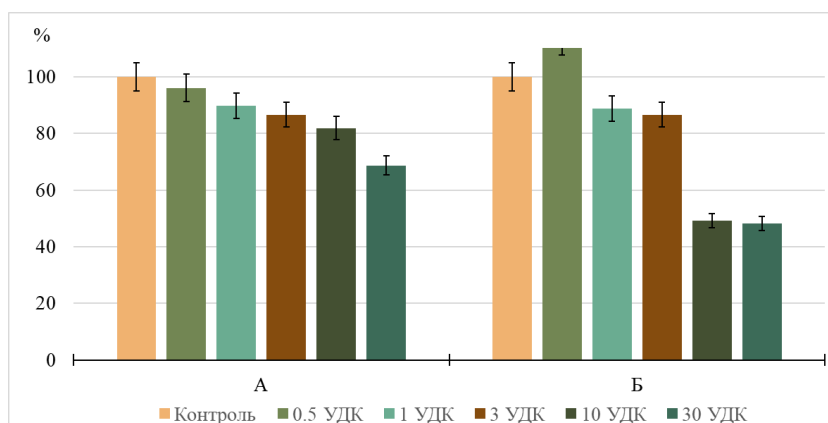


Рисунок 90 – Активность уреазы в бурой лесной слабонасыщенной почве после загрязнения таллием (А – оксид таллия, Б – нитрат таллия), % от контроля

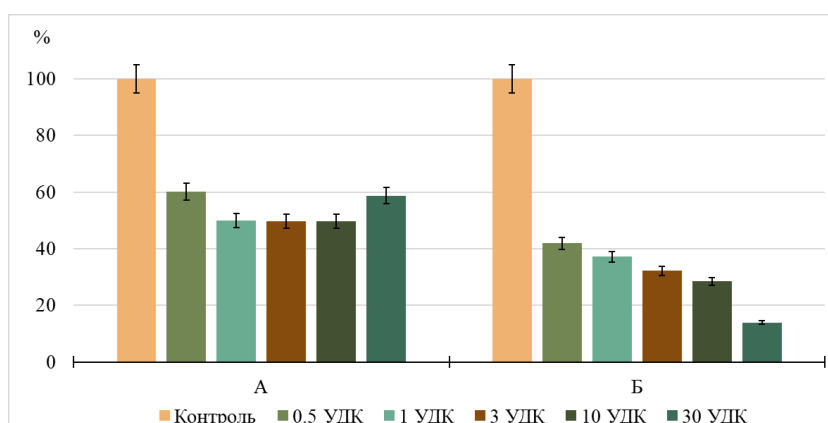


Рисунок 91 – Активность фосфатазы в бурой лесной слабонасыщенной почве после загрязнения таллием (А – оксид таллия, Б – нитрат таллия), % от контроля

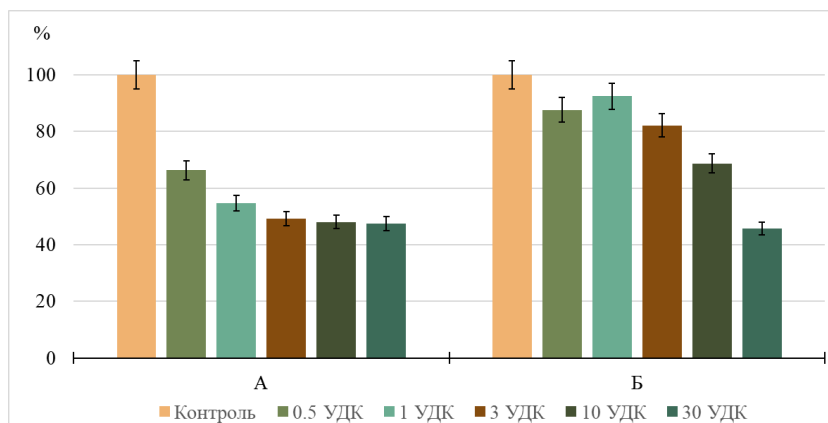


Рисунок 92 – Активность протеазы в бурой лесной слабонасыщенной почве после загрязнения таллием (А – оксид таллия, Б – нитрат таллия), % от контроля

Активность гидролаз. Оксид таллия в дозах от 1 до 30 УДК ингибировал активность инвертазы на 9–36% относительно контроля. Нитрат таллия в концентрации 0,5 УДК не оказывали достоверного воздействия на активность фермента. При повышении концентрации нитрата таллия до 1–30 УДК ингибирование фермента составило 8–36% относительно контроля (Евстегнеева и др., 2023б) (рис. 89).

Оксид таллия при дозе 0,5 не оказывали достоверного воздействия на активность уреазы. В бурой лесной почве токсический эффект начинает проявляться после внесения 1 УДК оксида таллия, показатель снижается на 7% относительно незагрязненного образца. Повышение концентрации оксида до 10–30 УДК приводит к снижению активности уреазы на 18–31%. Внесение 0,5 УДК нитрата таллия привело к стимулирующему эффекту, активность уреазы бурой лесной почвы увеличилась на 13% относительно контрольного образца. Начиная с внесения 1 УДК нитрата зафиксировано ингибирование показателя на 11%. Наибольший токсический эффект отмечен при внесении 30 УДК нитрата, на 52 % ниже контроля (Евстегнеева и др., 2023б) (рис. 90).

Внесение оксида таллия в бурую лесную почву вызвало снижение активности фосфатазы во всех исследуемых концентрациях на 40–41%. Нитрат таллия проявил большую токсичность, внесение уже 0,5 УДК привело к снижению активности

фермента на 58% относительно контроля. Увеличение концентрации соединения от 1 до 30 УДК привело к ингибированию фосфатазы на 63–86% (рис. 91).

Оксид таллия в концентрации 0,5 УДК ингибировал активность протеазы на 34%. С повышением концентрации от 1 до 30 УДК активность протеазы была ингибирована на 45–53% относительно контроля.

Показатели фитотоксичности почвы по изменению длины корней и побегов пшеницы при загрязнении оксидом и нитратом таллия представлены на рисунках 93, 94.

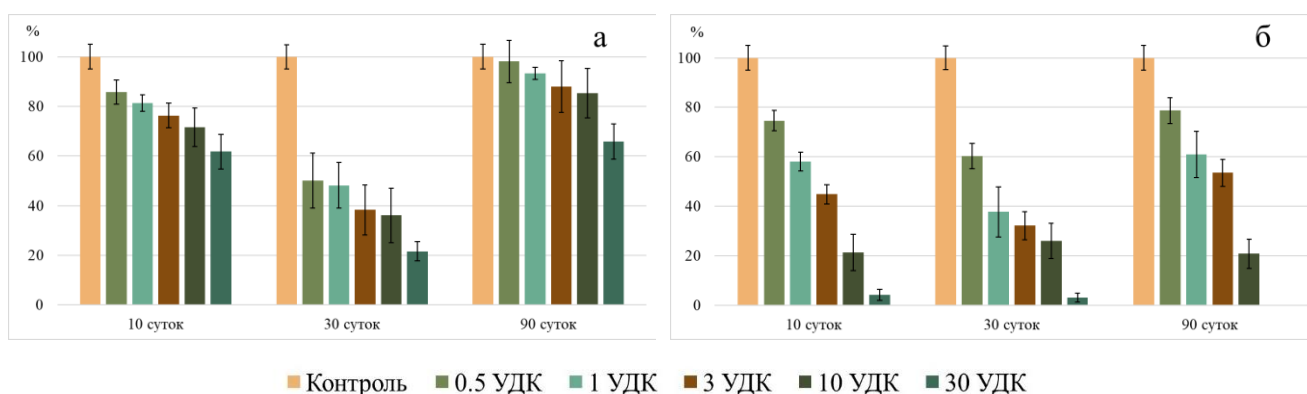


Рисунок 93 – Длина корней пшеницы в бурой лесной слабоненасыщенной почве после загрязнения таллием (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

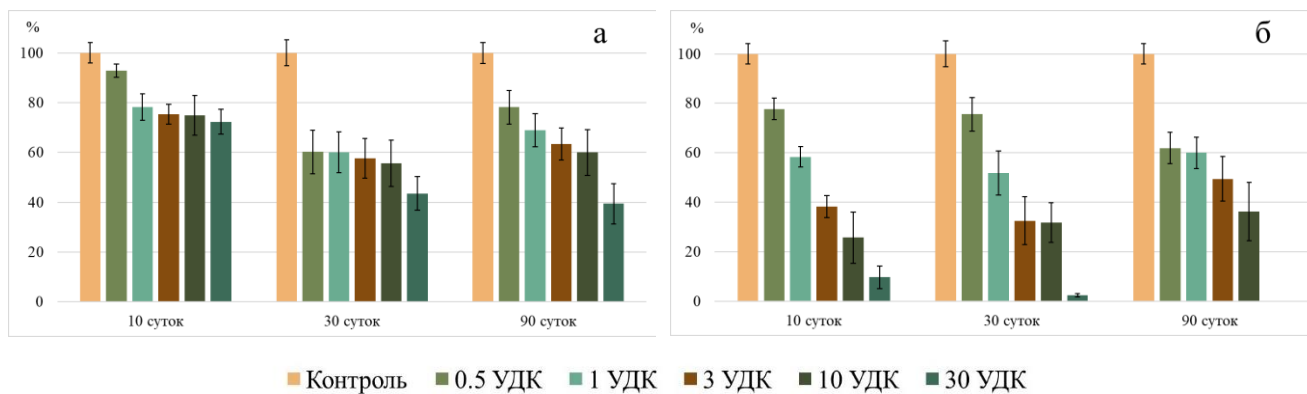


Рисунок 94 – Длина побегов пшеницы в бурой лесной слабоненасыщенной почве после загрязнения таллием (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

При внесении 0,5–30 УДК оксида таллия в бурую лесную почву на 10-е сут длина корней пшеницы ингибировалась на 14–38%, длина побегов на 7–28%

соответственно. На 30-е сут продолжился рост токсичности, показатель длины корней снизился на 50-78%, длины побегов – на 40–56% относительно контроля. На 90-е сут отмечено снижение токсичности оксида на длину корня относительно первых сроков эксперимента, внесение 0,5 УДК не вызвало ингибирующего влияния, внесение 1-30 УДК вызвало снижение показателя на 7-34%. Внесение нитрата таллия оказало наиболее сильное влияние на длину корней и побегов в размере 10 и 30 УДК на 30-е сут исследования. При внесении 10 УДК нитрата длина корней снизилась на 74%, длина побегов – на 68% относительно контроля.

Влияние загрязнения бурой лесной слабонасыщенной почвы оксидом и нитратом таллия на базальное дыхание почв (V_{basal}) представлено на рисунках 95 и 96.

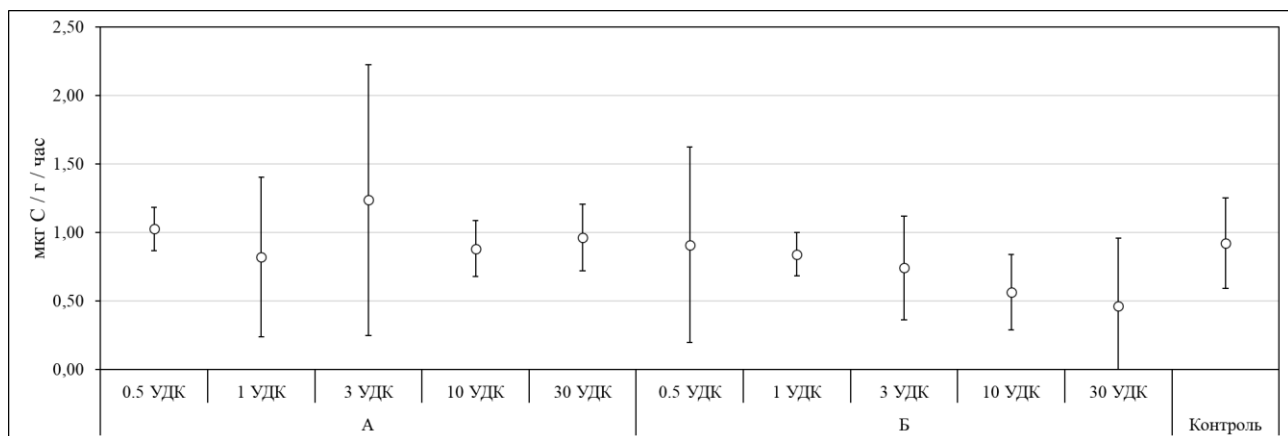


Рисунок 95 – Базальное дыхание (V_{basal}) бурой лесной слабоненасыщенной почвы при загрязнении: А) оксидом таллия; Б) нитратом таллия

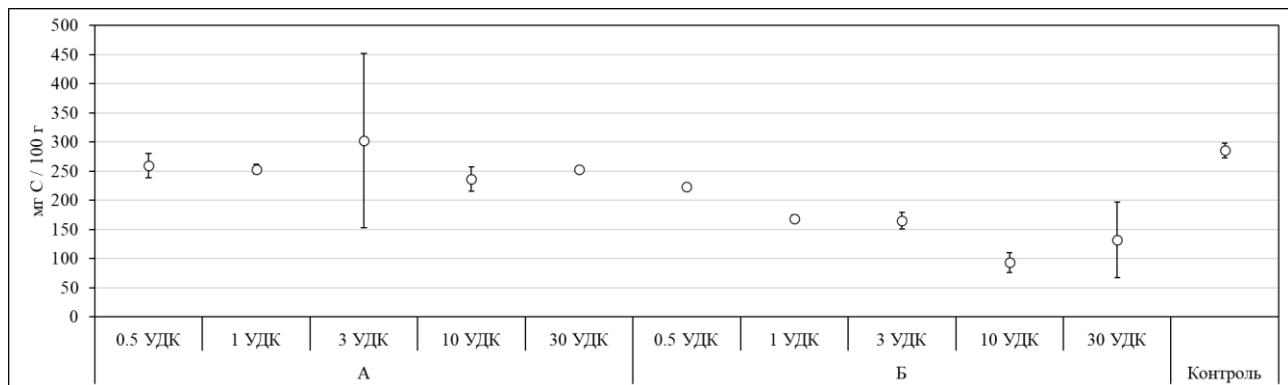


Рисунок 96 – Микробная биомасса ($C_{\text{мик}}$) бурой лесной слабоненасыщенной почвы при загрязнении: А) оксидом таллия; Б) нитратом таллия

Таблица 15

Показатели гумусового состояния и микробиологической активности бурой лесной слабоненасыщенной почвы при загрязнении оксидами и нитратами таллия

		$C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$	QR	$q\text{CO}_2$
Оксид таллия	0,5 УДК	0,29	0,30	3,96
	1 УДК	0,30	0,25	3,25
	3 УДК	0,37	0,31	4,10
	10 УДК	0,29	0,28	3,73
	30 УДК	0,29	0,29	3,82
Нитрат таллия	0,5 УДК	0,27	0,31	4,09
	1 УДК	0,21	0,38	4,99
	3 УДК	0,20	0,34	4,50
	10 УДК	0,11	0,47	6,05
	30 УДК	0,16	0,27	3,53
Контроль		0,40	0,24	3,23

Оксид и нитрат таллия ингибировали базальное дыхание в бурой лесной почве при 30 УДК нитрата таллия на 56% от контроля. В бурой лесной почве оксид таллия как повышал микробную биомассу (3 УДК), так и способствовал снижению при дозах 0,5, 1, 10 и 30 УДК на 8–15% от контроля соответственно. Нитрат таллия уже при дозе 0,5 УДК ингибировал микробную биомассу бурой лесной почвы на 20% от контроля. При дальнейшем повышении от 1 до 30 УДК ингибирование биомассы бурой лесной почвы составило 40–67% от контроля соответственно (Minnikova et al., 2023).

В бурой лесной почве доля углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$) была ингибирована по сравнению с контролем при загрязнении нитратом таллия на 52% относительно контроля.

В бурой лесной слабонасыщенной почве при загрязнении оксидом и нитратом таллия установлены неблагоприятные антропогенные воздействия на почву (величины QR , превышают 0,2–0,3) (Благодатская и др., 1995). В бурой лесной почве наибольшая стимуляция QR установлена при загрязнении нитратом таллия – 48% (Minnikova et al., 2023).

Сравнительная оценка экотоксичности оксида и нитрата таллия в бурой лесной почве представлена на рисунке 97. Бурая лесная почва более чувствительна к загрязнению таллием в форме нитрата, чем оксида. По влиянию на общую численность бактерий токсичность нитрата таллия сильнее проявляется на 30 и 90 сут после загрязнения. Внесение 1,5 и 3 фонов оксида таллия привело к большему снижению ферментативной активности по сравнению с теми же концентрациями нитрата. Однако при увеличении дозы загрязняющего вещества нитрат таллия сильнее подавлял активность каталазы и дегидрогеназ, чем оксид таллия. Наибольшие фитотоксические свойства в бурой лесной слабонасыщенной почве также проявил нитрат таллия, особенно сильная разница с оксидом таллия отмечена на 90 сут. На 30-е сут эксперимента 0,5 УДК оксида таллия оказались более токсичными для активности каталазы, дегидрогеназ и фитотоксических показателей.

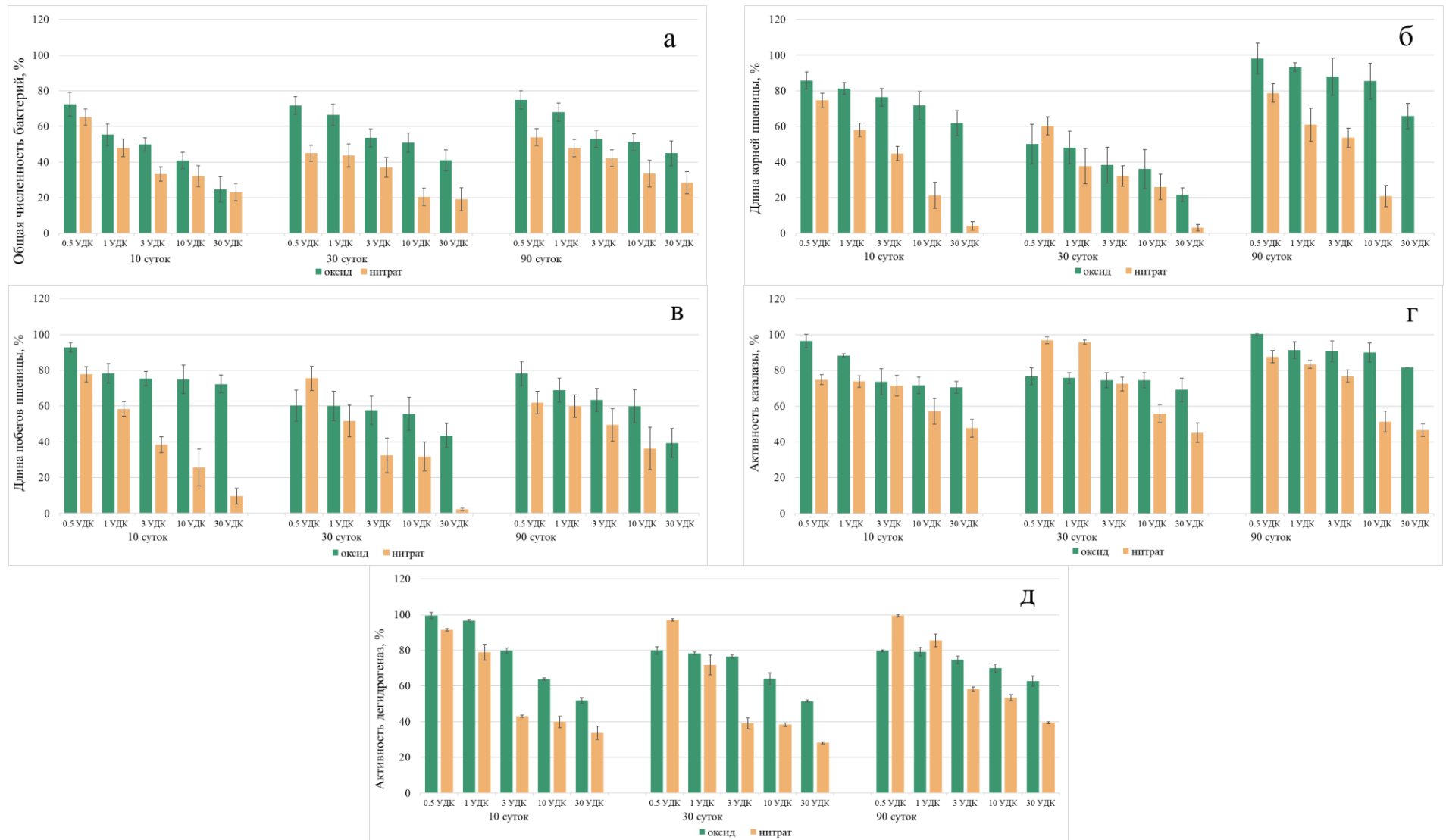


Рисунок 97 – Сравнительная оценка экотоксичности оксида и нитрата таллия в бурой лесной почве: а) общая численность бактерий; б) длина корней пшеницы; в) длина побегов пшеницы; г) активность каталазы; д) активность дегидрогеназ, % от контроля

Наибольшая токсичность таллия для бурой лесной почвы проявляется на 30 сут после загрязнения (рис. 98–102).

Через 90 сут, в большинстве случаев, наблюдалось восстановление биологических свойств почв, однако значений в контрольной незагрязненной почве достигнуто не было ни одним из исследованных биологических показателей. Значений длины корней и побегов на 90-е сут после начала эксперимента при внесении 30 УДК нитрата таллия зафиксировано не было.

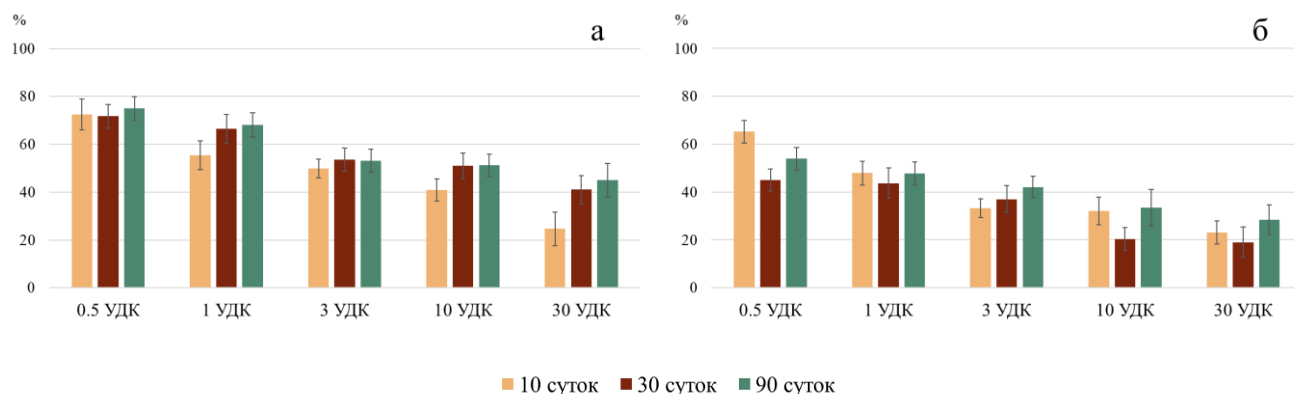


Рисунок 98 – Изменение общей численности бактерий при загрязнении бурой лесной слабонасыщенной почвы в динамике (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

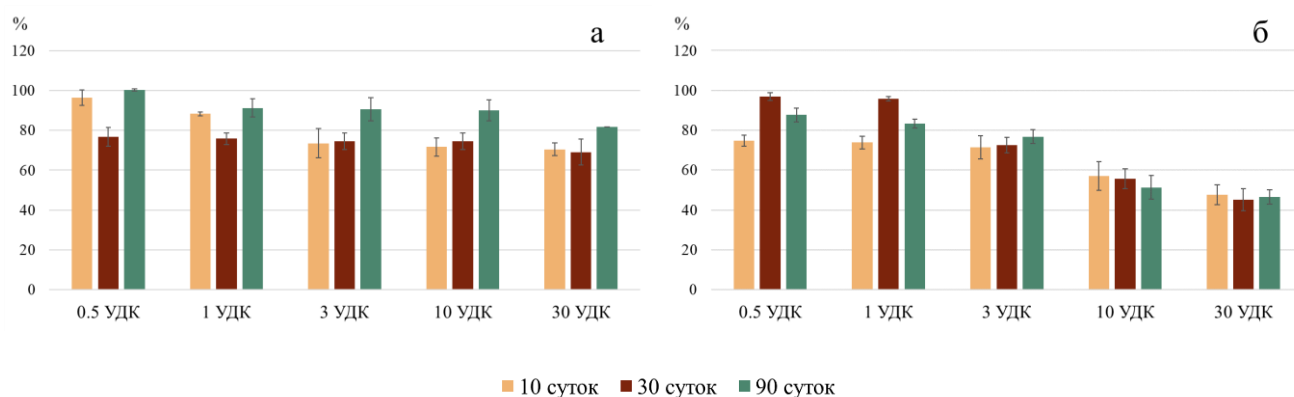


Рисунок 99 – Изменение активности каталазы при загрязнении бурой лесной слабонасыщенной почвы в динамике (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

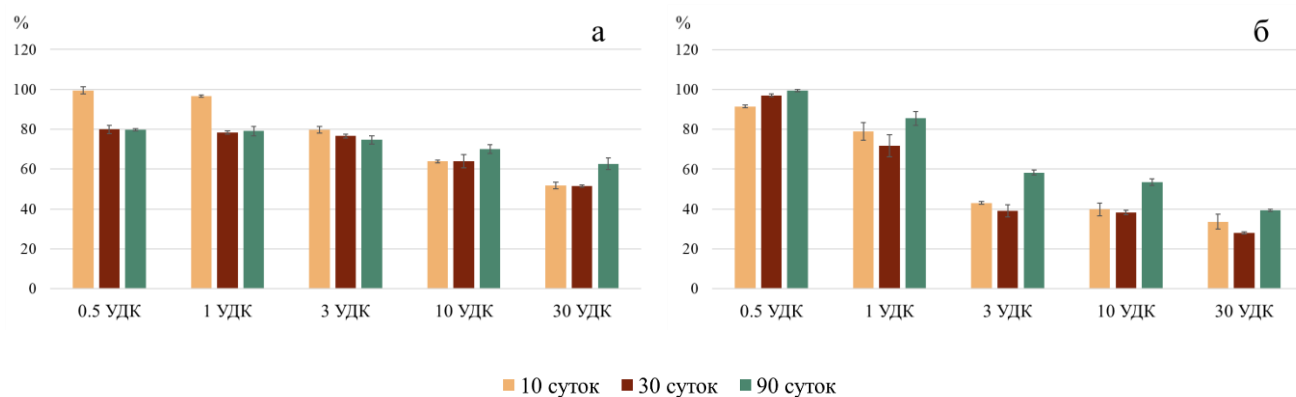


Рисунок 100 – Изменение активности дегидрогеназ при загрязнении бурой лесной слабоненасыщенной почвы в динамике (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

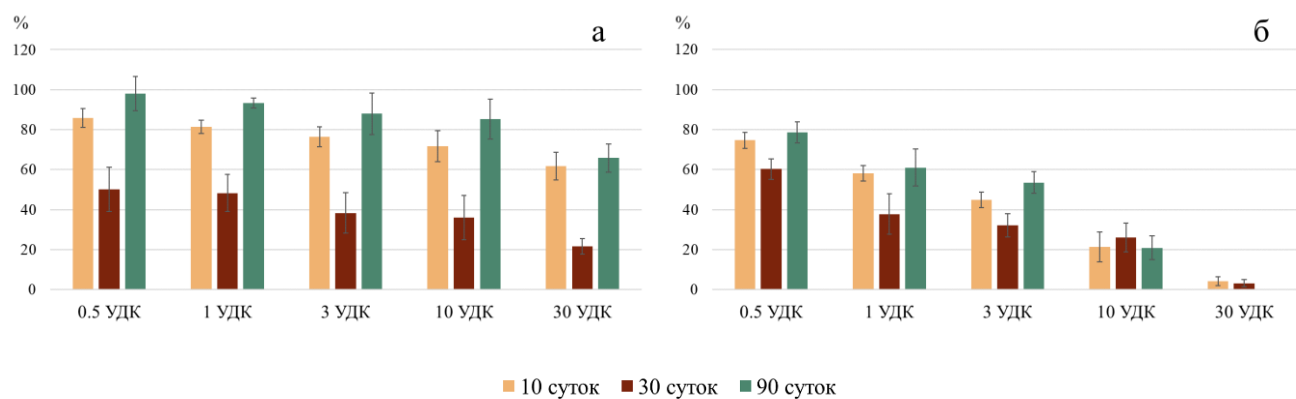


Рисунок 101 – Изменение длины корней пшеницы при загрязнении бурой лесной слабоненасыщенной почвы в динамике (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

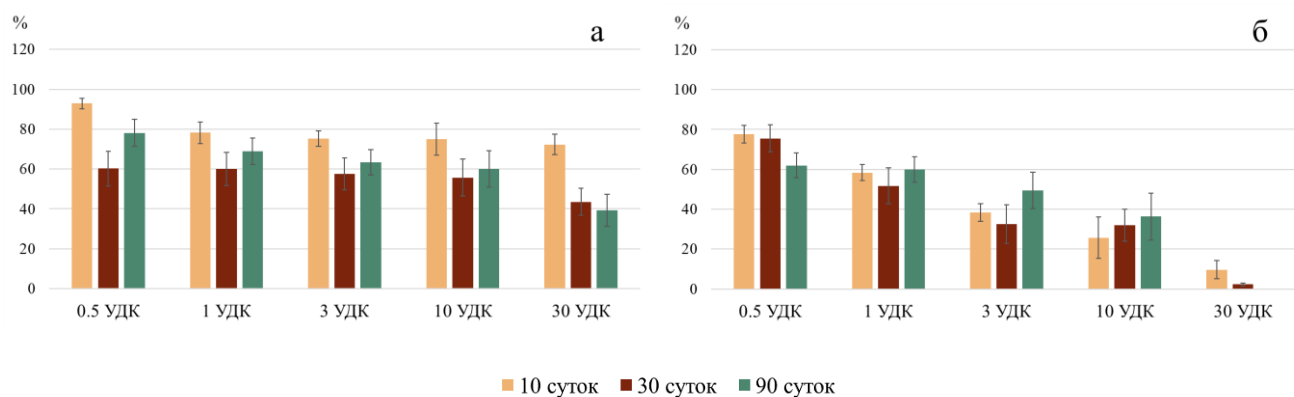


Рисунок 102 – Изменение длины побегов пшеницы при загрязнении бурой лесной слабоненасыщенной почвы в динамике (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

4.3. Влияние загрязнения соединениями таллия на биологические показатели серопесков

Результаты исследования серопесков после загрязнения таллием представлены в таблицах 16–17 и на рисунках 103–118.

Таблица 16

Влияние загрязнения соединениями таллия на биологические показатели серопесков

Соединение	Срок моделирования, сут	Концентрация Тl, мг/кг						НСР _{0,05}
		1 фон (контроль)	1,5 фона	3 фона	9 фонов	30 фонов	90 фонов	
			0,5 УДК	1 УДК	3 УДК	10 УДК	30 УДК	
		0,14	0,21	0,42	1,26	4,2	12,6	
Общая численность бактерий, млрд/г								
Tl ₂ O ₃	10	1,8	1,0	0,8	0,8	0,7	0,6	0,1
	30	1,7	1,3	1,3	1,2	0,8	0,6	0,1
	90	1,8	1,6	1,5	1,2	1,0	0,8	0,1
Tl(NO ₃) ₃	10	1,8	1,0	0,7	0,4	0,2	0,2	0,1
	30	1,7	1,0	0,9	0,6	0,4	0,4	0,1
	90	1,8	1,2	1,2	0,6	0,4	0,4	0,1
Активность каталазы, мл кислорода/(г мин)								
Tl ₂ O ₃	10	5,9	5,9	5,9	4,5	4,3	4,1	0,4
	30	7,1	6,2	6,1	4,5	4,5	4,3	0,4
	90	5,5	5,1	4,6	4,6	4,2	4,1	0,3
Tl(NO ₃) ₃	10	5,9	5,6	5,2	4,2	3,2	2,5	0,3
	30	7,1	6,9	5,2	4,9	3,7	2,9	0,4
	90	5,5	5,0	4,2	3,9	2,7	2,2	0,3

Соединение	Срок моделирования, сут	Концентрация Tl, мг/кг						НСР _{0.05}
		1 фон (контроль)	1,5 фона	3 фона	9 фонов	30 фонов	90 фонов	
			0,5 УДК	1 УДК	3 УДК	10 УДК	30 УДК	
		0,14	0,21	0,42	1,26	4,2	12,6	
Активность дегидрогеназ, мг ТТФ (2.3.5-трифенилтетразолий хлористый)/(10 г 24 ч)								
Tl ₂ O ₃	10	31,9	27,7	27,4	22,3	21,1	20,9	1,8
	30	30,5	26,8	26,2	22,8	17,9	17,6	1,7
	90	28,1	26,2	25,9	24,7	16,8	16,5	1,6
Tl(NO ₃) ₃	10	31,9	31,7	23,1	12,2	8,4	7,9	1,4
	30	30,5	31,6	21,7	15,7	8,9	8,4	1,4
	90	28,1	29,9	25,4	19,4	9,8	7,8	1,4
Активность инвертазы, мг глюкозы в 1 г почвы за 24 часа								
Tl ₂ O ₃	10	39,3	36,0	35,3	32,2	30,1	23,6	2,3
Tl(NO ₃) ₃		39,3	37,3	36,8	30,3	29,3	27,9	2,4
Активность уреазы, мг NH ₃ в г почвы за 24 часа								
Tl ₂ O ₃	10	1,35	1,30	1,26	1,24	1,18	1,08	0,09
Tl(NO ₃) ₃		1,35	1,51	1,35	0,65	0,55	0,22	0,07
Активность фосфатазы, мкг п-нитрофенола в 1 грамме почвы за 1 час								
Tl ₂ O ₃	10	0,27	0,16	0,16	0,15	0,15	0,15	0,01
Tl(NO ₃) ₃		0,27	0,12	0,10	0,09	0,04	0,01	0,01
Длина корней пшеницы, %								
Tl ₂ O ₃	10	100	51	46	41	36	33	7
	30	100	90	75	64	58	45	10
	90	100	98	96	92	87	82	12
Tl(NO ₃) ₃	10	100	59	48	25	20	9	6
	30	100	79	55	26	24	6	7
	90	100	92	75	34	26	0	7
Длина побегов пшеницы, %								
Tl ₂ O ₃	10	100	27	22	21	16	7	4
	30	100	92	72	57	59	49	9
	90	100	99	98	92	89	82	12
Tl(NO ₃) ₃	10	100	79	76	39	20	10	7
	30	100	55	53	48	42	23	7
	90	100	76	39	31	21	15	6

В результате исследования, отмечено снижение общей численности почвенных бактерий по сравнению с контролем при внесении соединений таллия (рис. 103).

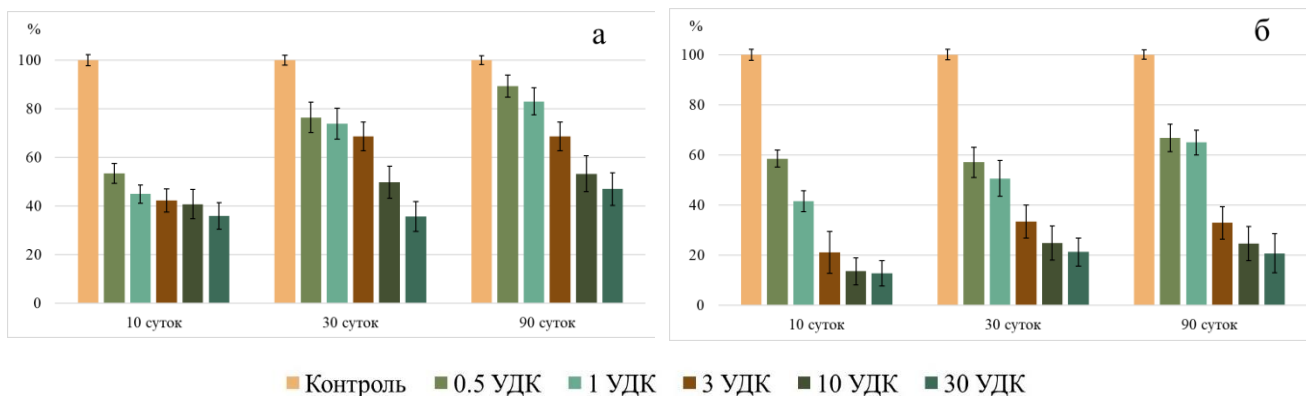


Рисунок 103 – Общая численность бактерий в серопесках после загрязнения таллием (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

Загрязнение серопесков оксидом таллия уже на 10 сут эксперимента вызвало снижение общей численности бактерий на 47% при внесении минимальной концентрации загрязнителя (0,5 УДК). С увеличением концентрации загрязнителя до 1–30 УДК происходило более значительное снижение показателя (до 64% ниже контрольного образца). На 30 сут количество бактерий уменьшилось на 24–64%. На 90-е сут снижение показателя ниже, по сравнению с предыдущими сроками исследования, однако значения в контрольной группе достигнуты не были. При внесении 0,5–30 УДК оксида таллия снижение показателя зафиксировано на уровне 11–53% относительно контроля. Нитрат таллия проявил более выраженное токсическое действие на численность бактерий в серопесках. Максимальное снижение показателя зафиксировано при дозах 10 и 30 УДК на 86–87% ниже контроля на 10-е сут, на 75–79% на 30-е сут и на 75–79% ниже контроля на 90-е сут исследования (Евстегнеева, Колесников, 2023).

Результаты исследования влияния загрязнения таллием на ферментативную активность серопесков представлены на рисунках 104–108.

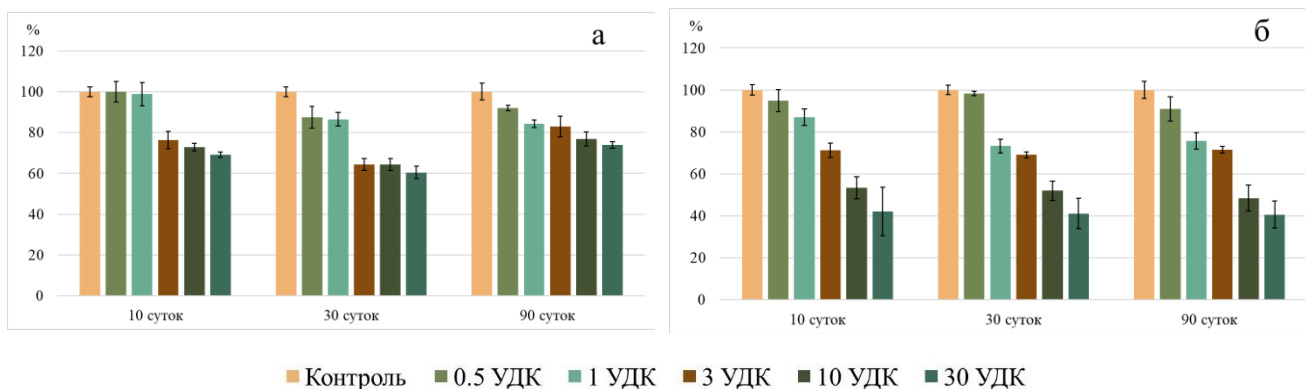


Рисунок 104 – Активность каталазы в серопесках после загрязнения таллием (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

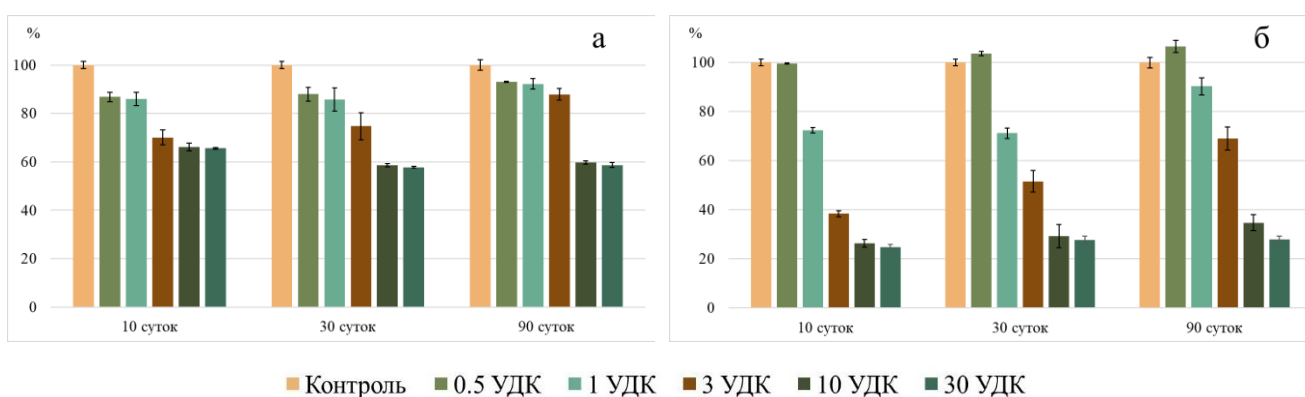


Рисунок 105 – Активность дегидрогеназ в серопесках после загрязнения таллием (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

Активность оксидоредуктаз. В серопесках на 10-е сут статистически достоверное снижение активности каталазы зафиксировано при внесении 3–30 УДК оксида таллия, ингибирование фермента составило на 24–31% относительно контроля соответственно. На 30-е сут установлено ингибирование каталазной активности в концентрации от 0,5 до 30 УДК - 13–39%, на 90-е сут на 8–26% ниже контроля. Нитрат таллия при 0,5 УДК в серопесках на 10-е сут снизил активность фермента на 5 % ниже контроля, а также при повышении концентрации нитрата от 1 до 30 УДК на 13–58% относительно контроля. На 30-е сут в размере 1–30 УДК нитрата активность каталазы угнеталась на 27–59% относительно контроля. На 90-е сут установлено угнетение активности каталазы серопесков в дозе 0,5–30 УДК нитрата на 9–59% относительно незагрязненного образца (рис. 104).

Оксид таллия в серопесках в размере 0,5 УДК вызывал угнетение активности дегидрогеназ на 13, 12 и 7% на 10-е, 30-е и 90-е сут соответственно. На 10-е сут 1–30 УДК оксида угнетали показатель на 14–34% относительно контроля. На 30-е сут активность фермента в дозах 1–30 УДК варьировала в пределах 14–42% ниже контроля. На 90-е сут снижение показателя зафиксировано при внесении оксида в размере 3, 10 и 30 УДК – на 12, 40 и 41% соответственно (рис. 105).

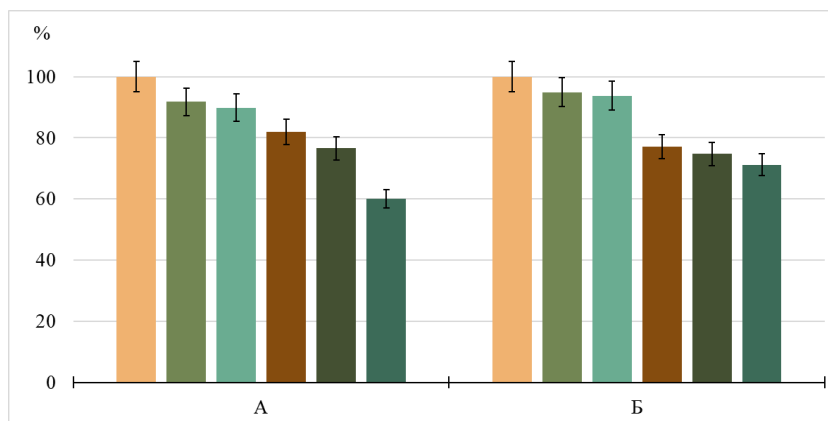


Рисунок 106 – Активность инвертазы в серопесках после загрязнения таллием (А – оксид таллия, Б – нитрат таллия), % от контроля

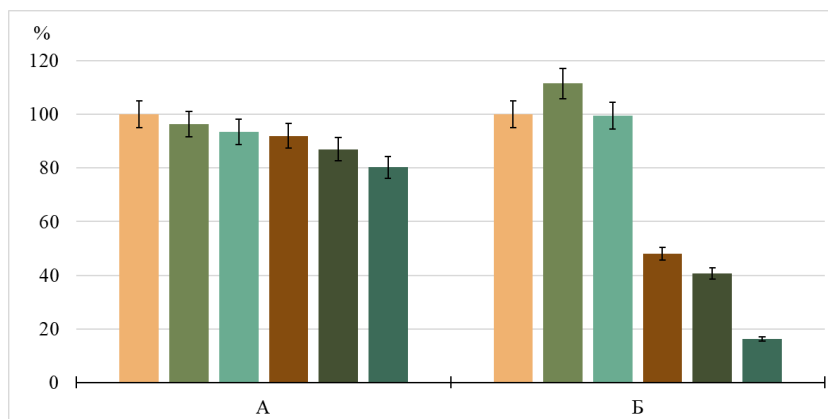


Рисунок 107 – Активность уреазы в серопесках после загрязнения таллием (А – оксид таллия, Б – нитрат таллия), % от контроля

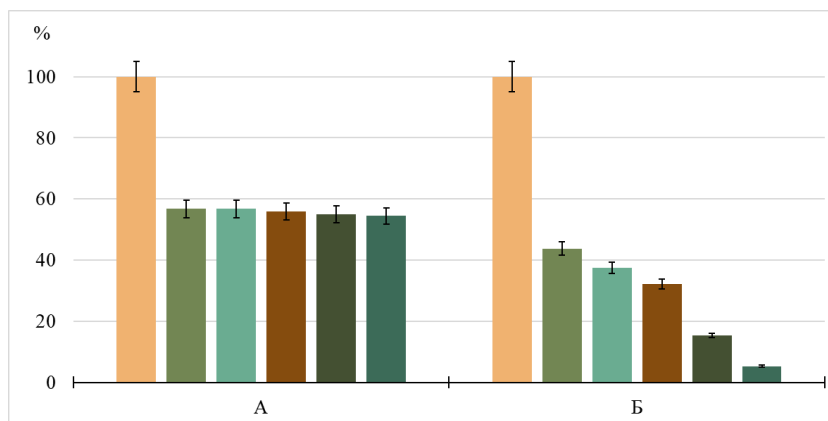


Рисунок 108 –Активность фосфатазы в серопесках после загрязнения таллием (А – оксид таллия, Б – нитрат таллия), % от контроля

Активность гидролаз. Оксид таллия оказывал токсическое действие на активность инвертазы в серопесках начиная уже 0,5 УДК, снизив показатель на 8% относительно контроля. Увеличение концентрации оксида таллия на 1–30 УДК снизило показатель на 10–40% соответственно (Kolesnikov et al., 2022b).

Оксид таллия вызывает достоверное снижение активности уреазы в серопесках при внесении в размере 1–30 УДК на 10–31% относительно контроля. Нитрат таллия не снижает активность уреазы в размере 0,5–1 УДК, а внесение 3 УДК нитрата таллия снижает показатель на 52% относительно контроля. Наибольшее токсическое действие зафиксировано при внесении нитрата таллия в размер 30 УДК.

Оксид таллия примерно в равной степени снизил активность фосфатазы серопесков при внесении во всех исследуемых концентрациях на 43–46% относительно незагрязненной почвы. Внесение нитрата таллия в размере 0,5–1 УДК снизило активность фермента на 56–63% относительно контроля. 10–30 УДК нитрата таллия проявили наибольший токсический эффект, активность фосфатазы снизилась на 85–95% относительно контроля (Евстегнеева и др., 2023б).

Показатели фитотоксичности почвы по изменению длины корней и побегов пшеницы при загрязнении оксидом и нитратом таллия представлены на рисунках 109–110.

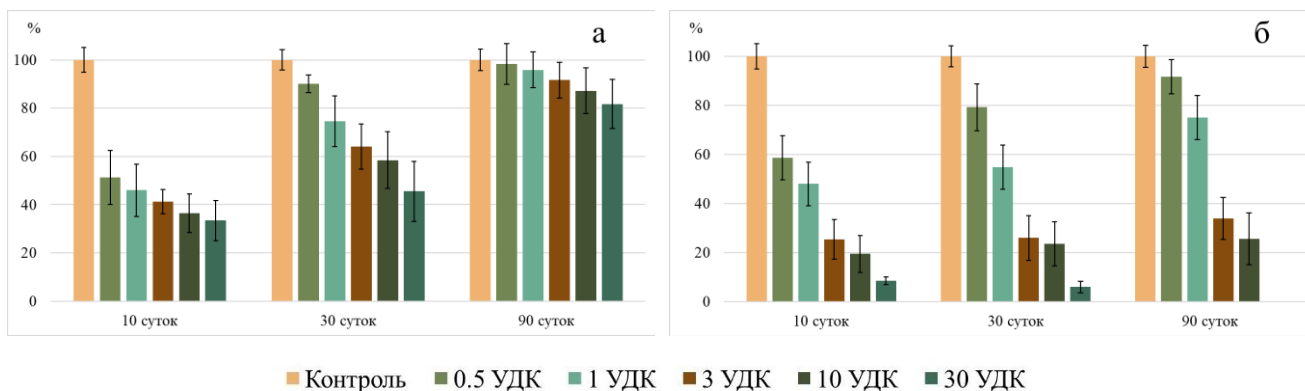


Рисунок 109 –Длина корней пшеницы в серопесках после загрязнения таллием (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

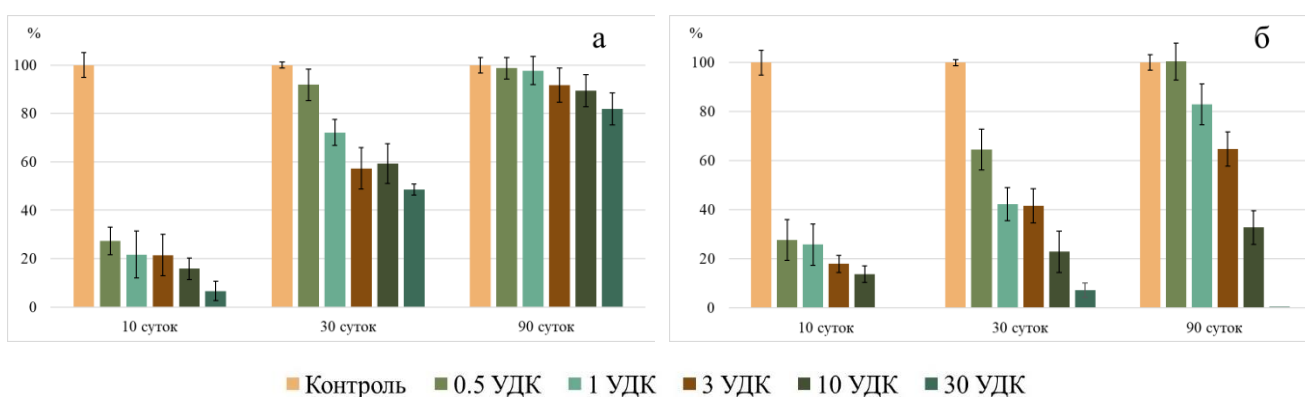


Рисунок 110 – Длина побегов пшеницы в серопесках после загрязнения таллием (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

Внесение в серопески минимальной концентрации (0,5 УДК) оксида таллия уже снижает длину корней на 49%, а длину побегов на 73% через 10 сут загрязнения. Длина корней ингибируется на 64-67%, а длина побегов на 84-93% в концентрации оксида 10 УДК и 30 УДК соответственно. На 30-е сут при внесении 0,5-30 УДК оксида длина корней снижается на 10-55% относительно контроля, а длина побегов на 8-51%. На 90-е сут наблюдается наименьшее ингибирующее воздействие оксида таллия на длину корней и побегов пшеницы. Максимальный токсический эффект для обоих показателей на 18% ниже контроля – зафиксирован при внесении 30 УДК соединения. Нитрат таллия оказал максимальное токсическое действие на длину корней и побегов пшеницы в серопесках при внесении в размере 30 УДК. Так, на 90-е сут снижение длины корня составило

100% относительно контроля. Длина побегов снизилась на 100% на 10 и 90 сут эксперимента при внесении 30 УДК нитрата таллия.

Влияние загрязнения серопесков оксидом и нитратом таллия на базальное дыхание серопесков (V_{basal}) представлено на рисунках 111–112.

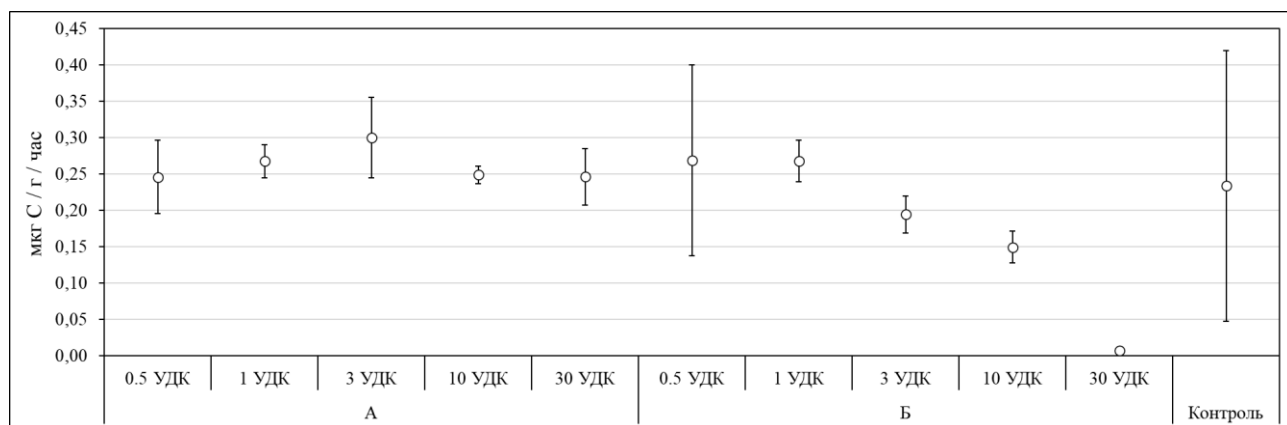


Рисунок 111 – Базальное дыхание (V_{basal}) серопесков при загрязнении:

А) оксидом таллия; Б) нитратом таллия

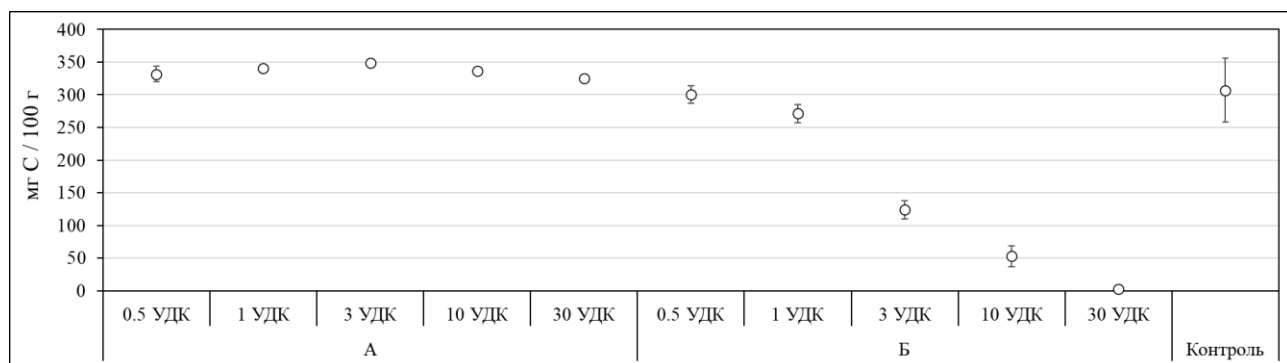


Рисунок 112 – Микробная биомасса ($C_{\text{мик}}$) серопесков при загрязнении:

А) оксидом таллия; Б) нитратом таллия

Большинство исследуемых концентраций оксида и нитрата таллия не оказывали воздействия на базальное дыхание в серопесках, ингибирование базального дыхания отмечено только при 30 УДК нитрата таллия на 96% от контроля. Внесение оксида таллия в серопески не оказывало достоверного воздействия на микробную биомассу. Микробная биомасса при дозах нитрата

таллия 3, 10 и 30 УДК на 13, 83 и 100% ниже, чем в контроле (Minnikova et al., 2023).

Таблица 17

Показатели гумусового состояния и микробиологической активности серопесков при загрязнении оксидами и нитратами таллия

		$S_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$	QR	$q\text{CO}_2$
Оксид таллия	0,5 УДК	1,46	0,06	0,74
	1 УДК	1,19	0,06	0,79
	3 УДК	1,11	0,07	0,86
	10 УДК	1,19	0,06	0,74
	30 УДК	1,11	0,06	0,76
Нитрат таллия	0,5 УДК	1,25	0,07	0,89
	1 УДК	0,62	0,07	0,99
	3 УДК	0,38	0,12	1,57
	10 УДК	0,27	0,23	2,84
	30 УДК	0,02	-0,56	2,52
Контроль		0,82	0,06	0,75

Недостаток элементов питания (Благодатская и др., 1995) установлен в серопесках при загрязнении оксидом таллия во всех исследованных концентрациях и 0,5, 1 и 3 УДК нитрата ($QR < 0,1$), при внесении 10 УДК нитрата таллия установлены значения, свидетельствующие о неблагоприятных антропогенных воздействиях на почву (QR превышает 0,2–0,3). Ингибирование QR установлено при загрязнении серопесков нитратом таллия. При загрязнении серопесков 30 УДК таллия установлена стимуляция метаболического коэффициента ($q\text{CO}_2$) в 103 раза по сравнению с контролем.

Загрязнение серопесков нитратом таллия вызвало наиболее сильное угнетение показателей, чем загрязнение оксидом (рис. 113). Исключением является длина побегов на 10 сут после загрязнения, здесь оксид таллия проявил большую токсичность, чем нитрат при внесении во всех исследованных концентрациях. Однако на 30 и 90 сут большее угнетение показателя вызвал нитрат таллия. Общая численность бактерий и активность каталазы оказались более чувствительны к загрязнению таллием в форме нитрата, особенно сильная разница между соединениями проявляется на 90 сут инкубации. Обусловлено это тем, что биодоступность исследованных элементов из растворимых соединений

значительно выше (Presentato et al., 2019). Кроме того, в виде нитратов токсическое действие оказывает не только катион тяжелого металла, но и нитрат-ион (Hamsa et al., 2017).

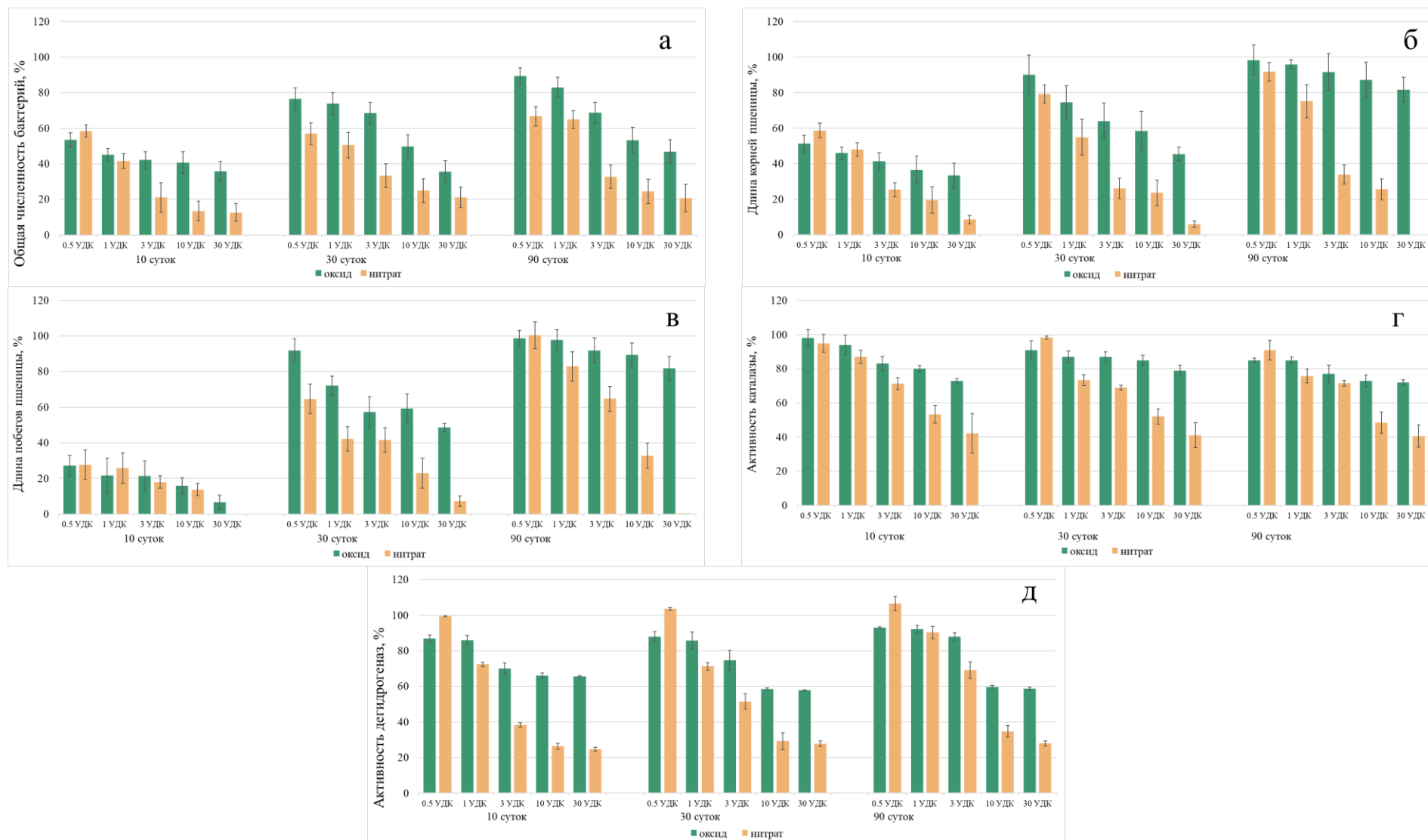


Рисунок 113 – Сравнительная оценка экотоксичности оксида и нитрата таллия в серопесках: а) общая численность бактерий; б) длина корней пшеницы; в) длина побегов пшеницы; г) активность каталазы; д) активность дегидрогеназ, % от контроля

Сравнительная оценка влияния сроков загрязнения таллием серопесков на биологическую активность показала, что наибольшее негативное влияние загрязнения серопесков проявляется на 10 сут после загрязнения (рис. 114–118). На 90-е сут, в большинстве случаев, наблюдалось восстановление биологических свойств, однако значений в контрольной незагрязненной почве достигнуто не было ни одним из исследованных биологических показателей.

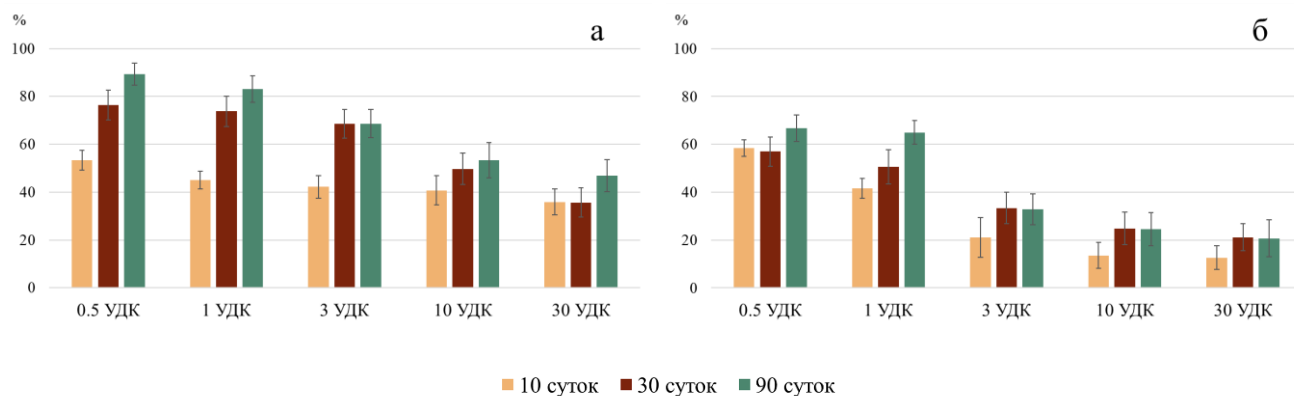


Рисунок 114 – Изменение общей численности бактерий при загрязнении серопесков в динамике (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

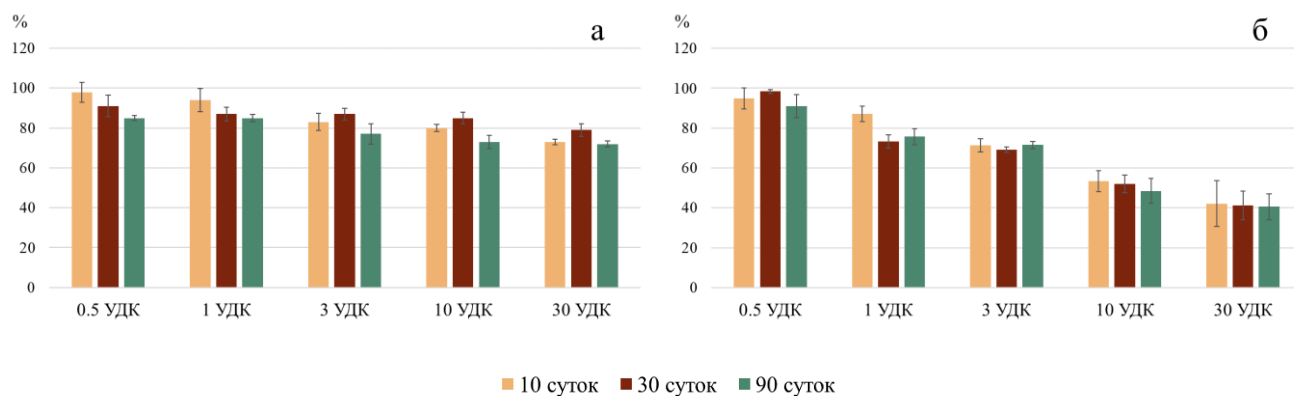


Рисунок 115 – Изменение активности каталазы при загрязнении серопесков в динамике (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

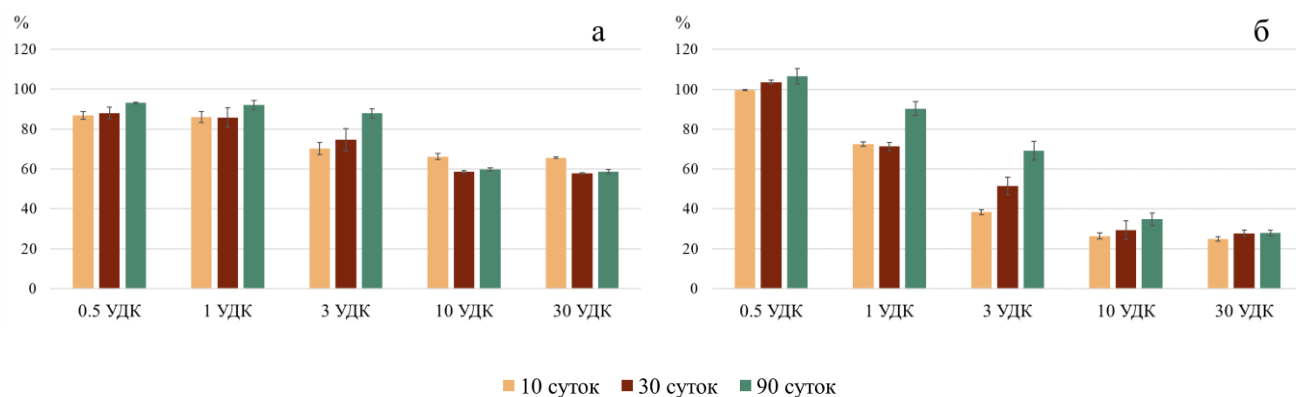


Рисунок 116 – Изменение активности дегидрогеназ при загрязнении серопесков в динамике (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

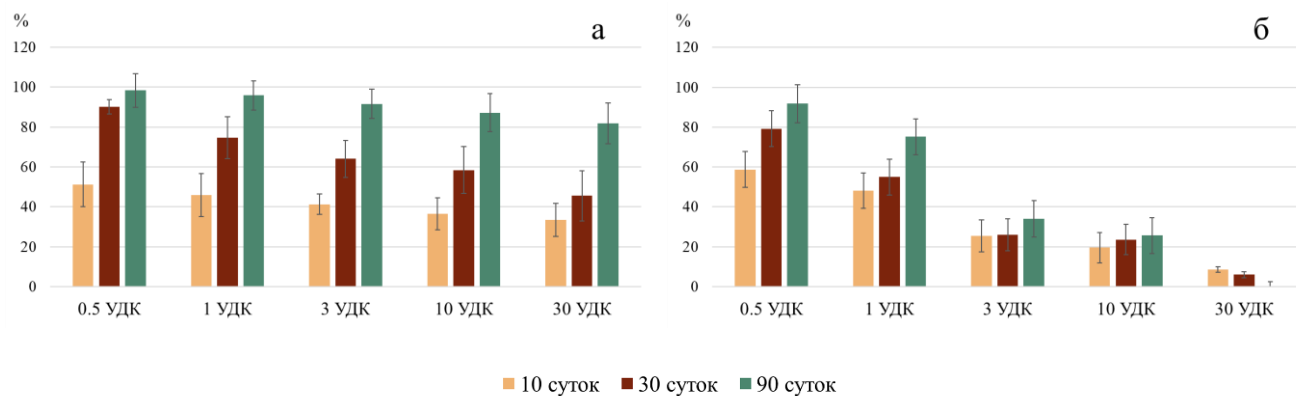


Рисунок 117 – Изменение длины корней пшеницы при загрязнении серопесков в динамике (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

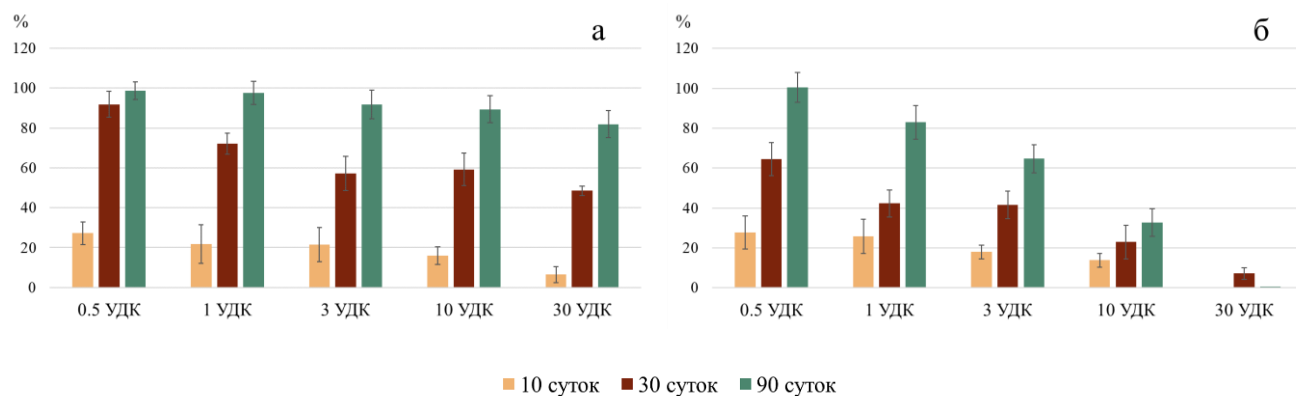


Рисунок 118 – Изменение длины побегов пшеницы при загрязнении серопесков в динамике (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), % от контроля

4.4. Оценка информативности и чувствительности биологических показателей при загрязнении почв таллием

По степени снижения значений показателя в вариантах с загрязнением по сравнению с контрольным вариантом (незагрязненной почвой) была рассчитана чувствительность показателей (таблица 18).

Таблица 18

Сравнительная оценка степени чувствительности биологических показателей состояния почв после загрязнения таллием (10 сут), % от контроля

Показатель	Чернозем обыкновенный (Haplic Chernozems Calcic)	Бурая лесная почва (Haplic Cambisols Eutric)	Серопески (Haplic Arenosols Eutric)
Общая численность бактерий	53	44	37
Длина корня пшеницы	59	58	37
Длина побега пшеницы	55	60	32
Активность каталазы	56	82	77
Активность дегидрогеназ	63	68	64
Активность пероксидазы	75	72	-
Активность полифенолоксидазы	69	67	-
Активность аскорбатоксидазы	102	99	-
Активность ферриредуктазы	60	83	-
Активность инвертазы	82	82	81
Активность фосфатазы	67	42	41
Активность уреазы	98	81	76
Активность протеазы	73	64	-

Общая численность бактерий (53), длина корня пшеницы (59) и активность каталазы (56) проявили себя более чувствительными показателями к загрязнению чернозема обыкновенного таллием. Среди ферментов из класса гидролаз наибольшей чувствительностью к загрязнению соединениями таллия обладает активность фосфатазы (67) (Евстегнеева и др., 2023), из класса оксидоредуктаз – активность каталазы (56). Наименьшая чувствительность отмечена для уреазы (98) и аскорбатоксидазы (102).

Также в результате исследования была проведена оценка степени информативности биологических показателей. Данные представлены в таблице 19.

Информативность показателей сравнивали по коэффициентам корреляции Спирмена (r) в зависимости от концентрации таллия и значением биологической активности почв.

Таблица 19

Информативность биологических показателей после загрязнения почв таллием
(10 сут)

Показатель	Форма соединения	Чернозем обыкновенный (Haplic Chernozems Calcic)	Бурая лесная почва (Haplic Cambisols Eutric)	Серопески (Haplic Arenosols Eutric)
Общая численность бактерий	Оксид	-0,78*	-0,74*	-0,47
	Нитрат	-0,52	-0,62	-0,79*
Длина корня пшеницы	Оксид	-0,88*	-0,80*	-0,50
	Нитрат	-0,77*	-0,82*	-0,67
Длина побега пшеницы	Оксид	-0,82*	-0,59	-0,48
	Нитрат	-0,79*	-0,77*	-0,79*
Активность каталазы	Оксид	-0,65	-0,69*	-0,75*
	Нитрат	-0,81*	-0,75	-0,86*
Активность дегидрогеназ	Оксид	-0,72	-0,89*	-0,66
	Нитрат	-0,70*	-0,71*	-0,69
Активность пероксидазы	Оксид	-0,69	-0,96*	-
	Нитрат	-0,92*	-0,73*	-
Активность полифенолоксидазы	Оксид	-0,83*	-0,89*	-
	Нитрат	-0,80*	-0,80*	-
Активность аскорбатоксидазы	Оксид	-0,47	-0,68	-
	Нитрат	-0,60	-0,89*	-
Активность ферриредуктазы	Оксид	-0,66	-0,98*	-
	Нитрат	-0,89*	-0,84*	-
Активность инвертазы	Оксид	-0,61	-0,90*	-0,93*
	Нитрат	-0,99*	-0,85*	-0,75*
Активность фосфатазы	Оксид	-0,76	-0,20	-0,36
	Нитрат	-0,78	-0,58	-0,65
Активность уреазы	Оксид	-0,92*	-0,47*	-0,93*
	Нитрат	-0,90*	-0,95	-0,82*
Активность протеазы	Оксид	-0,70	-0,47	-
	Нитрат	-0,88*	-0,95*	-

Примечание: *— $p < 0.05$

Для всех исследованных биологических показателей в большинстве случаев наблюдалась тесная корреляция с содержанием в почве таллия ($r > -0.7$). Наблюдалась закономерность, отмеченная для других тяжелых металлов ранее

(Колесников и др., 2006): общая численность бактерий показала себя наиболее чувствительным биологическим показателем, при этом корреляция общей численности бактерий с содержанием таллия была несколько ниже, чем у других биологических показателей.

4.5. Интегральная оценка токсичности таллия в почвах Юга России

Установлено, что в результате загрязнения чернозема обыкновенного карбонатного, бурой лесной слабонасыщенной почвы и серопесков соединениями таллия (оксидом и нитратом) снижаются общая численность бактерий, активность каталазы, активность дегидрогеназ, активность пероксидазы, активность полифенолоксидазы, активность аскорбатоксидазы, активность ферриредуктазы, активность инвертазы, активность уреазы, активность фосфатазы, активность протеазы, длина корней и побегов пшеницы, скорость микробного дыхания, углерод микробной биомассы.

Эффект гормезиса зарегистрирован при внесении наименьшей из исследованных концентраций таллия (0,5 УДК) – наблюдается стимулирование активности уреазы в бурой лесной почве и в серопесках на 10 сут после загрязнения, активности дегидрогеназ в серопесках на 90 сут при загрязнении нитратом таллия, а также активности каталазы в черноземе обыкновенном на 30 и 90 сут после загрязнения оксидом и нитратом таллия. Статистически недостоверное увеличение активности каталазы зафиксировано в черноземе обыкновенном на 90 сут после загрязнения нитратом таллия в размере трех фонов, активности дегидрогеназ – в серопесках на 30 сут инкубации при внесении 1,5 фонов концентраций нитрата таллия (Колесников, Евстегнеева, 2023).

Полученные данные свидетельствует о высокой токсичности таллия по сравнению с многими другими тяжелыми металлами, для которых стимуляция биологических показателей почвы не редкость даже в значительно более высоких дозах (Колесников и др., 2006; Kabata-Pendias, 2011). Схожие стимулирующие эффекты для таллия были отмечены ранее (D'Orazio et al., 2020; Liu et al., 2016; Xiao et al., 2020). В исследованиях, проведенных по аналогичной методике, наблюдалось стимулирующее действие токсикантов относительно контроля (незагрязненной

почвы) при загрязнении чернозема обыкновенного 1 и даже 10 ПДК Hg, Cd, Pb, Cr, Cu, Zn, As и другими поллютантами, считающимися более опасными (Тимошенко и др, 2022; Колесников и др., 2000).

Преимущественно, наблюдалась прямая зависимость между концентрацией таллия и степенью ухудшения исследуемых свойств почвы: негативное воздействие на биологические показатели почв проявлялось сильнее с ростом содержания элемента в почве.

Наибольшая токсичность таллия для чернозема обыкновенного и серопесков проявляется на 10 сут после загрязнения, а для бурой лесной почвы – на 30 сут. Возможно, резкий рост токсичности оксида таллия в бурой лесной почве на 30 сут связан с его растворением в кислой почве к этому сроку.

Через 90 сут, в большинстве случаев, наблюдалось восстановление биологических свойств почв, однако значений в контрольной незагрязненной почве достигнуто не было ни одним из исследованных биологических показателей. Эти результаты подтверждают вывод о высокой токсичности таллия, поскольку в экспериментах с другими тяжелыми металлами, например, Pb, Hg, Cd, Cu, Zn и др., многие биологические показатели на 90 сут после загрязнения восстанавливали значения до контрольных (в незагрязненной почве) и даже превышали их (Колесников и др., 2002, 2006, 2011б).

Для проведения общей оценки устойчивости исследованных почв к загрязнению таллием были рассчитаны значения ИПБС. Для расчета ИПБС использовали результаты исследования общей численности бактерий, активности каталазы и дегидрогеназ, длины корней и побегов пшеницы. Сравнительная оценка ИПБС исследованных почв при загрязнении соединениями таллия представлена на рисунке 119.

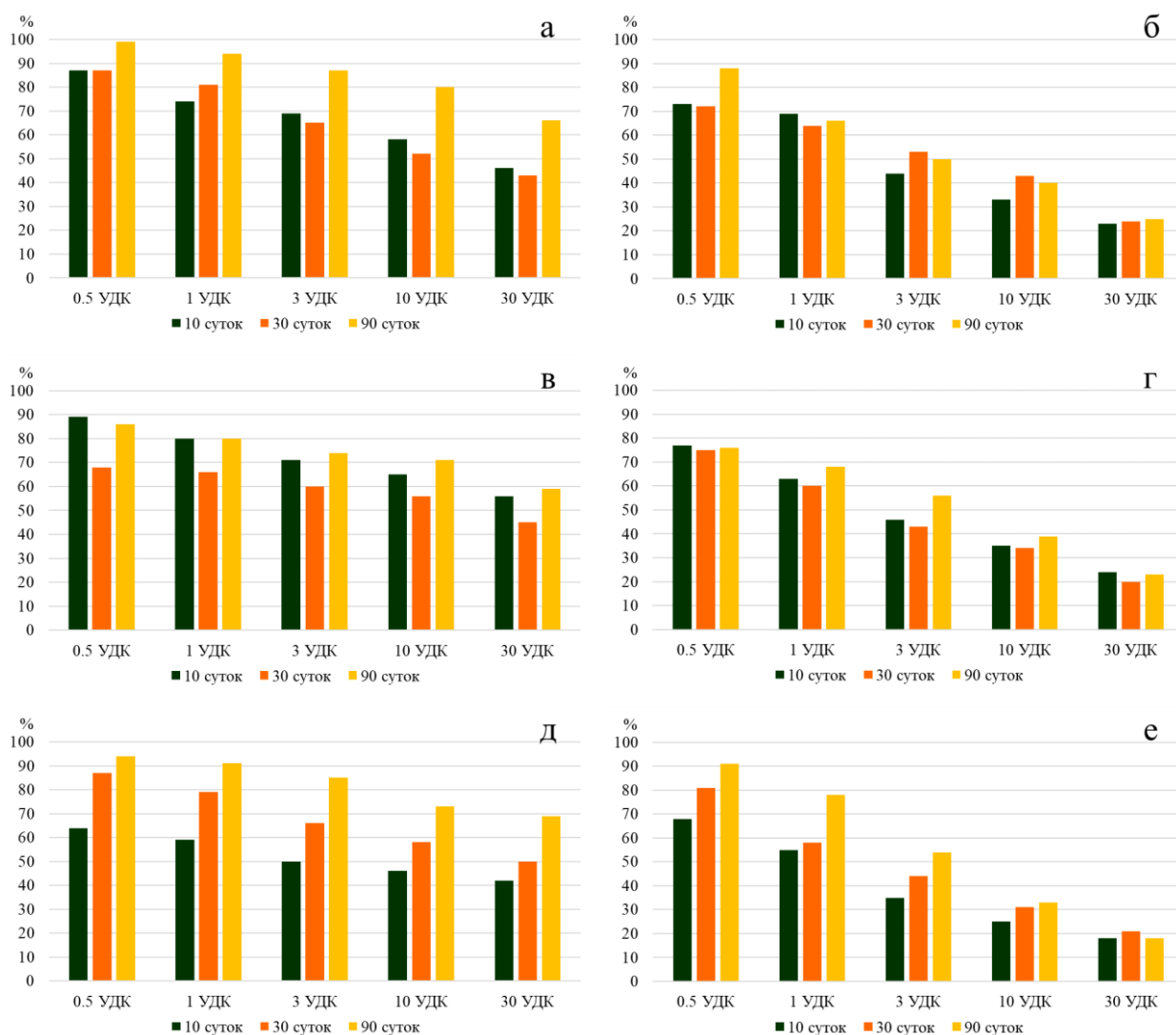


Рисунок 119 – Изменение интегрального показателя биологического состояния почв при загрязнении таллием в черноземе обыкновенном (а – оксид таллия, б – нитрат таллия), в бурой лесной почве (в – оксид таллия, г – нитрат таллия), в серопесках (д – оксид таллия, е – нитрат таллия)

Степень снижения ИПБС почв показывает нарушения экологических функций почвы, которые являются критическими для их функционирования (Kolesnikov et al., 2019). Уже 0,5 УДК (1,5 фона) таллия вызвали значительное снижение значения ИПБС, больше, чем на 10%, по сравнению с контролем (100%), в некоторые показатели снизились более чем на 25%. Полученные результаты свидетельствует о нарушении информационных, биохимических, физико-химических, химических, целостных и физических функций почвы.

Причины негативного воздействия таллия на биологические свойства почв те же, что и у других тяжелых металлов – снижение проницаемости биологических мембран, ингибирование ферментов и, как следствие, нарушение обмена веществ (Судьина и др., 2019; Mazur et al., 2016; Sharma, Agrawal, 2005). Токсичность таллия связывают с его свойством замещать калий в метаболических процессах. Сходство биохимического и геохимического поведения таллия и калия объясняется близкими размерами их атомных радиусов (Liu et al., 2019c).

ГЛАВА 5. СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА УСТОЙЧИВОСТИ К ЗАГРЯЗНЕНИЮ ТЕЛЛУРОМ И ТАЛЛИЕМ ПОЧВ ЮГА РОССИИ

Для сравнения устойчивости исследованных почв к загрязнению теллуrom и таллием были построены уравнения регрессии, отражающие зависимость снижения ИПБС почв от содержания в них исследуемого элемента. По уравнениям регрессии были определены концентрации теллура и таллия в почве, вызывающие снижение ИПБС на 10% от контроля (незагрязненной почвы) (таблицы 20, 21).

Таблица 20

Критические значения содержания теллура в исследуемых почвах, в мг/кг

Соединение	Срок	Почва		
		Чернозем обыкновенный (Haplic Chernozems Calcic)	Бурая лесная почва (Haplic Cambisols Eutric)	Серопески (Haplic Arenosols Eutric)
TeO ₂	10 сут	0,67	0,65	0,57
	30 сут	0,61	0,57	0,62
	90 сут	1,32	0,71	0,74
Te ₂ O ₃ (OH)NO ₃	10 сут	0,59	0,55	0,56
	30 сут	0,58	0,57	0,55
	90 сут	0,77	0,59	0,63

Таблица 21

Критические значения содержания таллия в исследуемых почвах, в мг/кг

Соединение	Срок	Почва		
		Чернозем обыкновенный (Haplic Chernozems Calcic)	Бурая лесная почва (Haplic Cambisols Eutric)	Серопески (Haplic Arenosols Eutric)
Tl ₂ O ₃	10 сут	0,65	0,61	0,16
	30 сут	0,73	0,43	0,19
	90 сут	2,15	0,57	0,46
Tl(NO ₃) ₃	10 сут	0,51	0,41	0,15
	30 сут	0,49	0,41	0,15
	90 сут	0,62	0,49	0,24

Как видно из таблицы 20, наибольшее токсическое действие теллуr проявил в форме нитрата на 30 сут после загрязнения в черноземе обыкновенном и в серопесках, и на 10 сут – в бурой лесной почве. Эти концентрации предложено

считать критически значимыми для функционирования почвы. Экологически безопасные (не вызывающие нарушения важнейших экосистемных функций почвы) концентрации теллура в черноземе обыкновенном карбонатном – 0,58 мг/кг, в бурой лесной слабоненасыщенной почве и в серопесках – 0,55 мг/кг.

Исходя из результатов исследования наибольшее токсическое действие таллий проявил в форме нитрата на 10 сут после загрязнения в бурой лесной почве и в серопесках, и на 30 сут – в черноземе обыкновенном (таблица 21). Эти концентрации были приняты как критически значимые для функционирования почвы. Экологически безопасные (не вызывающие нарушения важнейших экосистемных функций почвы) концентрации таллия в черноземе обыкновенном карбонатном – 0,49 мг/кг, в бурой лесной слабоненасыщенной почве – 0,41 мг/кг, в серопесках – 0,15 мг/кг.

Исследованные почвы различаются по устойчивости к загрязнению таллием: экотоксичность таллия в наибольшей степени проявляется в серопесках (легких почвах), затем в бурых лесных почвах (кислых), в наименьшей степени — в черноземах обыкновенных (слабощелочных почвах). При загрязнении теллуrom различия в устойчивости между почвами не выражены. Возможно, это связано с тем, что теллур является анионообразующим элементов, подвижность которого проявляется не только в кислых, но и в слабощелочных почвах.

Большую устойчивость к загрязнению таллием проявил чернозем обыкновенный. Это объясняется свойствами чернозема обыкновенного (тяжелым гранулометрическим составом, слабощелочной реакцией среды (рН 7,8) и более высоким содержанием гумуса (3,6%), относительно серопесков), которые способствуют малой подвижности загрязняющих веществ, по сравнению с другими исследованными почвами. Бурая лесная почва проявила меньшую устойчивость к загрязнению таллием по сравнению с черноземом обыкновенным, несмотря на тяжелый гранулометрический состав и примерно одинаковое содержание гумуса (4,8%), это связано с кислой реакцией среды (рН 5,8). Меньшая устойчивость серопесков вызвана низким содержанием гумуса (3,1%) и легким гранулометрическим составом. Почвы с более низким рН снижают стабильность

элементов, делая соединение более подверженным к дальнейшей миграции в почвенной толще (Grösslová, 2015). Ранее также отмечалась зависимость снижения уровня биологических показателей от подвижности тяжелых металлов в почве и бóльшая устойчивость к загрязнению более гумусированных почв (Минкина, 2006; Терехова, 2021б; Kolesnikov et al, 2021b).

В предыдущих исследованиях, проведенных на кафедре экологии были определены критические значения содержания в почве тяжелых металлов, вызывающие снижение ИПБС на 10 % (Колесников и др., 2008, 2009а, 2009б, 2011б.). В таблице 22 проведено сравнение критических значений для теллура и таллия с другими ТМ.

Таблица 22

Критические значения содержания тяжелых металлов в черноземе обыкновенном

№	Элемент	Фон, мг/кг	Критическое значение*, мг/кг	Критическое значение, фоны
1.	Te	0,5	0,58	1,16
2.	Tl	0,47	0,49	1,04
3.	As	10,2	30	2,9
4.	Ba	434	972	2,2
5.	Cd	0,17	1,5	8,8
6.	Co	13,9	44,6	3,2
7.	Cr	126	140	1,1
8.	Cu	29,4	130	4,4
9.	Ga	12,1	38,1	3,1
10.	Mn	847	1600	1,9
11.	Nb	12	44,5	4,7
12.	Ni	44,1	130	2,9
13.	Pb	22,2	130	5,9
14.	Sb	0,9	6,7	7,4
15.	Sc	10,9	36,9	2,9
16.	Se	2,07	5,4	2,6
17.	Sn	1,73	12	6,9
18.	Sr	118	450	3,8
19.	V	82,8	300	3,6
20.	W	1,45	12	8,3
21.	Y	26	166,8	6,4
22.	Yb	2,92	11,8	4,0
23.	Zn	80,5	200	2,5

Примечание: *для Te и Tl — Evstegneeva et al., 2024, остальные элементы — Колесников и др., 2008, 2009а, 2009б, 2011б.

Как видно из таблицы, нарушение этих важнейших функций при загрязнении почв другими тяжелыми металлами (As, Ba, Cd, Co, Cu, Ga, Mn, Nb, Ni, Pb, Sb, Sc, Se, Sn, Sr, V, W, Y, Yb, Zn) происходит при бóльших концентрациях в почве (Колесников и др., 2008, 2009а, 2009б, 2010, 2011а, 2011б, 2013). Экотоксичность теллура и таллия проявляется при содержании в почве уже 1,16–1,04 фона, то есть значительно в меньших концентрациях, чем других тяжелых металлов (Kolesnikov et al., 2022b).

ВЫВОДЫ

1. Полученные результаты свидетельствуют о высокой экотоксичности теллура и таллия. Снижение значений интегрального показателя биологического состояния почв на 10% и более отмечены уже при превышении фона теллура и таллия в 1,1–1,5 раза, что свидетельствует о нарушении важнейших экологических функций почвы.

2. В результате загрязнения соединениями теллура и таллия (оксидом и нитратом) биологические показатели состояния исследованных почв (чернозема обыкновенного карбонатного, бурой лесной слабоненасыщенной почвы и серопесков) снижались. Эффект гормезиса был зарегистрирован только для отдельных биологических показателей при внесении наименьшей из исследованных концентраций теллура и таллия. Это также свидетельствует о высокой токсичности данных поллютантов.

3. Теллур и таллий проявили бóльшую токсичность в форме нитратов, чем в форме оксидов, что, по-видимому, связано с разной растворимостью данных соединений, обуславливающих разную подвижность поллютантов в почве.

4. Динамика изменения биологических показателей состояния почвы после загрязнения теллуrom и таллием сильно зависит от типа почвы. В большинстве случаев экотоксичность теллура и таллия в черноземе и серопесках была более выражена через 10 сут после контаминации, в бурой лесной почве — через 30 сут. Улучшение биологических свойств чернозема и бурой лесной почвы наблюдалось на 90 сут, а серопесков — уже на 30-е сут после загрязнения. Однако биологические показатели ни в одной почве не достигли значений в незагрязненной (контрольной) почве.

5. Экотоксичность таллия значительно различалась в почвах с контрастными свойствами: в наибольшей степени экотоксичность проявилась в серопесках (легких почвах), в меньшей степени — в бурых лесных почвах (кислых), в наименьшей степени — в черноземах обыкновенных (слабощелочных почвах). В то же время теллур проявил схожую степень экотоксичности в исследованных почвах. Возможно, это связано с тем, что теллур является анионообразующим

элементом, подвижность которого проявляется не только в кислых, но и в слабощелочных почвах.

6. В большинстве случаев микробиологические показатели и показатели интенсивности выделения углекислого газа (общая численность бактерий, скорость микробного дыхания, углерод микробной биомассы) и показатели фитотоксичности (длина корней и побегов пшеницы) проявили высокую чувствительностью к загрязнению почв теллуrom и таллием, но не всегда хорошо коррелировали с концентрацией поллютанта в почве.

7. Показатели ферментативной активности (активность каталазы, дегидрогеназ, пероксидазы, полифенолоксидазы, ферриредуктазы, инвертазы, уреазы, фосфатазы, протеазы), как правило, были менее чувствительны, но отличались более тесной корреляцией с концентрацией металлов в почве. Оксидоредуктазы были более чувствительны и информативны, чем гидролазы. Активность аскорбатоксидазы при загрязнении не изменялась.

8. Концентрации теллура и таллия, вызывающие нарушение экосистемных функций почв, составляют соответственно 0,58 и 0,49 мг/кг в черноземе обыкновенном карбонатном, 0,55 и 0,41 мг/кг в бурой лесной слабонасыщенной почве, 0,55 и 0,15 мг/кг в серопесках.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Л.: Агропромиздат, 1987. – 142 с.
2. Алексеенко В.А. Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов: монография / В.А. Алексеенко, А.В. Алексеенко. Ростов н/Д: Издательство Южного федерального университета. 2013. 380 с.
3. Ананьева Н.Д., Иващенко К.В., Сушко С.В. Микробные показатели городских почв и их роль в оценке экосистемных сервисов (обзор). Почвоведение. 2021. № 10. С. 1231–1246.
4. Ананьева Н.Д., Полянская Л.М., Сусьян Е.А., Васенкина И.В., Вирт С., Звягинцев Д.Г. Сравнительная оценка микробной биомассы почв, определяемой методами прямого микроскопирования и субстрат-индуцированного дыхания. Микробиология. 2008. Т. 77. № 3. С. 404–412.
5. Ананьева Н.Д., Хатит Р.Ю., Иващенко К.В., Сушко С.В., Горбачева А.Ю., Долгих А.В., Кадулин М.С, Сотникова Ю.Л., Васенев В.И., Комарова А.Е., Юдина А.В., Довлетярова Э.А. Биофильные элементы (С, N, Р) и дыхательная активность микробного сообщества почв лесопарков Москвы и пригородных лесов // Почвоведение. 2023. № 1. С. 102–117.
6. Бабьева М.А., Зенова Н.К. Биология почв. М.: Изд-во МГУ, 1989. 336 с.
7. Безуглова, О.С., Минаева Е.Н., Морозов И.В. Генезис карбонатного и гипсоносного горизонтов в черноземах обыкновенных карбонатных // Наука Юга России. 2019. Т. 15, № 4. С. 55–62.
8. Благодатская Е.В., Ананьева Н.Д., Мякшина Т.Н. Характеристика состояния микробного сообщества почв по величине метаболического коэффициента // Почвоведение. 1995. № 2. С. 2015–210.
9. Богородская А.В., Шишкин А.С. Динамика микробной биомассы, ее структура и функциональная активность в почвах при лесовозобновлении на вырубках пихтарников Енисейского края // Почвоведение. 2020. № 1. С. 119–130.
10. Вальков В.Ф., Жаркова М. Г. Песчаные почвы Юга России // Научная мысль Кавказа. 2008б. № 3. С. 48–52.

11. Вальков В.Ф., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Методология исследования биологической активности почв на примере Северного Кавказа // Научная мысль Кавказа. 1999. № 1. С. 32–37.
12. Вальков В.Ф., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Почвы Юга России. Ростов-на-Дону: Изд-во «Эверест». 2008а. 276 с.
13. Вершинин А.А., Петров А.М., Акайкин Д.В., Игнатьев Ю.А. Оценка биологической активности дерново-подзолистых почв разного гранулометрического состава в условиях нефтяного загрязнения // Почвоведение. 2014. Т. 2. С. 250–256.
14. Вершинин А.А., Петров А.М., Юранец-Лужаева Р.Ч., Кузнецова Т.В., Хабибуллин Р.Э. Коэффициент микробного дыхания различных типов почв в условиях нефтяного загрязнения // Вестник технологического университета – 2017. – Т. 20. – № 4. – С. 103–106.
15. Водяницкий Ю.Н. Нормативы содержания тяжелых металлов и металлоидов в почвах // Почвоведение. – 2012. – № 3. – С. 368–368.
16. Гавриленко Е. Г., Сусьян Е. А., Ананьева Н. Д., Макаров О. А. Пространственное варьирование содержания углерода микробной биомассы и микробного дыхания почв Южного Подмосковья // Почвоведение. – 2011. – № 10. – С. 1231–1245.
17. Галстян А.Ш., Оганесян Н.А. К вопросу восстановления окиси железа в почве. Доклады Академии Наук Арм.ССР, 1973. 51–54 с.
18. Галстян А. Ш., Арутюнян Э. А. К определению активности фосфатазы почвы // Biological Journal of Armenia. – 1966. – Т. 19. – №. 3. – С. 25–29.
19. Галстян А.Ш. Унификация методов определения активности ферментов почв // Почвоведение. – 1978. – № 2. – С. 107–114.
20. Галстян А.Ш., Марукян Л. Г. Определение активности аскорбинатоксидазы в почве // Доклады Академии наук СССР. – 1973. – Т. 57. – №. 2. – С. 100–102.
21. Горбов С.Н., Безуглова О.С., Алексикова А.С., Тагивердиев С.С., Дубинина М.Н., Шерстнев А.К. Содержание и распределение тяжелых металлов и мышьяка в

почвах Ростова-на-Дону // Современные проблемы науки и образования. 2015. №4. С. 1–14.

22. Гринвуд Н., Эрншо А. Химия элементов. М.: Бином, 2008. Т. 2. – 670 с.
23. Даденко Е.В. Методы определения ферментативной активности почв / Е.В. Даденко, К.Ш. Казеев, С.И. Колесников. – Ростов-на-Дону – Таганрог: Южный федеральный университет, 2021. – 176 с.
24. Даденко Е.В., Денисова Т.В., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Оценка применимости показателей ферментативной активности в биодиагностике и мониторинге почв // Поволжский экологический журнал. 2013. №. 4. С. 385–393.
25. Дауд Р.М., Колесников С.И., Кузина А.А., Казеев К.Ш., Акименко Ю.В. Влияние модельного загрязнения селеном на биологические свойства аридных почв юга России // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Серия: Естественные науки. 2019. № 2. С. 90–96.
26. Евдокимов И.В. Методы определения биомассы почвенных микроорганизмов // Russian Journal of Ecosystem Ecology. 2018. Т. 3. № 3. С. 1–20.
27. Евстегнеева Н. А., Колесников С. И. Изменение ферментативной активности чернозема обыкновенного в условиях загрязнения таллием // Почвы и окружающая среда: Сборник научных трудов Всероссийской научной конференции с международным участием, посвященной 55-летию Института почвоведения и агрохимии СО РАН (2–6 октября 2023 г., г. Новосибирск). Новосибирск. 2023. С. 627–629.
28. Евстегнеева Н. А., Колесников С. И., Минникова Т. В., Тимошенко А. Н. Оценка экотоксичности тяжелых металлов, металлоидов и неметаллов, содержащихся в отходах предприятий горной промышленности // Горный информационно-аналитический бюллетень (научно-технический журнал). – 2023а. – № 5–1. – С. 73–85.
29. Евстегнеева Н.А., Колесников С.И., Минникова Т.В., Тимошенко А.Н., Цепина Н.И., Казеев К.Ш. Влияние загрязнения таллием на активность ферментов циклов углерода, азота и фосфора в почвах разной буферности // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2023б. № 4. С. 156–163.

30. Евстегнеева Н.А., Колесников С.И., Минникова Т.В., Тимошенко А.Н., Цепина Н.И., Казеев К.Ш. Сравнительная оценка токсичности химических элементов по численности бактерий в серопесках // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Серия: Естественные науки. – 2022. – №3 (215). – С. 120–128.
31. Евстегнеева Н.А., Тимошенко А.Н., Колесников С.И. Изменение численности бактерий в бурой лесной почве при загрязнении таллием // Актуальные вопросы теории и практики лесного почвоведения: материалы X Всероссийской научной конференции по лесному почвоведению с международным участием, посвященной памяти Розалии Михайловны Морозовой (1928–2017), ученого-почвоведа, почетного члена Общества почвоведов им. В.В. Докучаева, Петрозаводск. 2023в. С. 162–163.
32. Завьялова Н.Е., Васбиева М.Т., Фомин Д.С. Микробная биомасса, дыхательная активность и азотфиксация в дерново-подзолистой почве Предуралья при различном сельскохозяйственном использовании // Почвоведение. 2020. № 3. С. 372.
33. Звягинцев Д.Г., Дмитриев Е.А., Кожевин П.А. О люминесцентно-микроскопическом изучении почвенных микроорганизмов // Микробиология. – 1978. – Т. 47. – № 6. – С. 1091–1096.
34. Звягинцев Д.Г., Кожевин П.А. Изучение динамики популяции клубеньковых бактерий в почвах с помощью иммунофлуоресценции // Микробиология. – 1974. – Т. 43. – №. 5. – С. 888–891.
35. Ильин В.Б., Конарбаева Г.А. Таллий в почвах юга Западной Сибири // Почвоведение. – 2000. – №. 6. – С. 701–705.
36. Казеев К.Ш., Колесников С.И. Атлас почв Азово-Черноморского бассейна // Ростов-на-Дону: Издательство Южного федерального университета. 2015. 80 с.
37. Казеев К.Ш., Колесников С.И., Акименко Ю.В., Даденко Е.В. Методы биодиагностики наземных экосистем: монография. Издательство Южного федерального университета, 2016. – 356 с.

38. Казеев К.Ш., Колесников С.И., Вальков В.Ф. Биологическая диагностика и индикация почв: методология и методы исследований. Ростов н/Д: Изд-во Рост. ун-та, 2003. – 204 с.
39. Карягина, Л.А., Михайловская Н.А. Определение активности полифенолоксидазы и пероксидазы в почве // Вестник АН БССР. – 1986. – № 2. – С. 40–41.
40. Касимов Н.С., Власов Д.В. Технофильность химических элементов в начале XXI века // Вестник Московского университета. Серия. 5, география. – 2012. – №. 1. – С. 15–22.
41. Колесников С.И. Агроэкологические аспекты загрязнения почв тяжелыми металлами. Диссертация на соискание ученой степени доктора сельскохозяйственных наук. Ростов-на-Дону. 2001. 329 с.
42. Колесников С.И., Евреинова А.В., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Изменение эколого-биологических свойств чернозема при загрязнении тяжелыми металлами второго класса опасности (Mo, Co, Cr, Ni) // Почвоведение. 2009а. № 8. С. 1007–1013.
43. Колесников С.И., Евстегнеева Н.А. Оценка влияния загрязнения теллуром на общую численность бактерий в черноземе обыкновенном // Биодиагностика и экологическая оценка окружающей среды: современные технологии, проблемы и решения: материалы IV международного симпозиума (Москва, 28-31 августа 2023 г.) Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Москва: Научная библиотека МГУ, 2023. С.133-137.
44. Колесников С.И., Жаркова М.Г. Влияние загрязнения чернозема обыкновенного свинцом и нефтью на рост и развитие озимой пшеницы // Агрохимия. 2010. № 6. С. 69–72.
45. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на эколого-биологические свойства чернозема обыкновенного // Экология. – 2000. – № 3. – С. 193–201.

46. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Экологические функции почв и влияние на них загрязнения тяжелыми металлами // Почвоведение. 2002. № 12. 1509–1514.
47. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Экологическое состояние и функции почв в условиях химического загрязнения. Ростов-на-Дону: Изд-во Ростиздат, 2006, 385 с.
48. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Татлок Р.К., Тлехас З.Р., Денисова Т.В., Даденко Е.В. Биодиагностика устойчивости бурых лесных почв Западного Кавказа к загрязнению тяжелыми металлами, нефтью и нефтепродуктами // Сибирский экологический журнал. – 2014. – Т. 21. – №. 3. – С. 493–500.
49. Колесников С.И., Пономарева С.В., Денисова Т.В., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Биологические свойства чернозема обыкновенного при загрязнении Ва, Мп, Sb, Sn, Sr, V, W // Агрохимия. 2011а. № 1. С. 81–89.
50. Колесников С.И., Пономарева С.В., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Влияние загрязнения Ва, Мп, Sb, Sn, Sr, V, W на фитотоксичность чернозема // Агрохимия. 2009б. № 8. С. 49–53.
51. Колесников С.И., Попович А.А., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Влияние загрязнения фтором, бором, селеном, мышьяком на биологические свойства чернозема обыкновенного // Почвоведение. 2008. № 4. С. 448–453.
52. Колесников С.И., Ярославцев М.В., Спивакова Н.А., Казеев К.Ш. Сравнительная оценка устойчивости биологических свойств разных подтипов черноземов юга России к загрязнению Cr, Cu, Ni, Pb (в модельном эксперименте) // Почвоведение. 2013. № 2. С. 195–200.
53. Колесников, С.И., Спивакова Н.А., Казеев К.Ш. Влияние модельного загрязнения Cr, Cu, Ni, Pb на биологические свойства почв сухих степей и полупустынь юга России // Почвоведение. 2011б. № 9. С. 1094–1101.
54. Копчик С.В., Копчик Г.Н. Оценка современных рисков избыточного накопления тяжелых металлов в почвах на основе концепции критических нагрузок (обзор) // Почвоведение. – 2022. – № 5. – С. 615–630.

55. Лисов В.И. Редкие металлы России: ресурс технологических инноваций. Москва: ЦентрЛитНефтегаз. 2018. – 509 с.
56. Манджиева С.С. Соединения тяжелых металлов в почвах Нижнего Дона как показатель их экологического состояния: диссертация кандидата биологических наук. Ростов-на-Дону. 2009. 230 с.
57. Минкина Т. М., Федоров, Ю. А., Невидомская, Д. Г., Польшина, Т. Н., Манджиева, С. С., Чаплыгин, В. А. Тяжелые металлы в почвах и растениях устья реки Дон и побережья Таганрогского залива //Почвоведение. – 2017. – №. 9. – С. 1074–1089.
58. Минкина Т.М., Мотузова Г.В., Назаренко О.Г. Взаимодействие тяжелых металлов с органическим веществом чернозема обыкновенного // Почвоведение. 2006. № 7. С. 804–811.
59. Минкина Т.М., Полякова А.В., Паршина Я.Ю. Изменение микробиологической активности чернозема обыкновенного при внесении цинка и свинца // Известия вузов Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2004. № 5. С.83-87.
60. Минкина, Т. М. Состав соединений тяжелых металлов в почвах / Т. М. Минкина, О. Г. Назаренко, Г. В. Мотузова. – Ростов-на-Дону, 2009. – 208 с.
61. Минкина, Т. М. Тяжелые металлы в почвах. Процессы миграции, трансформации и аккумуляции – Saarbrücken: LAP LAMBERT, 2011. – 518 с.
62. Мосина Л. В., Довлетярова Э. А., Ефремова С. Ю., Норвосурэн Ж. Экологическая опасность загрязнения почвы тяжелыми металлами (на примере свинца) //Известия Пензенского государственного педагогического университета им. ВГ Белинского. – 2012. – №. 29. – С. 383–386.
63. Нестерук Г. В., Минкина, Т. М., Федоров, Ю. А., Безуглова, О. С., Гончарова, Л. Ю., Невидомская, Д. Г., Литвинов, Ю. А. Особенности макро-, микроэлементного состава и свойств бурых лесных почв равнинных и горных ландшафтов России //Теоретическая и прикладная экология. – 2022. – №. 1. – С. 70–77.

64. Перельман А. И., Касимов Н. С. Геохимия ландшафта: учебник М.: Моск. гос. Ун-т, 1999.
65. Плеханова И.О., Золотарева О.А., Тарасенко И.Д., Яковлев А.С. Оценка экотоксичности почв в условиях загрязнения тяжелыми металлами // Почвоведение. – 2019. – №. 10. – С. 1243–1258.
66. Плешакова Е. В., Нгун К. Т., Решетников М. В. Биодиагностика почвы с невысоким уровнем антропогенного воздействия (на примере п.г.т. Степное Саратовской области) // Поволжский экологический журнал. 2018. № 4. С. 447–464.
67. Поляк Ю.М., Сухаревич В.И. Почвенные ферменты и загрязнение почв: биodeградация, биоремедиация, биоиндикация // Агрохимия. 2020. № 3. стр. 83–93.
68. Пономарева Н.А., Старун А.С. Токсическое влияние теллура на картину крови кроликов // Омский научный вестник. – 2006. – № 6 (42). – С. 155–157.
69. Попова Л. Ф., Пилюгина М. В. Особенности кумуляции и миграции химических элементов I класса опасности в почвах урболандшафтов г. Архангельска // Фундаментальные исследования. – 2009. – №. 4-S. – С. 86–88.
70. Практикум по агрохимии / Под ред. В.Г. Минеева. М.: Изд-во МГУ, 1989. – 304 с.
71. СанПиН 1.2.3685–21. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания. утв. постановлением Главного государственного санитарного врача РФ от 28 января 2021 г. N 2–987 с.
72. Селезнева А. Е., Иващенко К. В., Сушко С. В., Журавлева А. И., Ананьева Н.Д., Благодатский С.А. Дыхательная активность микробного сообщества почвы и его функциональное разнообразие при смещении верхней границы леса в горах Северо-Западного Кавказа. Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Агрономия и животноводство. 2021. Т. 16. № 3. С. 226–237.
73. Судьина Л. В. Цепина Н. И., Минникова Т. В., Колесников С. И. Влияние загрязнения висмутом на фитотоксичность почв юга России // Ученые записки Крымского федерального университета имени В.И. Вернадского. Биология. Химия. – 2019. – Т. 5. – №. 3. – С. 110–121.

74. Терехова В. А. Биотестирование почв: подходы и проблемы //Почвоведение. – 2011. – №. 2. – С. 190–198.
75. Терехова В. А. Биотестирование экотоксичности почв при химическом загрязнении: современные подходы к интеграции для оценки экологического состояния (обзор) // Почвоведение. – 2022. – № 5. – С. 586–599.
76. Терехова В. А. и др. Фитотоксичность тяжелых металлов в дерново-подзолистых почвах разной степени окультуренности //Почвоведение. – 2021б. – №. 6. – С. 757–768.
77. Терехова В. А., Кулачкова, С. А., Морачевская, Е. В., Кирюшина, А. П. Методология биодиагностики почв и особенности некоторых методов биоиндикации и биотестирования (обзор) //Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение. – 2023. – №. 2. – С. 35–45.
78. Терехова В. А., Прудникова Е. В., Кулачкова С. А., Горленко М. В., Учанов П.В., Сушко С. В., Ананьева Н. Д. Микробиологические показатели агродерново-подзолистых почв разной гумусированности при внесении тяжелых металлов и углеродсодержащих препаратов. Почвоведение. 2021а. № 3. С. 372–384.
79. Тимошенко А., Колесников С., Кабакова В., Евстегнеева Н., Цепина Н., Минникова Т., Казеев К. Оценка экотоксичности оксида платины по биологическим показателям чернозема обыкновенного. Экология и промышленность России. 2024;28(1):22-27.
80. Тимошенко, А. Н., Колесников, С. И., Евстегнеева, Н. А., Минникова, Т. В., Цепина, Н. И., Казеев, К. Ш. Влияние загрязнения чернозема обыкновенного Ag, Bi, Te, Tl на прорастание и интенсивность начального роста озимой пшеницы // Агрохимический вестник. – 2022. – № 6. – С. 83–89.
81. Трофимов С. Я., Арзамазова А. В., Кинжаев Р.Р., Аветов Н.А., Карпухин М.М. Минерализация органического вещества нефтезагрязненных и фоновых почв среднего Приобья в лабораторных условиях // Почвоведение. 2022. № 4. С. 511–518.
82. Федоров Ю.А., Чепурная В.И., Гарькуша Д.Н., Доценко И.В., Михайленко А.В., Попов Ю.В., Гаврилова И.Ю. Микрочастицы как фактор, оказывающий

- влияние на аккумуляцию тяжелых металлов в почве, дорожной пыли и донных отложениях // Геология, география и глобальная энергия. 2022. № 3 (86). С. 89–105.
83. Хазиев Ф.Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.
 84. Хазиев Ф.Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука. 1990. 189 с.
 85. Abe I. Site-directed mutagenesis of conserved aromatic residues in rat squalene epoxidase / I. Abe, T. Abe, W. Lou, T. Masuoka, H. Noguchi // Biochemical and biophysical research communications. – 2007. – Vol. 352. – № 1. – P. 259-263.
 86. Adimalla N. Heavy metals contamination in urban surface soils of Medak province, India, and its risk assessment and spatial distribution / N. Adimalla // Environmental Geochemistry and Health. – 2020. – Vol. 42. – P. 59-75.
 87. Agboola, O. A review on the impact of mining operation: Monitoring, assessment and management / O. Agboola, D. E. Babatunde, O. S. I. Fayomi, E. R. Sadiku, P. Popoola, L. Moropeng, A. Yahaya, O. A. Mamudu // Results in Engineering. – 2020. – Vol. 8. – P. 100181.
 88. Alavi, S. Extremophiles: a powerful choice for bioremediation of toxic oxyanions / S. Alavi, S. Rafieyan, M. Yavari-Bafghi, M. A. Amoozegar // Microbial bioremediation & biodegradation. – 2020. – P. 203-249.
 89. Ali H., Khan E., Ilahi I. Environmental Chemistry and Ecotoxicology of Hazardous Heavy Metals: Environmental Persistence, Toxicity, and Bioaccumulation Review Article. Journal of Chemistry 2019. 6730305
 90. Ali, H. Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications / H. Ali, E. Khan, M.A. Sajad // Chemosphere. – 2013. – Vol. 91. – №. 7. – P. 869-881.
 91. Al-Najar, H. Effect of thallium fractions in the soil and pollution origins on Tl uptake by hyperaccumulator plants: A key factor for the assessment of phytoextraction / H. Al-Najar, A. Kaschl, R. Schulz, V. Römheld // International Journal of Phytoremediation. – 2005. – Vol. 7. – P. 55–67.
 92. Alvarez, E. O. The inorganic chemicals that surround us: role of tellurium, selenium and zinc on behavioural functions in mammals / E. O. Alvarez, O. J. Sacchi, S. G. Ratti // Journal of Neurorestoratology. – 2021. – Vol. 9. – № 2. – P. 151-163.

93. Alvarez-Ayuso, E. Zinc, cadmium and thallium distribution in soils and plants of an area impacted by sphalerite-bearing mine wastes / E. Alvarez-Ayuso, V. Otones, A. Murciego, A. García-Sánchez, I. Santa Regina // *Geoderma*. – 2013. – Vol. 207. – P. 25–34.
94. Anderson J.P.E., Domsch K.H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils // *Soil Biology and Biochemistry*. 1978. Vol. 10. № 3. P. 215-221.
95. Anderson T., Domsch K. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils // *Soil Biology and Biochemistry*. 1993. Vol. 25. № 3. P. 393-395.
96. Anderson, C. S., US Geological Survey, Mineral Commodity Summaries, Tellurium. – 2022. URL: <https://pubs.usgs.gov/periodicals/mcs2022/mcs2022-tellurium.pdf> (дата обращения 14.11.2023).
97. Antón, M.A.L. Thallium in coal: analysis and environmental implications / M. A. L. Antón, D. A. Spears, M. D. Somoano, M. R. M. Tarazona // *Fuel*. – 2013. – Vol. 105. – P. 13-18.
98. Aponte, H. Meta-analysis of heavy metal effects on soil enzyme activities / H. Aponte, P. Meli, B. Butler, J. Paolini, F. Matus, C. Merino, P. Cornejo, Y. Kuzyakov // *Science of the Total Environment*. – 2020. – Vol. 737. – P. 139744.
99. Arenas-Salinas, M. Flavoprotein-mediated tellurite reduction: structural basis and applications to the synthesis of tellurium-containing nanostructures / M. Arenas-Salinas, J. I. Vargas-Perez, W. Morales, C. Pinto, P. Munoz-Diaz, F. A. Cornejo, B. Pugin, J. M. Sandoval, W. A. Diaz-Vasquez, C. Munoz-Villagran, F. Rodriguez-Rojas, E. H. Morales, C. C. Vasquez, F. A. Arenas // *Frontiers in Microbiology*. – 2016. – Vol. 7. – P. 1160.
100. Ashraf, M.W. Toxicity of tellurium and its compounds / M.W. Ashraf, S.I. Haider, A.R. Solangi, A.F. Memon // *Physical Sciences Reviews*. – 2023. – Vol. 8. – № 11. – P. 4375-4390.
101. Baath E., 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review) // *Water, Air, Soil Pollut.* V. 47 (3–4). P. 335–379.

102. Baceva, K., Stafilov, T., Sajn, R., Tanaselia, C., Makerski, P. Distribution of chemical elements in soils and stream sediments in the area of abandoned Sb-As-Tl Allchar mine, Republic of Macedonia // *Environ. Res.* – 2014 – Vol. 133. – P. 77–89.
103. Bagat, R., Z. Turel Separation and Quantitative Determination of Tl and Ba from Environmental Samples by Thermal Neutron Activation Analysis // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry.* – 1997 – Vol. 226. – №. 1-2. – P. 275-277.
104. Barsova, N., Yakimenko O., Tolpeshta I., Motuzova G. Current state and dynamics of heavy metal soil pollution in Russian Federation—A review // *Environmental Pollution.* – 2019. Vol. 249. – P. 200-207.
105. Belzile, N. Tellurium in the environment: A critical review focused on natural waters, soils, sediments and airborne particles / N. Belzile, Y. W. Chen // *Applied Geochemistry.* – 2015. – Vol. 63. – P. 83-92.
106. Belzile, N. Thallium in the environment: a critical review focused on natural waters, soils, sediments and airborne particles / N. Belzile, Y. W. Chen // *Applied Geochemistry.* – 2017. – Vol. 84. – P. 218-243.
107. Bi, C. Heavy metals and lead isotopes in soils, road dust and leafy vegetables and health risks via vegetable consumption in the industrial areas of Shanghai, China / C. Bi, Y. Zhou, Z. Chen, J. Jia, X. Bao // *Science of the Total Environment.* – 2018. – Vol. 619. – P. 1349-1357.
108. Biagioni, C. Thallium-rich rust scales in drinkable water distribution systems: A case study from northern Tuscany, Italy / C. Biagioni, M. D'Orazio, G. O. Lepore, F. d'Acapito, S. Vezzoni // *Science of the Total Environment.* – 2017. – Vol. 587. – P. 491-501.
109. Borsetti, F. Tellurite effects on *Rhodobacter capsulatus* cell viability and superoxide dismutase activity under oxidative stress conditions / F. Borsetti, V. Tremaroli, F. Michelacci, R. Borghese, C. Winterstein, F. Daldal, D. Zannoni // *Research in microbiology.* – 2005. – Vol. 156. – № 7. – P. 807-813.
110. Brown T.J., Idoine N.E., Raycraft E.R., Hobbs S.F., Shaw R.A., Everett P., Kresse C., Deady E.A., Bide, T. World mineral production 2013-17. – British Geological Survey, Keyworth, Nottingham, 2019. – 91 p.

111. Callaghan Robert M. US Geological Survey, Mineral Commodity Summaries, Tellurium, 2022. – URL: <https://pubs.usgs.gov/periodicals/mcs2023/mcs2023-thallium.pdf> (дата обращения 04.12.2023).
112. Campanella, B. Human exposure to thallium through tap water: A study from Valdicastello Carducci and Pietrasanta (northern Tuscany, Italy) / B. Campanella, M. Onor, A. D'Ulivo, R. Giannecchini, M. D'Orazio, R. Petrini, E. Bramanti // Science of the Total Environment. – 2016. – Vol. 548. – P. 33-42.
113. Campanella, B. Thallium release from acid my drainages: Speciation in river and tap water from Valdicastello mining district (northwest Tuscany)/ B. Campanella, C. Casiot, M. Onor, M. Perotti, R. Petrini, E. Bramanti // Talanta – 2017. – Vol. 171. – P. 255-261.
114. Carlson, H.K. The selective pressures on the microbial community in a metal-contaminated aquifer / H.K. Carlson, M.N. Price, M.A. Callaghan, C. Alex, L. Romy, K. Hualan, V.A. Jennifer, P.D. Adam, M. Adam // The ISME Journal. – 2019. – Vol. 13. – P. 937-949.
115. Casiot, C. Predominance of aqueous Tl (I) species in the river system downstream from the abandoned Carnoulès mine (Southern France) / C. Casiot, M. Egal, O. Bruneel, N. Verma, M. Parmentier, F. Elbaz-Poulichet // Environmental science & technology. – 2011. – Vol. 45. – №. 6. – P. 2056-2064.
116. CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment), 2010. Canadian Soil Quality Guidelines for Carcinogenic and Other Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (Environmental and Human Health Effects). Scientific Criteria Document (revised), 2010. – 216 p.
117. Cobelo-García, A. COST action TD1407: network on technology-critical elements (NOTICE)-from environmental processes to human health threats / A. Cobelo-García, M. Filella, P. Croot, C. Frazzoli, L.G. Du, N. Ospina-Alvarez, S. Rauch, P. Salaun, J. Schäfer, S. Zimmermann // Environmental science and pollution research international. – 2015. – Vol. 22. – P. 15188-15194.
118. Cooper W.C. Tellurium. – Van Nostrand Reinhold Company, New York, US, 1971. – 34 pp.

119. Cowgill, U.M. The tellurium content of vegetation / U.M. Cowgill // *Biological Trace Element Research*. – 1988. – Vol. 17. – P. 43–67.
120. Cruz-Hernández, Y. Fractionation and mobility of thallium in areas impacted by mining-metallurgical activities: identification of a water-soluble Tl (I) fraction / Y. Cruz-Hernández, M. Ruiz-García, M. Villalobos, F. M. Romero, D. Meza-Figueroa, F. Garrido, E. Hernández-Alvarez, T. Pi-Puig // *Environmental Pollution*. – 2018. – Vol. 237. – P. 154-165.
121. Cunha, R.L. A glimpse on biological activities of tellurium compounds / R.L. Cunha, I.E. Gouvea, L. Juliano // *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. – 2009. – Vol. 81.– P. 393-407.
122. Curtin, A.M. CdTe in Thin Film Photovoltaic Cells: Interventions to Protect Drinking Water in Production and End-of-Life / A.M. Curtin, C.A. Vail, H.L. Buckley // *Water-Energy Nexus*. – 2020. – Vol. 3. – P. 15–28.
123. Cvjetko, P. Thallium toxicity in humans / P. Cvjetko, I. Cvjetko, M. Pavlica // *Arhiv za higijenu rada i toksikologiju*. – 2010. – Vol. 61. – №. 1. – P. 111-118.
124. Dmowski, K. Bioindykacyjne poszukiwania talu na terenach południowej Polski / K. Dmowski, A. Kozakiewicz, M. Kozakiewicz // *Kosmos*. – 2002. – Vol. 51(2). – P. 151–163.
125. Dmowski, K. Thallium contamination of selected plants and fungi in the vicinity of the Boleslaw Zinc Smelter in Bukowno [S. Poland]. Preliminary study / K. Dmowski, M. Badurek // *Acta Biologica Cracoviensia. Series Botanica*. – 2002. – №. 44. – P. 57-61.
126. Dmowski, K. Thallium in spawn, juveniles, and adult common toads (*Bufo bufo*) living in the vicinity of a zinc-mining complex, Poland / K. Dmowski, M. Rossa, J. Kowalska, B. Krasnodębska-Ostręga // *Environmental monitoring and assessment*. – 2015. – Vol. 187. – P. 1-8.
127. D'Orazio M., Campanella B., Bramanti E., Ghezzi L., Onor M., Vianello G., Vittori-Antisari L., Petrini R. Thallium pollution in water, soils and plants from a past-mining site of Tuscany: Sources, transfer processes and toxicity // *Journal of Geochemical Exploration*. 2020. Vol. 209. P. 106434.

128. Doulgeridou A., Amlund H., Sloth J. J., Hansen, M. Review of potentially toxic rare earth elements, thallium and tellurium in plant-based foods. // EFSA Journal. – 2020. – Vol. 18. – P. e181101
129. Dovletyarova E. A., Zhikharev, A. P., Polyakov, D. G., Karpukhin, M. M., Buzin, I. S., Yáñez, C., Neaman, A. Extremely high soil copper content, yet low phytotoxicity: A unique case of monometallic soil pollution at Kargaly, Russia //Environmental Toxicology and Chemistry. – 2023. – T. 42. – №. 3. – C. 707–713.
130. Du X., Graedel T. E. Uncovering the global life cycles of the rare earth elements //Scientific reports. – 2011. – Vol. 1. – №. 1. – P. 145.
131. Eivazi F., Tabatabai M. A. Phosphatases in soils //Soil biology and biochemistry. – 1977. – V. 9(3). – P. 167-172.
132. Emsley J. Nature's Building Blocks: An A-Z Guide to the Elements. – Oxford University Press, USA, 2011. – 699 pp.
133. Ermolin M.S., Fedotov P.S., Malik N.A., Karandashev V.K. Nanoparticles of volcanic ash as a carrier for toxic elements on the global scale // Chemosphere. – 2018. – Vol. 200. – P. 16–22.
134. Evstegneeva, N.A., Kolesnikov S.I., Timoshenko A.N., Minnikova T.V., Tsepina N.I., Kazeev K.Sh. Assessment of Thallium Ecotoxicity by Biological Properties of Soils// Eurasian Soil Science. – 2024. – Vol. 57, No. 3. – P. 482–492.
135. Feng G., Xie T., Wang X., Bai J., Tang L., Zhao H., Zhao Y. Metagenomic analysis of microbial community and function involved in cd-contaminated soil // BMC microbiology. – 2018. – Vol. 18. – № 1. – P. 11.
136. Filella M., Reimann C., Biver M., Rodushkin I., Rodushkina K. Tellurium in the environment: Current knowledge and identification of gaps // Environmental Chemistry. – 2019. – Vol. 16. – № 4. – P. 215-228.
137. Filippini T., Tancredi S., Malagoli C., Malavolti M., Bargellini A., Vescovi L., Nicolini F., Vinceti M. Dietary estimated intake of trace elements: risk assessment in an Italian Population // Exposure and Health. – 2020. – Vol. 12. – P. 641-655.

138. Flanagan D.M. U.S. Geological Survey, Mineral Commodity Summaries, Tellurium, 2023. URL: <https://pubs.usgs.gov/periodicals/mcs2023/mcs2023-tellurium.pdf> (дата обращения 17.11.2023).
139. Gad S.C., Pham T. Tellurium. In: Wexler P (ed) Encyclopedia of Toxicology (Third Edition) – Academic Press, Oxford, 2014. – 481–483 pp.
140. Gadd G.M. Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation // Microbiology. – 2010. – Vol. 156. – P. 609-643.
141. Galván-Arzate S., Santamaría A. Thallium toxicity // Toxicology letters. – 1998. – Vol. 99. – №. 1. – P. 1-13.
142. George L.L., Biagioni C., Lepore G.O., Lacalamita M., Agrosi G., Capitani G.C., Bonaccorsi E., d'Acapito F. The speciation of thallium in (Tl, Sb, As)-rich pyrite // Ore Geology Reviews. – 2019. – Vol. 107. – P. 364-380.
143. Gerhardsson L. Tellurium. In: Nordberg GF, Costa M (eds) Handbook on the Toxicology of Metals (Fifth Edition). Academic Press, 2022. – 783–794 pp.
144. Goff J. L., Wang Y.W., Boyanov M.I., Yu Q., Kemner K.M., Fein J.B., Yee N. Tellurite adsorption onto bacterial surfaces // Environmental Science & Technology. – 2021. – Vol. 55. – № 15. – P. 10378-10386.
145. Govindaraju K. 1994 compilation of working values and sample description for 383 geostandards // Geostandards newsletter. – 1994. – Vol. 18. – P. 1-158.
146. Green M.A. Estimates of Te and in prices from direct mining of known ores. // Progress in Photovoltaics: Research and Applications. – 2009. – Vol. 17. – № 5. – P. 347-359.
147. Grösslová Z., Vaněk A., Mihaljevič M., Ettler V., Hojdová M., Zádorová T., Ash C. Bioaccumulation of thallium in a neutral soil as affected by solid-phase association // Journal of geochemical exploration. 2015. V. 159. P. 208-212.
148. Grygoyć K., Jabłońska-Czapla M. Development of a Tellurium Speciation Study Using IC-ICP-MS on Soil Samples Taken from an Area Associated with the Storage, Processing, and Recovery of Electrowaste // Molecules. – 2021. – Vol. 26. – P. 2651.

149. Hamsa N., Yogesh G.S., Koushik U., Patil L. Nitrogen Transformation in Soil: Effect of Heavy Metals // *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*. 2017. Vol. 6. Number 5. pp. 816-832.
150. Harrison J.J., Ceri H., Stremick C.A., Turner R.J. Biofilm susceptibility to metal toxicity // *Environmental Microbiology*. – 2004. – Vol. 6. – № 12. – P. 1220-1227.
151. Hayes S.M., Ramos N.A. Surficial geochemistry and bioaccessibility of tellurium in semiarid mine tailings // *Environmental Chemistry*. – 2019. – Vol. 16. – № 4.
152. Haynes W. M. *CRC Handbook of chemistry and physics*. CRC Press. 2014. – 2643 pp.
153. Hein J.R., Koschinsky A., Halliday A.N. Global occurrence of tellurium-rich ferromanganese crusts and a model for the enrichment of tellurium // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. – 2003. – Vol. 67. – № 6. – P. 1117-1127.
154. Hickman R., Thomann, R., Murdoch, D. *Manual de evaluación y manejo de sustancias tóxicas en aguas superficiales. Sección 2: evaluación y manejo del riesgo*. – 2001.
155. Hosseini F., Lashani E., Moghimi H. Simultaneous bioremediation of phenol and tellurite by *Lysinibacillus* sp. EBL303 and characterization of biosynthesized Te nanoparticles. // *Scientific reports*. – 2023. – Vol. 13. – № 1. – P. 1243.
156. Hsu Y.C., Thia E., Chen P.J. Monitoring of ion release, bioavailability and ecotoxicity of thallium in contaminated paddy soils under rice cultivation conditions // *Journal of Hazardous Materials*. – 2022. – Vol. 424. – P. 126513.
157. Ilyas S., Kim M.S., Lee J.C., Jabeen A., Bhatti H.N. Bio-Reclamation of Strategic and Energy Critical Metals from Secondary Resources // *Metals*. – 2017. – Vol. 7. – № 6. – P. 207.
158. Jabłońska-Czapla M., Grygoyć K. Speciation and Fractionation of Less-Studied Technology-Critical Elements (Nb, Ta, Ga, In, Ge, Tl, Te): A Review // *Polish Journal of Environmental Studies*. – 2021. – Vol. 30. – № 2. – P. 1477-1486.
159. Jakubowska, M., Pasieczna, A., Zembruski, W., Świt, Z., Lukaszewski, Z. Thallium in fractions of soil formed on floodplain terraces // *Chemosphere*. – 2007. – Vol. 66. – № 4. – P. 611-618.

160. Jiang H.H., Cai L.M., Wen H.H., Hu G.C., Chen L.G., Luo J. An integrated approach to quantifying ecological and human health risks from different sources of soil heavy metals // *Science of the Total Environment*. – 2020. – Vol. 701. – P. 134466.
161. Kabata-Pendias A. *Trace Elements in Soils and Plants* (4th edn). CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 2011. – 548p.
162. Kabata-Pendias A., Pendias H. *Biogeochemistry of Trace Elements* (*Biogeochemia pierwiastków śladowych*). Wydawnictwo naukowe PWN, 1999. – 400 pp.
163. Karbowska B. Presence of thallium in the environment: sources of contaminations, distribution and monitoring methods // *Environmental monitoring and assessment*. – 2016. – Vol. 188. – P. 640
164. Kazantzis G. Thallium in the environment and health effects // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2000. – Vol. 22. – P. 275–280.
165. King W.E., Davis L. Potassium tellurite as an indicator of microbial life // *American Journal of Public Health*. – 1914. – Vol. 4. – № 10. – P. 917-932.
166. Kinraide T.B., Yermiyahu U. A scale of metal ion binding strengths correlating with ionic charge, Pauling electronegativity, toxicity, and other physiological effects. // *Journal of inorganic biochemistry*. – 2007. – Vol. 101. – № 9. – P. 1201-1213.
167. Kolesnikov S., Minnikova T., Kazeev K., Akimenko Y., Evstegneeva N. Assessment of the Ecotoxicity of Pollution by Potentially Toxic Elements by Biological Indicators of Haplic Chernozem of Southern Russia (Rostov region) // *Water, Air, and Soil Pollution*. – 2022a. – Vol. 233. № 1. – P.18.
168. Kolesnikov S.; Minnikova T.; Tsepina N.; Evstegneeva N.; Timoshenko A. Assessment of the Ecotoxicity of Ag, Bi, Te and Tl According to the Biological Indicators of Haplic Chernozem. *Applied Sciences*. 2022b; 12(24):12854.
169. Kolesnikov S.I. Impact of Contamination with Tellurium on Biological Properties of Ordinary Chernozem. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*. – 2019. – Vol. 28. № 8. – 792–800.
170. Kolesnikov S.I., Kazeev K.S., Akimenko Y.V. Development of regional standards for pollutants in the soil using biological parameters // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2019. – Vol. 191. – P. 544.

171. Kolesnikov S.I., Minnikova T.V., Minkina T.M., Rajput V.D., Tsepina N.I, Kazeev K.S., Zhadobin A., Nevedomaya E.N., Ter-Misakyants T.A., Akimenko Y.V., Mandzhieva S.S., Sushkova S.N., Ranjan A., Asylbaev I.G., Popova V., Tymoshenko A.N. Toxic Effects of Thallium on Biological Indicators of Haplic Chernozem Health: A Case Study // *Environments*. 2021a. – Vol. 8. №11.
172. Kolesnikov S.I., Tsepina N., Minnikova T., Kazeev K., Mandzhieva S., Sushkova S., Minkina T., Mazarji M., Singh R.K., Rajput V.D. Influence of Silver Nanoparticles on the Biological Indicators of Haplic Chernozem // *Plants*. – 2021b. – Vol.10. – P. 1022.
173. Kolesnikov S.I., Tsepina N.I., Sudina L., Minnikova T.V., Kazeev K.S., Akimenko Y.V. Silver ecotoxicity estimation by the soil state biological indicators // *Applied and Environmental Soil Science*. – 2020. – Vol. 2020. – P. 1207210.
174. Konstantinova E., Minkina T.M., Nevidomskaya D.G., Mandzhieva S.S., Bauer T.V., Zamulina I.V., Voloshina M.S., Lobzenko I.P., Sushkova S.N., Maksimov A. Potentially toxic elements in surface soils of the Lower Don floodplain and the Taganrog Bay coast: sources, spatial distribution and pollution assessment // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2023. – T. 45. – №. 1. – C. 101-119.
175. Kraemer D., Poudel B., Feng H.P., Caylor J.C., Yu B., Yan X., Ma Y., Wang X., Wang D., Muto A., et al. High-performance flat-panel solar thermoelectric generators with high thermal concentration // *Nature materials*. – 2011. – Vol. 10. – № 7. – P. 532-538.
176. Lacoste C., Robinson B., Brooks R. Uptake of thallium by vegetables: Its significance for human health, phytoremediation, and phytomining // *Journal of Plant Nutrition*. – 2001. – Vol. 24. – P. 1205–1215.
177. Laforte L., Tessier, A., Gobeil, C., Carignan, R. Thallium diagenesis in lacustrine sediments // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. – 2005. – Vol. 69. – №. 22. – P. 5295-5306.
178. Lee J.H., Kim D.J., Ahn B.K. Distributions and concentrations of thallium in Korean soils determined by single and sequential extraction procedures // *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. – 2015. – Vol. 94. – P. 756–763.

179. Li Z., Qiu, F., Tian, Q., Yue, X., Zhang, T. Production and Recovery of Tellurium from Metallurgical Intermediates and Electronic Waste-A Comprehensive Review // *Journal of Cleaner Production*. – 2022. – P. 132796.
180. Lin Z.H., Lee C.H., Chang H.Y., Chang H.T. Antibacterial activities of tellurium nanomaterials // *Chemistry–An Asian Journal*. – 2012. – Vol. 7. – № 5. – P. 930–934.
181. Liu J. Luo X., Wang J., Xiao T., Chen D., Sheng G., Chen Y. Thallium contamination in arable soils and vegetables around a steel plant – A newly-found significant source of Tl pollution in South China // *Environmental pollution*. – 2017. – Vol. 224. – P. 445-453.
182. Liu J., Li N., Zhang W., Wei X., Tsang D.C.W., Sun Y., Luo X., Bao Z., Zheng W., Wang J. Thallium contamination in farmlands and common vegetables in a pyritemining city and potential health risks // *Environmental pollution*. – 2019c. – Vol. 248. – P. 906–915.
183. Liu J., Luo X., Sun Y., Tsang D.C., Qi J., Zhang, W., Sheng G. Thallium pollution in China and removal technologies for waters: A review // *Environment international*. – 2019a. – Vol. 126. – P. 771-790.
184. Liu J., Wang J., Chen Y., Shen C.-C., Jiang X., Xie X., Chen D., Lippold H., Wang C. Thallium dispersal and contamination in surface sediments from South China and its source identification // *Environ. Pollut.* 2016. V. 213. P. 878–887.
185. Liu J., Yin M., Luo X., Xiao T., Wu Z., Li N., Chen Y. The mobility of thallium in sediments and source apportionment by lead isotopes // *Chemosphere*. – 2019b. – Vol. 219. – P. 864-874.
186. Makuei F.M., Senanayake G. Extraction of tellurium from lead and copper bearing feed materials and interim metallurgical products–A short review // *Minerals Engineering*. – 2018. – Vol. 115. – P. 79-87.
187. Mazur R., Sadowska M., Kowalewska Ł., Abratowska A., Kalaji H.M., Mostowska A., Garstka M., Krasnodebska-Ostręga B. Overlapping toxic effect of long-term thallium exposure on white mustard (*Sinapis alba* L.) photosynthetic activity // *BMC Plant Biol.* 2016. V. 16. P. 191.

188. McIntyre T. Phytoremediation of heavy metals from soils // *Phytoremediation*. – Springer, Berlin, Heidelberg. – 2003. – P. 97-123.
189. McNulty B.A., Jowitt S.M. Barriers to and uncertainties in understanding and quantifying global critical mineral and element supply // *IScience*. – 2021. – Vol. 24. – № 7.
190. Meeravali N.N., Madhavi K., Sahayam A.C. Determination of thallium in vegetative plant leaves near industrial areas by high-resolution continuum source electrothermal atomic absorption spectrometry after salt induced cloud point extraction // *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*. – 2023. – Vol. 200. – P. 106613.
191. MEP&MLP (Ministry of Environment Protection and Ministry of Land Resources of the People's Republic of China). Nationwide Soil Pollution Survey Report, 2014.
192. Ministero Dell'ambiente E Della Tutela Del Territorio E Del Mare, Norme in materia ambientale, Decreto Legislativo n. 152, 2006.
193. Minnikova T., Kolesnikov S., Khoroshaev D., Tsepina N., Evstegneeva N., Timoshenko A. Assessment of the Health of Soils Contaminated with Ag, Bi, Tl and Te by the Intensity of Microbiological Activity. *Life*. – 2023. – № 13. P. 1592.
194. Minnikova T., S. Kolesnikov, N. Evstegneeva, A. Timoshenko, N. Tsepina Estimation of the Enzymatic Activity of Haplic Chernozem under Contamination with Oxides and Nitrates of Ag, Bi, Te and Tl // *Agronomy*. – 2022. – Vol. 12, № 9. – P. 2183. – DOI 10.3390/agronomy12092183
MOH and SAC (Ministry of Health of the People's Republic of China and Standardization Administration of P. R. China) Chinese National Standards Number No. 5749–2006, Standards for Drinking Water Quality China Standards Press, Beijing, 2006.
195. Mulkey J. P., Oehme F. W. A review of thallium toxicity // *Veterinary and human toxicology*. – 1993. – Vol. 35. – №. 5. – P. 445-453.
196. Nassar N.T., Kim H., Frenzel M., Moats M.S., Hayes S.M. Global tellurium supply potential from electrolytic copper refining // *Resources, Conservation and Recycling*. – 2022. – Vol. 184. – P. 106434.
197. Neaman A., Valenzuela P., Tapia-Gatica J., Selles I., Novoselov A.A., Dovletyarova E.A., Yáñez C., Krutyakov Y.A., Stuckey J.W. Chilean regulations on

metal-polluted soils: The need to advance from adapting foreign laws towards developing sovereign legislation // *Environmental research*. – 2020. – T. 185. – C. 109429.

198. Nelson B., Chen Y.-W. Tellurium in the environment: A critical review focused on natural waters, soils, sediments and airborne particles // *Applied Geochemistry*. – 2015. – Vol. 63. – P. 83-92.

199. Nunes M. R., Karlen D. L., Veum K. S., Moorman T. B., Cambardella C. A. Biological soil health indicators respond to tillage intensity: A US meta-analysis // *Geoderma*. – 2020. – Vol. 369. – P. 114335.

200. Nuss P. Losses and environmental aspects of a byproduct metal: Tellurium // *Environmental Chemistry*. – 2019. – Vol. 16. – № 4. – P. 243-250.

201. Osorio-Rico L., Santamaria A., Galván-Arzate S. Thallium toxicity: general issues, neurological symptoms, and neurotoxic mechanisms // *Neurotoxicity of metals*. – 2017. – P. 345-353.

202. Perez-D'Gregorio R.E., Miller R.K. Teratogenicity of tellurium dioxide: Prenatal assessment // *Teratology*. – 1988. – Vol. 37. – P. 307–316.

203. Perkins W.T. Extreme selenium and tellurium contamination in soils – an eighty-year-old industrial legacy surrounding a Ni refinery in the Swansea // *Science of the Total Environment*. – 2011. – Vol. 412. – P. 162-169.

204. Peter A.L.J., Viraraghavan T. Thallium: a review of public health and environmental concerns // *Environment international*. – 2005. – Vol. 31. – № 4. – P. 493-501.

205. Piacenza E., Campora S., Carfi Pavia F., Chillura Martino D. F., Laudicina V. A., Alduina R., Presentato A. Tolerance, Adaptation, and Cell Response Elicited by *Micromonospora* sp. Facing Tellurite Toxicity: A Biological and Physical-Chemical Characterization // *International Journal of Molecular Sciences*. – 2022. – Vol. 23. – № 20. – P. 12631.

206. Plekhanova I.O., Zolotareva O.A., Tarasenko I.D., Yakovlev A.S. Assessment of ecotoxicity of soils contaminated by heavy metals. *Eurasian Soil Science*. 2019. T. 52. № 10. C. 1274–1288.

207. Presentato A., Turner R. J., Vásquez C.C., Yurkov V., Zannoni, D. Tellurite-dependent blackening of bacteria emerges from the dark ages // *Environmental Chemistry*. – 2019. – Vol. 16. – № 4. – P. 266-288.
208. Puccini M., Guazzelli, L., Tasca, A. L., Mezzetta, A., Pomelli, C. S. Development of a chemosensor for the in-situ monitoring of thallium in the water network // *Water, Air, & Soil Pollution*. – 2018. – Vol. 229. – P. 1-8.
209. Qi J., Lai Y., Liang C., Yan S., Huang K., Pan W., Feng L., Jianga L., Zhua P., Haoa J., Tong J., Tao F. Prenatal thallium exposure and poor growth in early childhood: A prospective birth cohort study // *Environment international*. – 2019. – Vol. 123. – P. 224-230.
210. Qin H.B., Takeichi Y., Nitani H., Terada Y., Takahashi Y. Tellurium distribution and speciation in contaminated soils from abandoned mine tailings: comparison with selenium // *Environmental Science & Technology*. – 2017. – Vol. 51. – № 11. – P. 6027-6035.
211. Queirolo F., Stegen S., Contreras-Ortega C., Ostapczuk P., Queirolo A., Paredes B. Thallium levels and bioaccumulation in environmental samples of northern Chile: human health risks // *Journal of the Chilean Chemical Society*. – 2009. – Vol. 54. – P. 464–469.
212. Raj D. D., Mohan B., Vidya Shetty B. M. Mushrooms in the remediation of heavy metals from soil // *International journal of environmental pollution control and management*. – 2011. – Vol. 3. – №. 1. – P. 89-101.
213. Ramadan S.E., Razak A.A., Ragab A.M. El-Meleigy M. Incorporation of tellurium into amino acids and proteins in a tellurium-tolerant fungi // *Biological trace element research*. – 1989. – Vol. 20. – P. 225-232.
214. Ramsden D. Thallium // *Molecules of death*. – 2002. – P. 304-311.
215. Reddy G.K.K., Pathak S., Nancharaiah Y.V. Aerobic reduction of selenite and tellurite to elemental selenium and tellurium nanostructures by *Alteromonas* sp. under saline conditions // *International Biodeterioration & Biodegradation*. – 2023. – Vol. 179. – P. 105571.

216. Rinklebe J. Shaheen, S. M., El-Naggar, A., Wang, H., Du Laing, G., Alessi, D. S., Ok, Y. S. Redox-induced mobilization of Ag, Sb, Sn, and Tl in the dissolved, colloidal and solid phase of a biochar-treated and un-treated mining soil // *Environment international*. – 2020. – Vol. 140. – P. 105754.
217. Rodríguez-Mercado J. J., Altamirano-Lozano M. A. Genetic toxicology of thallium: a review // *Drug and chemical toxicology*. – 2013. – Vol. 36. – №. 3. – P. 369-383.
218. Roy S., Hardej D. Tellurium tetrachloride and diphenyl ditelluride cause cytotoxicity in rat hippocampal astrocytes // *Food and Chemical Toxicology*. – 2011. – Vol. 49. – № 10. – P. 2564–2574.
219. Ruiz-de-Cenzano M., Rochina-Marco A., Cervera M. de la Guardia M. Evaluation of the content of antimony, arsenic, bismuth, selenium, tellurium and their inorganic forms in commercially baby foods // *Biological Trace Element Research*. – 2017. – Vol. 180. – P. 355–365.
220. Safhi M.M., Alam M.F., Khuwaja G., Islam F., Hussain S., Fageeh M.M., Anwer T., Islam F. Repeated exposure of sodium tellurite on the rat liver and on the potential mechanisms of the metalloid-induced hepatotoxicity // *Acta Poloniae Pharmaceutic*. – 2016. – Vol. 73. – №3. – P.675–682.
221. Salminen R. Chekushin, V., Tenhola, M., Bogatyrev, I., Gregorauskiene, V., Fedotova, E., Kashulina, H. Niskavaara, S.P. Glavatskikh, A. Polischuok, O. Tomilina, Kari Rissanen, L. Zhdanova, Selenok, I. Geochemical atlas of eastern Barents region. Gulf Professional Publishing, 2005. – 560 pp.
222. Salminen R., Batista M., Bidovec M., Demetriades A., Vivo B., Vos W., Ďuriš M., Gilucis A., Gregorauskienė V., Halamić J., Heitzmann P., Lima A., Jordan G., Klaver G., Klein P., Lis J., Locutura J., Marsina K., Mazreku A., O'Connor P., Olsson S., Ottesen R., Petersell V., Plant J., Reeder S., Salpeteur I., Sandstrom H., Siewers U., Steenfelt A., Tarvainen T. Geochemical Atlas of Europe, Part 1, Background Information, Methodology and Maps. Geology, Environmental Science, 2005.

223. Sasmaz A., Sen O., Kaya G., Yaman M., Sagioglu A. Distribution of thallium in soil and plants growing in the keban mining district of Turkey and determined by ICP-MS // Atomic Spectroscopy. – 2007. – Vol. 28. – P. 157–163.
224. Sasmaz A., Sen O., Kaya G., Yaman M., Sagioglu A. Distribution of thallium in soil and plants growing in the keban mining district of Turkey and determined by ICP-MS // At. Spectrosc. 2007. V. 28960. P. 157–163.
225. She J., Liu J., He H., Zhang Q., Lin Y., Wang J., Yin M., Wang L., Wei X., Huang Y. Microbial response and adaption to thallium contamination in soil profiles // Journal of Hazardous Materials. – 2021. – Vol. 423. – P. 127080.
226. Shu X. H., Zhang, Q., Lu, G. N., Yi, X. Y., Dang, Z. Pollution characteristics and assessment of sulfide tailings from the Dabaoshan Mine, China // International biodeterioration & biodegradation. – 2018. – Vol. 128. – P. 122-128.
227. Song B., Zhang C., Zeng G., Gong J., Chang Y., Jiang, Y. Antibacterial properties and mechanism of graphene oxide-silver nanocomposites as bactericidal agents for water disinfection. // Archives of biochemistry and biophysics. – 2016. – Vol. 604. – P. 167-176.
228. Sudina L., Kolesnikov S., Minnikova T., Kazeev K., Sushkova S., Minkina T. Assessment of ecotoxicity of the bismuth by biological indicators of soil condition // Eurasian Journal of Soil Science. – 2021. – T. 10. – № 3. – C. 236-242.
229. Sun L., Guo D., Liu K., Meng H., Zheng Y., Yuan F, Zhu G. Levels, sources, and spatial distribution of heavy metals in soils from a typical coal industrial city of Tangshan, China // Catena. – 2019. – Vol. 175. – P. 101-109.
230. Tabatabai M.A., Bremner J.M., Use of p-nitrophenol phosphate in assay of soil phosphatase activity // Soil Biol. Biochem. – 1969. – V. 1. – P. 301 – 307.
231. Tantalean J.C., Araya M.A., C.P. Saavedra, D.E. Fuentes, J.M. Pérez, I.L. Calderón, P. Youderian, C.C. Vásquez The *Geobacillus stearothermophilus* V *iscS* gene, encoding cysteine desulfurase, confers resistance to potassium tellurite in *Escherichia coli* K-12 // Journal of Bacteriology. – 2003. – Vol. 185. – № 19. – P. 5831-5837.
232. Taylor A. Biochemistry of tellurium // Biological Trace Element Research. – 1996. – Vol. 55. – № 3. – P. 231–239.

233. Tremaroli V., Fedi S., Zannoni D. Evidence for a tellurite-dependent generation of reactive oxygen species and absence of a tellurite-mediated adaptive response to oxidative stress in cells of *Pseudomonas pseudoalcaligenes* KF707 // *Archives of microbiology*. – 2007. – Vol. 187. – P. 127-135.
234. Tremaroli V., Workentine M.L., Weljie A.M., Vogel H.J., Ceri H., Viti C., Tatti E., Zhang P., Hynes A.P., Turner R.J., Zannoni D. Metabolomic investigation of the bacterial response to a metal challenge // *Applied and environmental microbiology*. – 2009. – Vol. 75. – № 3. – P. 719-728.
235. Tremel A., Masson P., Sterckeman T., Baize D., Mench M. Thallium in French agrosystems. I. Thallium contents in arable soils // *Environmental Pollution*. – 1997. – Vol. 95. – P. 293–302.
236. Tsepina N., Kolesnikov S., Minnikova T., Timoshenko A. Soil contamination by silver and assessment of its ecotoxicity // *Reviews in Agricultural Science*. – 2022. – T. 10. – C. 186-205.
237. Turner A., Cabon, A., Glegg, G. A., Fisher, A. S. Sediment–water interactions of thallium under simulated estuarine conditions // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. – 2010. – Vol. 74. – №. 23. – P. 6779-6787.
238. Turner R. J. Tellurite toxicity and resistance in Gram-negative bacteria. // *Recent research developments in microbiology*. – 2001. – P. 69-77.
239. Ullal H.S., Roedern B. Thin film CIGS and CdTe photovoltaic technologies: Commercialization, Critical Issues, and Applications; Proceedings of the 22nd European Photovoltaic Solar Energy Conference (PVSEC) and Exhibition; Milan, Italy. 3–7 September 2007.
240. USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2018. Regional Screening Levels (RSLs)-Generic Tables, 2018. URL: <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls> (дата обращения 16.11.2023).
241. USEPA. Edition of the drinking water standards and health advisories Office of Water // US Environmental Protection Agency, Washington, DC. 2006.

242. USGG Mineral Information Thallium. Statistics and Information. 2009. URL: <https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/mcs/2009/mcs2009.pdf> (дата обращения 16.11. 2023)
243. USGG Mineral Information Thallium. Statistics and Information. 2017. URL: <https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/thallium/mcs-2017-thall.pdf> (дата обращения 17.11.2023)
244. Vaněk A., Grösslová Z., Mihaljevič M., Ettler V., Trubač J., Chrástný V., Ash C. Thallium isotopes in metallurgical wastes/contaminated soils: A novel tool to trace metal source and behavior // *Journal of hazardous materials*. – 2018. – Vol. 343. – P. 78-85.
245. Vávrová S., Struhárňanská E., Turňa J., Stuchlík, S. Tellurium: A rare element with influence on prokaryotic and eukaryotic biological systems // *International Journal of Molecular Sciences*. – 2021. – Vol. 22. – №. 11. – P. 5924.
246. Vielreicher N.M., Groves D.I., McNaughton N.J. The giant Kalgoorlie gold field revisited // *Geoscience Frontiers*. – 2016. – Vol. 7. – № 3. – P. 359-374.
247. Vij P., Hardej D. Evaluation of tellurium toxicity in transformed and non-transformed human colon cells // *Environmental Toxicology and Pharmacology*. – 2012. – Vol. 34. – № 3. – P. 768–782.
248. Viraraghavan T., Srinivasan A. Thallium: Environmental pollution and health effects. In, *Encyclopedia of Environmental Health*. In *Encyclopedia of Environmental Health*. Elsevier, 2011. – P. 39–47
249. Vodyanitskii Y.N. Contamination of soils with heavy metals and metalloids and its ecological hazard (analytic review) // *Eurasian Soil Science*. – 2013. – Vol. 46. – № 7. – P. 793–801.
250. Wang Y., Zhou Y., Wei X., Chen Y., Beiyuan J., She J., Wang L., Liu J., Liu Y., Wang J. Effects of thallium exposure on intestinal microbial community and organ functions in zebrafish (*Danio rerio*) // *Elementa: Science of the Anthropocene*. – 2021. – Vol. 9.
251. Wedepohl K.H. The composition of the continental crust // *Geochimica et cosmochimica Acta*. – 1995. – Vol. 59. – № 7. – P. 1217-1232.

252. Wierzbicka M., Szarek-Łukaszewska G., Grodzinska K. Highly toxic thallium in plants from the vicinity of Olkusz (Poland) // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. – 2004. – V. 59. – № 1. – P. 84–88.
253. Wiklund J.A, Kirk JL, Muir DCG, Carrier J, Gleason A, Yang F, Evans M, Keating J. Widespread Atmospheric Tellurium Contamination in Industrial and Remote Regions of Canada // *Environmental Science & Technology*. – 2018. – Vol. 52. – № 11. – P. 6137–6145.
254. World Health Organization (WHO). *Guidelines for Drinking Water Quality Recommendations* (third ed.), WHO Press, Geneva, Switzerland, 2008
255. Wu B., Hou, S., Peng, D., Wang, Y., Wang, C., Xu, F., Xu, H. Response of soil micro-ecology to different levels of cadmium in alkaline soil // *Ecotoxicology and environmental safety*. – 2018. – Vol. 166. – P. 116-122.
256. Xiao E., Ning Z., Sun W., Jiang S., Fan W., Ma L., Xiao T. Thallium shifts the bacterial and fungal community structures in thallium mine waste rocks // *Environ. Pollut.* 2020. V. 268. P. 115834.
257. Xiao T., Boyle, D., Guha, J., Rouleau, A., Hong, Y., Zheng, B. Groundwater-related thallium transfer processes and their impacts on the ecosystem: southwest Guizhou Province, China // *Applied Geochemistry*. – 2003. – Vol. 18. – №. 5. – P. 675-691.
258. Xiao T., Guha J., Boyle D., Liu C. Q., Chen J. Environmental concerns related to high thallium levels in soils and thallium uptake by plants in southwest Guizhou, China // *Science of the total environment*. – 2014. – Vol. 318. – №. 1–3. – P. 223–244.
259. Xiao T., Yang, F., Li, S., Zheng, B., Ning, Z. Thallium pollution in China: A geo-environmental perspective // *Science of the Total Environment*. – 2012. – Vol. 421. – P. 51-58.
260. Xu H., Luo Y., Wang P., Zhu J., Yang Z., Liu Z. Removal of thallium in water/wastewater: A review // *Water Research*. – 2019. – Vol. 165. – P. 114981.
261. Yang C., Chen Y., Li C., Chang X., Xie C. Distribution of natural and anthropogenic thallium in the soils in an industrial pyrite slag disposing area // *Science of the Total Environment*. – 2005. – Vol. 341. – № 1–3. – P. 159–172.

262. Yang G., Zheng, J., Tagami K., Uchida S. Rapid and sensitive determination of tellurium in soil and plant samples by sector-field inductively coupled plasma mass spectrometry // *Talanta*. – 2013. – Vol. 116. – P. 181-187.
263. Yarema M.C., Curry S.C. Acute tellurium toxicity from ingestion of metal-oxidizing solutions. *Pediatrics*. // *Pediatrics*. – 2005. – Vol. 116. – № 2. – P. e319-e321.
264. Zare B., Faramarzi M. A., Sepehrizadeh Z., Shakibaie M., Rezaie S., Shahverdi A. R. Biosynthesis and recovery of rod-shaped tellurium nanoparticles and their bactericidal activities // *Materials Research Bulletin*. – 2012. – Vol. 47. – № 11. – P. 3719-3725.
265. Zhou L., Chen S. *Extractive Metallurgy of Rare Metals*. Metallurgical Industry Press, Beijing, China, 2008.