

На правах рукописи

Довлетярова Эльвира Анварбековна

**ФУНКЦИОНАЛЬНО-ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПОЧВ В
УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ МЕГАПОЛИСА И
ПРОМЫШЛЕННОГО ПРЕДПРИЯТИЯ**

Специальность 1.5.15 Экология

АВТОРЕФЕРАТ

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

Москва – 2023

Работа выполнена в Федеральном государственном автономном образовательном учреждении высшего образования «Российский университет дружбы народов им. Патриса Лумумбы»

Научный консультант: **Ананьева Надежда Дмитриевна**, доктор биологических наук, профессор, главный научный сотрудник лаборатории почвенных циклов азота и углерода Федерального государственного бюджетного учреждения науки «Федеральный исследовательский центр «Пушкинский научный центр биологических исследований Российской академии наук» (ФИЦ ПНЦБИ РАН)

Официальные оппоненты: **Степанов Алексей Львович**, профессор, доктор биологических наук, заведующий кафедрой биологии почв факультета почвоведения Московского государственного университета имени М.В. Ломоносова

Колесников Сергей Ильич, профессор, доктор сельскохозяйственных наук, заведующий кафедрой экологии и природопользования ФГБАУ ВО «Южный федеральный университет»

Филиппова Ася Вячеславовна, доктор биологических наук, профессор, заведующая кафедрой земледелия, биоэкологии и агрохимии ФГБОУ ВО «Оренбургский государственный аграрный университет»

Ведущая организация: Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт почвоведения и агрохимии Сибирского отделения Российской академии наук

Защита состоится **22 декабря 2023 года** в **15⁰⁰** часов на заседании диссертационного совета Д 35.2.030.06 на базе ФГБОУ ВО «Российский государственный аграрный университет–МСХА имени К.А. Тимирязева», по адресу: 127550, г. Москва, ул. Прянишникова, д. 19, тел/факс: 8 (499) 976-21-84.

С диссертацией можно ознакомиться в Центральной научной библиотеке имени Н.И. Железнова ФГБОУ ВО «Российский государственный аграрный университет – МСХА имени К.А. Тимирязева» и на сайте Университета <http://www.timacad.ru>

Автореферат разослан «___»_____ 2023 г.

Ученый секретарь
диссертационного совета,
кандидат биологических наук, доцент

Д.В. Морев

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

Актуальность исследования

К ключевым проблемам современной экологии относится урбанизация и связанное с ней преобразование наземных экосистем (Seto et al., 2011; 2012; United Nations, 2019). Общая территория проживания человека в мире насчитывает около 580000 км² (Elvidge et al., 2007; Zalasiewicz et al., 2015), а площадь городов составляет в настоящее время примерно 2.5% поверхности суши (Schneider et al., 2009). В городах проживает около 55% населения планеты, к 2030 г. – оно достигнет 60%, к 2050 г. – почти 70% (UNDESA, 2019), что будет почти в два раза больше такового в 1950 г. (Grimm et al., 2008). В мире насчитывается несколько десятков городов-мегаполисов, среди которых и Москва с населением почти 13 млн. человек (2023 г.) и площадью 2561 км².

Экологическая система городской среды имеет сложное мозаичное землепользование с множеством вариантов ландшафтов (Andersson, 2006; Pouyat et al., 2020). Почвы городских экосистем функционируют при сильном влиянии антропогенных факторов и их часто рассматривают как сток неорганических (тяжелые металлы) и органических (нефтепродукты, полициклические ароматические углеводороды, пестициды, фенолы) поллютантов (Madrid et al., 2006; Marcotullio et al., 2008; Buhaug, Urdal, 2013; Yang, Zhang, 2015; Филиппова, Нестеров, 2022). В городах естественная растительность заменяется на интродуцированные виды, создаются газоны, что часто становится их типичным растительным покровом (Wolch et al., 2014). Поэтому сохранение и преумножение зеленой инфраструктуры города, в частности под древесной, в том числе и под естественной, растительностью, является важнейшей экологической задачей, нацеленной на поддержание здоровья человека (Li et al., 2018; Brtnicky et al., 2019). Городская деятельность существенно влияет на экологическое состояние, в том числе физические, химические и биологические свойства почв. Поэтому существует потребность в понимании всестороннего функционирования почв в условиях урбанизации с целью их защиты и восстановления (Zalasiewicz et al., 2015; Levin et al., 2017; Pouyat et al., 2020; Aparin, Sukhacheva, et al., 2020; Девятова, Мазнев, 2021; Зубкова и др., 2022).

Экологические проблемы загрязнения почв тяжелыми металлами (ТМ) связаны с их широким использованием в промышленном производстве (Marcotullio et al., 2008; Hu et al., 2013). В связи с несовершенными системами очистки ТМ в значительном количестве попадают в окружающую среду, в том числе в почву и растения. Основные техногенные источники ТМ связаны с цветной (Pb, Zn, Cu, Hg, Mn, Sb, W, Co, Cd) и черной (Ni, Mn, Pb, Cu, Zn, W, Co) металлургией, энергетикой (As, Sb, Se), нефтяной промышленностью (Pb, Cu, Ni, Zn, Mn), сжиганием угля (Sb, As, Cd, Cr, Mo) и нефти (As, Pb, Cd) (Marcotullio et al., 2008). Под влиянием обогащенных металлами выбросов формируются ареалы загрязнения ландшафта преимущественно на региональном и локальном уровнях, что, в свою очередь, требует пристального внимания исследователей, экологов, федеральных и местных властей (Мотузова, Безуглова, 2007; Khan et al., 2021; Kolesnikov et al., 2022).

Во всем мире насчитывается почти 5 миллионов проблемных экологических локализаций, составляющих около 20 млн. га, почвы которых загрязнены ТМ /металлоидами и их содержание выше нормативных показателей (Li et al., 2019). Загрязнение почв ТМ представляет большую опасность для экосистемы и человека, влияет на безопасность пищевой цепи, качество и возможность использования почвы для сельскохозяйственных целей, что, в свою очередь, влияет на продовольственную безопасность и усугубляет экологические проблемы землепользования (Wuana, Okeimen, 2011; Burghardt et al., 2015; Капелькина, 2018; Колесников и др., 2021; Zhao et al., 2022). Поэтому исследователи многих стран разрабатывают подходы для химической и биологической ремедиации таких почв (Selvi et al., 2019; Song et al., 2022; Fu et al., 2023), а также оценивают риски от их загрязнения ТМ (Савич и др., 2013; Макаров, 2016; Yang et al., 2018; Макаров и др., 2019; Абакумов и др., 2020; Khan et al., 2021; Abakumov et al., 2022).

Принимая во внимание изложенные актуальные экологические проблемы, диссертационная работа *нацелена* на комплексное экологическое исследование физико-химических и микробиологических свойств почв в условиях повышенной антропогенной нагрузки мегаполиса и промышленных предприятий для оценки экологических особенностей их функционирования и выполняемых ими экосистемных сервисов, экологических рисков текущего землепользования и разработки экологически обоснованных мер снижения негативного антропогенного влияния.

Задачи исследования:

- 1) Выбор и характеристика представительных площадок исследования в условиях мегаполиса Москвы и промышленных зон вблизи крупных металлургических предприятий Мурманской (г. Мончегорск) и Свердловской (г. Ревда) областей, а также центральной части Чили (область Вальпараисо). Отбор образцов почв, описание растительности, индикация функциональной зоны города и зоны влияния промышленного предприятия.
- 2) Оценить длительное влияние урбанизации на растительность и почвы уникального городского леса южно-таежной подзоны (Лесная опытная дача РГАУ-МСХА имени К.А. Тимирязева) по совокупности их физико-химических и микробиологических показателей. Изучить химические и микробиологические свойства почв городских лесопарков мегаполиса Москвы и его пригородных фоновых лесов для понимания влияния разных факторов урбанизации на функционирование почв, оценкой циклов основных биофильных элементов (CNP).
- 3) Провести оценку экологического состояния почв лесопарковых зон мегаполиса в терминах экосистемных сервисов и диссервисов, которые, в свою очередь, могут быть количественно дифференцированы баллами почвенного экологического индекса.
- 4) Оценить влияние современных урбанизированных преобразований («наступление» города на территории Новой Москвы) на физико-химические и микробиологические свойства естественных пастбищ, лесов и

пашен, а также при их конверсии в городские газоны. Выявить изменения основных свойств почв зеленой инфраструктуры города в результате ее реконструкции и преобразования с использованием программного обеспечения Quantum GIS2.4 для создания картосхем разных свойств городских почв, в том числе и при смене землепользования.

- 5) Проанализировать зависимости индекса множественного загрязнения почв разных функциональных зон мегаполиса Москвы тяжелыми металлами и металлоидами (Cu, Zn, Cd, Pb, Hg, As, Ni, Mn) от почвенных физико-химических свойств.
- 6) Изучить химические и микробиологические особенности разных почвоподобных материалов (низинные торфы, донные отложения, городские культурные слои почвы и промышленно изготовленные смеси) для создания городских конструкторов в контексте выполнения ими экологических функций и экосистемных сервисов.
- 7) Исследовать регионально-типологические особенности полиметаллического загрязнения почв в разных зонах влияния медеплавильного производства с составлением картосхем содержания тяжелых металлов в почве и оценкой их экологической опасности, а также рассчитать неканцерогенный и канцерогенный риски загрязнения почв тяжелыми металлами для здоровья человека.
- 8) Разработать методические подходы для снижения фитотоксичности загрязненных полиметаллическими выбросами промышленных предприятий почв с использованием доломитовой муки, биоугля, железистых соединений, гипса и промышленных отходов местного флогопитового производства.

Научная новизна, теоретическая и практическая значимость исследований.

На основе многолетних исследований автора выявлены и уточнены следующие аспекты, иллюстрирующие *научную новизну* работы:

- 1) Разработана и на примере представительных урбоэкосистем Москвы апробирована комплексная оценка городских зеленых территорий с определением основных химических, физических и биологических показателей почв, изменяющихся в различном временном масштабе под влиянием урбанизации.
- 2) Разработан и на примере Московского мегаполиса апробирован системный подход к оценке экосистемных сервисов и дис-сервисов почв в условиях лесопарковых зон мегаполиса и предложена их количественная дифференциация в терминах почвенного экологического индекса.
- 3) Оценено изменение физико-химических и микробиологических свойств почв природных пастбищ, лесов и пашен под влиянием урбанизированных преобразований («наступление» города в условиях Новой Москвы), которое свидетельствует о важности исторического землепользования для пространственной неоднородности городских почв.

- 4) Выполнена комплексная оценка разных почвоподобных материалов для создания городских конструкторов в контексте выполнения ими экосистемных функций и сервисов.
- 5) Оценено полиметаллическое загрязнение почв с учетом его экологической опасности, неканцерогенного и канцерогенного рисков для здоровья человека.
- 6) Предложены подходы для снижения фитотоксичности загрязненных металлами почв промышленных зон на основе известковых и железистых соединений, а также ряда других отходов промышленного производства.

Теоретическая значимость работы связана с развитием приоритетных направлений урбоэкологии почв, согласно которым: 1) антропогенез приводит к существенному изменению землепользования, которое в условиях города способствует формированию новых почвенных разновидностей – городских почв, а в условиях промышленного влияния – химически нарушенных почв и даже технических пустошей; 2) антропогенное влияние на почву приводит к изменению ее физико-химических и биологических показателей, которое, в свою очередь, нарушает биологический круговорот и, прежде всего, биофильных элементов, что приводит к формированию антропогенно измененных экосистем; 3) оценка рисков от антропогенного воздействия на почву позволит минимизировать его экологическую опасность, в том числе и с помощью разработанных подходов, которые восстанавливают оптимальное почвенное функционирование и обеспечивают экосистемные сервисы.

Практическая значимость исследования связана с развитием и верификацией современных методов оценки общего экологического риска от загрязнения почв тяжелыми металлами, в том числе неканцерогенного и канцерогенного рисков их потребления человеком (вдыхание пыли, попадание в организм частиц почвы, накопление металлов в волосах и ногтях ног). Высокую практическую значимость имеют и разработанные подходы для снижения фитотоксичности промышленно загрязненных металлами почв, в том числе с высоким содержанием органического углерода и низкими значениями рН. Ценность таких подходов сфокусирована на внесении в почву разных добавок (известки, биоуголь, железистых соединений, промышленных отходов) с целью снижения ее фитотоксичности и содержания загрязняющих ее металлов, в том числе их обменных форм.

Основные защищаемые положения

1. Урбанизация является доминирующим экологическим фактором современного преобразования почв Московского мегаполиса, которые претерпевают экологически значимые физические, химические и биологические изменения, приводящие, в свою очередь, к трансформации цикла биофильных элементов и снижению обеспечения экосистемных сервисов.
2. Одно из основных негативных экологических последствий развития урбанизации и промышленного производства, связанное с депонированием

тяжелых металлов в почвах, может быть минимизировано повышением почвенной буферности при внесении разных добавок и местных промышленных отходов для их химической и фито - ремедиации.

3. Системный анализ мониторинговых данных о физических, химических и биологических свойствах почв в условиях урбанизации и промышленного загрязнения позволяет наиболее полно оценить их экологическое функционирование, рассчитать экологические риски и обеспечение экосистемных сервисов.

Апробация работы

Материалы диссертации были представлены на российских и международных научных конференциях: Глобализация и ландшафтная архитектура: перспективы для образования и практики (Санкт-Петербург, 2007); Актуальные проблемы современного аграрного производства» (Москва, 2008); Megacities 2050: environmental consequences of urbanization in Europe (Москва, 2016), SUITMA 9 (Москва, 2017); Зеленая инфраструктура городской среды: современное состояние и перспективы развития (Воронеж, 2017); Green infrastructure: nature based solutions for sustainable and resilient cities (Italy, Orvieto, 2017); Smart and sustainable cities conference (Москва, 2018; online - Москва, 2020; 2022); Urban soils symposium (USA, New York, 2017; 2018; 2019; 2020; 2021); Экологическая конференция Департамента природопользования и охраны окружающей среды города Москвы (Москва, 2022); 14-й Международный форум «Экология» (Программа Правительства Москвы в лице Департамента природопользования и охраны окружающей среды «Единство национальных и региональных приоритетов в сфере экологии и климата», Москва, 2023).

Личный вклад соискателя

Под руководством соискателя были определены цели и разработаны программы многолетних экологических и междисциплинарных исследований, которые способствовали в дальнейшем организации нового департамента РУДН - ландшафтного проектирования и устойчивых экосистем. Под руководством соискателя и совместно с Департаментом природопользования и охраны окружающей среды г. Москвы (ДПООС), учреждением «Мосэкомониторинг» внедрены современные технологические средства для контроля состояния зелёных насаждений и разработан аналог открытой лаборатории для научной, образовательной и просветительской деятельности в сфере экологии и устойчивого развития города. Соискатель – руководитель ряда тем НИР: Анализ и моделирование параметров устойчивости развития урбоэкосистем Европейской территории России: от локального мониторинга к региональному (2017-2020); Комплексный анализ микробиологического разнообразия и функций для оценки «здоровья» городских почв (2019); Проведение эксперимента по исследованию возможностей применения современных технических средств для контроля состояния зеленых насаждений (2018-2020). При финансовой поддержке грантов РФФИ, ДПООС, программы

«Проект 5-100» и с участием соискателя в РУДН созданы международные научные центры «Смарт технологии устойчивого развития городской среды в условиях глобальных изменений» и «Математического моделирования и проектирования устойчивых экосистем». Соискатель - научный редактор книги материалов международных конференций и конгресса: *Megacities 2050; Smart and sustainable cities: from environmental threats towards nature based solutions and sustainable management; Challenge and opportunity for soil functions and ecosystem services proceedings of the 9-th SUITMA Congress* (поименованы в Scopus, WoS), организатор международных экологических конференций и симпозиумов в РФ (РУДН, Москва) и США (Нью-Йорк).

Организация исследований

Основная часть диссертационных исследований выполнена на научной и технологической базе департамента «Ландшафтного проектирования и устойчивых экосистем», центров «Смарт технологии устойчивого развития городских экосистем в условиях глобальных изменений», «Математического моделирования и проектирования устойчивых экосистем» и почвенно-экологической лаборатории Аграрно-Технологического Института РУДН, в том числе и при финансовой поддержке инициативных тем НИР и грантов.

Публикации по теме диссертации

Основное содержание и положения диссертации отражены в 75 научных публикациях, из них 36 - в журналах Scopus/WoS (из них 9 - в Q1, 16 - Q2), 8 - монографий (или глав в монографиях), 14 - в изданиях, рекомендуемых ВАК.

Структура и объем диссертации

Диссертационная работа состоит из введения, 6 глав, заключения, выводов, списка литературы, включающего 677 наименований, из которых 555 - на иностранных языках. Работа изложена на 279 стр. машинописного текста, содержит 76 рисунков, 69 таблиц.

Благодарности

Данная работа отражает многолетнюю научно-исследовательскую деятельность в разных регионах. Организовать и проанализировать разносторонние экспериментальные данные удалось благодаря профессионализму и скрупулёзности научного консультанта – Ананьевой Н.Д. Автор благодарен своим учителям и наставникам – Мосиной Л.В., Васенёву И.И., благодаря которым он состоялся в профессии и науке. Особую благодарность автор выражает Васенёву В.И. и Неаману А.А. за неоценимую помощь и дружбу. Автор благодарен руководству РУДН - Ястребову О.А. и Филиппову В.М. – за поддержку научных подразделений аграрно-технологического института (АТИ) РУДН в развитии научных исследований, инфраструктуры и кадрового потенциала. Работа не смогла бы состояться без профессионализма сотрудников АТИ, коллег, друзей, аспирантов и студентов.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Табл. 1. Расположение, объект и число точек исследования (ЧТИ, слой почвы)

Расположение	Объект	ЧТИ
Москва (56°45' N / 37°37' E, 1070 км ²)	Лесопарки (S, га): Алешкинский лес (240), Битцевский (2208), Лесная опытная дача (заказник «Петровско-Разумовский») (257), Ландшафтный заказник «Тропарёвский» (3219), Лианозовский (16), Юго-Западный (102)	30 (0-10 см, для ЛОД – горизонты профиля)
Новая Москва (1500 км ² , с 2012 г.)	Лес, пастбище, пашня (городские и негородские)	22 (0-10, 10-30, 30-50, 50-100 см)
Москва (55°39'42" N / 37°45'22" E, 10.4 га)	парк им. Артема Боровика, реконструкция в 2013 г. (исследование - 2012 и 2014 гг.)	130 (0-30 см, в 5 точках – до 100 см)
Московская обл.(55.97 N / 37.59 E - 55.38/37.3)	Фоновые леса: Шишкин, Клязьминский, близ г. Лыткино и пос. Радиоцентр	20 (0-10 см)
Москва («старая», 1070 км ²)	Зоны: рекреационные, жилые, общественные, промышленные, фоновые	224 (0-20 см)
Тверская, Ярославская, Новгородская, Московская обл.	Почвоподобные материалы: низинные торфы, донные отложения, городские культурные слои почвы, промышленно изготовленные смеси	4 (дерново-подзолистая почва, 0-10 см)
Чили, центральная часть, область Вальпараисо (32°45'54" S / 71°28'57" W)	Окрестности медеплавильного комплекса (448 км ²)	245 (из них 25 – фоновые, 0-15 см)
	1-2, 8 и 17 км от завода; почва (0-2 см), пыль внутри помещений	100 домохозяйств
	Сельскохозяйственные почвы	84 (0-20 см)
Екатеринбург, близ г. Ревда (56°51'0.8" N / 59°54'25.6" E)	Дерново-подзолистая почва (елово-пихтовый лес), 1, 2, 6, 30 и 33 км от Среднеуральского медеплавильного завода	29 (гор. О - 14, гор. А – 15; 0-10 см)
Мурманская обл., г. Мончегорск (67°55'70" N / 32°51'50" E)	Торфяная эвтрофная почва, 0.7 и 1.7 км от Cu/Ni плавильного завода	10 (0-5, 0-20 см)

Методы исследования свойств почвы:

а) физические

Плотность почвы анализировали весовым методом (масса в единице объема) (Шеин и др., 2000), гранулометрический состав - методом лазерной дифракции (Юдина и др., 2020).

б) химические

Содержание общего углерода (C) и азота (N) в почве определяли методом ИК-спектроскопии (1100°C; анализатор CHNS-932 LECO Corp., Saint Joseph, США), органического углерода ($C_{\text{орг}}$) - бихроматным окислением со спектрофотометрическим окончанием (Воробьева, 1998). Растворенный $C_{\text{орг}}$ и растворенный общий N (доступные для микроорганизмов) определяли в 0.05 М K_2SO_4 почвенной вытяжке с использованием анализатора Shimadzu TOC-VCPN (Makarov et al., 2015). Содержание аммонийного и нитратного N в почве определяли по ГОСТ (26489-85 и 26951-86), доступных форм фосфора и калия - методом Олсена (спектрофотометр LibraS6, Великобритания и пламенный фотометр ФПА-2-01), P_2O_5 - метод Кирсанова и K_2O - пламенная фотометрия. Содержание общего P, K, Mn, Ca и тяжелых металлов (Pb, Cu, Ni, Zn) - с помощью портативного рентгено-флуоресцентного анализатора (Olympus Vanta S, США) и методом атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно-связанной плазмой (ICP-OES, Agilent 5110, USA). В почвоподобных материалах общее содержание Ni, Zn, Pb, Cd измеряли флуоресцентной спектроскопией (Spectroscan Max-GVM, Россия). В почве разных функциональных зон Москвы содержание Ni, Cu, Zn, Pb, Cd, As, Cr, Mn определяли атомно-адсорбционной спектрометрией, Hg - RA-915 анализатор с атомизированным распылением RP-91C, атомно-эмиссионная спектроскопия с индуктивно-связанной плазмой. В почве Лесной опытной дачи (ТСХА) содержание Pb, Cu, Ni, Zn, Cd определяли X-ray флуоресцентным анализатором (TEFA-6 W Orteke company, USA), их обменные формы - извлекали из почвы раствором 1N $Ca(NO_3)_2$, доступные - CH_3COONH_4 (pH 4.8), потенциально доступные - 1N HCl и труднодоступные - 6N HCl и определяли атомно-адсорбционным спектрофотометром Perkin-Elmer, AAS450/RS-5100 (Зырин и др., 1985). Обменные формы металлов определяли и в 0.01 М растворе KNO_3 . Общее содержание Cu, Pb и Zn в почвах Чили и биоматериалах определяли атомно-адсорбционной спектроскопией (AAS; GBC, SensAA, Braeside, Victoria, Australia), As - атомно-адсорбционным спектрофотометром (AAS, Thermo iCE 3000, USA), сопряженным с гибридным парогенератором (model VP100).

Значение pH почвы измеряли в водной суспензии pH-метром «Эксперт-pH» и Basic Meter PB-11 (Германия).

Множественное загрязнение почвы металлами оценено интегральными индексами: Zc (МУ-2.1.7.730-99, 2013), PI_{Nemerow} pollution index (Cheng et al. 2007; Kowalska et al., 2016), PERI - экологический риск (Lim et al. 2008; Weissmannova, Pavlovsky, 2017).

1) $Zc (\leq 7 \text{ TM}) = \sum K_{Ci} \cdot (n-1)$, где K_{Ci} , коэффициент концентрации i-ого ТМ; n, количество ТМ ($Zc < 16$ – допустимое загрязнение, $Zc > 128$ - особо опасное);

$K_{Ci} = C_i / C_b$, где C_i , актуальное содержание i-ого ТМ в почве, мг kg^{-1} ; C_b , фоновое содержание i-ого ТМ в почве, мг kg^{-1} .

В суглинистой и песчаной Retisols фоновое содержание (мг kg^{-1}) составляет для Ni (6), Cu (8), Zn (28), Pb (6), Cd (0.05), As (1.5), Mn (1500), Hg (0.05); в суглинистой и глинистой - Ni (20), Cu (15), Zn (45), Pb (15), Cd (0.12), As (12.2), Mn (1500), Hg (0.1) (СП 11-102-97, 1997).

$$2) PI_{Nemerow} = \sqrt{\frac{\left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n PI\right)^2 + PI_{max}^2}{n}}, \quad \text{где}$$

PI, единый индекс загрязнения отдельными ТМ; PI_{max}, максимальное значение PI для всех ТМ; n, количество ТМ.

Загрязнение: PI_{Nemerow} ≤ 0.7, чистое; 0.7-1, предупреждающее; 1-2, слабое; 2-3, умеренное; ≥ 3, сильное.

$$PI = \frac{C_i}{B}, \quad \text{где}$$

C_i, актуальное содержание i-ого НМ в почве, мг кг⁻¹; B, геохимическое фоновое содержание Ni (29), Cu (38.9), Zn (70), Pb (27), Cd (0.41), As (0.67), Mn (488), Hg (0.07) (Kabata-Pendias, Pendias, 2011; Kowalska et al., 2016).

PI ≤ 1 - слабое загрязнение, 1-3 – умеренное; ≥ 3 – сильное.

Сумма индекса загрязнения (PI_{sum}) и интегрированного порогового индекса загрязнения (IPI) рассчитано как среднее PI для 8-ми ТМ. IPI ≤ 1, низкое; 1 < IPI < 2, умеренное; IPI ≥ 2, сильное загрязнение.

3) PERI или RI: E_rⁱ, единый индекс экологического риска; T_rⁱ, фактор токсического отклика на конкретный металл (Hakanson, 1980) и PI (Kowalska et al., 2018).

$$PERI = \sum_{i=1}^n E_r^i; \quad E_r^i = T_r^i * PI, \text{ где}$$

T_rⁱ (мг кг⁻¹) для Ni (5), Cu (5), Zn (1), Pb (5), Cd (30), As (10), Mn (1), Hg (40) (Hakanson, 1980).

PERI < 150, низкий риск; 150-300, умеренный; 300-600, высокий; > 600, очень высокий.

Индекс загрязнения металлами дерново-подзолистой почвы (близ Екатеринбурга) рассчитывали по формуле (Воробейчик, Позолотина, 2003): PI_i = $\frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \left(\frac{C_{ij}}{C_{jb}}\right)$, где PI_i, индекс загрязнения в i-ой точке; C_{ij}, концентрация j-ого элемента в i-ой точке; C_{jb}, средняя концентрация j-ого элемента на расстоянии 33 км от завода; n, число анализируемых элементов (Cu, Cd, Pb, Zn, n=4). PI_i – это коэффициент, на который увеличивается в среднем загрязнение всех металлов по сравнению с фоном; «общий» индекс рассчитывают для общего содержания металлов, «обменный» - для обменных форм.

Эффективные концентрации (EC_x) металлов, снижающие на 10, 25 и 50% биологический показатель, рассчитывали с помощью программы (Toxicity Relationship Analysis Program, TRAP, version 1.22, US EPA, 2013).

Суточную дозу потребления металлов с пищей (CDI, мг кг⁻¹ сут⁻¹) рассчитывали по уравнению (US EPA, 1989): CDI = C × IR × EF × ED / BW × AT, где IR, скорость поступления почвы (20 и 50 мг сут⁻¹ для взрослых и для детей), EF, частота экспозиции (350 сут. год⁻¹); ED, продолжительность экспозиции (30 и 6 лет для взрослых и детей); BW, вес (70 и 15 кг для взрослых и детей); AT, среднее время (10950 и 2190 сут., для взрослых и детей).

Коэффициент опасности (HQ) неканцерогенного риска = CDI / RfD, где RfD, референсная доза (HQ <1, риска нет). Канцерогенный риск (As) = CDI×SF, где SF, коэффициент наклона (1.5 мг кг⁻¹ сут⁻¹, US EPA, 1989).

Потенциальный экологический риск металлов оценивают по их общему содержанию в верхнем слое почвы (Hakanson, 1980): $RI = \sum_{i=1}^n E_r^i$; $E_r^i = T_r^i \left(\frac{C_s^i}{C_n^i} \right)$, где RI, сумма рисков от всех металлов; E_rⁱ, индекс риска одного; T_rⁱ, коэффициент токсического действия металла; C_sⁱ, содержание металла в верхнем слое почвы; C_nⁱ, содержание в фоновой почве. RI <50, 50-100, >100 - низкий, средний и высокий риски (Hakanson, 1980; Nkansah et al., 2017).

в) биологические

микробиологические:

В образцах оценивали микробное дыхание (МД) по скорости образования CO₂ за 24 ч инкубации при 22°C (ISO 16072, 2002; Ananyeva et al., 2008), которое измеряли на газовом хроматографе с детектором по теплопроводности (KrystaLLyuks 4000 M, Йошкар-Ола, Россия). Содержание углерода микробной биомассы (МВС или C_{мик}) измеряли методом субстрат-индуцированного дыхания (СИД), который основан на регистрации наибольшей начальной микробной продукции CO₂ после внесения глюкозы (Anderson, Domsch, 1978; Ananyeva et al., 2008). МВС (мкг С г⁻¹) = СИД (мкл CO₂ г⁻¹ ч⁻¹)×40.04+0.37 (Anderson, Domsch, 1978). Рассчитывали отношение МВС:С и удельного микробного дыхания (qCO₂) - МД:МВС (Joergensen, Emmerling, 2006).

Содержание C_{мик}, N_{мик} и P_{мик} почвы определяли методом фумигации-экстракции (ISO 14240-2, 1997; Kouno et al., 1995; Yevdokimov et al., 2016) и рассчитывали их долю в общем содержании этих элементов в почве (C_{мик}:С, N_{мик}:N, P_{мик}:P, %). Численность аммонифицирующих бактерий определяли на мясо-пептонном агаре, потребляющих минеральный азот - на крахмало-аммиачном (Звягинцев, 1991), азотфиксирующую активность почвы - с использованием ацетилена и газового хроматографа Chrome-4, эмиссию CO₂ с поверхности почвы - газоанализатором LiCor 820. Микроскопические грибы, утилизирующие целлюлозу и углеводы, выращивали на средах Гетчинсона и Чапека соответственно, их род и вид идентифицировали согласно определителю (Seifert, 2008), потенциально патогенные грибы идентифицировали согласно атласу их клинических видов (de Hoog et al., 2019).

Физиологический профиль микробного сообщества почвы измеряли техникой MicroRespTM (Moscatelli et al., 2018) и детектировали его дыхательный отклик на внесение С-содержащих субстратов адсорбцией CO₂ индикаторным гелем (микропланшетный спектрофотометр FilterMax F5, USA) при длине волны 595 нм и выражали в мкг С г⁻¹ ч⁻¹. Микробное функциональное разнообразие оценивали индексом Шеннона: $H' = -\sum p_i \times \ln p_i$ (Shannon, Weaver, 1964), где p_i, отношение отклика CO₂ на внесение одного С-субстрата к сумме таковых всех изученных субстратов.

растительные:

В городских лесопарках и фоновых лесах оценивали фитоценотические показатели (сомкнутость крон деревьев и кустарников, проективное покрытие травяного яруса и растительного опада, %), доминирующие виды деревьев и травяного яруса. В экспериментах по изучению фитотоксичности почв оценивали показатели роста (биомасса, длина проростков, корней) и содержание металлов в горчице белой (*Sinapis alba* L.) и пастбищного райграсса (*Lolium perenne* L.).

з) картографические

Для оценки изменений землепользования (Новая Москва) применили метод ретроспективного анализа (Feranec et al., 2007), позволяющий создавать карты раннего периода (1981 г.) на основе нового (2016 г.) с использованием программного обеспечения QGIS 2.14 (www.qgis.com). Почвенные карты городского парка им. А. Боровика созданы в программном обеспечении QGIS (<http://www.qgis.org>) IDW с коэффициентом расстояния, равным 2 (Hengl et al., 2007; Ahmed et al., 2017). Для цифрового картографирования почв Москвы по загрязнению тяжелыми металлами использован метод обратного взвешивания расстояний (Inverse Distance Weighting, IDW) со степенью 2 (Ahmed et al., 2017). Карта интегрального индекса загрязнения почвы Москвы металлами созданы с использованием программы Raster Calculator plugin. Пространственное содержание металлов в почве Чили обработаны с использованием программы ArcGIS 10.5 software, преобразовывали опцией “Explore Data” и “Geostatistical Analyst” для ArcMap.

д) статистические

Физические и химические показатели почв оценены в двух повторностях, микробиологические – в трех, их рассчитывали на сухой вес (105°C, 8 ч) и выражали как среднее \pm стандартное отклонение (SD). Пространственное варьирование показателей оценивали коэффициентом вариации ($KV=SD/среднее \times 100\%$). Значимость различий экспериментальных данных оценивали критерием Стьюдента в модификации Уэлча (t-критерий Уэлча). Для обобщения и визуализации пространственного варьирования данных выполнен анализ главных компонент с предварительной подготовкой - нормирование (логарифмирование) и центрирование. Выполняли и анализ простой линейной регрессии с учетом нормального распределения (логарифмирования) данных. Достоверность различия экспериментальных данных между изучаемыми типами землепользования проверяли с помощью однофакторного дисперсионного анализа (ANOVA) и теста множественных сравнений Тьюки. Значимые различия в микробных и химических свойствах между двумя группами были проверены с помощью двух независимых выборок t-критерия, их взаимосвязь - коэффициентом корреляции Спирмена.

Анализ избыточности (Redundancy analysis, RDA) использовали для оценки взаимосвязи между составом грибного сообщества в исследуемых материалах и значением их pH, а также содержанием C, N и Ni, Zn, Pb, Cd.

Статистический анализ данных и их визуализация выполнены в программах RStudio (TeamCore, 2018), R 4.0.4 (R Core Team 2020), R 3.4.3 (R

Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria; <https://www.R-project.org/>) и ggplot2 package (Wickham, 2016).

Глава 1. Экологические особенности почв мегаполиса

Условия формирования и свойства городских почв отличаются от естественных и сельскохозяйственных, что и предопределяет особенности изучения их функционирования, в том числе и их способности обеспечивать экосистемные сервисы. Естественные леса, «поглощаемые» крупным современным городом в течение длительного времени, могут служить определенной моделью исследования такового антропогенного влияния. К тому же, другие городские ландшафты в отличие от городских лесопарков не могут обеспечить в полной мере экосистемные сервисы (ТЕЕВ, 2010; Gómez-Baggethun, Barton, 2013), которые тесно связаны с функционированием почвы (Ананьева и др. 2021).

1.1. Почва городского лесопарка как «зеркало» антропогенного воздействия

Изучена уникальная территория Лесной Опытной Дачи (ЛОД, РГАУ-ТСХА, S ~249 га), находящаяся более 100 лет в границах Москвы. Содержание свинца (Pb), цинка (Zn) и меди (Cu) в верхнем минеральном слое современной дерново-подзолистой почвы под разными древостоями возросло за этот период в среднем в 23, 4 и 9 раз соответственно (рис. 1). Причем, в почве древостоев вдали от городских дорог (500 м) содержание Pb в верхнем горизонте оказалось на 25-50% меньше такового вблизи (75 м) (рис. 2), а в иллювиальном (глубина 70-80 см) – на 24-62%, что иллюстрирует антропогенное воздействие (близость источника загрязнения) на почву.

Выявлено, что рекреационная нагрузка в городском лесопарке (близость к автодорогам, вытаптывание) приводит к уплотнению почвы, что, в свою очередь, способствует накоплению металлов, в том числе и их подвижных форм. Так, доля подвижных форм Pb, Zn, Cu и Cd в почве сосновых древостоев была в среднем на 20, 6, 3 и 17% больше, чем лиственных, что следует учитывать при выборе древесных пород для озеленения города. Установлено, что содержание калия (элемент питания растений, антагонист ТМ) в верхнем слое почвы зрелой дубравы (~110 лет, плотность 0.6-0.8 г см³) вдали от автодорог (500 м) в среднем на 13% больше, чем таковое вблизи (75 м, плотность 1.3-1.8 г см³), а молодой дубравы (~75 лет) – уже больше на 46%, однако для сосново-березовых древостоев - оно не различалось. Выявлено также, что с увеличением расстояния от автодорог (7.5; 75 и 500 м) в почве дубовых (75-110 лет) и сосново-березовых (100 лет) древостоев содержание подвижной формы алюминия (синергист ТМ, токсичен для растений) снижалось и составило в среднем 29, 25 и 11% общего соответственно.

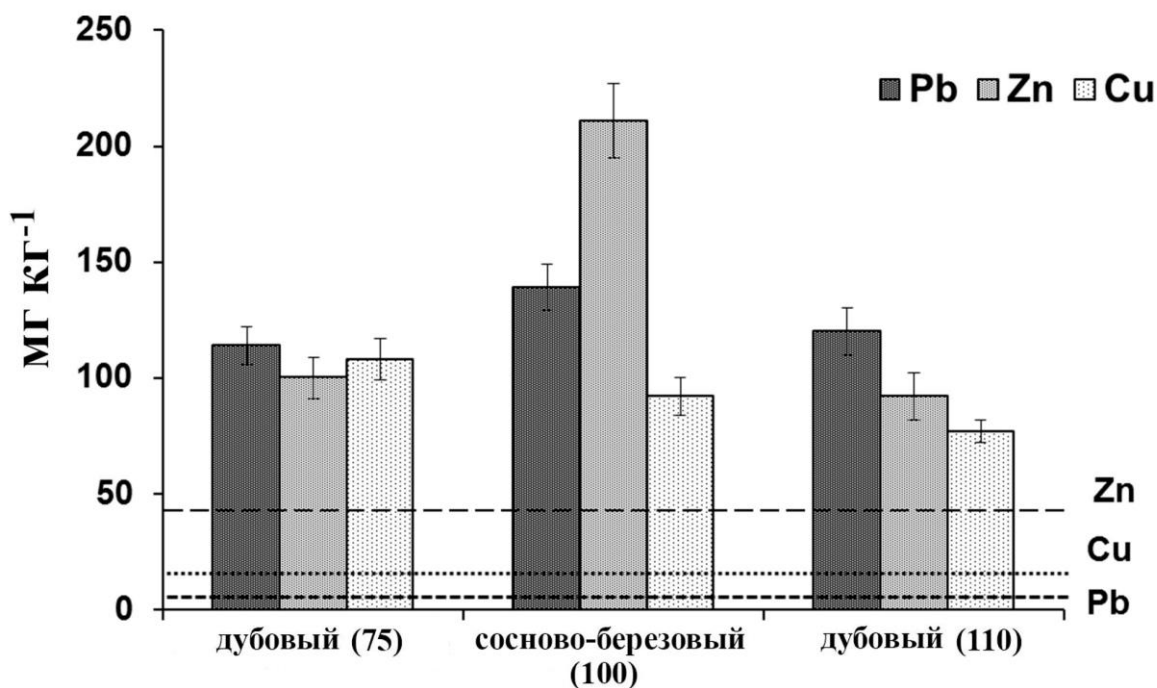


Рис. 1. Содержание тяжелых металлов (Pb, Zn, Cu) в современной и “старой” (пунктирные линии, 1909-1910 гг.) дерново-подзолистой почве (0-10 см) ЛОД под дубовыми и сосново-березовыми древостоями (возраст, лет)

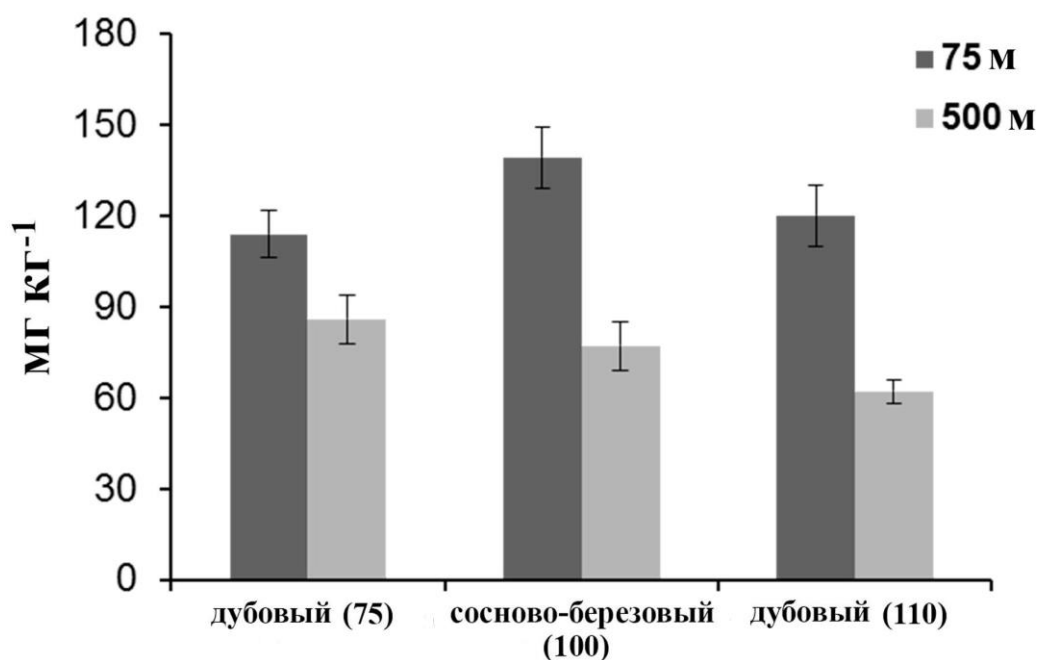


Рис. 2. Содержание свинца в дерново-подзолистой почве (0-10 см) ЛОД под дубовыми и сосново-березовыми древостоями (возраст, лет) вблизи (75 м) и вдали (500 м) от городских автодорог

В почве (гор. А₁) дубравы и сосново-березовых древостоев (~100 лет) вблизи автодорог численность аммонифицирующих и использующих

минеральный азот бактерий снижалась в 2-3 раза, а азотфиксирующая активность – почти на порядок по сравнению с таковыми аналогов вдали.

Прослежено изменение состава фитоценозов и морфологии почвенного профиля на территории ЛОД за длительный период. Так, например, в сосново-еловом древостое за период с 1891 по 1935 гг. отмечали снижение почти в 5 раз численности елей (Наумов, Поляков, 2009) и появление лиственных пород. При этом, мощность гумусового горизонта возросла за 75 лет почти на 7 см, а подзолистого – уменьшилась на 4 см (Мосина, Довлетярова и др., 2014), что может указывать на «ускорение» накопления органического вещества в дерново-подзолистой почве при смене хвойной растительности (слабая устойчивость к антропогенному влиянию) на лиственную (сильная устойчивость) в условиях городского лесопарка.

Таким образом, урбанизация в современном мире - важная тенденция его развития, но знания об ее влиянии весьма ограничены. Рекреационные зоны города традиционно считают экологически безопасными и стабильными, однако на примере уникальной лесной территории продемонстрирована ее чувствительность к такому антропогенному влиянию. В почвах лесопарка возросло содержание тяжелых металлов и подвижного алюминия, но снизилось – калия и численности микроорганизмов, участвующих в цикле азота, что может свидетельствовать об их определенной «деградации» и снижения экологической ценности за период более века. Продемонстрировано существенное изменение состава исходных фитоценозов, которое способствует изменению и морфологии профиля почвы.

1.2. *Биологическая активность почв в лесопарках мегаполиса (Москва)*

Зеленая инфраструктура города способствует снижению химического загрязнения (Cui et al., 2019) и содержания CO₂ в атмосфере (Yazdi, Dariani, 2019); поддержанию микроклимата (Li, Zhou, 2019) и биоразнообразия (Lopez et al., 2018); созданию оптимального водного режима и улучшению эстетической составляющей (Grote et al., 2016). Оценены физические, химические и микробные свойства почвы и фитоценотические характеристики шести городских лесопарков и четырех пригородных (фоновых) лесов (рис. 3). В лесопарках по сравнению с лесами возрастает плотность почвы (в среднем на 10%), значение рН (на 4%), содержание нитратного азота (почти в 2 раза), кальция (на 12%) и тяжелых металлов (Ni, Zn, Pb, Cu; на 22, 26, 30, 32% соответственно) (табл. 2).

Распределение точек исследования вдоль главной компоненты (ГК) 1 связано, в первую очередь, с варьированием содержания в почве тяжелых металлов, Са и общего С (корреляция с осью $r^2=0.53-0.82$), вдоль ГК 2 – ила и песка, и значения рН ($r^2=0.47-0.59$). В целом, ординация фитоценотических и почвенных свойств в пространстве двух ГК демонстрирует отсутствие четкой дифференциации между лесопарками и их фоновыми аналогами, хотя в лесопарках отмечена большая вариация содержания в почве тяжелых металлов, Са и С (рис. 4).

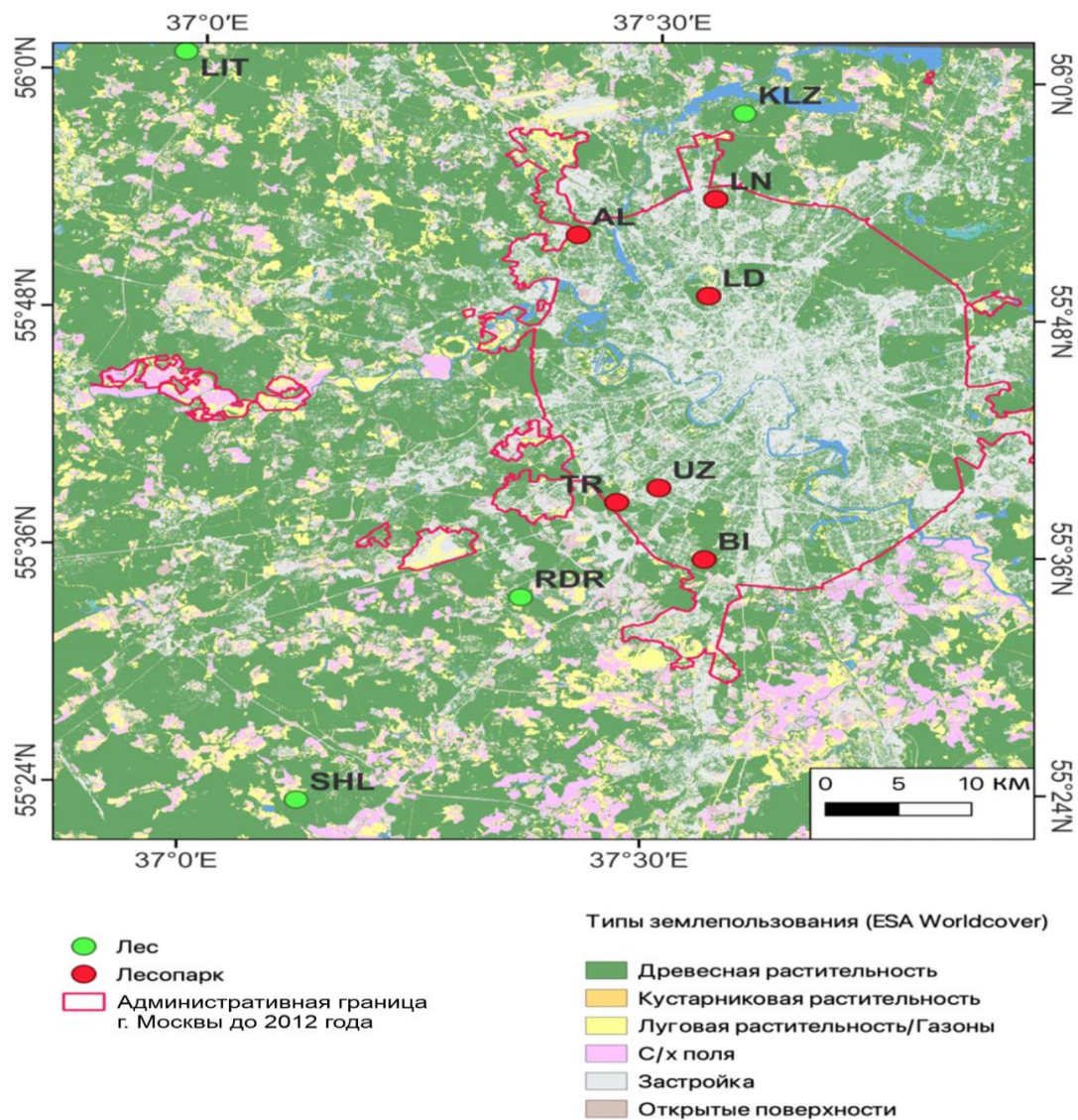


Рис. 3. Карта-схема расположения объектов исследования: городских лесопарков (LN, Лианозовский парк; AL, Алешкинский лес; LD, Лесная опытная дача; UZ, Юго-Западный лесопарк; TR, Ландшафтный заказник «Тропарёвский»; BI, Битцевский лесопарк) и пригородных лесов (LIT, Лесной массив близ Лыткино; KLZ, Клязьминский лес; RDR, лесной массив близ пос. Радиоцентр; SHL, «Шишкин лес»)

Оказалось, что в почве лесопарков значительно снижено содержание $S_{\text{мик}}$ (в среднем на 14-25%) и показателей $S_{\text{мик}}/C$, $N_{\text{мик}}/N$, и БД/С (в среднем на 21, 32 и 27% соответственно), что может указывать на меньшую доступность С и N почвенным микроорганизмам (табл. 3).

На рис. 5 первые две оси ГК объясняют суммарно 66% общей изменчивости экспериментальных данных, причем, их распределение вдоль ГК1 связано, главным образом, с изменением в почвах $S_{\text{мик}}$, $N_{\text{мик}}$, $S_{\text{мик}}/C$ и $N_{\text{мик}}/N$ (корреляция с осью $r^2=0.81-0.89$), вдоль ГК2 – БД и БД/С (корреляция с

осью $r^2=0.57-0.69$). В целом, изученные показатели в фоновых лесах и лесопарках высоко вариабельны (нет четкой дифференциации, рис. 5, справа).

Табл. 2. Фитоценоотические, почвенные (0-10 см) физические и химические (доступные формы, дост) показатели, их единицы измерения (ЕИ) и коэффициент пространственного варьирования (КВ) в лесах и лесопарках Москвы. Среднее \pm с.о., (***) $p \leq 0.01$, (**) 0.05 , (*) 0.1 , t-критерий Уэлча)

Показатель	ЕИ	Лес (n=20)	КВ, %	Лесопарк (n=30)	КВ, %
Полог деревьев	%	61.8 \pm 9.5	15	70.5 \pm 14.5***	21
Полог подлеска		11.7 \pm 12.1	103	17.7 \pm 13.1	74
Опад		87.2 \pm 15.9	18	76.3 \pm 15.1**	20
Травяной ярус		55.2 \pm 27.6	50	43.3 \pm 25.5	59
Плотность	г см ⁻³	0.82 \pm 0.14	16	0.91 \pm 0.20*	22
Песок (0.05-2.00 мм)	%	21.8 \pm 6.6	30	22.5 \pm 6.5	29
Ил (0.002-0.05 мм)		70.5 \pm 5.7	8	69.5 \pm 5.7	8
pH		5.0 \pm 0.2	4	5.2 \pm 0.4*	7
C	г кг ⁻¹	36.3 \pm 4.2	11	38.0 \pm 8.2	21
N		2.5 \pm 0.3	12	2.7 \pm 0.6	22
K		15.8 \pm 0.6	4	15.8 \pm 1.1	7
C/N		14.6 \pm 1.5	10	14.3 \pm 1.2	8
N-NO ₃ ⁻	мг кг ⁻¹	12.4 \pm 13.2	106	26.2 \pm 20.7***	79
N-NH ₄ ⁺		26.2 \pm 10.8	41	24.2 \pm 12.7	52
P		631.4 \pm 152.0	33	696.5 \pm 217.1	28
C _{дост}	мкг г ⁻¹	167.3 \pm 78.9	47	156.5 \pm 74.5	48
N _{дост}		129.6 \pm 72.2	56	97.5 \pm 33.4*	34
P _{дост}		7.5 \pm 1.9	25	9.3 \pm 3.9	42
K _{дост}		47.6 \pm 19.7	41	56.9 \pm 23.2	40
Mn	мг кг ⁻¹	1052 \pm 358	34	991 \pm 249	25
Cu		16.7 \pm 2.8	17	24.7 \pm 6.2***	25
Pb		17.6 \pm 2.7	15	25.1 \pm 8.3***	33
Ni		19.9 \pm 2.8	14	25.4 \pm 6.3***	25
Zn		58.1 \pm 6.9	12	78.9 \pm 20.8***	26
Ca		4839 \pm 417	9	5472 \pm 1160***	21

Регрессионный анализ выявил, что основными факторами пространственного варьирования микробных показателей почвы являются обилие растительного опада и содержание в почве доступного C (13-35% объясненной дисперсии). Значимыми факторами являются также содержание в почве других пулов питательных элементов (C, N, N_{дост}, P), тяжелых металлов (Cu, Pb), ила и значение pH.

Таким образом, рекреационная нагрузка и мероприятия по содержанию и уходу городских лесопарков приводят к изменениям потоков вещества и энергии, что отражается в снижении содержания почвенных биофильных элементов (C и N) и их микробной доступности и, тем самым, диктовать необходимость применения природоподобных решений.

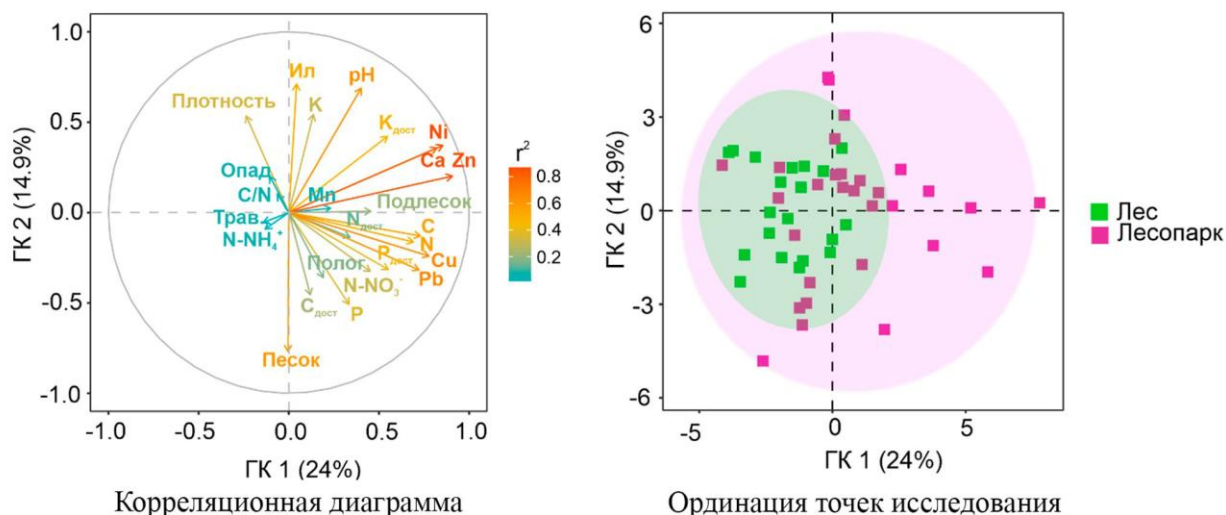


Рис. 4. Результаты анализа главных компонент для фитоценологических и почвенных (слой 0-10 см) свойств изученных лесопарков и фоновых лесов ($n=50$)

Табл. 3. Микробиологические показатели ($S_{\text{мик-СИД}}$, углерод микробной биомассы по методу субстрат-индуцированного дыхания; $S_{\text{мик}}$, $N_{\text{мик}}$ и $R_{\text{мик}}$, микробные элементы по методу фумигации-экстракции; БД, базальное дыхание) и их отношения к общим пулам С, N и Р почвы для фоновых лесов и лесопарков Москвы (среднее \pm с.о., различие средних значимо при $***p \leq 0.01$, $**0.05$, $*0.1$)

Показатель	Единица измерения	Лес (n=20)	КВ, %	Лесопарк (n=30)	КВ, %
$S_{\text{мик-СИД}}$	мкг г^{-1}	990 ± 266	27	$849 \pm 296^*$	35
$S_{\text{мик}}$		930 ± 366	39	$694 \pm 249^{**}$	36
$N_{\text{мик}}$		135 ± 84	62	97 ± 71	73
$R_{\text{мик}}$		52 ± 31	60	56 ± 35	62
$S_{\text{мик-СИД}}/C$	%	2.72 ± 0.68	25	$2.30 \pm 0.90^*$	39
$S_{\text{мик}}/C$		2.54 ± 0.84	33	$1.85 \pm 0.58^{***}$	31
$N_{\text{мик}}/N$		5.40 ± 3.24	60	$3.69 \pm 2.46^{**}$	67
$R_{\text{мик}}/P$		$8.34 \pm 6.15^{\dagger\dagger}$	74	8.63 ± 6.47	75
БД	мкг $\text{С} \text{ г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$	1.46 ± 0.44	30	$1.11 \pm 0.37^{***}$	33
БД/С	мкг $\text{С-CO}_2 \text{ г}^{-1} \text{ С} \text{ ч}^{-1}$	40 ± 10	25	$29 \pm 7^{***}$	24
$q\text{CO}_2$ (БД/ $S_{\text{мик-СИД}}$)	мкг $\text{С} \text{ мг}^{-1} \text{ С}_{\text{мик}} \text{ ч}^{-1}$	1.57 ± 0.58	37	1.40 ± 0.42	30

Глава 2. Свойства городских почв в условиях их преобразования

2.1. Свойства городских почв с разной историей землепользования

Площадь городов мира возрастает ежегодно на 20000 км² в год (Holmgren 2006). Отмечают, что микробные свойства городских почв остаются во многом еще не изученными (Bond-Lamberty, Thomson, 2010), в том числе и под влиянием их истории землепользования. Историческое землепользование – важный фактор морфологических, химических и биологических свойств почвы,

однако его влияние на городские почвы почти не исследовалось. Нами впервые изучено влияние истории землепользования на микробные свойства городских почв Новой Москвы (1500 км²), которые были конвертированы из лесных, пастбищных и пахотных угодий Московской области. В 1981 г. на территории Новой Москвы леса занимали 55% общей площади (835 км²), пашни и пастбища - ~30%, городские территории - 4% (рис. 6 А), причем прирост последних к 2016 г. составил почти 70% (рис. 6 В). Бывшие пастбища и пахотные земли потеряли 87% и 18% своей площади, а леса - только 9%. За 35 лет урбанизации изменение землепользования затронуло почти 2/3 изученной территории (220 км²).

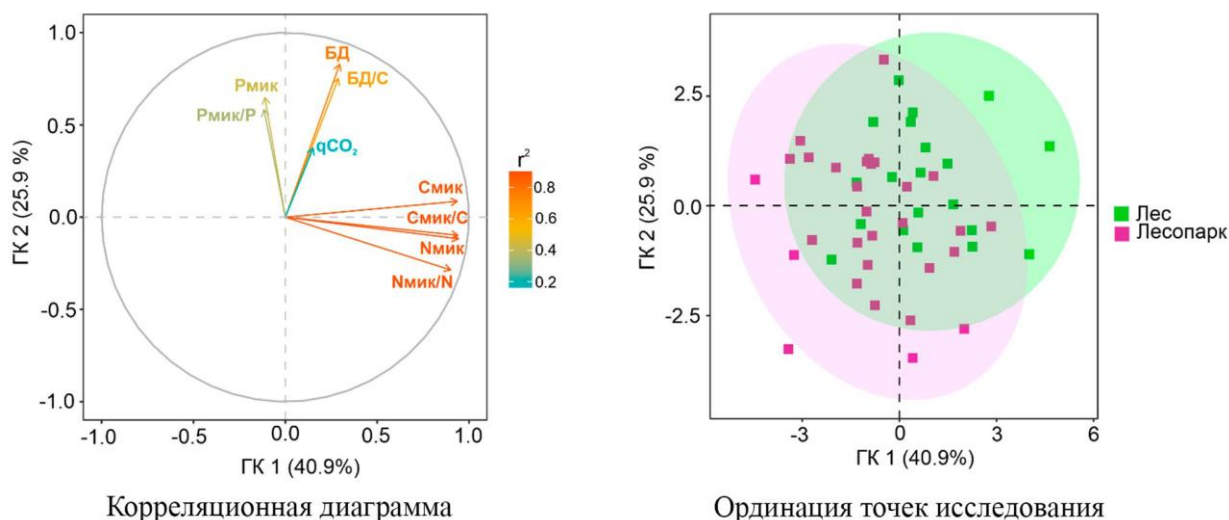


Рис. 5. Результаты анализа главных компонент для микробных свойств почвы (слой 0-10 см) изученных лесопарков и фоновых лесов ($n=50$)

Под влиянием урбанизации значение рН почвы (0-10 см) лесов, пастбищ и пашен возросло, причем в большей степени для лесов (в среднем с 4.7 до 7.6). Содержание С и N в конвертируемых лесных почвах (0-10 см) снизилось в среднем почти в 5 и 4 раза (t-критерий, $P \leq 0.1$ и 0.05), а таковых пастбищных и пахотных - для С даже немного повысилось (рис. 7, 8). Кроме того, конвертирование лесных почв в городские снижало отношение С/N в обоих изученных слоях, а пастбищных и пахотных – почти не меняло (рис. 8 В). Преобразование лесных и пастбищных почв приводило к незначительному снижению значения МВС, а МД - почти в 4 и 2 раза, а пахотных – лишь к их небольшому изменению (рис. 9). Микробные свойства верхних и нижних слоев почвы достоверно и положительно коррелировали с содержанием их почвенных С и N ($r=0.55-0.63$; $r=0.62-0.84$, $n=22$, $P \leq 0.05$).

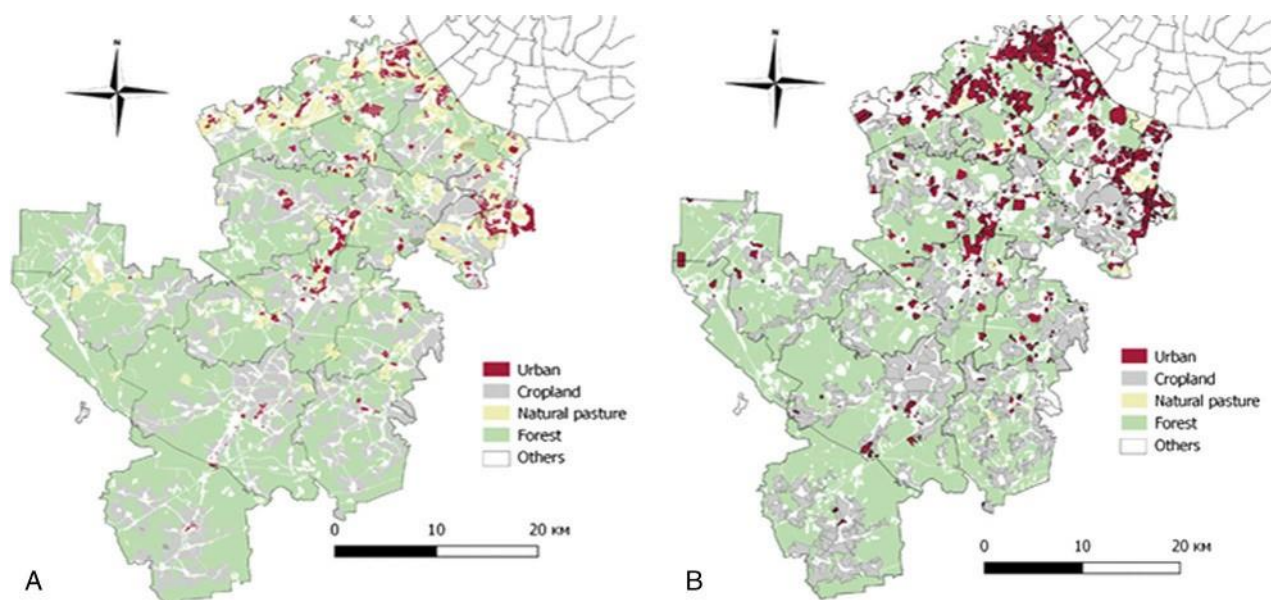


Рис. 6. Агрегированные карты землепользования в Новой Москве в 1981 г. (А) и 2016 г. (В). Urban, город; Cropland, пашня; Natural pasture, природное пастбище; Forest, лес; Others, другое

Преобразование фоновых почв в городские способствовало значительному сдвигу их рН в верхних 50 см профиля, а для слоев 50-100 см и 100-150 см оно почти не менялось. Содержание С и N в верхних 30 см слоях конвертируемых лесных и пастбищных почв было в 1.7–9.7 и 1.5–6.5 раза меньше таковых исходных, а в глубоких слоях - одинаковым. В почве конвертируемых лесов содержание МВС снижалась в среднем в 2 раза только в верхнем 10-ти см слое, а пастбищ - в 3.6–8.2 раза в слоях 50-100 и 100-150 см. Снижение скорости МД в почве конвертируемых лесов было выражено до глубины 1 м, пастбищ – только в слоях 0-10 и 10-30 см (в 2.9–3.2 раза), а пашен – оно даже возросло.

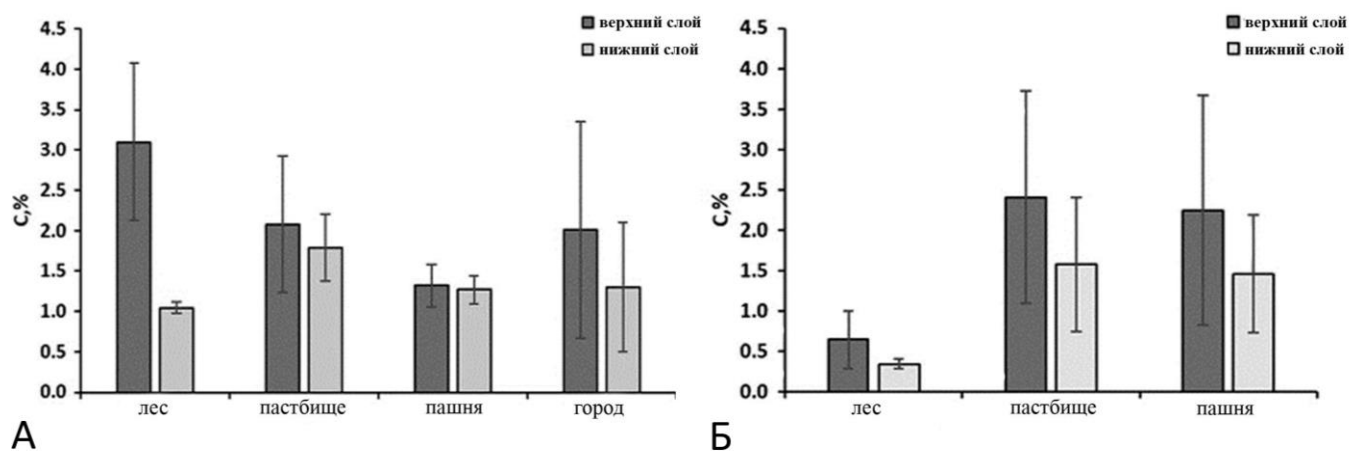


Рис. 7. Содержание общего углерода (С) в верхнем 10 и нижнем 10-30 см слоях почвы разного землепользования на фоновых (А) и городских (Б) территориях

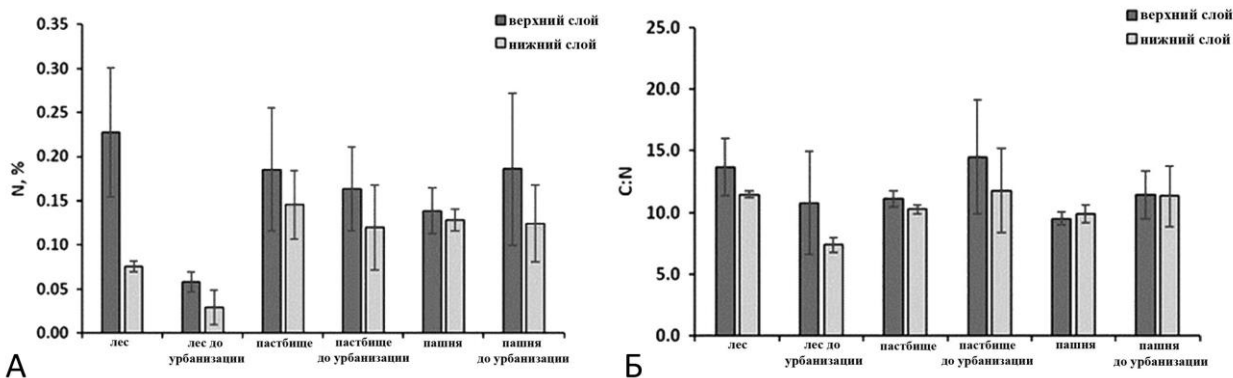


Рис. 8. Содержание общего азота N (А) и отношение C:N (Б) в верхнем 10 и нижнем 10-30 см слоях почвы разного землепользования на фоновых и городских территориях

Таким образом, историческое землепользование (на примере урбанизации территории Новой Москвы) является важным фактором, объясняющим пространственную изменчивость химических и микробных свойств городских почв. Негативное влияние урбанизации на почвы лесов свидетельствует об их уязвимости к антропогенным нарушениям и подчеркивает важность природоохранной политики для урбанизированных территорий.

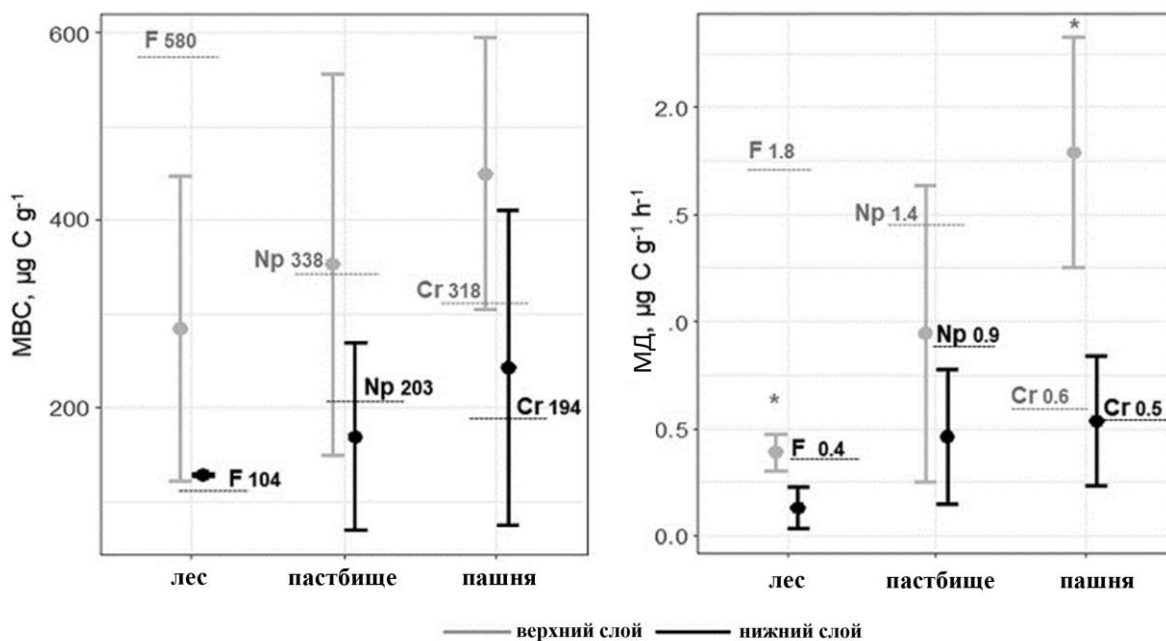


Рис. 9. Углерод микробной биомассы (МВС) и микробное дыхание (МД) верхнего 10 и нижнего 10-30 см слоев почвы разного землепользования в условиях города. Среднее \pm с.о., пунктирные линии с цифрами – среднее фоновое (до преобразования), * значимое различие между типами землепользования (t-test, $P \leq 0.05$)

2.2. *Изменение свойств почвы городского парка при его реконструкции*

В каждом крупном городе мира ежегодно создают или реконструируют (раскопки, выравнивание, строительство дорожек, посадка растительности, внесение удобрений и компостов) десятки парков, но возможные последствия для свойств почвы редко исследуют. Мы выполнили сравнительный анализ пространственного распределения кислотности, содержания $C_{орг}$, P и K в почве городского парка им. Артема Боровика (Москва) до (2012 г., 110 точек, 439 образцов) и после (2014 г., 20 точек) его реконструкции (рис. 10).

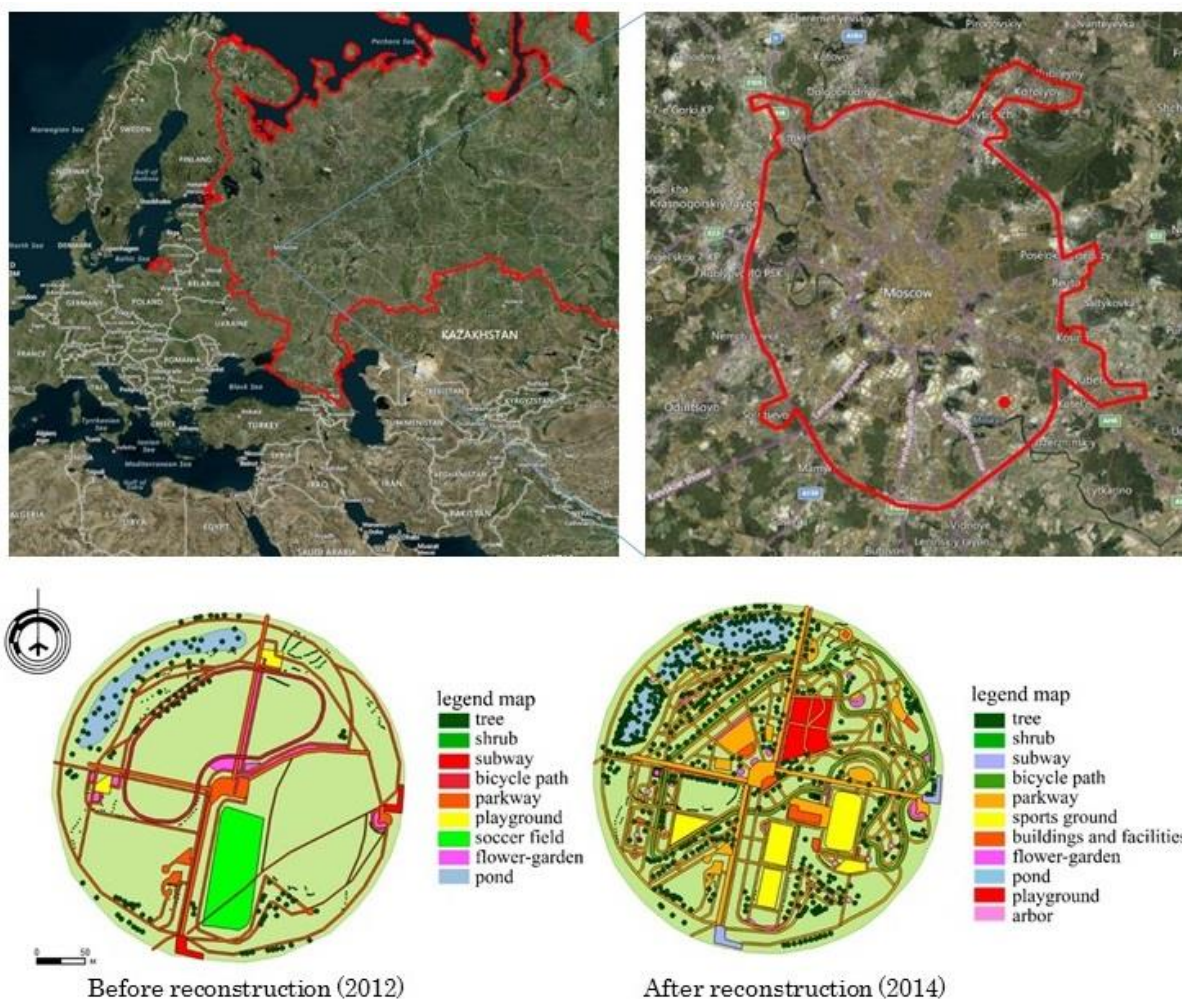


Рис. 10. Территория парка им. А. Боровика до (2012) и после (2014) его реконструкции (tree, деревья; shrub, кустарники; subway, подземные переходы; bicycle path, велодорожки; parkway, дорожки парка; playground, игровые площадки; soccer field, футбольное поле; flow-garden, цветник; pond, пруд; sports ground, спортивная площадка; building and facilities, здания и строения; arbor, беседка)

2.2.1. *Свойства почвы в городском парке до и после его реконструкции*

До реконструкции парка содержание $C_{орг}$ в почве (0-30 см) составило в среднем $1.85 \pm 0.26\%$, $N_{общ}$ - от 0.4 до 0.27%, отношение $C:N$ - 21 ± 2 (низкое

качество органического материала), значение pH_{H_2O} - близко к нейтральному, высокое содержание P_2O_5 (~400 мг/кг), но K_2O - низкое (<100 мг/кг) (рис. 11). Содержание $C_{орг}$ и значение pH для изученных слоев почвы различалось слабо, а отношение C:N возрастало в слое 50-100 см. В этом слое содержание N и K_2O снижалось в среднем на 30% по сравнению с соответствующим верхним, а P_2O_5 – напротив, возрастало почти на 50%.

Выявлено, что в результате реконструкция парка более половины показателей в слое почвы 0-30 см изменилось: значение pH возросло на единицу, содержание $C_{орг}$ и N - на 10% и почти в два раза, однако отношение C:N - уменьшилось почти в три раза. В слое 30-50 см реконструкция оказала существенное влияние на еще большее количество свойств (4 из 3), однако их различия до и после реконструкции были менее очевидны, а для слоя 50-100 см - статистически незначимы (исключение - увеличения содержания N в 4 раза после реконструкции).

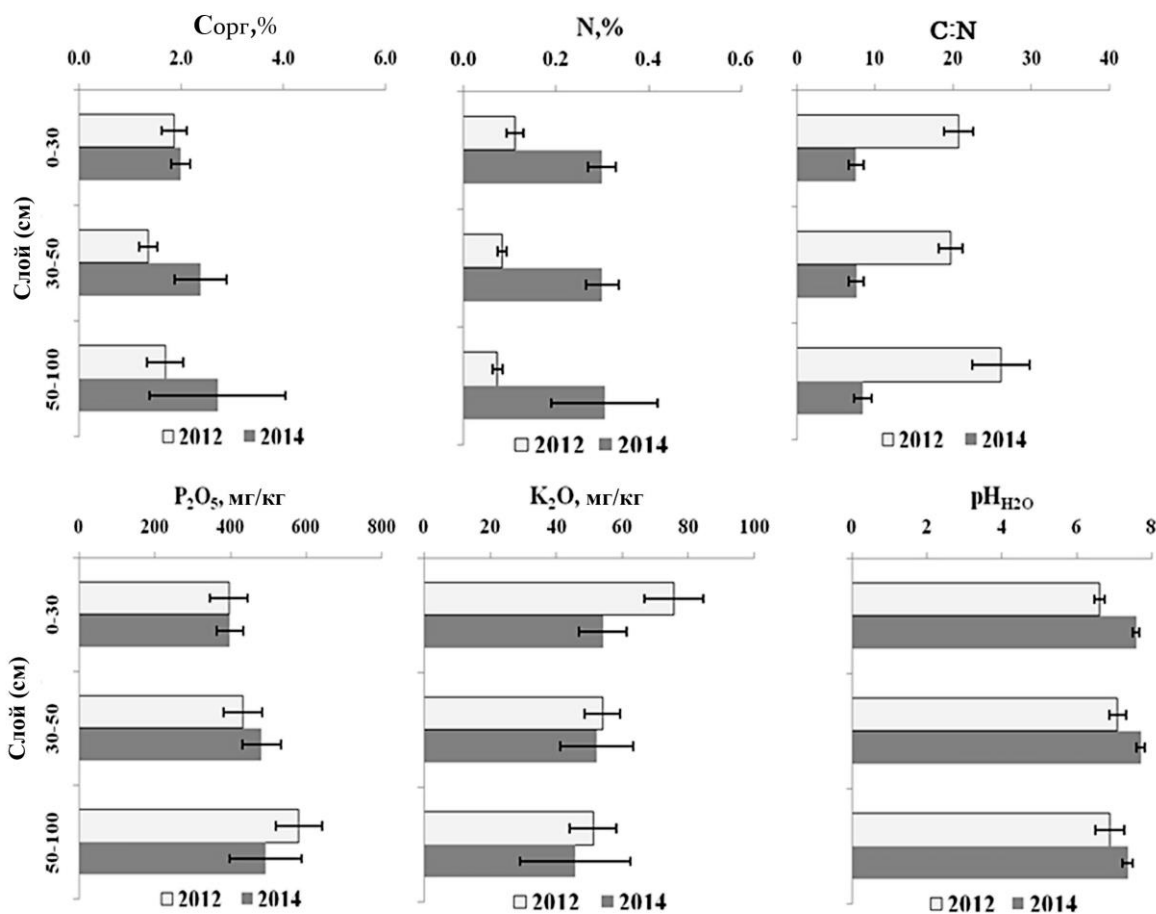


Рис. 11. Свойства почвы 0-30, 30-50 и 50-100 см слоев до (2012 г.) и после реконструкции (2014 г.) городского парка

2.2.2. Пространственная вариабельность растительного покрова и свойств почвы в городском парке

Показана высокая пространственная изменчивость свойств почвы парка до и после его реконструкции. Содержание $C_{орг}$, N, P и K в слое 0-30 см

оказалось наиболее изменчивым (КВ=55-60%), в глубоких слоях значение КВ для N, P и K снижалось до 45-50%, а для $C_{орг}$ – напротив, возрастало до 85%. Слабая пространственная изменчивость до и после реконструкции парка отмечена для рН (КВ=10-22%, все слои).

Показано, что до реконструкции парка почва под кустарниками и газонами содержала $C_{орг}$ и N в 2 раза, а P и K - на 30-50% больше таковых других функциональных зон (кустарники, водно-болотные, клумбы). После реконструкции наибольшее содержание $C_{орг}$ и N было отмечено в верхнем слое почвы газонов и новых цветочных клумб, а под кустарниками - на 60% меньше. Почва под деревьями и кустарниками содержала больше P и K, чем таковая других функциональных зон парка, однако их величины были ниже рекомендуемых (ГН-514-11, 2019).

2.2.3. Карты почвенных свойств городского парка до и после его реконструкции

Созданные карты основных химических свойств почвы (верхний 30 см слой) городского парка до и после его реконструкции сфокусированы на изменение их пространственной вариабельности. До реконструкции парка (2012 г.) карты свойств почв оказались более «пятнистые» с «горячими точками» в его северо-западной, восточной и юго-восточной частях (рис. 12). Почва северо-западной части парка с низким содержанием $C_{орг}$ и слабокислым рН была заболочена, восточной – с высоким содержанием $C_{орг}$ и P под кустарниками, а юго-восточной – с низким $C_{орг}$ и нейтральным рН прогулочной зоной у подножия искусственного холма. После реконструкции парка (2014 г.) созданные карты характеризуются большую однородностью содержания P и K, а для почвы под кустарниково-древесными насаждениями и новыми цветниками характерно высокие $C_{орг}$ и значения рН.

Таким образом, реконструкция городского парка в Москве способствовала появлению более однородных свойств почвы в его разных функциональных зонах. Результаты исследования могут быть использованы для прогнозирования возможных изменений в почвенном покрове при расширении и реорганизации зеленых зон в разных городах.

Глава 3. Экосистемные сервисы городских почв

3.1. Устойчивость почв к загрязнению тяжелыми металлами как ключевой экосистемный сервис городских почв Москвы

Глобальная урбанизация увеличивает «шанс» признания важности городских почв, в том числе и выполняемых ими функций и экосистемных сервисов (Pickett et al., 2011; Morel et al., 2015). Тяжелые металлы - наиболее типичные загрязнители городских территорий (Герасимова и др., 2003; Yang, Zhang, 2015), устойчивы к химическому и биологическому разложению, увеличивают потенциальный риск многих заболеваний (Laumbach, Kipen, 2012; Jiang et al., 2018). И если загрязнение городских почв ТМ является одним из основных экологических диссервисов (вредных сервисов), то устойчивость к ним (зависит от рН и грансостава) - важный регулирующий сервис (Adhikari,

Hartemink, 2016; Levin et al., 2017). В нашем исследовании оценена пространственная закономерность содержания ТМ в почвах Москвы и их способность «сопротивляться» такому загрязнению.

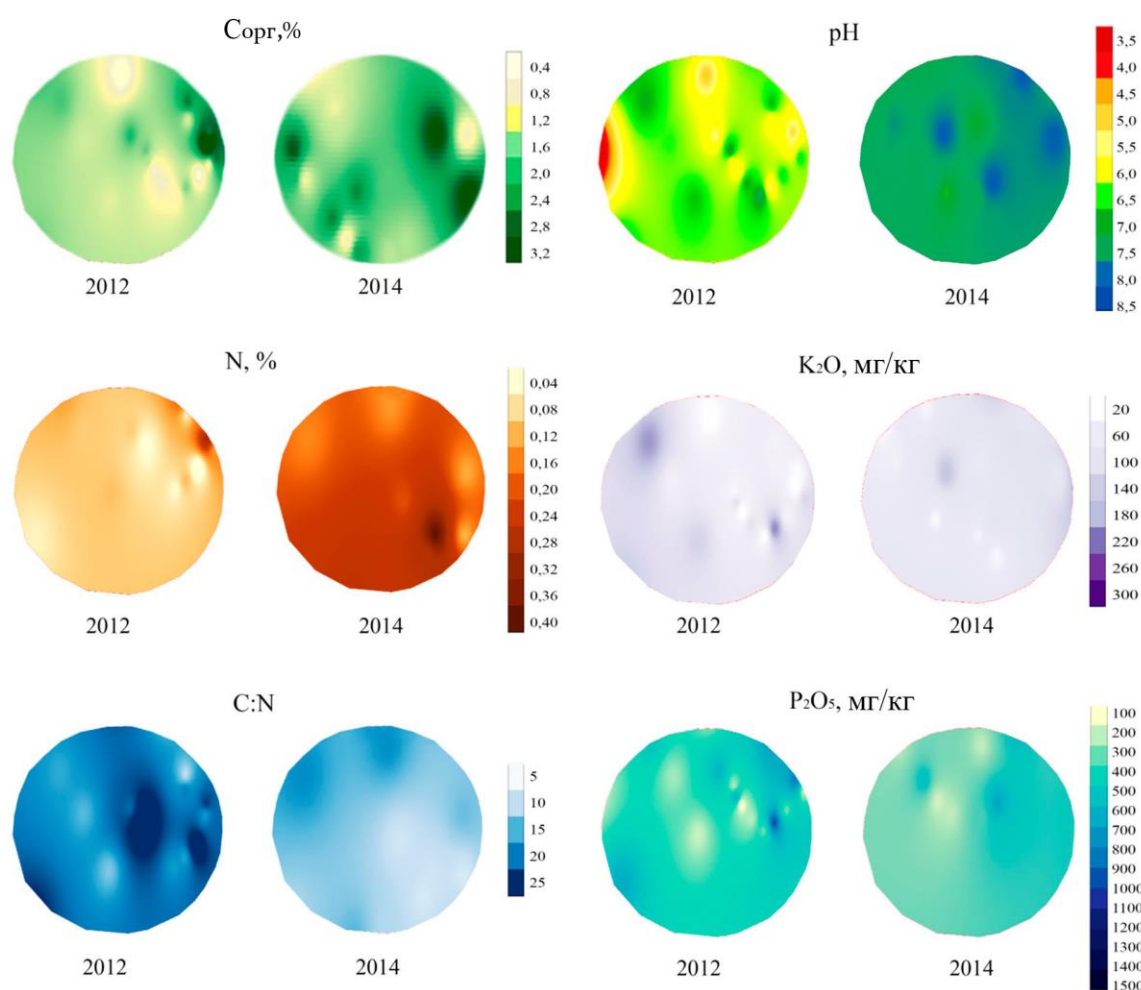


Рис. 12. Картограммы свойств почвы (0-30 см слой) городского парка до (2012 г.) и после (2014 г.) его реконструкции

Исследовали верхний 20 см слой почвы рекреационных (50 точек), жилых (79), промышленных (27) и фоновых (4) функциональных зон «старой» Москвы (всего 224 точек). Супесчаные и суглинистые почвы характерны для 55 и 22% исследованных точек, смесь торфа и песка (применяют в инженерных городских конструкциях) - 19%, а песчаные - ~2%. Значение pH почвы составило в среднем 7.4 (4.2-8.3), содержание C_{орг} - в среднем 8.5% (рис. 13, 14).

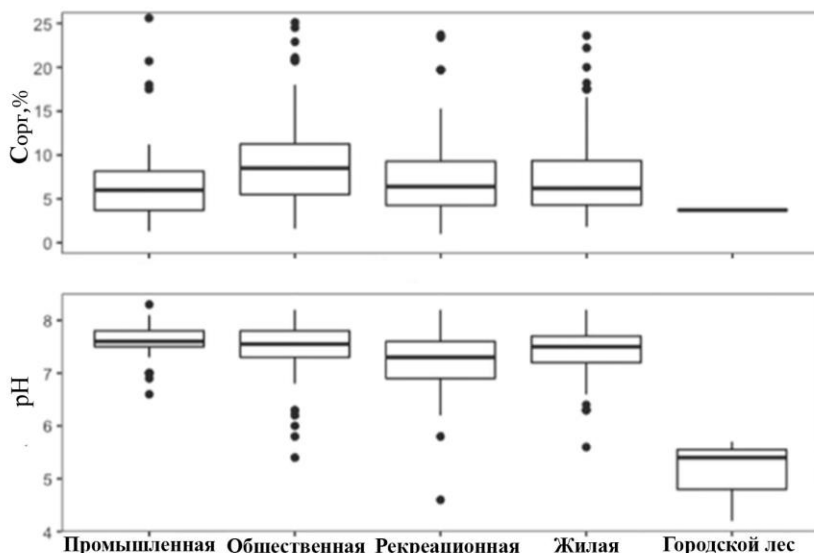


Рис. 13. Содержание органического углерода ($C_{орг}$) и значение pH_{H_2O} в почве (0-20 см) разных функциональных зон Москвы

Коэффициент пространственной вариации содержания Cu, Zn, Cd, Pb, Hg, As, Ni, Mn в почве составил $\geq 50\%$ (Cd, 183%). Превышение содержания ТМ в почве отмечено в $\geq 30\%$ исследованных точек, а Zn и Cd – $\geq 60\%$. В почве общественных, промышленных и селитебных зон выявлено наибольшее превышение ОДК для Zn (143.8 ± 105.3 ; 121.5 ± 133.9 и 112.0 ± 86.9 мг $кг^{-1}$ соответственно). В почве общественных зон (преимущественно легкий грансостав) выявлено высокое содержание Pb (42.4 ± 42.1 мг $кг^{-1}$). В $\sim 50\%$ изученных точек содержание Cd в почве превышало его пороговые значения (≤ 2 мг $кг^{-1}$). Медианные значения As, Cd и Zn превышали их пороговые значения в промышленных и общественных зонах. В фоновых почвах (городские лесопарки) содержание Zn, Cd, Pb и Hg оказалось значительно меньше такового других функциональных зон, а As, Cu, Ni и Mn – напротив, больше.

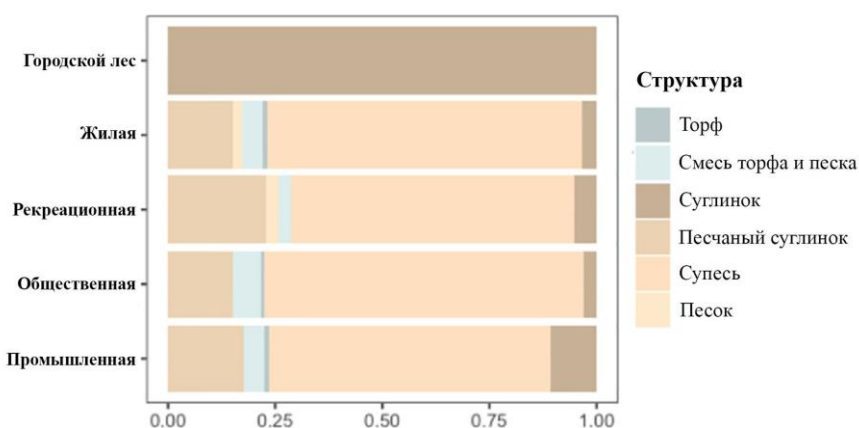


Рис. 14. Гранулометрический состав почвы (0-20 см) разных функциональных зон Москвы

Согласно интегральным индексам Z_c , PERI $PI_{Nemerow}$ в почве общественных зон города выявлен умеренный, опасный и высокий риск загрязнения металлами (рис. 15). В городских лесопарках выявлен наименьший

риск загрязнения почвы ТМ (медианное значение Z_c соответствует допустимому риску, $PERI$ - низкому и $PI_{Nemerow}$ – отсутствие).

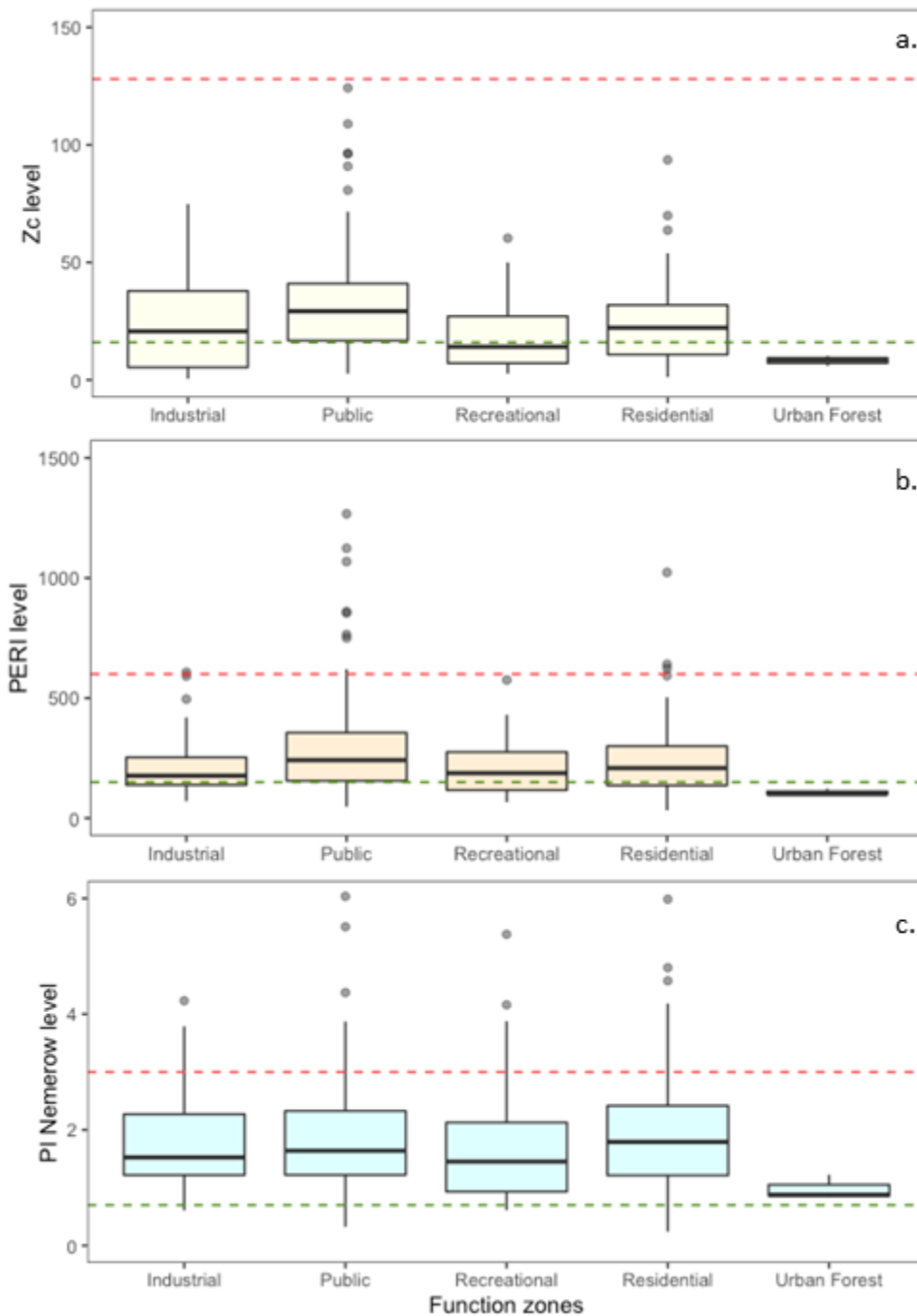


Рис. 15. Загрязнение почвы металлами, аппроксимированных: а) – множественным индексом загрязнения (Z_c), б) – индексом потенциального экологического риска ($PERI$) и в) – индексом Nemerow Index ($PI_{Nemerow}$) в разных функциональных зонах Москвы (зеленая линия иллюстрирует слабый риск, красная – высокий)

Карты устойчивости почвы к загрязнению тяжелыми металлами

На основе индекса множественного загрязнения почв металлами (Z_c) создана карта Москвы, согласно которой почти вся ее центральная и восточная части оказались загрязнены (рис. 16). Территории с высоким загрязнением на этой карте хорошо согласуются с плотностью автомобильных дорог (наибольшая в центре) и локализацией промышленных зон (наибольшая на востоке). Несколько очагов повышенного риска загрязнения почвы ТМ выявлены на юге и северо-западе города, а наименьшего – в городских лесах, парках и заповедных зонах (пригород на севере, западе и юге).

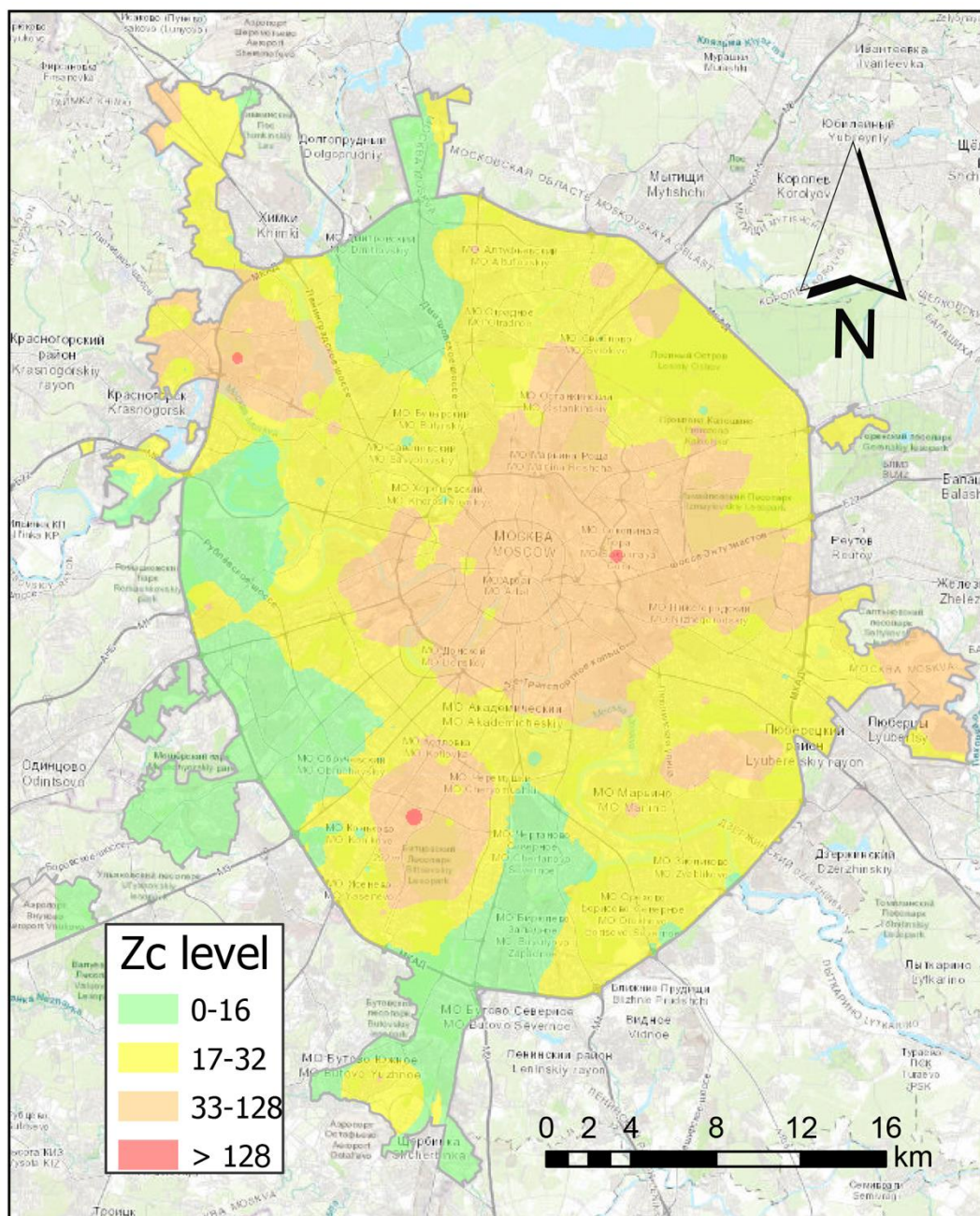


Рис. 16. Карта Москвы согласно индексу множественного загрязнения почвы тяжелыми металлами (Z_c : <16, допустимое загрязнение, >128, особо опасное)

Далее, карта множественного загрязнения почв ТМ (индекс Z_c) была совмещена с таковыми их рН и грансостава, которые отражают их буферную емкость. Каждый из этих факторов (Z_c , рН, грансостав) был ранжированы тремя баллами, 1 балл соответствовал низкому загрязнению и высокой буферной способности почвы, а 3 балла - высокому загрязнению и низкой буферной способности (табл. 4). С учетом приведенного ранжирования создана карта устойчивости почв к загрязнению ТМ, которая иллюстрирует ее новые пространственные закономерности (рис. 17). Следует отметить, что форма выделенных многоугольников на карте «загрязнения» (рис. 16) отличалась от таковой «устойчивости» (рис. 17). Кроме того, на этих картах в центральной (нейтральное рН, внесение торфяных смесей) и восточной (песчаные почвы, низкая устойчивость) частях города выявлены определенные различия. Наиболее устойчивыми к загрязнению ТМ оказались почвы зеленых насаждений в северо-западной и юго-западной частях города (низкий риск загрязнения для суглинистых почв).

Табл. 4. Ранжирование факторов (балл), влияющих на устойчивость городских почв к загрязнению тяжелыми металлами

Балл	Фактор		
	Загрязнение (Z_c)	рН почвы	Грансостав
1	<16	6.5-7.5	Торф и глина
2	16-32	5.5-6.5, >7.5	Суглинок и супесь
3	32-128	<5.5	Супесь и песок

Таким образом, в центральной части мегаполиса, а также в промышленных и общественных зонах, выявлен высокий уровень загрязнения почв ТМ, который, в свою очередь, был во многом компенсирован их буферной емкостью.

3.2. Экосистемные сервисы почв

Экосистемные сервисы (услуги) рассматривают как блага или выгоды для человека, предоставляемые экосистемой в процессе своего функционирования (Costanza et al., 1997). Обеспечивающие, поддерживающие, регулирующие и культурные сервисы часто рассматривают как экономические предпочтения, что понятно для инженеров-экологов, землеустроителей, ландшафтных архитекторов и политиков (Foster, 1988), а негативные экологические эффекты - как экосистемные диссервисы (загрязнители, аллергенная пыльца, переносчики болезней и др.; Luutimäki et al., 2008).

3.2.1. Экосистемные сервисы городских почв

Городские почвы рассматривают часто с точки зрения их материальной ценности, но почти не принимают во внимание обеспечение ими экологических функций и экосистемных сервисов (Morel et al., 2015), которое должно играть ключевую роль в функционировании устойчивого города (Vasenev et al., 2015;

Васенев и др., 2018). Одним из основных экологически вредных сервисов, снижающих социально-экономическую и экологическую ценность городских почв, является загрязнение, например, тяжелыми металлами (Morel et al., 2015; Von Döhren, Haase, 2015) и азотистыми соединениями (Groffman et al., 2006; Chen et al., 2010; Liu et al., 2011). Показано, что наиболее надежным, чувствительным и информативным показателем для оценки экосистемных сервисов в городе может служить почвенная микробная активность, иллюстрируемая содержанием биомассы, ее биофильных элементов и микробным дыханием (Ананьева и др., 2021).

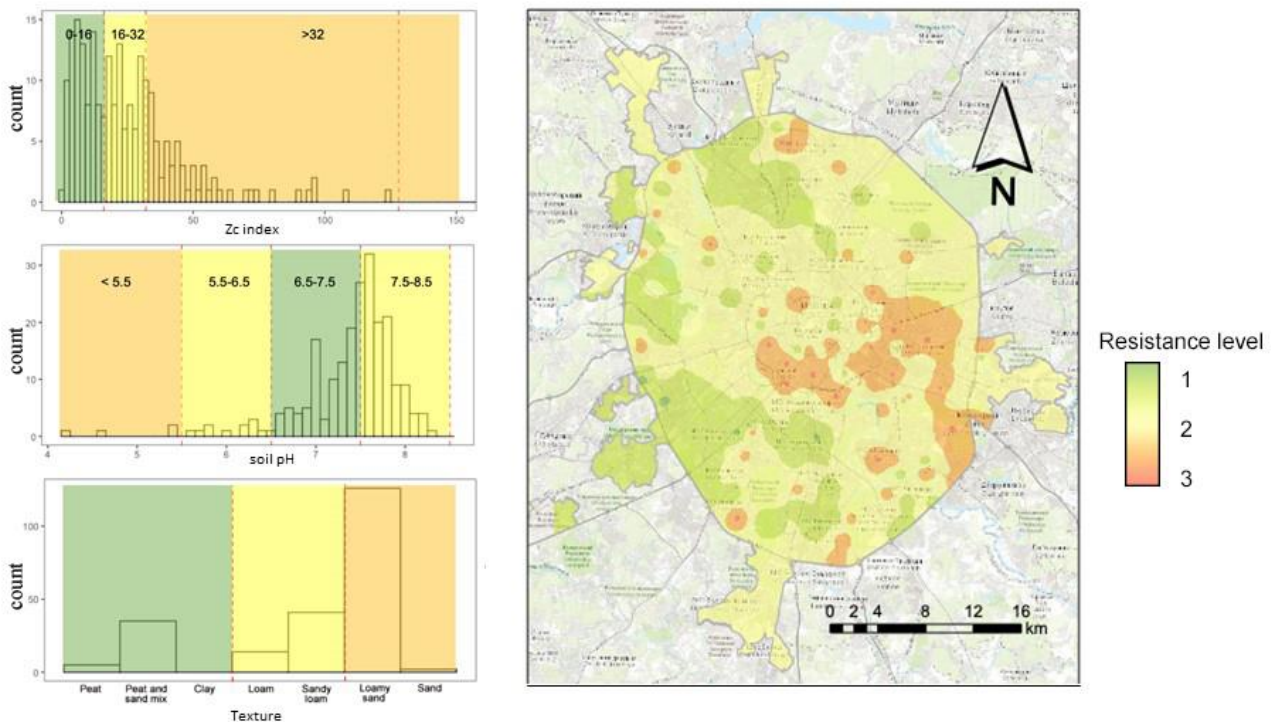


Рис. 17. Карта устойчивости почв (Resistance level) к загрязнению тяжелыми металлами (справа), распределение и индивидуальное ранжирование индекса множественного загрязнения Z_c и буферной емкости (soil pH, texture) почв (слева). Цвета на схемах соотносятся с ранжированием: зеленый – 1 балл; желтый - 2; оранжевый – 3 (см. табл. 4)

3.2.2. Экосистемные сервисы почв лесопарков Москвы

Почвы шести лесопарков Москвы и их фоновых (пригородных) аналогов оценены с позиций обеспечения экосистемных сервисов, связанных с круговоротом биофильных элементов, и дис-сервисов, отражающих загрязнение нитратным азотом и тяжелыми металлами. В почве большинства лесопарков выявлено снижение микробных показателей по сравнению с фоновыми аналогами: БД – в среднем на 7-53% и $C_{\text{мик}}:C$ – на 19-42% (все лесопарки), $N_{\text{мик}}:N$ – на 17-72% (в 5-ти парках) и $P_{\text{мик}}:P$ – на 36-46% (в 3-х) (табл. 5), но повышение - содержания Ni в среднем на 15-71%, Cu – 17-111%, Zn – 3-100%, Pb – 14-128%) и нитратного азота - на 92-194%. Оказалось, что

наибольшее содержание этих загрязнителей отмечено в Лианозовском лесопарке.

Табл. 5. Изменение (%) почвенных показателей экосистемного сервиса (БД, базальное дыхание; доля микробного С, N, P в общем содержании этих элементов в почве) и дис-сервиса (N-NO₃⁻, нитратный азот; тяжелые металлы: Ni, Cu, Zn, Pb) в лесопарках Москвы по сравнению с таковыми для фона (пригородные леса, среднее значение, n=4) для расчета экологического индекса

Показатель		Лесопарк*					
		АЛ	БЦ	ЛОД	ЛН	ТР	Ю-3
<i>Сервисы</i> (круговорот биофильных элементов)	БД	13	47	53	7	13	27
	C _{мик} :C	42	35	19	31	19	27
	N _{мик} :N	72	52	18	20	17	39
	P _{мик} :P	94	39	46	4	36	32
<i>Диссервисы</i> (загрязнение)	N-NO ₃ ⁻	194	46	125	177	130	92
	Ni	16	15	11	71	38	32
	Cu	30	17	60	111	32	32
	Zn	23	17	3	100	41	31
	Pb	14	18	62	128	21	25
<i>Сумма</i>		<i>498</i>	<i>286</i>	<i>397</i>	<i>649</i>	<i>347</i>	<i>337</i>

* АЛ, Алешкинский лес; БЦ, Битцевский; ЛОД, лесная опытная дача; ЛН, Лианозовский; ТР, Тропаревский; ЮЗ, Юго-Западный

Далее, на основании изменения микробных и химических показателей (всего 9) почвы лесопарков по сравнению с фоновыми аналогами был рассчитан почвенный экологический индекс (ЭИ) согласно уравнению:

$$ЭИ=1-(\sum_{i=9} DV_i / 900), \text{ где}$$

DV_i – отклонение i-го показателя для почвы лесопарка от фона (%), 900 – сумма отклонений для 9-ти показателей (%). Оказалось, что экологическое состояние почвы (показатель ЭИ) лесопарков мегаполиса хуже такового фоновых лесов на 32-72% (рис. 18). Наименьший ЭИ (наибольшее отличие от фона) характерен для почвы Лесной опытной дачи, Алешкинского леса (север Москвы, площадь 240 и 257 га) и Лианозовского лесопарка (северо-восток Москвы, 16 га).

3.2. Почвоподобные материалы в условиях города и их роль в обеспечении экосистемных сервисов

Для нужд гражданского строительства и развития зеленых инфраструктур в Москву ввозится ежегодно более 1 млн. м³ почвоподобных материалов (органических и минеральных компонентов, смесей промышленного производства) (Прохоров, Карев, 2012; Смагин, Садовникова, 2015), которые должны отвечать нормативных показателям их качества (постановление правительства г. Москва ПП-514 и ПП-743). Свойства почвоподобных

материалов для строительства техносолой мы оценивали их химическими и микробными показателями, в том числе и способностью обеспечивать экосистемные сервисы.

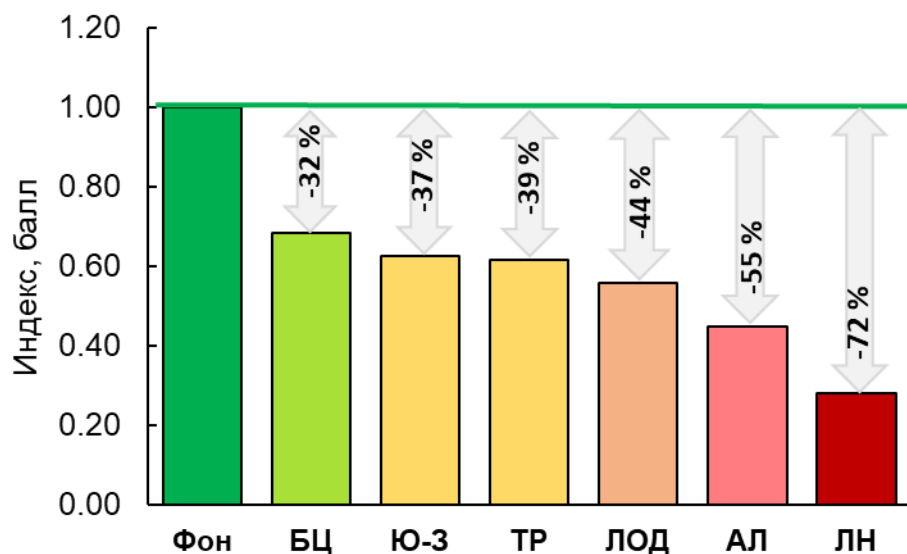


Рис. 18. Экологический индекс почвы (балл) фоновых лесов и городских лесопарков: БЦ, Битцевский; Ю-3, Юго-Западный; АЛ, Алешкинский; ЛОД, Лесная опытная дача; ТР, Тропаревский; ЛН, Лианозовский

Выбраны группы материалов, представляющие низинный торф (PTs, n=4), донные отложения (SDs, n=2), почвенные культурные слои (CLs, n=4), двух-четырёх компонентные смеси с низким (30-50%, MIX_{LPT}, n=3) и высоким (75-95%, MIX_{HPT}, n=3) содержанием торфа, фон - дерново-подзолистая почва (0-10 см) городских лесопарков. Значение pH исследуемых материалов составляло 6.4-7.2 единицы, высокое содержание С (25-32%) и N (1.7-2.2%) регистрировали в CLs и PTs, низкое (~1.5% С, 0.2% N) – фон и MIX_{LPT}. Содержание Pb, Ni и Cd в изученных материалах не превышало их ПДК, однако Zn - в CLs - превышало (ГН-514-11, 2019) и составило в среднем 563 мг кг⁻¹.

3.3.2. Химические и микробные свойства почвоподобных материалов

Скорость МД в CLs оказалось на два порядка выше такового для других материалов и фоновой почвы (рис. 19 А). Удельное дыхание микроорганизмов (qCO_2) оказалось наибольшим для PTs, CLs, MIX_{HPT} (богатые легко-минерализуемым органическим веществом), а SDs и MIX_{LPT} - не отличались существенно от фона (рис. 19 В). Доступность С микроорганизмам (показатель МВС:С) в фоновой почве была значительно выше таковой всех изученных почвоподобных материалов (рис. 19 С). Высокое значение qCO_2 и низкое МВС:С в PTs и MIX указывают на их низкую способность к депонированию углерода (высокое поступление CO_2 в атмосферу).

Дыхательный отклик микробного сообщества на внесение разных органических субстратов в исследуемые почвоподобные материалы представлен на рис. 20. В PTs доминировали микроорганизмы, потребляющие аскорбиновую кислоту, а в CLs и SDs - лимонную и аскорбиновую кислоты (рис. 20 А). В PTs и MIX_{НРТ} выявлен микробный отклик на аргинин. Для изученных материалов, кроме CLs, показана способность микроорганизмов трансформировать сложные органические соединения с бензольным кольцом (ванилиновая и сиреневая кислоты), но она была ниже таковой фона. Индекс Шеннона, значение которого иллюстрирует микробное разнообразие, был наибольшим в фоновой почве (рис. 20 Б).

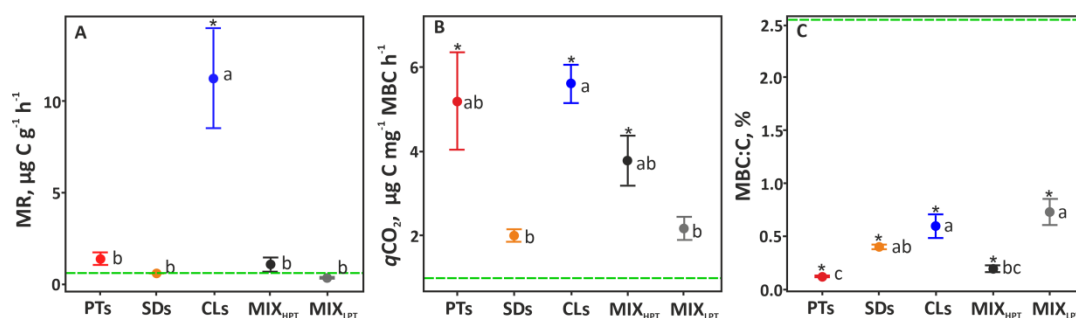


Рис. 19. Микробное дыхание (МД, А), микробный метаболический коэффициент ($q\text{CO}_2$, В) и отношение углерода микробной биомассы к общему углероду (МВС:С) в почвоподобных материалах. Прерывистая зеленая линия – среднее для фоновой почвы. Разные буквы указывают на значимо различающиеся группы (Tukey's test). *, среднее со значимым отличием от почвы (Dunnnett's test)

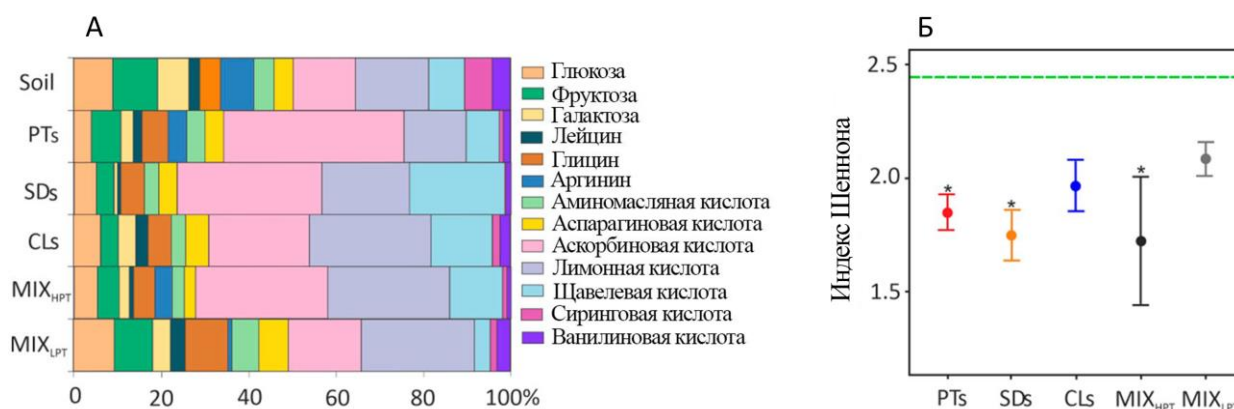


Рис. 20. Дыхательный отклик микроорганизмов на внесение разных органических субстратов в почвоподобные материалы и фоновую почву (А) и Индекс микробного разнообразия Шеннона (Б). Среднее (кружки) и стандартная ошибка (столбики), пунктирная зелена линия – среднее для почвы. Среднее со звездочкой (*) - значимое отличие от фона (Dunnnett's test)

Выявлена значимая положительная корреляция между МД (MR) и содержанием С, N ($r=0.92-0.94$), а также между МД и содержанием Zn, Cd

($r=0.62-0.66$), но значимого отрицательного влияния этих металлов на микробные свойства изученных групп почвоподобных материалов не выявлено. Ранее показано, что в городских почвах с повышенным содержанием ТМ дыхание микробного сообщества часто возрастает по сравнению с фоновыми (Vasenev et al., 2013; Ivashchenko et al., 2019), однако для почвоподобных материалов такое влияние «нивелируется» их высоким содержанием С и N.

В исследуемых материалах и почве идентифицирован 31 вид грибов, принадлежащих к их 16-ти родам. В почве, PTs, SDs и MIX идентифицировано от 8 до 11 видов грибов, а в CLs – всего 5, но с высокой встречаемостью условно-патогенных грибов (род *Aspergillus*, *Chaetomium*, *Geomyces*), в том числе и для растений (*Verticillium genus*). Следовательно, использование CLs для озеленения городов несет потенциальный риск здоровью человека и растениям.

От химических и микробных свойств почвоподобных материалов к экосистемным сервисам

Свойства изученных почвоподобных материалов интерпретированы нами для оценки экосистемных сервисов (рис. 21). Показатели функционального биоразнообразия микробного сообщества и содержание (циклы) питательных элементов оказались высокими для всех материалов, однако биоразнообразие в CLs оказался вредоносным сервисом или дис-сервисом (наличие патогенных грибов). Показатели секвестрации углерода и регулирования климата (поступление CO₂ в атмосферу) оказались низкими по сравнению с фоном для PTs, MIX_{НРТ} и CLs. В целом, способность CLs, PTs и MIX_{НРТ} обеспечивать экосистемные сервисы на 20% ниже, чем таковое для SDs и MIX_{ЛРТ}, и на 80% ниже фона. Кроме того, сервис «биodeградация поллютантов» PTs и MIX_{НРТ} обеспечивали на 20-30% лучше, чем SDs (низкое содержание С и N), для CLs этот сервис можно рассматривать как вредный (загрязнение металлами). Таким образом, для конструирования техносолей следует предварительно оценивать их составляющие природоподобные компоненты.

Таким образом, изучение и комбинация почвоподобных материалов с разными химическими и микробными свойствами дают уникальную возможность «спроецировать» выполнение их функций и экосистемных услуг. Выявлена высокая эффективность донных отложений (питательные элементы, сбалансированное микробное функционирование) для создания техносолей, применение которых в Москве до сих пор ограничено. Низкая способность в обеспечении экосистемных услуг характерна для торфа (риск дополнительного выброса CO₂ в атмосферу), доля которого в смесях не должна превышать 30%. Использование почвенных культурных слоев (патогены, тяжелые металлы) следует рассматривать, к сожалению, как экосистемный диссервис.

Глава 4. Почвы и тяжелые металлы промышленного производства

4.1. Риск загрязнения почв металлами и его оценка

Загрязнение территорий тяжелыми металлами достигает в мире >20 млн. га, представленных >5 млн. локализациями (Liu et al., 2018), что является

серьезной угрозой для здоровья человека и окружающей среды (Kabata-Pendias, Vukherjee, 2007). Одна из площадок нашего исследования была расположена в центральной части Чили, где уже давно работает крупный медеплавильный завод, загрязняющий почвы прилегающей территории (448 км²) разными металлами (Cu, Pb, Zn и As). Выявлено, что содержание Cu, As и Pb в почве (n=245) положительно коррелировало друг с другом (r=0.71-0.76), что свидетельствует об их едином источнике (завод). Оказалось, что содержание Cu, Pb, Zn и As в почве (0-15 см) превышало их фоновое значение (100, 35, 122 и 16 мг кг⁻¹ соответственно) на 77, 35, 6 и 32% площади изученной территории. Канцерогенный риск As выявлен на 27% исследуемой территории и только для детей младшего возраста (1-5 лет). Рассчитан потенциальный экологический риск изученных металлов в почве (RI), который оказался высоким (>100) только в 3% исследуемых точек и средним (50-100) - в 15% (эти почвы характеризовались низким значением рН 4.3-6.2).

Построены карты пространственного распределения As, Pb, почвенного рН, экологического риска и фитотоксичности почв территории в зоне влияния медеплавильного завода.

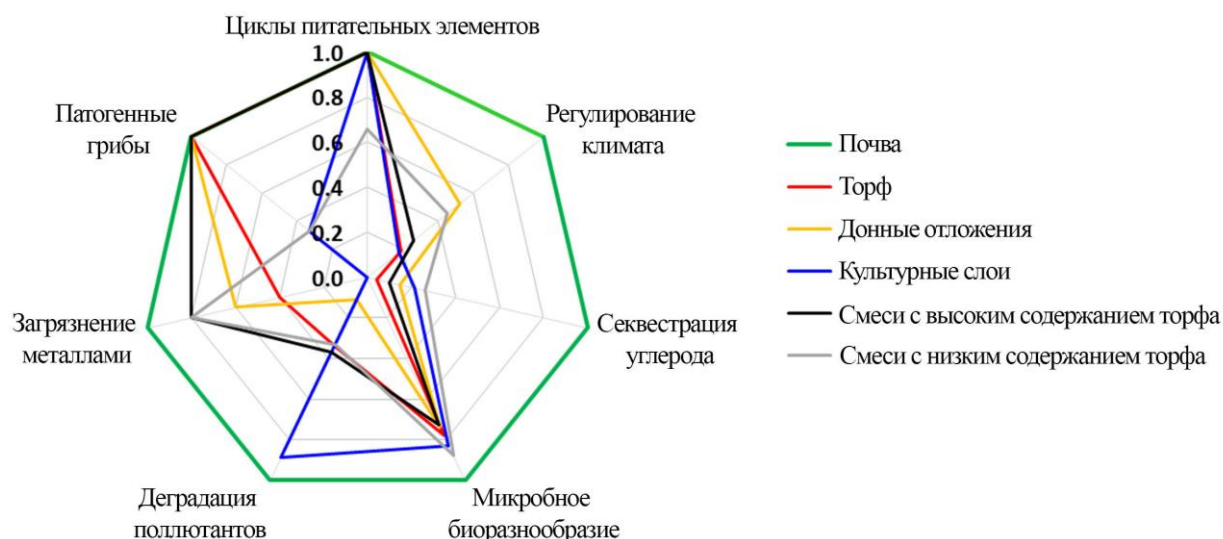


Рис. 21. Оценка обеспечения экосистемных сервисов (наибольший - 1) почвоподобных материалов

4.2. Почва и пыль помещений как источник воздействия металлов на человека

Частицы почвы с металлами могут попадать в организм человека (пища, вдыхание пыли) и оказывать, тем самым, влияние на его здоровье. Для этого применяют индекс их «хронического суточного поступления» (chronic daily intake, CDI). В нашей работе оценен неканцерогенный и канцерогенный (As) риск от загрязненной металлами почвы (домашней пыли) для здоровья людей (окрестности медеплавильного завода, Чили). Биомаркерами такого влияния служили также волосы и ногти ног человека (Xue et al., 2015).

Выбрано 100 домохозяйств, расположенных в загрязненной металлами зоне (близ завода), полузагрязненной - 7 км от завода и незагрязненной – 17 км, в каждой из которых отбирали образцы почвы (верхний 2 см слой), домашней пыли (поверхность мебели и подоконников), волос и ногтей ног жителей.

Содержание металлов в изученных субстратах было наибольшим в загрязненной зоне. Оказалось также, что содержание металлов в домашней пыли всех изученных зон (кроме Cd, фон и полузагрязненная) было больше такового в соответствующей почве (табл. 6). Кроме того, содержание As в пыли даже в фоновой зоне превышало его фоновое значение (13 мг кг⁻¹) более, чем в 3 раза.

Выявлено значимое увеличение содержания металлов в волосах и ногтях ног жителей полузагрязненной и загрязненной зон по сравнению с таковой фоновой, что свидетельствует о влиянии промышленного производства на здоровье человека. Между показателем CDI и содержанием As, Pb, Cu, Cd в волосах и ногтях ног жителей выявлена положительная корреляционная связь ($r=0.26-0.46$ и $r=0.29-59$ соответственно), причем для As – она была теснее ($r=0.43-0.57$).

Табл. 6. Содержание элементов (среднее, мг кг⁻¹) в почве и домашней пыли в фоновой (8-17 км), полузагрязненной (5-6 км) и загрязненной (1-2 км) зонах (2 участка в каждой) в окрестностях медеплавильного завода (Чили)

Субстрат	Элемент	Фон	Полузагрязненная	Загрязненная
		(число образцов)		
Почва	As	13 (16)	13 (44)	22* (34)
Пыль		47 (18)	43 (36)	76 (29)
Почва	Pb	33 (19)	46** (44)	48** (33)
Пыль		76 (18)	82 (36)	160*** (29)
Почва	Cu	105 (19)	259*** (44)	474*** (34)
Пыль		530 (18)	1214*** (36)	3096*** (29)
Почва	Cd	1.9 (19)	2.1* (44)	2.2** (34)
Пыль		1.2 (18)	1.2 (36)	3.9** (28)

Статистически значимо между изученными зонами (критерий Mann-Whitney: * $p \leq 0.05$; ** $p \leq 0.01$; *** $p \leq 0.001$)

Глава 5. Подходы для оценки загрязненных металлами почв

5.1. Нативная почва или ее водный экстракт

Оценка загрязненных металлами почв основана на ответных реакциях (рост, размножение, гибель) растений, дождевых червей и микроорганизмов (ISO 17402, 2008; ISO 17616, 2008; ISO 11269-1, 2012). Результаты метода «удлинение корней» растений в условиях нативной почвы и ее водного экстракта могут различаться, однако механизмы этого не вполне ясны. Для наших экспериментов отобраны образцы растительной подстилки и верхнего 10 см минерального слоя дерново-подзолистой лесной почвы на удалении 1, 2, 6, 30 и 33 км от медеплавильного завода (г. Ревда), для которых затем

рассчитывали индексы загрязнения металлами (общего содержания и доступных форм). На почве и ее водном экстракте выращивали семена корней горчицы белой (*Sinapis alba* L.) и оценивали длину ее корней. Оказалось, что длина корней в минеральной почве зависит отрицательно от «общего», но более тесно, от «обменного» индекса загрязнения металлами ($R^2=0.53$ и 0.89) (рис. 22 а, в). Для растительной подстилки выявлены такие же тенденции. Различие длины корней горчицы в почвенном экстракте и почве положительно коррелировало с «обменным» и «общим» индексом загрязнения металлов ($R^2=0.86$ и 0.57) (рис. 22 б, г), причем различие оказалось положительным при высоком содержании металлов и отрицательным - при низком. Другими словами, длина корней в почвенном экстракте с сильным загрязнением оказалась больше такового в нативной почве, а со слабым - напротив, меньше (отсутствие токсичности). Кроме того, показано, что длина корней растений, выросших на почве и почвенном экстракте (гор. О и А), не коррелировала.

Таким образом, «обменный» индекс загрязнения субстрата металлами оказался лучшим предиктором отклика тест-растения по сравнению с таковым «общим», а использование нативной почвы для оценки ее загрязнения - предпочтительнее ее водного экстракта. В почве, в отличие от ее водного экстракта, присутствует твердая фаза, на которой происходит реакция десорбции-растворения металлов, что, в свою очередь, способствует снижению ее фитотоксичности.

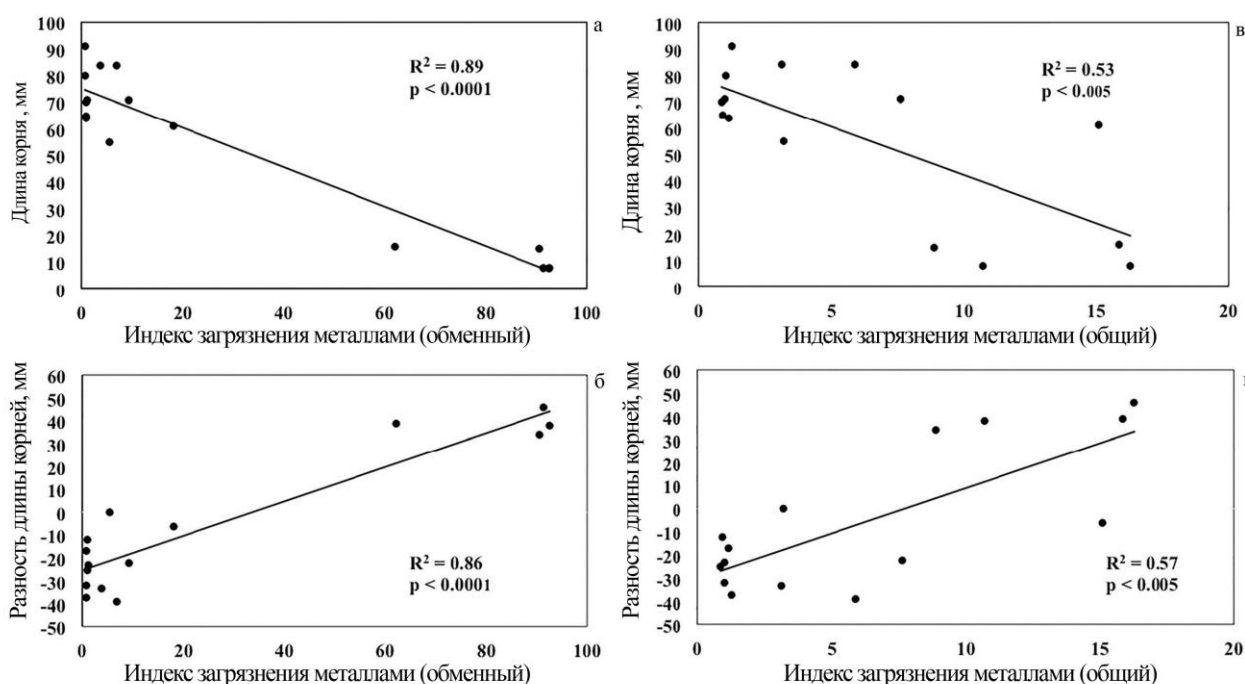


Рис. 22. Взаимосвязь между длиной корня горчицы белой в дерново-подзолистой почве (гор. А, $n=15$) и индексом ее «обменного» (а) и «общего» (в) загрязнения металлами; взаимосвязь между разностью длины корней почвенный экстракт - почва и индексом их «обменного» (б) и «общего» (г) загрязнения металлами

5.2. Токсичность металлов в почве: разовое и длительное полевое загрязнение

Известно, что в одноразово загрязненных металлами почвах их токсичность превышает таковую в длительно загрязненных, где происходит процесс «старения» металлов. Поэтому, искусственное обогащение почвы металлами должно иметь ограниченное применение для оценки ее токсичности, а значит, принятия решений о состоянии окружающей среды (Neaman et al., 2020; Santa-Cruz et al., 2021). В образцах исторически загрязненных металлами сельскохозяйственных почв (0-20 см, Чили) определяли общее и растворимое содержание Cu, активность ее свободного иона и содержание микробной биомассы (методом фумигации-экстракции). Оказалось, что в исследуемых почвах (n=84) общая концентрации Cu в основном превышала 50% порог ее токсичности для микроорганизмов (408 мг кг⁻¹, Santa-Cruz et al., 2021). Показано также, что в глинистых почвах (n=28, р-он Катему) с высоким содержанием ОВ и нейтральным рН (в среднем 3.1% и 7.3) микробная биомасса является хорошим предиктором содержания свободного иона Cu²⁺ (рис. 23), а в песчаных и кислых с меньшим ОВ (n=28, р-он Пучункави) – общей и растворимой Cu (рис. 24). Следовательно, содержание микробной биомассы в длительно загрязненных почвах может определяться разными путями Cu.

Кроме того показано, что содержание растворимой Cu, снижающей на 10, 25 и 50% микробную биомассу, оказалось почти в два раза меньше таковой для растений (0.57, 0.93 и 1.3 мг кг⁻¹ соответственно).

Глава 6. Экологическая оценка методов снижения фитотоксичности металлов в почве

6.1. Снижение фитотоксичности загрязненной медью почвы цинком

«Способность» Zn снижать токсичность Cu показана только для водных и гидропонных систем (Versieren et al., 2014), однако для загрязненных Cu почвах почти не изучена. Нашими экспериментами показано, что длина побегов салата на образцах сельскохозяйственных почв (0-20 см, n=27, Чили) хорошо объясняется их общим содержанием Cu и Zn (в среднем 418 и 160 мг кг⁻¹), причем Cu оказывал отрицательное (токсичное) влияние на растения, а Zn - положительное (защитное):

Побег салата (см) = 8.0 - 0.005 общее Cu + 0.02 общее Zn (R²=0.45, p < 0.001).

Выявлено также, что с увеличением отношения Cu/Zn в почве (общее содержание, мг кг⁻¹) уменьшались побеги овса и их масса:

Побег овса (см) = 70503 - 18180 общее Cu / общее Zn (R²=0.56, p < 0.0002);

Масса побега (г) = 144852 - 12340 общее Cu / общее Zn (R²=0.54, p < 0.0002).

Таким образом, показана способность Zn снижать фитотоксичность другого двухвалентного металла (Cu) в промышленно загрязненных Cu почвах.

6.2. Экологическая оценка внесения доломитовой муки и соединений железа для снижения фитотоксичности загрязненных металлами почв

Проведены эксперименты по оценке фитотоксичности загрязненных металлами почв, которые характеризовались легким гранулометрическим

составом и высоким содержанием органического вещества (торфяная, рН 4.6; лесная подстилка дерново-подзолистой, рН 5.3). Вносили доломитовую муку (5% общей массы) с Fe-Mn конкрециями (0.5 и 1.0%) и железистой пудрой (0.5 и 1.0%). Эти добавки в торфяную почву и подстилку способствовали повышению их рН на 1.9 и 0.9 единицы и содержанию обменных форм Ca и Mg (в 2-3 раза) по сравнению с фоном, но - снижению обменных форм Cu, Ni и Zn (в ~6 и 2, 10 и 2, 3 и 4 раза соответственно для почвы), Co – в 10 раз (торфяная) и Cd - в 4 раза (подстилка), что, в свою очередь, способствовало снижению их фитотоксичности.

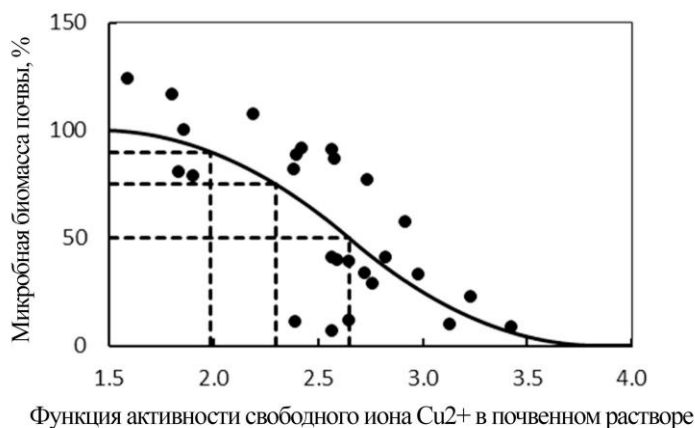


Рис. 23. Микробная биомасса почвы (0-20 см, % контроля) как функция активности свободного иона Cu^{2+} в почвенном растворе (n=28, район Катему). Прерывистые линии - EC_{10} , EC_{25} и EC_{50} . (2.0, 2.3 и 2.6 $\mu\text{M l}^{-1}$ соответственно)

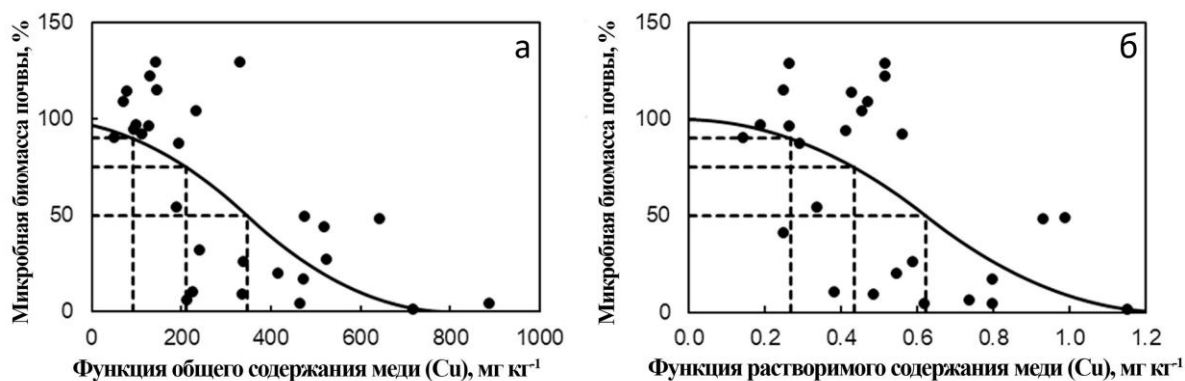


Рис. 24. Микробная биомасса почвы (0-20 см, % контроля) как функция общего (а) и растворимого (б) содержания меди (Cu) в почвах района Пучункави (n=28). Прерывистые линии - EC_{10} , EC_{25} и EC_{50} (92, 212 и 346 mg kg^{-1} ; 0.27, 0.43 и 0.62 mg kg^{-1} соответственно)

6.2.1. Сравнительная оценка размеров частиц железа для снижения фитотоксичности почв

Для ремедиации загрязненных металлами почв в последние годы применяют наночастицы железа ($\text{Fe} \leq 100$ нм), которые характеризуются высокими адсорбционными свойствами (Baragaño et al., 2022; Zhou et al., 2022). Однако сравнительного изучения эффективности нано-, микро- и макрочастиц

Fe для снижения фитотоксичности загрязненных металлами почв почти не проведено. В загрязненную Cd, Co, Cu и Ni торфяную почву (промышленная пустошь, близ Cu/ Ni комбината, г. Мончегорск) вносили доломитовую муку, биоуголь и препараты Fe, на которой выращивали райграсс пастбищный. Внесение добавок в почву способствовало снижению содержания обменных форм металлов почти на порядок по сравнению с фоном, причем различий между разными вариантами не отмечено. Внесение разных добавок в торфяную почву способствовало увеличению массы и длины побегов райграсса, причем внесение биоугля с препаратами Fe приводило к значимому увеличению их массы (рис. 25). Кроме того, содержание Cd, Co, Cu, Mn и Zn в растениях на торфяной почве только с доломитом оказалось ниже порога их фитотоксичности, однако для Ni (110 мг кг^{-1}) - напротив, выше (80 мг кг^{-1}). Показано, что внесение доломитовой муки и препаратов Fe снижало фитотоксичность торфяной почвы, однако наночастицы Fe не демонстрировали преимущества по сравнению с другими Fe препаратами.

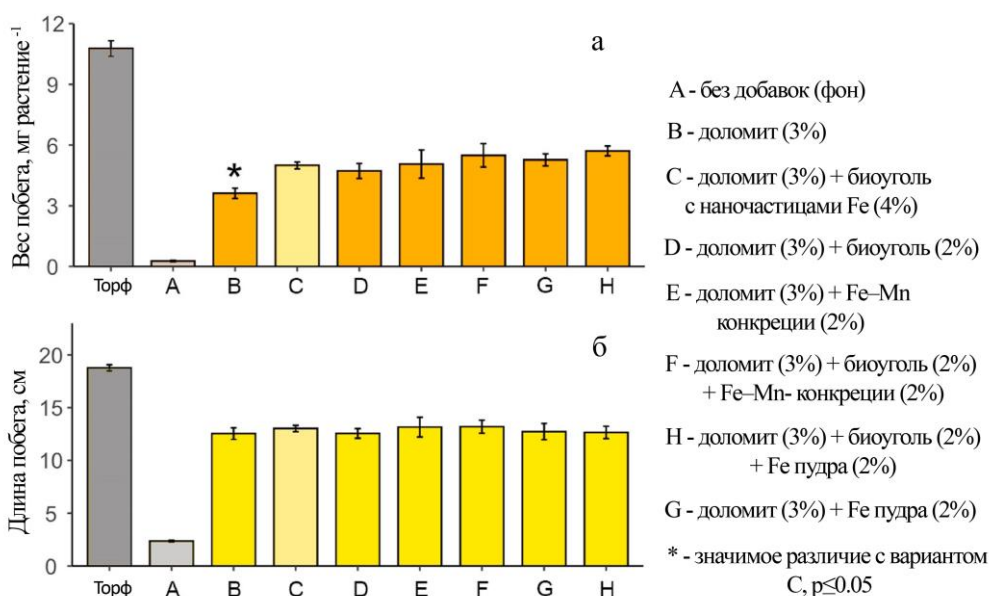


Рис. 25. Вес (а) и длина (б) проростков райграсса пастбищного на незагрязненном торфе с доломитом и загрязненной металлами торфяной почве

6.3. Экологическая оценка внесения промышленных отходов для снижения фитотоксичности загрязненных металлами почв

В вегетационном эксперименте исследовали торфяную почву (0-20 см, pH 4.3, ОВ 43%, промышленная пустошь в 1.7 км от Cu/Ni завода, Мурманская обл.), в которой общее содержание Ni и Cu - 1612 и 1481 мг кг^{-1} (превышение фона в несколько раз), а Zn, Cd и Pb - близко к фоновому. В почву вносили известковые (10% массы) и вермикулит-лизардитовые (10% массы, обладают металлосорбционными свойствами) отходы, комплексное минеральное удобрение (0.4 г кг^{-1}) и высевали семена пастбищного райграсса. Внесенные отходы способствовали повышению pH почвы почти до нейтральных значений и снижению содержания обменных форм металлов, причем, различие этих показателей в вариантах с внесением крупных (1-2 мм), мелких ($< 0.08 \text{ мм}$) и

крупных термоактивированных (700°C) вермикулит-лизардитовых отходов было не значимо (Tukey test, $p \leq 0.05$). Длина и масса проростков растений на почве с этими отходами возросла в среднем в 12-18 и 3.3-4.2 раза соответственно по сравнению с контролем (без внесения отходов), а с термоактивированными - оказалось наиболее эффективным. Выявлено, что содержание Ni в листьях растений хорошо объясняет изменение их биомассы и длины проростков ($R^2=0.62-0.69$). Однако, содержание Ni и Co в райграсе на почве с отходами оказалось выше (88-117 и 8.5-10.0 мг кг⁻¹) их безвредного уровня, составляющего ≤ 8 и 0.06-0.27 мг кг⁻¹ (Reuter, Robinson, 1997; Kabata-Pendias, Mukherjee (2007), а значит фитотоксичность почвы из-за этих элементов остается высокой. К тому же, порог фитотоксичности Cu ($\geq 20-30$ мг кг⁻¹, Kabata-Pendias, Pendias, 1992) и Ni (≥ 80 мг кг⁻¹, Reuter, Robinson, 1997) оказался ниже содержания этих элементов в изученных нами растениях.

Таким образом, внесение известковых и вермикулит-лизардитовых промышленных отходов в торфяную сильно загрязненную металлами почву способствовало снижению ее фитотоксичности, сопровождаемое повышением ее pH и снижением содержания обменных форм загрязнителей, а их наибольшая эффективность показана для термоактивированных вермикулит-лизардитовых отходов.

6.4. Экологическая оценка гипсования загрязненных металлами почв для снижения их фитотоксичности

Гипс ($\text{CaSO}_4 \times 2\text{H}_2\text{O}$) и известь (CaCO_3) используют для ремедиации загрязненных металлами почв, однако гипс, в отличие от извести, является нейтральной солью и не оказывает существенного влияния на значение pH (Abbas et al., 2017; Pardo et al., 2018). Кроме того известно, что ионы кальция в гипсе способны вытеснять металлы из обменного комплекса почвы, что может представлять опасность для окружающей среды. Мы оценили внесение гипса (3% массы) в загрязненную металлами дерново-подзолистую почву (гор. О и А), образцы которой были отобраны на расстоянии 1, 2, 6, 30 и 33 км от Сулавильского завода (г. Ревда), на рост райграса пастбищного. Для каждой точки отбора почвы рассчитывали индекс ее загрязнения металлами (PI) (Воробейчик, Позолотина, 2003). Оказалось, что длина и масса побегов райграса с внесением гипса были больше таковых без его внесения только для образцов с низким индексом PI: ≤ 30 для гор. О и ≤ 8 для гор. А. Кроме того, в растениях на почве с гипсом (гор. О и А) обнаружено высокое содержание Mn, Cu, Cd и Zn, которое можно объяснить их вытеснением из почвенного поглощающего комплекса Са-гипса. Таким образом, гипсование загрязненных металлами почв может лишь незначительно снижать их фитотоксичность, однако в результате повышенной растворимости гипса (2.3-2.8 г л⁻¹) по сравнению с известью (0.015 г л⁻¹) – он может проникать в нижние слои почвы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Диссертационная работа была сфокусирована на комплексном исследовании физических, химических и биологических, в том числе и микробных, свойств почвы в сочетании с фитocenотическими характеристиками, которые позволили наиболее полно оценить функционирование важного компонента наземной экосистемы – почвы под влиянием урбанизации и промышленного загрязнения. Изучен и важный экологический аспект, связанный с использованием почвоподобных материалов для конструирования городских почв, нацеленный на повышение их качества для произрастания зеленых насаждений и обеспечения экосистемных сервисов.

Одними из серьезных загрязнителей почв города и импактных зон промышленных предприятий являются тяжелые металлы (Pb, Zn, Cd, Ni, Cu, As, Hg), распределение и накопление которых существенно зависит от антропогенной нагрузки (близость автомагистралей, промышленных предприятий, переуплотнение почвы и ее химических свойств). На территории России, где расположены крупные промышленные предприятия по выплавке металлов, в том числе и цветных, расположены в основном в северных широтах с «хрупкими» в экологическом отношении почвами. В нашей работе выполнена оценка экологического риска от полиметаллического загрязнения почв в условиях города и влияния промышленного производства, рассчитан его неканцерогенный и канцерогенный риски для здоровья человека. Важный аспект выполненной работы связан с изучением подходов для снижения фитотоксичности загрязненных тяжелыми металлами почв и, особенно - локализованных в зоне металлургических заводов. Эти подходы связаны с внесением в почву разных добавок (биоуголь, железистые соединения, известковая или доломитовая известь, локальные промышленные отходы), способствующих снижению ее кислотности и содержания обменных форм металлов. В целом, диссертационная работа является экологически обоснованной, многоплановой и междисциплинарной, позволяющей оценивать функционирование почвы при широком антропогенном влиянии.

ВЫВОДЫ

1. Выявлено, что в дерново-подзолистой почве под дубовыми и хвойно-березовыми древостоями (ЛОД-ТСХА), локализованными вблизи автодорог (~75 м), плотность верхнего 10 см слоя возростала в среднем на 30%, а содержание металлов (Pb, Cu, Zn; их подвижные формы) - в 2-10 раз по сравнению с таковыми аналогами вдали (~500 м); при этом микробная активность (численность бактерий, скорость азотфиксации) и эмиссия CO₂ – напротив, снижались в среднем в 2-3 раза, на 40% и 1.3-3 раза соответственно, что свидетельствует о негативном антропогенном влиянии на зеленую инфраструктуру мегаполиса.

Показано, что в почвах городских лесопарков Москвы (всего 6) значение pH, содержание кальция, тяжелых металлов (Pb, Cu, Ni, Zn) и нитратного азота возростало в среднем на 0.2 единицы, 12%, 22-32% и 53% соответственно по

сравнению с таковыми пригородных (фоновых) лесов, однако содержание почвенной микробной биомассы, скорость ее дыхания, удельная минерализация почвенного углерода, доступность углерода и азота почвенным микроорганизмам - снижалось в среднем на 24-32%, что с очевидностью указывает на изменение их функционирования и экологического статуса в экосистеме города.

2. Впервые предложен подход для оценки экосистемных сервисов и диссервисов лесопарковых зон мегаполиса в терминах изменения циклов биофильных элементов (CNP) и загрязнения почвы тяжелыми металлами и нитратным азотом. Для почв разных лесопарков города предложена количественная оценка экосистемных сервисов, иллюстрируемых баллами почвенного экологического индекса, которая, в свою очередь, может служить полезным критерием их экологической характеристики, в том числе и для принятия решений для устойчивого развития городов.

3. Впервые показано, что за продолжительный период (35 лет, 1981-2016 гг.) урбанизированных преобразований на территории Новой Москвы (220 км²) площадь естественных пастбищ, пашни и леса сократилась на 87, 18 и 9% соответственно. Конверсия лесных почв в городские газоны приводила к снижению их микробного дыхания и доли микробного углерода в общем органическом (в среднем в 4.4 раза и на 70%), а пахотных – напротив, увеличению этих показателей. Под влиянием урбанизации почвы лесов уплотнялись, значение их рН возрастало в среднем на 3 единицы, а содержание почвенного углерода и азота - снижалось в 5 и 4 раза. Показано, что историческое землепользование является одним из важных факторов, объясняющих пространственную изменчивость физико-химических и микробных свойств городских почв.

4. Выявлено, что мероприятия по реконструкции городского парка (на примере парка им. Артема Боровика, Москва) приводили к повышению содержания углерода и азота почвы (в среднем на 10% и в 2 раза) и значения ее рН (почти на единицу), но - снижению содержания калия в среднем на 30%. Показано, что земельный покров (газоны, клумбы, деревья, кустарники) и функциональное зонирование парка являются основными факторами пространственной изменчивости его почвенных свойств. Разработан подход для создания картосхем почвенных свойств зеленой инфраструктуры города с использованием открытого программного обеспечения Quantum GIS2.4 (метод обратного взвешивания расстояний), что может быть востребовано для прогнозирования изменений ее почвенного покрова, в том числе и при реконструкции.

5. Выявлено, что почвы промышленных и общественных зон Москвы по сравнению с фоновыми городскими лесами загрязнены тяжелыми металлами (Ni, Cu, Zn, Pb, Mn, Cd, As). Рассчитан индекс полиметаллического загрязнения почв разных функциональных зон мегаполиса и созданы картосхемы его распределения. Оказалось, что индекс множественного загрязнения тяжелыми металлами сопряжен с показателями буферности почвы, иллюстрируемой значением рН и гранулометрическим составом, что, в свою очередь, позволяет

с большей точностью характеризовать устойчивость городских почв к этому загрязнению а значит – их способности обеспечивать экологические сервисы в условиях урбанизации.

6. Изучены химические и микробные свойства разных групп почвоподобных материалов (низинные торфы, донные отложения, городские культурные слои почвы и промышленно изготовленные смеси) для создания городских конструкторов Москвы в контексте выполнения ими экосистемных функций. Установлено, что высокая доля торфа (>75%) в городских почвенных конструкциях способствует избыточному поступлению CO₂ в атмосферу, а в культурных слоях почвы присутствуют потенциально патогенные грибы и тяжелые металлы, что можно считать их негативным экосистемным сервисом. Результаты наших исследований применимы для почвоподобных материалов в других городах мира и разных климатических зонах.

7. Изучено полиметаллическое загрязнение почв в зонах влияния медеплавильного завода (448 км²) в центральной части Чили. Предложен расчет экологического риска от загрязнения почв металлами. Составлены картосхемы общего содержания металлов в почве, оценки экологического риска и почвенной фитотоксичности для изученной территории. Предложен расчет суточного поступления металлов из загрязненной почвы в организм взрослого человека и ребенка, позволяющий определить коэффициент их неканцерогенного (HQ) и канцерогенного (для As, CR_{As}) рисков. Оказалось, что на изученной территории значение HQ < 1.0 (минимальный риск), а CR_{As} > 1.0E-04 – риск для детей только раннего возраста (1-5 лет), для 6-18 лет – только в загрязненной зоне (1-2 км от завода). Выявлена взаимосвязь между суточным поступлением металлов в организм человека и их содержанием в его волосах и ногтях ног.

8. Предложены подходы для снижения фитотоксичности загрязненной выбросами промышленного предприятия торфяной эвтрофной почвы (г. Мончегорск, Мурманская обл.) и лесной подстилки пихтово-елового леса (г. Ревда, Свердловская обл.), основанные на внесении доломитовой муки, биоугля и железистых соединений. Показано, что внесение доломитовой муки в изученные субстраты (5% массы) способствует снижению их кислотности и содержанию обменных форм металлов, а сочетание этой добавки с железистыми соединениями (окислы Fe-Mn, железная пудра) не приводит к дополнительному снижению фитотоксичности почвы и лесной подстилки. Выявлено также, что внесение в почву наночастиц железа (≤100 нм) не приводит к существенному снижению ее фитотоксичности по сравнению с другими железистыми препаратами.

9. Показано, что внесение известковых (10% массы) и мелких, крупных и термоактивированных (700°C) вермикулит-лизардитовых промышленных отходов (10% массы) в торфяную загрязненную металлами кислую почву (г. Мончегорск, Мурманская обл.) способствовало снижению содержания обменных форм меди, никеля и кобальта, повышению ее pH (почти до нейтральных значений), что, в свою очередь, снижало почвенную

фитотоксичность. Наибольшая эффективность обработки почвы оказалась с известковыми и крупными термоактивированными вермикулит-лизардитовыми отходами местного производства, что индицирует их экологическую значимость. Внесение гипса (3% массы) в загрязненную металлами дерново-подзолистую почву (органический и минеральный горизонты; г. Ревда, близ Екатеринбурга) способствовало их вытеснению из обменного почвенного комплекса и, тем самым, поглощению испытываемыми растениями (повышение фитотоксичности почвы). Выявлено также, что растворимые формы металлов в минеральном слое почвы могут служить удовлетворительным показателем фитотоксичности, а в органическом - нет (сильная сорбция металлов).

СПИСОК ОСНОВНЫХ ПУБЛИКАЦИЙ ПО ТЕМЕ ДИССЕРТАЦИИ

Монографии и главы в монографиях

1. Плющиков В.Г., Довлетярова Э.А., Ильясова Н.И. Методы управления сельскохозяйственными рисками / Изд-во Российского ун-та дружбы народов. М. 2006. 70 с.
2. Мосина Л.В., Довлетярова Э.А., Андриенко Т.Н. Лесная опытная дача РГАУ - МСХА им. К.А. Тимирязева как объект экологического мониторинга лесных и лесопарковых ландшафтов мегаполиса Москва / Изд-во Российского ун-та дружбы народов. М. 2014. 221 с.
3. Мосина Л.В., Довлетярова Э.А., Ефремова С.Ю. Микотоксины как экологическая опасность. Изд-во ООО «Мегапринт». 2017. 144 с.
4. Мосина Л.В., Довлетярова Э.А. Эколого-микробиологическая характеристика почв Европейской части России / Изд-во: ООО «Мегапринт». 2018. 203 с.
5. Vasenev V., Dovletyarova E., Cheng Z., Valentini R. (Eds) Megacities 2050: Environmental consequences of urbanization. / Springer Nature, 2018. 184 p. http://primo.getty.edu/GRI:GETTY_ALMA21188329580001551
6. Vasenev V., Dovletyarova E., Cheng Z., Valentini R., Calfapietra C. (Eds) Green technologies and infrastructures to enhance urban ecosystem services / In: Springer Nature. 2020. 293 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-16091-3>
7. Vasenev V., Dovletyarova E., Valentini R., Cheng Z., Calfapietra C., Inostroza L., Leuchner M. (Eds) Advanced technologies for sustainable development of urban green infrastructure / In: Springer Nature. 2021. 345 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-75285-9>

Статьи в рецензируемых журналах, рекомендуемых ВАК для публикации основных результатов диссертационных работ

8. Довлетярова Э.А. Динамика численности основных групп микробного населения под насаждениями дубравы и сосны с березой в условиях различного антропогенного загрязнения // Вестник РУДН. Серия: Агрономия и животноводство. 2006. №1. С. 17-21.
9. 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 имени В.Г. Белинского. 2012. № 29. С. 383-386.
10. Довлетярова Э.А., Мосина Л.В., Столярова А.Г. Влияние городской среды на загрязнение почв тяжелыми металлами в зависимости от состава и возраста лесных древостоев (на примере лесной опытной дачи РГАУ-МСХА им. К.А. Тимирязева) // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Агрономия и животноводство. 2012. № 5. С. 92-98.
11. Мосина Л.В., Довлетярова Э.А. Микробиологическая диагностика проблемных экологических ситуаций на объектах рекреационного природопользования // Вестник РУДН. Серия: Агрономия и животноводство. 2013. № 5. С.118-127.

12. Мосина Л.В., Довлетярова Э.А., Петровская П.А. Микробиологическая оценка состояния лесных и лесопарковых экосистем // Вестник РУДН. Серия: Агрономия и животноводство. 2015. № 4. С. 42-51.

13. Довлетярова Э.А., Мосина Л.В., Петровская П.А. Почвенно-экологическая характеристика лесной опытной дачи РГАУ - МСХА ИМ. К.А. Тимирязева под насаждениями в условиях различной антропогенной нагрузки // Вестник РУДН. Серия: Агрономия и животноводство. 2016. №3. С. 40-45.

14. Vasenev V.I., Dovletyarova E.A., Plyushchikov V.G., Valentini R. Megacities 2050: from urbanization threats to sustainable urban development // Вестник РУДН. Серия: Агрономия и животноводство. 2016. № 4. Р. 7-9.

15. Dovletyarova E.A., Mosina L.V., Paltseva A., Petrovskaya P.A. Soil-ecological characteristics of the recreational forest ecosystems in Moscow // Вестник РУДН. Серия: Агрономия и животноводство. 2016. № 4. Р. 18-26.

16. Dovletyarova E.A., Fareeva O.S., Brykova R.A., Karpukhin M.M., Smorkalov I.A., Brykov V.A., Gabechaya V.V., Vidal K., Komárek M., Neaman A. Challenges in reducing phytotoxicity of metals in soils affected by non-ferrous smelter operations // Geography, Environment, Sustainability. 2022. V. 15 (1). P. 112-121.

17. Демина С.А., Васенев В.И., Махиня К.И., Ромзайкина О.Н., Истомина И.И., Павлова М.Е., Довлетярова Э.А. Комплексный анализ почв и зеленых насаждений в парках Новой Москвы, образованных на месте бывших сельскохозяйственных территорий и леса // Вестник РУДН. Серия: Агрономия и животноводство. 2022. № 3. С. 331-349.

18. 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, P) и дыхательная активность микробного сообщества почв лесопарков Москвы и пригородных лесов // Почвоведение. 2023. № 1. С. 102-117. DOI: 10.31857/S0032180X22600780

Статьи в рецензируемых журналах Scopus/WoS

19. Tapia-Gatica J., González-Miranda I., Salgado E., Bravo M.A., Tessini C., Dovletyarova E.A., Paltseva A.A., Neaman A. Advanced determination of the spatial gradient of human health risk and ecological risk from exposure to As, Cu, Pb, and Zn in soils near the Ventanas Industrial Complex (Puchuncaví, Chile) // Environmental Pollution. 2020. V. 258. Artc. 113488. doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113488

20. Dushkova D., Ignatieva M., Hughes M., Konstantinova A., Vasenev V., Dovletyarova E. Human dimensions of urban blue and green infrastructure during a pandemic. Case study of Moscow (Russia) and Perth (Australia) // Sustainability (Switzerland). 2021. V. 13 (8), Artc. 4148. https://doi.org/10.3390/su13084148

21. Prudnikova E.V., Neaman A., Terekhova V.A., Karpukhin M.M., Vorobeichik E.L., Smorkalov I.A., Dovletyarova E.A., Navarro-Villarrol C., Ginocchio R., Peñaloza P., Root elongation method for the quality assessment of metal-polluted soils: whole soil or soil-water extract // Journal of Soil Science and Plant Nutrition. 2020. V. 20 (4). P. 2294-2303. doi.org/10.1007/s42729-020-00295-x

22. Neaman A., Selles I., Martínez C.E., Dovletyarova E.A. Analyzing soil metal toxicity: spiked or field-contaminated soils? // Environmental Toxicology and Chemistry. 2020. V. 39 (3). P. 513-514. DOI: 10.1002/etc.4654

23. Stuckey J.W., Neaman A., Verdejo J., Navarro-Villarrol C., Peñaloza P., Dovletyarova E.A. Zinc alleviates copper toxicity to lettuce and oat in copper-contaminated soils // Journal of Soil Science and Plant Nutrition. 2021. V. 21 (2). P. 1229-1235. doi.org/10.1007/s42729-021-00435-x

24. Romzaykina O.N., Vasenev V.I., Paltseva A., Kuzyakov Y.V., Neaman A., Dovletyarova E.A. Assessing and mapping urban soils as geochemical barriers for contamination by heavy metal(loid)s in Moscow megapolis // Journal of Environmental Quality. 2021. V. 50 (1). P. 22-37. doi: 10.1002/jeq2.20142

25. 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. V. 185. Artc. 109429. doi.org/10.1016/j.envres.2020.109429
26. Tarasova E., Drogobuzhskaya S., Tapia-Pizarro F., Morev D.V., Brykov V.A., Dovletyarova E.A., Slukovskaya M., Navarro-Villarroel C., Paltseva A.A., Neaman A. Vermiculite-lizardite industrial wastes promote plant growth in a peat soil affected by a Cu/Ni smelter: a case study at the Kola Peninsula, Russia // *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. 2020. V. 20 (3). P. 1013-1018. doi.org/10.1007/s42729-020-00188-z
27. Dubrovina T.A., Losev A.A., Karpukhin M.M., Vorobeichik E.L., Dovletyarova E.A., Brykov V.A., Brykova R.A., Ginocchio R., Yáñez C., Neaman A. Gypsum soil amendment in metal-polluted soils - an added environmental hazard // *Chemosphere*. 2021. V. 281. Artc. 130889. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130889
28. Grigorita G., Neaman A., Brykova R., Brykov V.A., Morev D.V., Ginocchio R., Paltseva A.A., Vidal K., Navarro-Villarroel C., Dovletyarova E.A. Use of zinc carbonate spiking to obtain phytotoxicity thresholds comparable to those in field-collected soils // *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2020. V. 39 (9). P. 1790-1796. https://repositorio.uc.cl/handle/11534/63527
29. Yáñez C., Verdejo J., Moya H., Donoso P., Rojas C., Dovletyarova E.A., Shapoval O.A., Krutyakov Y.A., Neaman A. Microbial responses are unreliable indicators of copper ecotoxicity in soils contaminated by mining activities // *Chemosphere*. 2022. V. 300. Artc. 134517. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130889
30. Vasenev V., Dovletyarova E.A., Veretelnikova I., Calfapietra C., Cheng Z., Fatiev M., Valentini R. Smart and sustainable cities: from environmental threats towards nature based solutions and sustainable management / In: *Springer Geography*. 2020. P. 1-3. doi.org/10.1007/978-3-030-16091-3_1
31. Novoselov A.A., Hodson M.E., Tapia-Gatica J., Dovletyarova E.A., Yáñez C., Neaman A. The effect of rock lithology on the background concentrations of trace elements in alluvial soils: Implications for environmental regulation // *Applied Geochemistry*. 2022. V. 146. Artc. 105440. doi.org/10.1016/j.apgeochem.2022.105440
32. Ivashchenko K., Lepore E., Vasenev V., Ananyeva N., Demina S., Khabibullina F., Vaseneva I., Selezneva A., Dolgikh A., Sushko S., Marinari S., Dovletyarova E. Assessing soil-like materials for ecosystem services provided by constructed technosols // *Land*. 2021. V. 10 (11). Artc. 1185. doi.org/10.3390/land10111185
33. Neaman A., Díaz-Sieffer P., Burnham E., Castro M., Zabel S., Dovletyarova E.A., Navarro-Villarroel C., Otto S. Catholic religious identity, prosocial and pro-environmental behaviors, and connectedness to nature in Chile // *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*. 2021. V. 30 (1). P. 44-50. doi.org/10.14512/gaia.30.1.9
34. Vasenev V.I., Slukovskaya M.V., Cheng Z., Paltseva A.A., Nehls T., Korneykova M.V., Vasenev I.I., Romzaykina O.N., Ivashchenko K.V., Sarzhanov D.A., Sotnikova Y.L., Ryzhkov O.V., Alaeva L.A., Belik A.V., Devyatova T.A., Gorbov S.N., Bezuglova O.S., Dolgikh A.V., Konstantinov P.I., Konstantinova A.V., Yaroslavtsev A.M., Chernyshov, M.S., Morin T., Ryazanov A.V., Gosse D.D., Dovletyarova E.A. // *Anthropogenic soils and landscapes of European Russia: Summer school from sea to sea - A didactic prototype* // *Journal of Environmental Quality*. 2021. V. 50 (1). P. 63-77. https://doi.org/10.1002/jeq2.20132
35. Mosina L.V., Chupakhina G.N., Maslennikov P.V., Zhandarova J.A., Dovletyarova E.A. Municipal solid waste landfills as a source of mycotoxins contamination in soil // *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2020. V. 548 (2). Artc. 022063. doi:10.1088/1755-1315/548/2/022063
36. Dovletyarova E.A., Fareeva O.S., Zhikharev A.P., Brykova R.A., Vorobeichik E.L., Slukovskaya M.V., Vítková M., Ettler V., Yáñez C., Neaman A. Choose your amendment wisely: zero-valent iron nanoparticles offered no advantage over microparticles in a laboratory study on

metal immobilization in a contaminated soil // *Applied Geochemistry*. 2022. V. 143. Artc. 105369. doi.org/10.1016/j.apgeochem.2022.105369

37. Dushkova D., Ignatieva M., Konstantinova A., Vasenev V., Dovletyarova E., Dvornikov Y. Human-nature interactions during and after the COVID-19 pandemic in Moscow, Russia: exploring the role of contact with nature and main lessons from the city responses // *Land*. 2022. V. 11 (6). Artc. № 822. <https://doi.org/10.3390/land11060822>

38. Neaman A., Pensini P., Zabel S., Otto S., Ermakov D.S., Dovletyarova E.A., Burnham E., Castro M., Navarro-Villarreal C. The prosocial driver of ecological behavior: the need for an integrated approach to prosocial and environmental education // *Sustainability (Switzerland)*. 2022. V. 14 (7). Artc. 4202. <https://doi.org/10.3390/su14074202>

39. Dovletyarova E.A., Fareeva O.S., Brykova R.A., Karpukhin M.M., Smorkalov I.A., Brykov V.A., Gabechaya V.V., Vidal K., Komárek M., Neaman A. Challenges in reducing phytotoxicity of metals in soils affected by non-ferrous smelter operations // *Geography, Environment, Sustainability*. 2022. V. 15 (1). P. 112-121. DOI-10.24057/2071-9388-2021-141

40. Vasenev V., Dovletyarova E., Valentini R., Cheng Z., Calfapietra C., Inostroza L., Leuchner M. Preface /In: *Advanced technologies for sustainable development of urban green infrastructure* // Springer Geography. 2021. P. 1-3. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-75285-9>

41. Berasaluce M., Mondaca P., Schuhmacher M., Bravo M., Sauvé S., Navarro-Villarreal C., Dovletyarova E.A., Neaman A. Soil and indoor dust as environmental media of human exposure to As, Cd, Cu, and Pb near a copper smelter in central Chile // *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. 2019. V. 54. P. 156-162. doi.org/10.1016/j.jtemb.2019.04.006

42. Demina S., Vasenev V., Ivashchenko K., Ananyeva N., Plyushchikov V., Hajiaghayeva R., Dovletyarova E. Microbial properties of urban soils with different land-use history in New Moscow // *Soil Science*. 2018. V. 183 (4). P. 132-140. DOI: 10.1097/SS.0000000000000240

43. Lillo F., Ginocchio R., Ulriksen C., Dovletyarova E.A., Neaman A. Evaluation of connected clonal growth of *Solidago chilensis* as an avoidance mechanism in copper-polluted soils // *Chemosphere*. 2019. V. 230. P. 303-307. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.199

44. Romzaykina O.N., Vasenev V.I., Khakimova R.R., Hajiaghayeva R., Stoorvogel J.J., Dovletyarova E.A. Spatial variability of soil properties in the urban park before and after reconstruction // *Soil and Environment*. 2017. V. 36 (2). P. 155-165. DOI:10.25252/SE/17/51219

45. Vargas G., Verdejo J., Rivera A., Suárez D., Youlton C., Celis-Diez J.L., Le Bissonnais Y., Dovletyarova E.A., Neaman A. The effect of four calcium-based amendments on soil aggregate stability of two sandy topsoils // *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 2019. V. 182 (2). P. 159-166. DOI: 10.1002/jpln.201700562

46. Dovletyarova E.A., Mosina L.V., Vasenev V.I., Ananyeva N.D., Paltseva A., Ivashchenko K.V. Monitoring and assessing anthropogenic influence on soil's health in urban forests: The case from Moscow City / In: *Adaptive Soil Management: From Theory to Practices*. 2017. P. 531-557. DOI 10.1007/978-981-10-3638-5_24

47. Vasenev V.I., Cheng Z., Stoorvogel J.J., Dovletyarova E.A., Hajiaghayeva R.A., Plyushchikov V.G. MEGACITIES 2050: From urbanization risks towards sustainable urban development / In: *Springer Geography*. 2018. P. 3-5. doi.org/10.1007/978-3-319-70557-6_1

48. Dovletyarova E.A., Mosina L.V., Hajiaghayeva R.A.K., Aliyeva N.V., Plyushchikov V.G. The effects of soil-ecological factors on the Pb migration in the soil of urban forest ecosystem / In: *Springer Geography*. 2018. P. 99-105. doi.org/10.1007/978-3-319-70557-6_11

49. Vasenev V.I., Cheng Z., Dovletyarova E.A., Morel J.L., Prokof'eva T.V., Hajiaghayeva R.A., Plyushchikov V.G. SUITMA 9: Urbanization as a challenge and an opportunity for soils functions and ecosystem services / In: *Springer Geography*. 2019. P. 1-3. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1>

50. Mosina L.V., Dovletyarova E.A., Paltseva A., Morin T., Petrovskaya P.A. Environmental monitoring of sod-podzolic soils under the forest stands over one hundred year

period: The case study at the forest experimental station in Moscow, Russia // In: Springer Geography. 2018. P. 125-136. DOI: 10.1007/978-3-319-70557-6_14

51. Dovletyarova E.A., Mosina L.V., Hajiaghayeva R.A., Petrovskaya P.A. Microfungal community composition and alternaria phytotoxic effect in the lead polluted Urban soil / In: Springer Geography. 2019. P. 66-71. doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1_9

52. Neaman A., Zakharikhina L.V., Navarro-Villarroel C., Peñaloza P., Dovletyarova E. A. Choose your procedure wisely: removal of outliers is inappropriate for estimating background concentrations of trace elements in soil // Environmental Toxicology and Chemistry. 2023. V. 42 (3). P. 555–557. DOI: 10.1002/etc.5550

53. 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. V. 42 (3). P. 707–713. DOI: 10.1002/etc.5562