

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ
И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.4

БИОФИЛЬНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ (С, N, P) И ДЫХАТЕЛЬНАЯ АКТИВНОСТЬ
МИКРОБНОГО СООБЩЕСТВА ПОЧВ ЛЕСОПАРКОВ МОСКВЫ
И ПРИГОРОДНЫХ ЛЕСОВ

© 2023 г. Н. Д. Ананьева^{а, *}, Р. Ю. Хатит^{а, b}, К. В. Иващенко^{а, b}, С. В. Сушко^{а, b, c},
А. Ю. Горбачева^d, А. В. Долгих^e, М. С. Кадулин^d, Ю. Л. Сотникова^b, В. И. Васенев^f,
А. Е. Комарова^{а, b}, А. В. Юдина^g, Э. А. Довлетярова^b

^аИнститут физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН,
ул. Институтская, 2, Пущино, 142290 Россия

^bРоссийский университет дружбы народов, ул. Миклухо-Маклая, 6, Москва, 117198 Россия

^cАгрофизический научно-исследовательский институт,
Гражданский пр-т, 14, Санкт-Петербург, 195220 Россия

^dМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

^eИнститут географии РАН, Старомонетный пер., 29, Москва, 119017 Россия

^fГруппа географии почв и ландшафтов, Университет Вагенинген, Вагенинген, 6700 Нидерланды

^gПочвенный институт им. В.В. Докучаева, Пыжевский пер., 7, стр. 2, Москва, 119017 Россия

*e-mail: ananyeva@rambler.ru

Поступила в редакцию 03.06.2022 г.

После доработки 20.06.2022 г.

Принята к публикации 28.07.2022 г.

В шести лесопарках Москвы и четырех пригородных фоновых лесах (по 5 площадок в каждом, $n = 50$) оценены почвенные физические, химические свойства и микробиологические характеристики верхнего 10-сантиметрового слоя в совокупности с фитоценоотическими показателями. Определено содержание углерода (С), азота (N) и фосфора (P) в почве и микробной биомассе. Выявлено, что в лесопарках по сравнению с фоновыми лесами возрастает плотность почвы, значение pH, содержание $N-NO_3^-$, Са и тяжелых металлов (Pb, Cu, Ni, Zn). В почве лесопарков отмечено уменьшение содержания С микробной биомассы ($C_{мик}$), скорости ее базального дыхания (БД) и доступности микроорганизмам С и N ($C_{мик}/C$, $N_{мик}/N$, БД/С). Регрессионный анализ показал, что изменение почвенных микробиологических характеристик связано, главным образом, с уменьшением обилия листового опада и содержания в почве доступного С (13–35% объясненной дисперсии). Дыхательный отклик почвенных микроорганизмов на внесение легкодоступных органических субстратов (углеводов, карбоновых и фенольных кислот, аминокислот, аминокислот, аминокислот, аминокислот) в лесопарках и фоновых лесах значимо не различался. В почвах лесопарков также не выявлено изменений в микробной минерализации и иммобилизации P ($P_{мик}$, $P_{мик}/P$). В условиях урбанизации в почвах лесных экосистем происходит уменьшение интенсивности процессов, связанных с циклами С и N. По-видимому, такие изменения обусловлены рекреационной нагрузкой и существующей практикой ухода за зелеными насаждениями, что приводит к сокращению количества опавшей листвы по сравнению с загородными лесами.

Ключевые слова: городские почвы, зеленая инфраструктура, микробная биомасса, минерализация органического вещества, загрязнение

DOI: 10.31857/S0032180X22600780, **EDN:** JKCORZ

ВВЕДЕНИЕ

Лесопарки, парки, скверы и сады городов являются ключевым компонентом их природного каркаса и играют огромную роль в смягчении негативных последствий от урбанизации [55, 63]. Зеленая инфраструктура города способствует уменьшению химического загрязнения [32] и со-

держания CO_2 в атмосфере [72], поддержанию микроклимата [55] и биоразнообразия [56], созданию оптимального водного режима и улучшению эстетической составляющей [42].

В лесопарках в отличие от других объектов зеленой инфраструктуры чаще всего устанавливается особый режим землепользования, который

позволяет сохранить зональный растительный и почвенный покров. Следовательно, почвы городских лесопарков в определенной степени представляют аналог природных, поскольку имеют аналогичное строение профиля [6]. Но их химические и биологические свойства могут значительно отличаться от почв фоновых (пригородных) лесов в результате воздействия разных факторов городской среды. Показано, что почвы городских лесопарков характеризуются более высоким значением рН и повышенным содержанием органических и неорганических поллютантов по сравнению с фоновыми лесами [21, 37, 57, 71]. Почвы рекреационных территорий города часто уплотнены, для них отмечено уменьшение плотности травяного покрова, мощности растительной подстилки и биоразнообразия мезопедобионтов [3, 10, 59]. Содержание азота (N) и фосфора (P) в почвах городских лесопарков может возрастать за счет дополнительного поступления этих элементов с выбросами от автотранспорта и промышленных предприятий, выгула домашних животных и внесения NP удобрений [9, 30, 36, 65]. Проведенный метаанализ осаждаемых из атмосферы соединений азота выявил, что в городах Восточной Азии, Европы и Северной Америки их содержание в почве оказалось больше такового соответствующих пригородных районов [36, 54]. В крупных городах выбросы в атмосферу диоксида азота (NO_2) от промышленных предприятий могут составлять существенную долю. Например, в Москве они достигают 134 кг N– NO_2 га/год [14]. Таким образом, в городских лесопарках отмечают уменьшение поступления органического углерода (C) в почву с растительным опадом, но увеличение поступления азота и фосфора, что может вносить определенный дисбаланс в круговорот этих биофильных элементов.

Циклы биофильных элементов в почве тесно связаны с деятельностью почвенных микроорганизмов, которые участвуют в разложении поступающего органического вещества (ОВ), тем самым способствуя их высвобождению для питания растений [7, 70]. Дыхательная активность микробного сообщества определяет скорость минерализации ОВ, обеспечивая регулирующие и поддерживающие экосистемные сервисы, связанные с круговоротом биофильных элементов [1, 12, 66, 69]. Дыхательную активность микробного сообщества почвы (“базальное дыхание”) чаще всего оценивают скоростью образования CO_2 в оптимальных гидротермических условиях без внесения дополнительного источника энергии (органического субстрата). Способность микроорганизмов разлагать определенные органические соединения может быть проанализирована через их дыхательный отклик на внесение специфичных легкодоступных C-содержащих субстратов,

что характеризует микробную катаболическую активность почвы [29].

Микробная активность почвы во многом зависит от содержания биофильных элементов, которое в городских условиях может меняться вследствие их дополнительного поступления [33, 35, 41]. В научной литературе имеются противоречивые сведения о влиянии избыточного поступления N и P на микробную активность почв и соответственно скорость минерализации ОВ и стабилизацию содержания C, что во многом определяется климатическими особенностями объекта исследования и типом экосистемы [33, 35]. В этом аспекте функционирование городских почв лесопарков умеренной зоны изучено слабо. Основываясь на эволюционно-экономической теории функционирования микробиома [18], полагаем, что дополнительное поступление легкодоступных N и P в почву городских лесопарков приведет к заметному уменьшению ее микробной дыхательной активности, направленной на получение этих элементов из более сложных пулов ОВ. Такие изменения приведут и к сокращению доли CNP микробной биомассы в общем содержании этих элементов в почве лесопарков по сравнению с фоновыми аналогами. При этом дополнительное внесение C-содержащих легкодоступных субстратов (углеводов, карбоновых кислот и т.д.) в почву лесопарков будет компенсировать дисбаланс ее биофильных элементов, то есть способствовать увеличению содержания C по отношению к N и P. Поэтому мы ожидаем, что при внесении в почву дополнительного источника энергии в виде легкодоступных C-субстратов дыхательный отклик ее микробного сообщества в лесопарках будет на уровне такового фоновых лесов. Таким образом, первая гипотеза нашего исследования будет проверена посредством оценки базального дыхания и отношения CNP микробной биомассы к общему пулу этих элементов в почве, вторая – через регистрацию дыхательного отклика на внесение различных органических субстратов в почву.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Отбор образцов. Москва занимает площадь ~2500 км² (с 2012 г.), включая границы “Новой Москвы”, численность населения составляет 12 млн. Москва является крупнейшим городом в Европе с развитой зеленой инфраструктурой. Зеленые насаждения занимают почти 49% ее площади (из них 175 км² – особо охраняемые территории) и обеспечивают экологические, рекреационные, санитарные и формирующие город функции [68]. Москва расположена в центральной части Восточно-Европейской равнины (56° N, 37° E) и характеризуется умеренно-континентальным климатом со среднегодовой температурой воздуха

5.0°C и количеством осадков 696 мм. В Московской области преобладают таежные и смешанные леса на дерново-подзолистых почвах (Albic Retisols), которые являются зональными [5].

На территории “Старой Москвы” (~1000 км²) в пределах Московской кольцевой автомобильной дороги (МКАД) были выбраны лесопарки: Алешкинский лес, Битцевский лесопарк, Лесная опытная дача (заказник “Петровско-Разумовский”), Ландшафтный заказник “Тропаревский”, Лианозовский парк, Юго-Западный лесопарк, площадь которых составляет 240, 2208, 257, 16, 219 и 102 га соответственно (табл. S1). Фоновые территории (Клязьминский лес, лесной массив близ г. Лыткино, лесной массив близ пос. Радиоцентр, Шишкин лес) были выбраны преимущественно на юге и севере города на расстоянии 8–40 км от ближайшей городской точки исследования (рис. 1). Выбор лесопарков обусловлен наличием текстурно-дифференцированной дерново-подзолистой почвы с естественным сложением профиля, доминирующим зональным типом для автоморфных позиций на суглинках под смешанными лесами. Предварительно в камеральных условиях были намечены точки исследования зеленых массивов на суглинистых почвообразующих породах согласно карте [8]. Затем в полевых условиях была проведена рекогносцировка выбранных объектов исследования, выполнены почвенные прикопки глубиной 40–50 см до вскрытия верхней части текстурного горизонта ВТ дерново-подзолистой почвы согласно классификации и диагностики почв России [16].

Критерии выбора объектов исследования: 1) однородность состава почвообразующих пород (покровные и моренные суглинки), 2) ровная территория без признаков и потенциальной опасности развития эрозионных процессов (уклон $\leq 5^\circ$), 3) схожий видовой состав древостоя, 4) зональный тип почвы с естественным расположением генетических горизонтов, 5) возраст древостоя не менее 60 лет.

В 2020 г. в лесопарках и лесах выбирали по 5 ровных площадок (10 × 10 м), которые были расположены в их разных частях (север, юг, запад, восток и центр). На каждой площадке описывали растительность (формула древостоя, сомкнутость крон деревьев и подлеска, проективное покрытие травяного яруса и подстилки, доминирующие виды травяного яруса) и отбирали образцы почвы из верхнего (0–10 см) слоя (метод конверта, смешанный образец), в том числе и для определения его плотности. Всего выбрано 50 точек исследования, из них – 30 в лесопарках (6 × 5 площадок) и 20 (4 × 5 площадок) на фоновых участках. Географические координаты и описание растительности всех точек исследования приведены в табл. S1.

Свежеотобранные образцы почвы доставляли в лабораторию и просеивали через сито с диамет-

ром ячеек 2 мм, чтобы исключить корни и твердые включения. Образцы делили на две части: 1) свежееотобранные для микробиологического анализа (хранение при +4°C); 2) высушенные до воздушно-сухого состояния для физико-химических анализов.

Методы исследования. *Растительный покров.* Сомкнутость крон деревьев и кустарников, проективное покрытие травяного яруса и листовенного опада оценивали визуально в процентах от общей площади выбранной площадки. Доминирующие виды деревьев и состав травяного яруса приведены в табл. S1.

Химические свойства почвы. Содержание общего углерода и азота определяли методом ИК-спектроскопии после сжигания почвы в токе кислорода (1100°C; анализатор CHNS-932 LECO Corp, США), затем рассчитывали отношение C/N. Содержание общего P, K, Mn, Ca и тяжелых металлов (Pb, Cu, Ni, Zn) измеряли с помощью портативного рентгено-флуоресцентного анализатора (Olympus Vanta C, США). Содержание аммонийного ($N-NH_4^+$) и нитратного ($N-NO_3^-$) азота в почве определяли по ГОСТ 26489-85 и 26951-86 соответственно. Содержание доступных форм фосфора ($P_{\text{дост}}$) и калия ($K_{\text{дост}}$) анализировали методом Олсена (спектрофотометр LibraS6, Biochrom Ltd., Великобритания и пламенный фотометр ФПА-2-01, Россия). Растворенный органический углерод и растворенный общий азот позиционировали как доступный ($C_{\text{дост}}$, $N_{\text{дост}}$) для микроорганизмов и определяли в 0.05 М K_2SO_4 вытяжке образца почвы (5 г и 20 мл раствора) с использованием анализатора Shimadzu TOC-VCPN (Shimadzu Corp., Япония) [60]. Значение pH измеряли в водной суспензии (почва : вода = 1 : 2.5) потенциметрическим методом (pH-метр “Эксперт-pH”, Россия).

Физические свойства почвы. Почву верхнего 10-сантиметрового слоя в полевых условиях помещали в металлический цилиндр (153.86 см³) с сохранением ее естественного сложения. Полученный таким образом образец высушивали (105°C, 8 ч), определяли его вес (ГОСТ 28268-89) и затем рассчитывали плотность почвы. Гранулометрический состав почвенных образцов определен в водных суспензиях почвы после их ультразвуковой обработки методом лазерной дифракции с помощью лазерного дифрактометра Microtrac S3500 Bluewave (США) [15].

Микробные свойства почвы. Содержание микробной биомассы почвы определяли методами субстрат-индуцированного дыхания (СИД) и фумигации-экстракции (ФЭ). Метод СИД позволяет определить содержание углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$ –СИД) по дыхательному отклику (образование CO_2) обогащенного глюкозой почвенного образца [2, 19]. Метод ФЭ основан на фуми-

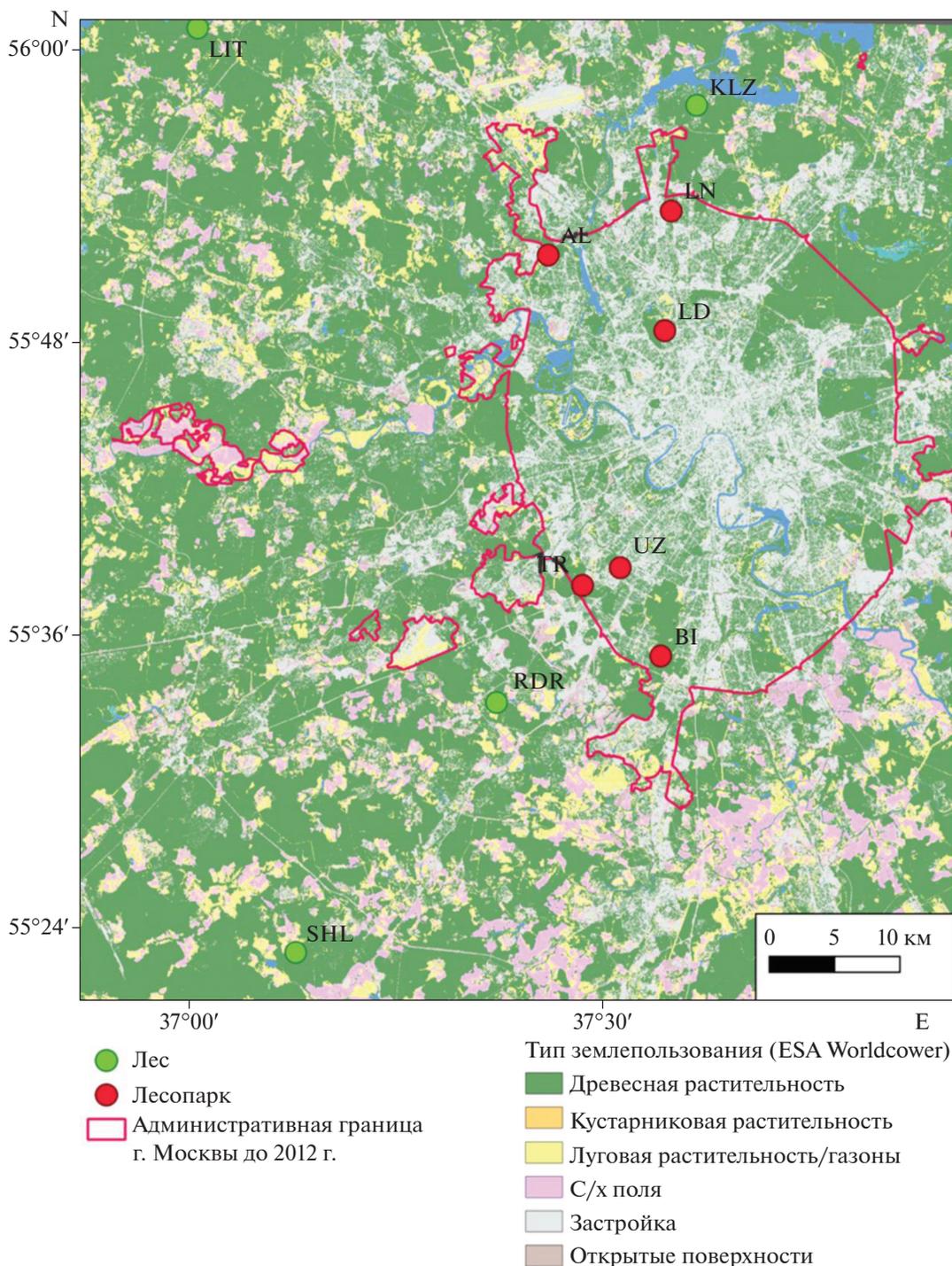


Рис. 1. Карта-схема расположения объектов исследования: городских лесопарков (LN – Лианозовский парк; AL – Алешкинский лес; LD – Лесная опытная дача; UZ – Юго-Западный лесопарк; TR – ландшафтный заказник “Тропаревский”; BI – Битцевский лесопарк) и пригородных лесов (LIT – лесной массив близ Лыткино; KLZ – Клязьминский лес; RDR – лесной массив близ пос. Радиоцентр; SHL – Шишкин лес).

гации хлороформом почвенного образца (24 ч) для разрушения его микробных клеток с дальнейшей экстракцией раствором 0.05 M K_2SO_4 [25, 45]. Почвенный образец без обработки хлороформом (нефумигированный) служит контролем. В экс-

трагируемом растворе из фумигированного и нефумигированного образцов определяли содержание С и N с использованием CN анализатора Shimadzu [58]. Содержание $C_{мик}$ и азота микробной биомассы ($N_{мик}$) рассчитывали по разности со-

держания растворенных С и N в фумигированном и нефумигированном образцах, деленной на эмпирический коэффициент (0.45 и 0.54 соответственно), учитывающий их неполный переход из почвы в раствор [25, 49].

Для определения содержания фосфора микробной биомассы ($P_{\text{мик}}$) почву (3 г) помещали в две пробирки (объем 50 мл) и добавляли по 30 мл дистиллированной воды для получения почвенной суспензии (почва : вода = 1 : 10). В одну пробирку с почвенной суспензией вносили анион-обменную мембрану и 0.3 мл хлороформа (фумигированный образец), в другую – только 0.3 мл воды (нефумигированный образец), закрывали плотно крышками и помещали на лабораторный шейкер (200 об./мин) на 24 ч при комнатной температуре. Поверхность мембраны (551642S, VWR International, Darmstadt, Germany, общая площадь каждой 8 см²) насыщена анионом слабой кислоты (бикарбонатом), что способствует поглощению P из суспензии [26, 51, 73]. По окончании такой обработки мембрану извлекали из суспензии, промывали проточной дистиллированной водой, переносили в 50 мл раствора 0.25 М H₂SO₄ и помещали на шейкер (3 ч) для выделения P в раствор. Содержание P в фумигированном и нефумигированном растворах определяли с помощью эмиссионного спектрометра с индуктивно-связанной плазмой (Avio 200, № 68141-17 Сингапур “Perkin Elmer Singapore Pte. Ltd.”, 2019). Содержание $P_{\text{мик}}$ рассчитывали по разнице показаний в фумигированном и нефумигированном вариантах и корректировали на фактор почва-специфичной экстракции, который составил для изученных почв 0.30 [22]. Применение таких мембран позволяет избежать активной сорбции поверхностью глинистых минералов и органо-минеральных комплексов почвы фосфатов, выделившихся в результате фумигации.

Определяли долю $C_{\text{мик}}$, $N_{\text{мик}}$ и $P_{\text{мик}}$ в общем содержании этих элементов ($C_{\text{мик}}/C$, $N_{\text{мик}}/N$, $P_{\text{мик}}/P$, %) в почве. Рассчитывали и отношение $C_{\text{мик}}\text{–СИД}/C$ (%).

Образование CO₂ почвой (базальное дыхание, БД), которое характеризует потенциальную скорость минерализации почвенного ОВ микроорганизмами, оценивали при 22°C [46]. Рассчитывали удельное дыхание микробной биомассы ($q\text{CO}_2 = \text{БД}/C_{\text{мик}}\text{–СИД}$) и удельную скорость минерализации общего углерода почвы (БД/С).

Дыхательный отклик микробиома почвы на внесение разных органических субстратов, иллюстрирующий его катаболическую активность, оценен техникой MicroRespTM [27, 62]. Образцы почвы (~0.5 г каждый) помещали в лунки (объем 945 мкл) специального планшета (96 лунок), в каждую из которых вносили питательные субстраты (всего 14)

разных групп: углеводы (D-глюкоза, D-фруктоза, D-галактоза), карбоновые кислоты (L-аскорбиновая, лимонная, шавелевая), аминокислоты (глицин, L-лейцин, L-аргинин, α-аминомасляная и L-аспарагиновая кислоты), аминокислоты (N-ацетилглюкозамин) и фенольные кислоты (сиреневая и ванилиновая). Каждый субстрат вносили в три лунки планшета (3 повторности). Затем в лунки другого соответствующего верхнего планшета (объем лунки 450 мкл) помещали подготовленный индикаторный гель, в состав которого входит агар, крезоловый красный, хлорид калия и гидрокарбонат натрия. Планшет с почвой накрывали планшетом с индикаторным гелем и инкубировали 6 ч при 25°C. В процессе инкубации выделившийся из почвы CO₂ реагирует с индикаторным гелем, меняя его окраску (от розового до желтого). Изменение окраски геля измеряли на микропланшетном ридере (FilterMax F5, абсорбция, λ 595 нм). Единицы измерения абсорбции пересчитывали на дыхательный отклик микробиома в мкг С/(г почвы ч) [62].

Функциональное разнообразие микроорганизмов почвы дополнительно оценено индексом Шеннона: $H_{\text{CLPP}} = -\sum pi \ln pi$, где pi – это отношение отклика микробного сообщества на внесение отдельного субстрата к сумме такового испытываемых субстратов [62].

Микробиологические анализы выполнены в предварительно инкубированных образцах почвы (60% полной влагоемкости, 72 ч, 25°C) [39].

Статистика. Физические и химические показатели были оценены в двух повторностях, микробиологические – в трех, данные рассчитывали на вес сухой почвы (105°C, 8 ч). Пространственное варьирование почвенных и фитоценологических свойств в лесопарках и фоновых лесах оценивали коэффициентом вариации (КВ), который определяли как отношение стандартного отклонения к среднему, выраженное в процентах. Значимость различий физических, химических и микробных свойств почв между лесами и лесопарками оценивали критерием Стьюдента в модификации Уэлча (t -критерий Уэлча). Для обобщения и визуализации пространственного варьирования изученных физических, химических и микробных свойств почв был выполнен анализ главных компонент (ГК). Предварительная подготовка экспериментальных данных для анализа ГК включала их нормирование (логарифмирование) и центрирование. Для выявления факторов пространственного варьирования изученных микробных свойств выполнен анализ простой линейной регрессии, перед которым все экспериментальные данные были приведены к нормальному распределению (логарифмирование). Статистическую обработку и визуализацию экс-

Таблица 1. Фитоценоотические, почвенные (слой 0–10 см) физические и химические (дост – доступные формы) показатели, коэффициент их пространственного варьирования (КВ) в лесопарках Москвы и их естественных аналогах. Среднее \pm стандартное отклонение, различие средних значимо при *** $p \leq 0.01$, ** 0.05, * 0.1 (t -критерий Уэлча)

| Показатель | Единицы измерения | Лес ($n = 20$) | КВ, % | Лесопарк ($n = 30$) | КВ, % |
|--------------------------------|-------------------|-------------------|--------------------|-----------------------|-------|
| Феноценоотические | | | | | |
| 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 |
| Физические | | | | | |
| 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 |
| Химические | | | | | |
| pH | г/кг | 5.0 \pm 0.2 | 4 | 5.2 \pm 0.4* | 7 |
| C | | 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 [–] | | 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} | | 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 | 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 | |

сравнению с фоновыми лесами, в то время как для $N_{\text{мик}}$ и $P_{\text{мик}}$ существенных изменений не отмечено (табл. 2). В лесопарках по сравнению с фоновыми лесами обнаружено значимое сокращение доли $C_{\text{мик}}$ и $N_{\text{мик}}$ в общем почвенном пуле этих элементов ($C_{\text{мик}}/C$ и $N_{\text{мик}}/N$), что может указывать на их меньшую доступность для микроорганизмов. Полученный вывод подтверждается также значимо низкой скоростью БД и удельной минерализацией почвенного C (БД/C) в почвах лесопарков по сравнению с их естественными аналогами (уменьшение на 24–26%). Важно отметить, что доступность P почвенным микроор-

ганизмам (показатель $P_{\text{мик}}/P$) от фоновых лесов к лесопаркам значимо не меняется. Удельное дыхание микробной биомассы (qCO_2) для почв лесопарков и фоновых аналогов также не различается.

Для обобщения и отображения пространственной вариации изученных микробных свойств почв лесопарков и фоновых лесов выполнен анализ ГК (рис. 3). Первые две ГК объясняют суммарно 66% общей изменчивости экспериментальных данных. Распределение точек исследования вдоль ГК1 связано, главным образом, с изменением в почвах $C_{\text{мик}}$, $N_{\text{мик}}$, $C_{\text{мик}}/C$ и $N_{\text{мик}}/N$ (корреляция с осью $r^2 = 0.81–0.89$), вдоль

Таблица 2. Микробиологические показатели ($C_{\text{мик}}\text{--СИД}$, углерод микробной биомассы по методу субстрат-индуцированного дыхания; $C_{\text{мик}}$, $N_{\text{мик}}$ и $P_{\text{мик}}$, микробные элементы по методу фумигации-экстракции; БД, базальное дыхание) и их отношения к общим пулам С, N и P почвы для фоновых лесов и лесопарков Москвы (среднее \pm стандартное отклонение, различие средних значимо при * $p \leq 0.1$, ** $p \leq 0.05$, *** $p \leq 0.01$)

| Показатель | Единица измерения | Лес ($n = 20$) | КВ, % | Лесопарк ($n = 30$) | КВ, % |
|--|--------------------------------|------------------------------|-------|--------------------------|-------|
| $C_{\text{мик}}\text{--СИД}$ | мкг/г | 990 \pm 266 | 27 | 849 \pm 296* | 35 |
| $C_{\text{мик}}$ | | 930 \pm 366 | 39 | 694 \pm 249** | 36 |
| $N_{\text{мик}}$ | | 135 \pm 84 | 62 | 97 \pm 71 ^a | 73 |
| $P_{\text{мик}}$ | | 52 \pm 31 | 60 | 56 \pm 35 | 62 |
| $C_{\text{мик}}\text{--СИД}/C$ | % | 2.72 \pm 0.68 | 25 | 2.30 \pm 0.90* | 39 |
| $C_{\text{мик}}/C$ | | 2.54 \pm 0.84 | 33 | 1.85 \pm 0.58*** | 31 |
| $N_{\text{мик}}/N$ | | 5.40 \pm 3.24 | 60 | 3.69 \pm 2.46** | 67 |
| $P_{\text{мик}}/P$ | | 8.34 \pm 6.15 ^b | 74 | 8.63 \pm 6.47 | 75 |
| БД | мкг С/(г ч) | 1.46 \pm 0.44 | 30 | 1.11 \pm 0.37*** | 33 |
| БД/С | мкг С-СО ₂ /(г С ч) | 40 \pm 10 | 25 | 29 \pm 7*** | 24 |
| $q\text{CO}_2$ (БД/ $C_{\text{мик}}\text{--СИД}$) | мкг С/(мг $C_{\text{мик}}$ ч) | 1.57 \pm 0.58 | 37 | 1.40 \pm 0.42 | 30 |

Примечание. ^a экстремально высокое $N_{\text{мик}}$ (564 мкг/г) исключено (точка 2, Лесная опытная дача); ^b экстремально высокое $P_{\text{мик}}$: P (37.4%) исключено (точка 3, Шишкин лес).

ГК2 – БД и БД/С (корреляция с осью $r^2 = 0.57\text{--}0.69$). В целом для этих показателей характерно одинаково высокое варьирование внутри как фоновых лесов, так и лесопарков. Поэтому ординация данных не показала четкой дифференциации между лесопарками и фоновыми лесами.

Регрессионный анализ выявил, что основными факторами (драйверами) пространственного варьирования микробных показателей почвы ($C_{\text{мик}}$, $N_{\text{мик}}$, $C_{\text{мик}}/C$, $N_{\text{мик}}/N$, БД, БД/С) являются обилие растительного опада и содержание в поч-

ве доступного С (13–35% объясненной дисперсии; табл. 3). Значимыми факторами являются содержание в почве других пулов питательных элементов (С, N, $N_{\text{дост}}$, P), тяжелых металлов (Cu, Pb), ила и значение pH. Среди выявленных зависимостей следует отдельно подчеркнуть отрицательное влияние тяжелых металлов (Cu, Pb) на скорость минерализации органического С почвы (БД/С), а также ухудшение экофизиологического состояния почвенного микробиома (показатель $q\text{CO}_2$) при увеличении содержания P и значения кислотности.

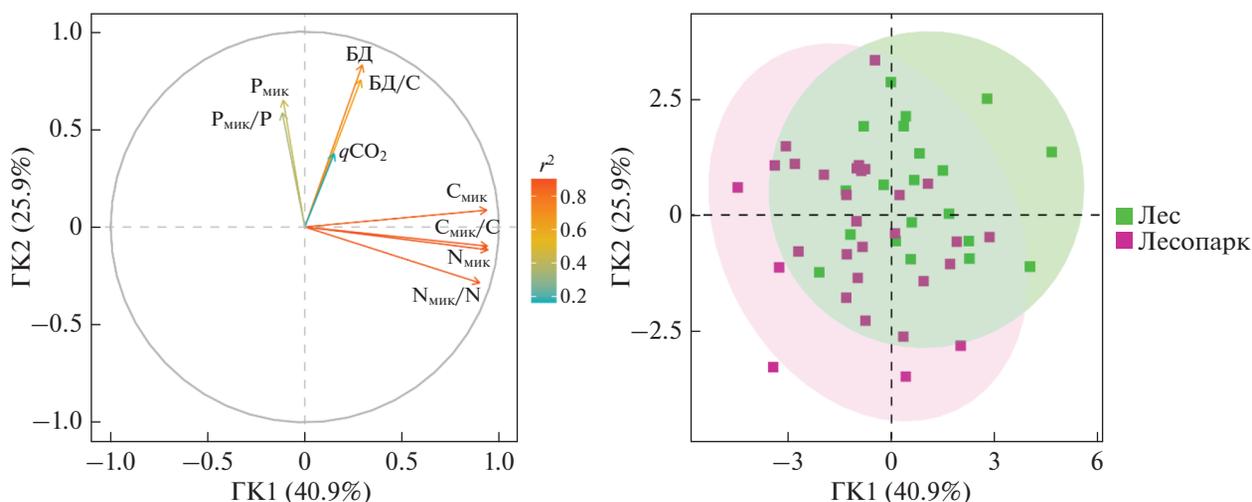


Рис. 3. Результаты анализа главных компонент для микробных свойств почвы (слой 0–10 см) изученных лесопарков и фоновых лесов ($n = 50$; слева – корреляционная диаграмма, справа – ординация точек исследования).

Таблица 3. Объясненная вариация (%) изученных микробных свойств почвы лесопарков и фоновых лесов ($n = 50$; значимые факторы при $p \leq 0.01$ даны полужирным курсивом; простая линейная регрессия)

| Показатель | $C_{\text{мик}}$ | $N_{\text{мик}}$ | $P_{\text{мик}}$ | $C_{\text{мик}}/C$ | $N_{\text{мик}}/N$ | $P_{\text{мик}}/P$ | БД | БД/С | $q\text{CO}_2$ |
|-------------------|------------------|------------------|------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-------------|--------------|----------------|
| Опад | 21.5 | 8.9 | 9.2 | 12.6 | 4.0 | 9.9 | 21.6 | 14.8 | 0.0 |
| С | 10.4 | 1.3 | 6.4 | 3.0* | 1.5* | 1.6 | 25.2 | 0.0* | 3.8 |
| N | 3.4 | 0.0 | 5.4 | 6.8* | 7.8* | 1.2 | 26.3 | 0.5 | 8.5 |
| P | 0.1 | 0.1 | 0.0* | 1.4* | 0.0 | 13.8* | 1.7 | 0.0* | 25.1 |
| $C_{\text{дост}}$ | 31.3 | 35.2 | 0.4 | 22.9 | 27.9 | 0.0 | 1.2 | 0.0 | 6.0 |
| $N_{\text{дост}}$ | 11.0 | 2.9 | 2.6 | 2.9 | 0.2 | 1.0 | 18.6 | 8.7 | 6.0 |
| pH | 0.0* | 0.1* | 0.8 | 0.6* | 1.0* | 2.8 | 1.3 | 0.5 | 28.7* |
| Cu | 0.6* | 0.2 | 0.2 | 7.8* | 0.2* | 0.4* | 2.2* | 16.7* | 0.7 |
| Pb | 0.0* | 2.1 | 0.0 | 4.1* | 0.7 | 0.8* | 3.5* | 19.0* | 0.1 |
| Ca | 2.9 | 0.3 | 7.9 | 2.4* | 3.0* | 4.5 | 13.6 | 0.2 | 4.0* |
| Ил | 0.3* | 4.8 | 9.2 | 0.2* | 4.7* | 12.6 | 0.6 | 1.2 | 9.2* |

* Отрицательная регрессионная зависимость.

Таким образом, урбанизация лесных территорий в изученной биоклиматической зоне приводит к уменьшению содержания С микробной биомассы в почве, ее дыхательной активности, а также доступности почвенных пулов углерода и азота микроорганизмам ($C_{\text{мик}}/C$, $N_{\text{мик}}/N$, БД/С). Эти изменения связаны, главным образом, с сокращением поступления в почву растительных остатков в виде лесного опада и, как следствие, уменьшением в ней содержания доступных форм углерода. Кроме того, уменьшение доступности почвенного углерода микроорганизмам (БД/С) в условиях города связано с отрицательным влиянием повышенной концентрации тяжелых металлов (Cu, Pb). Следует отметить, что все обнаруженные микробиологические изменения почвы лесопарков по сравнению с фоновыми лесами связаны, главным образом, с их углеродным и азотным циклами, в то время как для фосфорного цикла ($P_{\text{мик}}$, $P_{\text{мик}}/P$) значимых изменений не обнаружено.

Катаболическая активность микробиома почвы. Дыхательный отклик микроорганизмов на внесение С-содержащих субстратов в почву лесопарков оказался сопоставим с таковым фоновых лесов, что подтвердило нашу вторую гипотезу (рис. 4а–4ф). Наибольший микробный отклик отмечен для группы углеводов (медиана 13.6 и 12.0 мкг С/(г ч) для лесов и лесопарков) и карбоновых кислот (15.2 и 14.2 мкг С/(г ч)), меньший – для аминокислот (5.1 и 5.2 мкг С/(г ч)), фенольных кислот (3.0 и 3.4 мкг С/(г ч)) и аминокислот (4.6 и 5.5 мкг С/(г ч)). Индекс функционального разнообразия почвенного микробиома (H_{CLPP}), отражающий равномерность утилизации изученного спектра органических соединений микроорганизмами, между лесопарками и фоновыми лесами значимо не различался (рис. 4ф).

Регрессионный анализ выявил, что общими драйверами микробного отклика на внесение в почву углеводов, аминокислот и аминокислот являются содержание $K_{\text{дост}}$ и Ca (12–32% объясненной дисперсии, табл. 4). Дополнительными факторами микробного отклика на углеводы и аминокислоты оказались pH почвы и содержание тяжелых металлов (Ni, Zn). В целом для выявленных зависимостей характерна прямо пропорциональная связь (с увеличением значения фактора возрастает микробный отклик). Следует отметить, что значимых драйверов ($p \leq 0.01$) для микробного отклика на карбоновые и фенольные кислоты не выявлено.

Таким образом, преобразование естественных лесов в городские лесопарки не приводит к значимым изменениям дыхательного отклика микроорганизмов почвы на внесение различных легкодоступных источников С. Полученные результаты подтверждают полученный ранее вывод о ключевой роли С почвы и его доступной формы, определяющих минерализацию ОВ и иммобилизацию биофильных элементов в микробной биомассе.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Биофильные элементы почвы и их доступность микроорганизмам в условиях урбанизации. Мы не обнаружили различий в содержании общих пулов биофильных элементов в почвах городских лесопарков и фоновых лесов, что не подтвердило наши предположения об их дисбалансе в условиях урбанизации (табл. 1). В городских лесопарках отмечалось сокращение их доступности почвенным микроорганизмам, выраженное в значимом уменьшении отношений $C_{\text{мик}}/C$ и $N_{\text{мик}}/N$. Такие изменения связаны очевидно с сокращением ко-

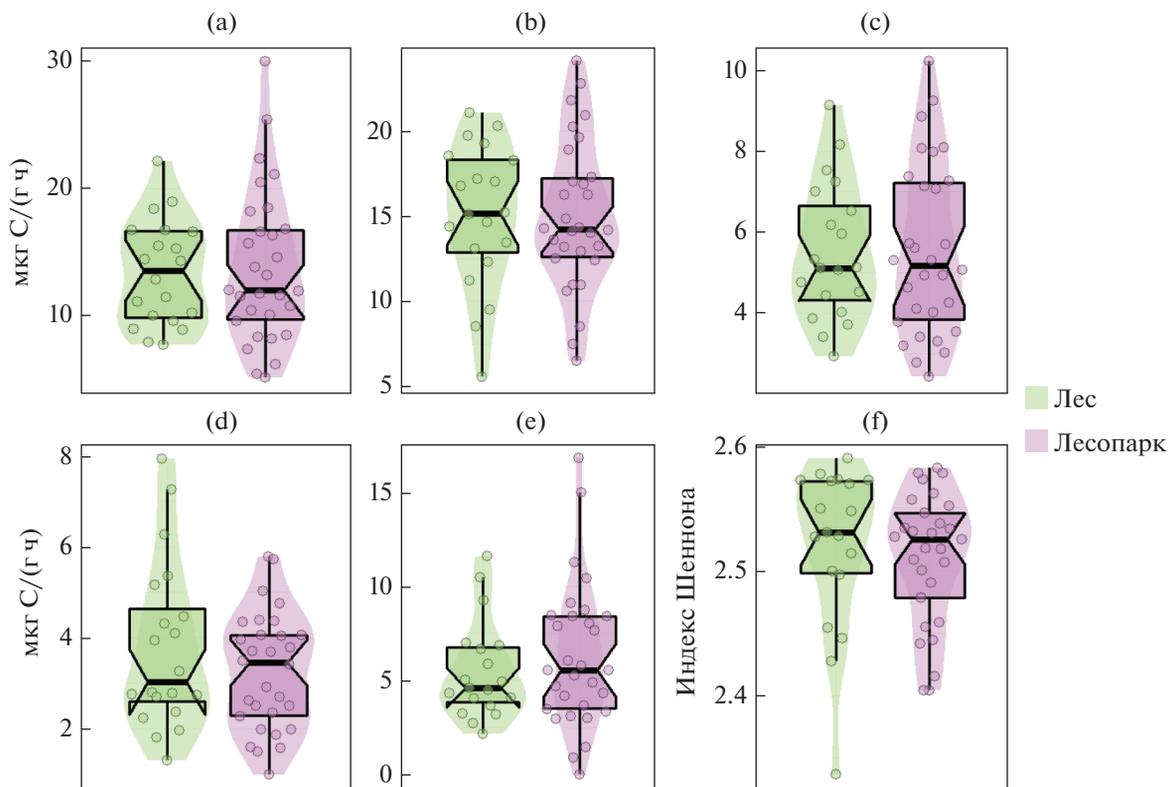


Рис. 4. Распределение дыхательного отклика микробного сообщества почвы городских лесопарков и фоновых лесов (усредненное значение) на внесение органических субстратов: углеводов (а), карбоновых кислот (б), аминокислот (с), фенольных кислот (д), аминоксахаров (е); индекс Шеннона (ф).

личества лесного опада в городских условиях (табл. 3), в том числе вследствие возможной рекреационной нагрузки (вытаптывания, систематической уборки и др.), а также закономерным уменьшением содержания в почве растворимых форм С – важного источника доступных питательных элементов и энергии для почвенных микроорганизмов [40]. Содержание в почве доступных соединений С и N представляет собой

определенный баланс между их минерализацией и иммобилизацией в микробной биомассе [62], поэтому периодическое обогащение почвы легкодоступным органическим субстратом в виде корневых экссудатов или продуктов разложения растительных остатков (например, при вымывании из лесной подстилки), приводит к увеличению численности микроорганизмов [41]. Возникающий при этом прайминг-эффект способствует

Таблица 4. Объясненная вариация (%) скорости микробной утилизации различных групп органических соединений в почве изученных лесопарков и фоновых лесов (n = 50; значимые факторы при p ≤ 0.01 даны полужирным; простая линейная регрессия)

| Показатель | Углеводы | Карбоновые кислоты | Аминокислоты | Аминосакхара | Фенольные кислоты |
|-------------------|-------------|--------------------|--------------|--------------|-------------------|
| Опад | 3.1 | 1.6 | 8.3 | 3.3 | 8.0 |
| С | 5.9 | 0.5 | 8.6 | 14.0 | 0.0 |
| К _{дост} | 17.9 | 4.5 | 12.7 | 22.9 | 0.0* |
| pH | 18.3 | 1.1 | 7.3 | 24.5 | 3.5* |
| Ni | 14.3 | 3.7 | 7.1 | 18.2 | 1.4* |
| Zn | 9.4 | 1.7 | 3.2 | 16.8 | 1.1* |
| Ca | 22.5 | 2.9 | 12.3 | 31.8 | 0.7* |

*Отрицательная регрессионная зависимость.

ет усилению микробной минерализации более сложного ОВ почвы [53], что, в свою очередь, может привести к увеличению в нем доли $C_{\text{мик}}$ и $N_{\text{мик}}$. Поэтому большее поступление растительных остатков в почву изученных фоновых лесов способствовало и более ускоренной минерализации их почвенного ОВ. Таким образом, нарушение естественного восполнения почвенных запасов ОВ в лесопарках Москвы вследствие сбора и вывоза опавшей листвы является главным “триггером” снижения биогенности почв (обилия микробной биомассы) и интенсивности изменения почвенных циклов С и N. Однако в процессе урбанизации может наблюдаться и обратная тенденция – интенсификация почвенных циклов биогенных элементов, о чем свидетельствуют результаты многочисленных научных работ [31, 38, 60]. Так, для городских лесопарков Флориды (США) отмечалось повышенное содержание в почве микробной биомассы и ее минерализационной активности по сравнению с таковыми естественных лесов [38]. Аналогичные тренды выявлены и для городских лесопарков Китая [31, 60]. Причем, в работе [60] была показана ключевая роль растворимых пулов ОВ почвы в изменении содержания ее микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$; $N_{\text{мик}}$) в городских лесопарках, что согласуется с результатами нашего исследования. Мы не обнаружили значительного изменения почвенных свойств городских лесопарков, связанных с циклом Р, хотя ожидали увеличение его содержания в городских почвах Москвы. В городские экосистемы Р может поступать с пищевыми остатками и различными антропогенными отходами [65], а его избыточное содержание может стать источником загрязнения городских водоемов. Ранее нами показано, что дополнительное поступление Р характерно для селитебных и промышленных зон Москвы, что связано с применением минеральных удобрений и органических субстратов, содержащих большое количество биогенных элементов [47, 48], однако практика содержания лесопарковых зон в этом городе, по-видимому, не предполагает такого воздействия [13].

Дыхательная активность микробиома почвы и факторы урбанизации. Как и ожидалось, скорость базального дыхания почвы (минерализационная активность) оказалась существенно меньше в лесопарках по сравнению с фоном, что согласуется с полученным результатом об уменьшении содержания СН в микробной биомассе (табл. 2). Полагали, что дополнительное поступление NP в почву городских лесопарков будет основным драйвером снижения ее микробной минерализационной активности. Действительно, в почве городских лесопарков выявлено повышенное содержание нитратного азота по сравнению с фоном (табл. 1), что связываем с его дополнительным поступлением от

промышленных объектов и автотранспорта. Такая особенность отмечена и для других городов в умеренной и тропической климатической зонах [11, 34]. В научной литературе имеются сведения о влиянии дополнительного поступления азота на динамику почвенного С [34, 67]. Обогащение почвы нитратами в городе тропической зоны способствовало уменьшению активности гидролитических ферментов [34], что может быть причиной замедления дыхательной активности микробиома, которое отмечают в различных исследованиях [23, 61]. В литературе отмечается и отсутствие эффекта дополнительного поступления азота на микробную активность почвы [17, 24]. В нашем исследовании снижение дыхательной активности микробного сообщества в лесопарках Москвы в большей степени связано с уменьшением количества растительного опада (табл. 1, 3) и, как следствие, снижением доли лабильного пула ОВ в почве. При этом внесение различных легкодоступных источников С в лесопарковые почвы стимулировало активность микробиома, которая соответствовала таковой естественных лесных почв (рис. 4). Это указывает на высокий потенциал микробного сообщества почв городских лесопарков к минерализации ОВ почвы при условии достаточного поступления доступных форм углерода, например, в результате разложения листовного опада или корневой экссудации. Доступность ОВ почвы, которую мы оценили через отношение дыхательной активности к содержанию С в почве (БД/С), в лесопарках оказалась существенно меньше, чем в фоновых лесах (табл. 2), что определялось повышенным содержанием тяжелых металлов – Cu и Pb (табл. 3). В научной литературе сведения о влиянии тяжелых металлов на микробную активность городских почв неоднозначны [4, 28], поскольку оно определяется их концентрацией, долей биодоступных форм, продолжительностью загрязнения, устойчивостью микробного сообщества и другими факторами [43, 44]. В краткосрочном лабораторном эксперименте показано, что внесение в конструкторе тяжелых металлов (Cd, Cu, Pb) от 0 до 200 их ориентировочно-допустимой концентрации (Гигиенический норматив 2.1.7.2511-09) способствовало увеличению его микробного дыхания и дыхания на единицу С микробной биомассы [4]. Другие авторы при исследовании городских экосистем, напротив, отмечают снижение микробного дыхания на единицу С почвы загрязненной тяжелыми металлами [28]. Считают, что в загрязненных почвах микробиом адаптируется к стрессовым условиям [20], что требует его определенных энергетических затрат. Следовательно, энергия для роста микроорганизмов и синтеза ферментов в анаболических и катаболических процессах расходуется более экономно [28, 50]. Поэтому есть основания полагать, что вынос С (основной источник энергии) с листов-

ным опадом в городских лесах может значительно уменьшить устойчивость их почвенного микробного сообщества к загрязнению тяжелыми металлами [52].

Таким образом, наша первая гипотеза о снижении дыхательной активности и доли CN микробной биомассы в общем пуле этих элементов в почве лесопарков подтвердилась. Однако такое изменение было связано с уменьшением количества лесного опада и содержания доступного С в почве, а не с дополнительным поступлением N и P, как мы предполагали. Ключевая роль С в функционировании городских почв подтверждается и активизацией микробного сообщества после его дополнительного внесения в виде легкодоступных субстратов, что полностью подтверждает нашу вторую гипотезу.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Лесопарки являются ключевым компонентом городской зеленой инфраструктуры. Их экологическая и природоохранная значимость определяется большей площадью и менее значительными антропогенными трансформациями в сравнении с другими объектами городского озеленения и благоустройства. Занимая промежуточное положение между городскими и естественными экосистемами, лесопарки традиционно являются востребованными территориями для экологического мониторинга и оценки состояния растительности и почв. Рекреационная нагрузка, мероприятия по содержанию и уходу городских территорий приводят к изменениям потоков вещества и энергии в экосистемах лесопарков, что заметно отражается на содержании биофильных элементов и их микробной доступности.

Проведенный комплексный сравнительный анализ почв лесопарков Москвы и соответствующих фоновых лесов выявил близкие значения многих традиционно измеряемых физико-химических показателей (гранулометрический состав, C/N, содержание P и K), который в условиях города сопровождается значимым (на 30–60%) сокращением базального дыхания и микробной доступности С и N. При этом способность микробного сообщества почв изученных экосистем разлагать определенные органические соединения, выраженная его дыхательным откликом, значимо не различалась, а основным лимитирующим фактором этой способности оказалось уменьшение поступления опада и содержания доступного С в лесопарках. Таким образом, влияние урбанизации на лесные экосистемы в первую очередь привело к изменению микробных индикаторов почвенного цикла С и N, а не P. Выявленные закономерности определяются, по-видимому, существующей практикой содержания и ухода за зелеными насаждениями, регламентиру-

ющей, в частности, необходимость уборки и утилизации опавшей листвы. Полученные результаты ставят под сомнение применение такого подхода в городских лесопарках. В контексте актуальной темы сохранения баланса углерода и достижения углеродной нейтральности современные подходы, основанные на сохранении естественных процессов поступления, минерализации и микробного поглощения биофильных элементов, представляются более перспективными.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Рекогносцировка, организация исследования, лабораторный анализ и подготовка статьи выполнены при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 20-04-00148а. Анализ содержания фосфора в почве выполнен на базе почвенно-экологической лаборатории АТИ РУДН при поддержке Программы стратегического академического лидерства РУДН. Статистический анализ экспериментальных данных проведен в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (тема № 122040500037-6 и FGEG-2022-0007).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Таблица S1. Географические координаты и характеристика древостоя и травяного ярусов в лесопарках Москвы и фоновых территориях (2020 г.)

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ананьева Н.Д., Иващенко К.В., Сушко С.В.* Микробные показатели городских почв и их роль в оценке экосистемных сервисов (обзор) // Почвоведение. 2021. № 10. С. 1231–1246. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21100038>
2. *Ананьева Н.Д., Сусьян Е.А., Гавриленко Е.Г.* Особенности определения углерода микробной биомассы методом субстрат-индуцированного дыхания // Почвоведение. 2011. № 11. С. 1327–1333.
3. *Буйволова А.Ю., Рахлеева А.А., Буйволов Ю.А., Быкова Е.П.* Структура комплексов мезофауны почв лесопарковой зоны Москвы и Приокско-террасного биосферного заповедника // Почвоведение. 2016. № 12. С. 1475–1484. <https://doi.org/10.7868/S0032180X16120042>
4. *Васнев В.И., Ананьева Н.Д., Иващенко К.В.* Влияние поллютантов (тяжелые металлы, дизельное топливо) на дыхательную активность конструкторов // Экология. 2013. № 6. С. 436–445. <https://doi.org/10.7868/S0367059713060115>
5. *Герасимова М.И., Ананко Т.В., Савицкая Н.В.* Разработка подходов к введению антропогенно-изме-

- ненных почв в содержание почвенной карты Российской Федерации (на примере Московской области) // Почвоведение. 2020. № 1. С. 19–30. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20010086>
6. Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. М.: Ойкумена, 2003. 270 с.
 7. Звягинцев Д.Г., Добровольская Т.Г., Бабьева И.П., Зенова Г.М., Лысак Л.В., Марфенина О.Е. Роль микроорганизмов в биогеоэкологических функциях почв // Почвоведение. 1992. № 6. С. 63–77.
 8. Карта четвертичных отложений: N-37-II (Москва). Государственная геологическая карта Российской Федерации. Карта четвертичных отложений, масштаб: 1 : 200000. Сер.: Московская. Составлена: Геоцентр-Москва, 1997. редактор: В.В. Дашевский.
 9. Кудреватых И.Ю. Оценка взаимосвязи между атмосферным выпадением минерального азота и растительностью в лесных экосистемах // Известия РАН. Сер. биол. 2017. № 2. С. 181–189. <https://doi.org/10.1134/S106235901702008X>
 10. Кузнецов В.А., Рыжова И.М., Стома Г.В. Изменение лесных экосистем мегаполиса под влиянием рекреационного воздействия // Почвоведение. 2019. № 5. С. 633–642. <https://doi.org/10.1134/S0032180X1905006X>
 11. Мошкина Е.В., Мамай А.В. Оценка плодородия и экологического состояния автоморфных почв городских и пригородных лесов по показателям их биологической активности (на примере г. Петрозаводска) // Вестник современной науки. 2016. № 10. С. 31–37.
 12. Никитин Д.А., Семенов М.В., Чернов Т.И., Ксенофонтова Н.А., Железова А.Д., Иванова Е.А., Хитров Н.Б., Степанов А.Л. Микробиологические индикаторы экологических функций почв (обзор) // Почвоведение. 2022. № 2. Р. 228–243. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22020095>
 13. Постановление Правительства Москвы от 10 сентября 2002 г. № 743-ПП “Об утверждении Правил создания, содержания и охраны зеленых насаждений и природных сообществ города Москвы”. Изменено 28 апреля 2022 г. Об утверждении Правил создания, содержания и охраны зеленых насаждений и природных сообществ города Москвы (с изменениями на 28 апреля 2022 г.).
 14. Состояние загрязнения атмосферы в городах на территории России за 2018 г. Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, Федеральное государственное бюджетное учреждение “Главная геофизическая обсерватория им. А.И. Воейкова”. Санкт-Петербург 2019.
 15. Юдина А.В., Фомин Д.С., Валдес-Коровкин И.А., Чурилин Н.А., Александрова М.С., Головлева Ю.А., Филиппов Н.В., Ковда И.В., Дымов А.А., Милановский Е.Ю. Пути создания классификации почв по гранулометрическому составу на основе метода лазерной дифракции // Почвоведение. 2020. № 11. С. 1353–1371. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20110143>
 16. Шишов Л.Л., Тонконогов В.Д., Лебедева И.И., Герасимова М.И. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 341 с.
 17. Allison S.D., Czimczik C.I., Treseder K.K. Microbial activity and soil respiration under nitrogen addition in Alaskan boreal forest // Global Change Biology. 2008. V. 14. P. 1156–1168. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01549.x>
 18. Allison S.D., Weintraub M.N., Gartner T.B., Waldrop M.P. Evolutionary economic principles as regulators of soil enzyme production and ecosystem function / Eds.: G. Shukla, A. Varma. Soil Enzymology. Springer, Berlin, 2010. P. 229–243.
 19. Anderson J.P.E., Domsch K.H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils // Soil Biol. Biochem. 1978. V. 10. P. 215–221. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90099-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90099-8)
 20. Azarbad H., van Gestel C.A., Niklińska M., Laskowski R., Röling W.F., van Straalen N.M. Resilience of soil microbial communities to metals and additional stressors: DNA-based approaches for assessing “stress-on-stress” responses // International J. Molecular Sciences. 2016. V. 17(6). P. 933. <https://doi.org/10.3390/ijms17060933>
 21. Beroigui M., Naylo A., Walczak M., Hafidi M., Charzyński P., Świtoniak M., Różański S., Boularbah A. Physicochemical and microbial properties of urban park soils of the cities of Marrakech, Morocco and Toruń, Poland: Human health risk assessment of fecal coliforms and trace elements // Catena. 2020. V. 194. 104673. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104673>
 22. Bilyera N., Blagodatskaya E., Yevdokimov I., Kuzyakov Y. Towards a conversion factor for soil microbial phosphorus // European J. Soil Biology. 2018. V. 87. P. 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2018.03.002>
 23. Bowden R.D., Davidson E., Savage K., Arabia C., Steudler P. Chronic nitrogen additions reduce total soil respiration and microbial respiration in temperate forest soils at the Harvard Forest // Forest Ecology and Management. 2004. V. 196. P. 43–56. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.03.011>
 24. Brenner R., Boone R.D., Ruess R.W. Nitrogen additions to pristine, high-latitude, forest ecosystems: consequences for soil nitrogen transformations and retention in mid and late succession // Biogeochemistry. 2005. V. 72. P. 257–282. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0356-y>
 25. Brookes P.C., Landman A., Pruden G., Jenkinson D.S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil // Soil Biol. Biochem. 1985. V. 17. Iss. 6. P. 837–842. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(85\)90144-0](https://doi.org/10.1016/0038-0717(85)90144-0)
 26. Bünemann E.K., Oberson A., Liebisch F., Keller F., Anaheim K.E., Huguenin-Elie O., Frossard E. Rapid microbial phosphorus immobilisation dominates gross phosphorus fluxes in a grassland soil with low inorganic phosphorus availability // Soil Biol. Biochem. 2012. V. 51. P. 84–95. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.04.012>
 27. Campbell C.D., Chapman S.J., Cameron C.M., Davidson M.S., Potts J.M. A rapid microtiter plate method to

- measure carbon dioxide evolved from carbon substrate amendments so as to determine the physiological profiles of soil microbial communities by using whole soil // *Appl. Environ. Microbiol.* 2003. V. 69. P. 3593–3599. <https://doi.org/10.1128/AEM.69.6.3593-3599.2003>
28. *Castaldi S., Rutigliano F.A., Virzo de Santo A.* Suitability of soil microbial parameters as indicators of heavy metal pollution // *Water, Air, and Soil Pollution.* 2004. V. 158. Iss. 1. P. 21–35. <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000044824.88079.d9>
 29. *Chapman S.J., Campbell C.D., Artz R.R.E.* Assessing CLPPs Using MicroResp™. A Comparison with Biolog and multi-SIR // *Journal of Soils and Sediments.* 2007. V. 7. P. 406–410. <https://doi.org/10.1065/jss2007.10.259>
 30. *Chen F.-S., Li X., Nagle G., Zhan S.-X.* Topsoil phosphorus signature in five forest types along an urban–suburban–rural gradient in Nanchang, southern China // *J. For. Res.* 2010. V. 21. P. 39–44. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.11.003>
 31. *Chen F.-S., Yavitt J., Hu X.-F.* Phosphorus enrichment helps increase soil carbon mineralization in vegetation along an urban-to-rural gradient, Nanchang, China // *Applied Soil Ecology.* 2014. V. 75. P. 181–188. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.11.011>
 32. *Cui Y.Z., Zhang W.S., Bao H.J., Wang C., Cai W.J., Yu J., Streets D.G.* Spatiotemporal dynamics of nitrogen dioxide pollution and urban development: Satellite observations over China, 2005–2016 // *Resources, Conservation and Recycling.* 2019. V. 142. Iss. 1. P. 59–68. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.11.015>
 33. *Cusack D.F.* Soil nitrogen levels are linked to decomposition enzyme activities along an urban-remote tropical forest gradient // *Soil Biol. Biochem.* 2013. V. 57. P. 192–203. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.07.012>
 34. *Cusack D.F., Lee J.K., McCleery T.L., Lecroy C.S.* Exotic grasses and nitrate enrichment alter soil carbon cycling along an urban–rural tropical forest gradient // *Global Change Biology.* 2015. V. 21. P. 4481–4496. <https://doi.org/10.1111/gcb.13066>
 35. *Cusack D.F., Torn M.S., McDowell W.H., Silver W.L.* The response of heterotrophic activity and carbon cycling to nitrogen additions and warming in two tropical soils // *Global Change Biology.* 2010. V. 16. Iss. 9. P. 2555–2572. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02131.x>
 36. *Decina S.M., Hutryra L.R., Templer P.H.* Hotspots of nitrogen deposition in the world’s urban areas: a global data synthesis // *Frontiers in Ecology and the Environment.* 2020. V. 18. Iss. 2. P. 92–100. <https://doi.org/10.1002/fee.2143>
 37. *Dovletyarova E.A., Mosina L.V., Vasenev V.I., Ananyeva N.D., Patlseva A., Ivashchenko K.V.* Monitoring and Assessing Anthropogenic Influence on Soil’s Health in Urban Forests: The Case from Moscow City / Eds.: A. Rakshit et al. *Adaptive Soil Management: From Theory to Practices.* Springer Nature Singapore Pte Ltd. 2017. P. 531–557. https://doi.org/10.1007/978-981-10-3638-5_24
 38. *Enloe H.A., Lockaby B.G., Wayne C. Zipperer W.C., Somers G.L.* Urbanization effects on soil nitrogen transformations and microbial biomass in the subtropics // *Urban Ecosyst.* 2015. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0462-8>
 39. *Environmental Assessment of Soil for Monitoring / Eds.: R.J.A. Jones, F.G.A. Verheijen, H.I. Reuter, A.R. Jones.* Volume V: Procedures & Protocols. EUR 23490 EN/5, Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 2008. 165 p. <https://doi.org/10.2788/94366>
 40. *Gmach M.R., Cherubin M.R., Kaiser K., Cerri C.E.P.* Processes that influence dissolved organic matter in the soil: a review // *Sci. Agric.* 2020. V. 77. № 3. e20180164. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2018-0164>
 41. *Groffman P.M., Pouyat R.V., Cadenasso M.L., Zipperer W.C., Szlavecz K., Yesilonis I.D., Band L.E., Brush G.S.* Land use context and natural soil controls on plant community composition and soil nitrogen and carbon dynamics in urban and rural forests // *For. Ecol. Manage.* 2006. V. 236. P. 177–192. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.002>
 42. *Grote R., Roeland S., Alonso R. et al.* Functional traits of urban trees: air pollution mitigation potential // *Frontiers in Ecology and the Environment.* 2016. V. 14. Iss. 10. P. 543–550. <https://doi.org/10.1002/fee.1426>
 43. *Guo H., Nasir M., Lv J., Dai Y., Gao J.* Understanding the variation of microbial community in heavy metals contaminated soil using high throughput sequencing // *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 2017. V. 144. P. 300–306. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.06.048>
 44. *Hu X., Wang J., Lv Y., Liu X., Zhong J., Cui X., Zhang M., Ma D., Yan X., Zhu X.* Effects of heavy metals/metalloids and soil properties on microbial communities in farmland in the vicinity of a metals smelter // *Front. Microbiol.* 2021. V. 12. Article 707786. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.707786>
 45. ISO 14240-2: Soil quality – determination of soil microbial biomass – Part 2: fumigation-extraction method. Geneva: International Organization for Standardization. 1997.
 46. ISO 16072. Soil quality – laboratory methods for determination of microbial soil respiration. Geneva: International Organization for Standardization. 2002.
 47. *Ivashchenko K., Ananyeva N., Vasenev V., Sushko S., Seleznyova A., Kudayarov V.* Microbial C-availability and organic matter decomposition in urban soils of megapolis depend on functional zoning // *Soil and Environment.* 2019. V. 38(1). P. 31–41. <https://doi.org/10.25252/SE/19/61524>
 48. *Ivashchenko K., Sushko S., Selezneva A., Ananyeva N., Zhuravleva A., Kudayarov V., Makarov M., Blagodatsky S.* Soil microbial activity along an altitudinal gradient: Vegetation as a main driver beyond topographic and edaphic factors // *Applied Soil Ecology.* 2021. V. 168. P. 104197. Available online 20 August 2021 0929-1393. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104197>
 49. *Joergensen R.G., Mueller T.* The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the k_{EN} value // *Soil Biol. Biochem.* 1996. V. 28. Iss. 1. P. 33–37. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00101-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00101-8)

50. Killham K. A physiological determination of the impact of environmental stress on the activity of microbial biomass // *Environ. Pollut.* 1985. V. 38. P. 283–294.
51. Kouno K., Tuchiya Y., Ando T. Measurement of soil microbial biomass phosphorus by an anion exchange membrane method // *Soil Biol. Biochem.* 1995. V. 27. Iss. 10. P. 1353–1357. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00057-L](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00057-L)
52. Kuan H.L., Hallett P.D., Griffiths B.S., Gregory A.S., Watts C.W., Whitmore A.P. The biological and physical stability and resilience of a selection of Scottish soils to stresses // *Eur. J. Soil Sci.* 2007. V. 58. P. 811–821. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00871.x>
53. Kuz'yakov Y., Friedel J.K., Stahr K. Review of mechanisms and quantification of priming effects // *Soil Biol. Biochem.* 2000. V. 32. P. 1485–1498. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00084-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00084-5)
54. Li X.M., Zhou W.Q. Optimizing urban greenspace spatial pattern to mitigate urban heat island effects: Extending understanding from local to the city scale // *Urban Forestry and Urban Greening.* 2019. V. 41. P. 255–263. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.04.008>
55. Liu X., Duan L., Mo J., Du E., Shen J., Lu X., Zhang Y., Zhou X., He C., Zhang F. Nitrogen deposition and its ecological impact in China: an overview // *Environmental Pollution.* 2011. V. 159. P. 2251–2264. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.08.002>
56. Lopez B.E., Urban D., White P.S. Testing the effects of four urbanization filters on forest plant taxonomic, functional, and phylogenetic diversity // *Ecological Applications.* 2018. V. 28. № 8. P. 2197–2205. <https://www.jstor.org/stable/26623308>
57. Luo X.S., Ding J., Xu B., Wang Y.J., Li H.B., Yu S. Incorporating bioaccessibility into human health risk assessments of heavy metals in urban park soils // *Science of The Total Environment.* 2012. V. 424. P. 88–96. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.053>
58. Makarov M.I., Malysheva T.I., Menyailo O.V., Soudzilovskaia N.A., Van Logtestijn R.S.P., Cornelissen J.H.C. Effect of K₂SO₄ concentration on extractability and isotope signature ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) of soil C and N fractions // *Eur. J. Soil Sci.* 2015. V. 66. P. 417–426. <https://doi.org/10.1111/ejss.12243>
59. McKinney M.L. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals // *Urban Ecosystems.* 2008. V. 11. P. 161–176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
60. Mgelwa A.S., Hu Y.-L., Xu W.-B., Ge Z.-Q., Yu T.-W. Soil carbon and nitrogen availability are key determinants of soil microbial biomass and respiration in forests along urbanized rivers of southern China // *Urban Forestry and Urban Greening.* 2019. V. 43. Iss. 17. P. 126351. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.05.013>
61. Mo J., Zhang W., Zhu W., Gundersen P., Fang Y., Li D. Nitrogen addition reduces soil respiration in a mature tropical forest in southern China // *Global Change Biology.* 2008. V. 14. Iss. 2. P. 403–412. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01503.x>
62. Moscatelli M.C., Secondi L., Marabottini R., Papp R., Stazi S.R., Mania E., Marinari S. Assessment of soil microbial functional diversity: land use and soil properties affect CLPP-MicroResp and enzymes responses // *Pedobiologia.* 2018. V. 66. P. 36–42. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2018.01.001>
63. Ning Z.H., Chambers R., Abdollahi K. Modeling air pollutant removal, carbon storage, and CO₂ sequestration potential of urban forests in Scottdale, Louisiana, USA // *iForest – Biogeosciences and Forestry.* 2016. V. 9. P. 860–867. <https://doi.org/10.3832/ifer1845-009>
64. Prieto-Fernandez A., Acea M.J., Carballas T. Soil microbial and extractable C and N after wildfire // *Biology and Fertility of Soils.* 1998. V. 27. P. 132–142. <https://doi.org/10.1007/s003740050411>
65. Qin G., Wu J., Zheng X., Zhou R., Wei Z. Phosphorus forms and associated properties along an urban–rural gradient in Southern China // *Water.* 2019. V. 11. P. 2504. <https://doi.org/10.3390/w11122504>
66. Sacca M.L., Caracciolo A.B., Di Lenola M., Grenni P. Ecosystem services provided by soil microorganisms // *Soil biological communities and ecosystem resilience. Sustainability in plant and crop protection.* Springer International Publishing, Switzerland. 2017. P. 9–24. https://doi.org/10.1007/978-3-319-63336-7_2
67. Schlesinger W.H., Cole J.J., Finzi A.C., Holland E.A. Introduction to coupled biogeochemical cycles // *Frontiers in Ecology and the Environment.* 2011. V. 9. Iss. 1. P. 5–8. <https://doi.org/10.1890/090235>
68. Vakula M.A., Guseva T.V., Tikhonova I.O., Molchanova Ya.P., Schelchikov K.A. Green and Resilient City: Obligatory Requirements and Voluntary Actions in Moscow // *Green Technologies and Infrastructure to Enhance Urban Ecosystem Services. Proceedings of the Smart and Sustainable Cities Conference 2018.* Springer Nature Switzerland AG 2020. SMSC 2018. Springer Geography, 2020. P. 249–268.
69. Vasenev V., Smagin A., Ananyeva N., Ivashchenko K., Gavrilenko E., Prokofeva T., Valentini R. Urban Soil's Functions: Monitoring, Assessment, and Management // *Adaptive Soil Management: From Theory to Practices.* 2017. P. 359–409. https://doi.org/10.1007/978-981-10-3638-5_18
70. Wardle D.A., Bardgett R.D., Klironomos J.N., Setälä H., van der Putten W.H., Wall D.H. Ecological linkages between aboveground and belowground biota // *Science.* 2004. V. 304. P. 1629–1633. <https://doi.org/10.1126/science.1094875>
71. Yang J.L., Zhang G.L. Formation, characteristics and eco-environmental implications of urban soils – A review // *Soil Science and Plant Nutrition.* 2015. V. 61. P. 30–46. <https://doi.org/10.1080/00380768.2015.1035622>
72. Yazdi S.K., Dariani A.G. CO₂ emissions, urbanization and economic growth: Evidence from Asian countries // *Economic Research-Ekonomska Istrazivaja.* 2019. V. 32. P. 510–530. <https://doi.org/10.1080/1331677X.2018.1556107>
73. Yevdokimov I., Larionova A., Blagodatskaya E. Microbial immobilisation of phosphorus in soils exposed to drying–rewetting and freeze–thawing cycles // *Biology and Fertility of Soils.* 2016. V. 52. P. 685–696. <https://doi.org/10.1007/s00374-016-1112-x>

Soil Biophilic Elements (C, N, P) and Microbial Respiration Activity in Forest Parks of Moscow and Rural Forests

N. D. Ananyeva^{1, *}, R. Yu. Khatit^{1, 2}, K. V. Ivashchenko^{1, 2}, S. V. Sushko^{1, 2, 3}, A. Yu. Gorbacheva⁴,
A. V. Dolgikh⁵, M. S. Kadulin⁴, Yu. L. Sotnikova², V. I. Vasenev⁶, A. E. Komarova^{1, 2},
A. V. Yudina⁷, and E. A. Dovletyarova²

¹*Institute of Physicochemical and Biological Problems of Soil Science, Russian Academy of Sciences, Pushchino, 142290 Russia*

²*Peoples' Friendship University of Russia, Moscow, 117198 Russia*

³*Agrophysical Research Institute, St. Petersburg, 195220 Russia*

⁴*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

⁵*Institute of Geography, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017 Russia*

⁶*Soil Geography and Landscape Group, Wageningen University, Wageningen, 6700 Netherlands*

⁷*Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia*

*e-mail: ananyeva@rambler.ru

In six forest parks of Moscow and four rural forests (5 plots each, $n = 50$), soil physical, chemical and microbial properties of the upper 10 cm layer were assessed in combination to vegetation properties. The content of carbon (C), nitrogen (N), and phosphorus (P) in soil and microbial biomass was determined. It was revealed that soil density, pH value, content of N-NO_3^- , Ca and heavy metals (Pb, Cu, Ni, Zn) increase in forest parks compared to rural forests. In the soil of the forest parks, a decrease in the content of microbial biomass C (C_{mic}), its basal respiration (BR), and microbial C- and N-availability (C_{mic}/C , N_{mic}/N , BR/C) was noted. The changes of soil microbial properties are mainly driven by the abundance of leaf litter and the content of available soil C (13–35% of the explained variance). The microbial response to the soil enrichment by low molecular weight organic substrates (carbohydrates, carboxylic and phenolic acids, amino acids, amino sugars) in forest parks and rural forests did not differ significantly. In the soils of forest parks, no changes in microbial mineralization and immobilization of P (P_{mic} , P_{mic}/P) were found as well. The impact of urbanization on the forest ecosystems has led mainly to a decrease in the intensity of processes associated with soil C and N cycles. Apparently, such changes are caused by the recreational activity and the management practice of green spaces in the city, which leads, in particular, to a decrease in the amount of forest litter in parks compared to rural forests.

Keywords: urban soils, green infrastructure, microbial biomass, mineralization of organic matter, pollution