

УДК 631.4

АНАЛИЗ ЭМИССИИ CO₂ ГОРОДСКИМИ ПОЧВАМИ В УСЛОВИЯХ КРАЙНЕГО СЕВЕРА

© 2023 г. М. В. Корнейкова^{a, b, *} (ORCID: 0000-0003-1563-8587), В. И. Васнев^c, Н. В. Салтан^d,
М. В. Слукновская^e, А. С. Сошина^b, М. С. Заводских^d, Ю. Л. Сотникова^a, А. В. Долгих^f

^aРоссийский университет дружбы народов, Москва, 117198 Россия

^bИнститут проблем промышленной экологии Севера – обособленное подразделение ФИЦ КНЦ РАН,
Апатиты, 184209 Россия

^cГруппа географии почв и ландшафтов, Университет Вагенингена, Вагенинген, 6707 Нидерланды

^dПолярно-альпийский ботанический сад-институт – обособленное подразделение ФИЦ КНЦ РАН,
Апатиты, 184209 Россия

^eЛаборатория природоподобных технологий и техносферной безопасности Арктики,
Кольский научный центр РАН, Апатиты, 184209 Россия

^fИнститут географии РАН, Москва, 119017 Россия

*e-mail: korneykova.maria@mail.ru

Поступила в редакцию 26.05.2023 г.

После доработки 20.06.2023 г.

Принята к публикации 21.06.2023 г.

Исследования динамики эмиссии CO₂ (ЭM_{CO₂}) с параллельным наблюдением температуры и влажности почвы проводили в селитебных зонах городов Мурманск и Апатиты (Мурманская область) по сравнению с ненарушенными фоновыми участками с мая по октябрь 2021–2022 гг. Средние ЭM_{CO₂} городскими почвами составили 5–7 г C/(м² сут) в летний период и 1–2 г C/(м² сут) в весенний и осенний периоды. Температура была основным абиогенным фактором, определяющим сезонную динамику почвенного дыхания (R^2 от 0.4 до 0.7, $p < 0.05$; температурный коэффициент Q_{10} до 2.5), при этом избыточная влажность оказывала лимитирующее воздействие, особенно на фоновых участках. Неоднородность гидротермических условий и содержание биофильных элементов определили различия средней ЭM_{CO₂} между фоновыми и городскими почвами. Для фоновых почв средняя температура была ниже, а влажность выше, чем для городских участков, что определило наименьшие значения эмиссии. Среди городских почв более высокая ЭM_{CO₂} была показана для участков с древесно-кустарниковой растительностью.

Ключевые слова: урбанизация, Арктика, зеленая инфраструктура, экологические функции почв, сезонная динамика, почвенное дыхание, Albic Podzol, Urbic Technosol

DOI: 10.31857/S0032180X23600373, **EDN:** МЕРСМН

ВВЕДЕНИЕ

Арктические экосистемы играют важную роль в глобальном цикле углерода. Занимая около 15% от общей площади, криогенные почвы содержат по разным оценкам от 30 до 50% мировых запасов почвенного органического углерода [15, 54, 67, 84, 89]. В течение столетий низкие температуры и высокая влажность ограничивали скорость разложения органического вещества ниже скорости первичной продукции, обеспечивая накопление и консервацию органического углерода в арктических почвах [20, 34, 37, 66]. Климатические изменения меняют это соотношение, в результате арктические экосистемы могут из нетто-стока

превратиться в мощный источник эмиссии парниковых газов [37, 45, 78]. Высокая уязвимость накопленных запасов органического вещества северных почв к климатическим изменениям и обеспокоенность сопряженными климатическими рисками находят регулярное отражение в глобальных отчетах [62] и региональных исследованиях [59, 64, 92]. При этом особое внимание уделяется роли антропогенного фактора в изменении углеродного баланса хрупких арктических экосистем [51, 58, 75].

Антропогенная деятельность оказывает комплексное и разноплановое воздействие на баланс углерода арктических экосистем, подавляя или

усиливая эмиссию парниковых газов. Например, осушение и эксплуатация участков тундры приводит к увеличению почвенной ЭМ_{CO_2} , но снижает эмиссию CH_4 [68]. Для почв техногенных территорий (промышленные пустоши, заброшенные шахты, зоны воздействия предприятий) ЭМ_{CO_2} может быть как выше [39], так и ниже [13, 14, 81], чем для почв фоновых участков, в зависимости от характера антропогенного воздействия и степени деградации почвы. Среди различных видов антропогенных изменений, оказывающих воздействие на эмиссию парниковых газов северными почвами, влияние урбанизации остается, вероятно, наименее изученным и наиболее интересным.

Города Крайнего Севера – уникальные экосистемы, где суровые климатические условия сочетаются с постоянным антропогенным воздействием. Городские почвы отличаются высокой неоднородностью, так как формируются и функционируют под воздействием разнообразных, а часто и разнонаправленных факторов: загрязнение от объектов промышленности и транспорта сочетается с почвенным конструированием для озеленения и благоустройства [8, 34, 87]. К основным факторам, оказывающим потенциальное воздействие на ЭМ_{CO_2} почвами северных городов, относят изменение температурного и гидрологического режима [10, 21], изменение типа растительности и площади проективного покрытия [16, 17, 79], подсыпку органического материала для озеленения и благоустройства [4, 33, 56]. Несмотря на то, что на данный момент собран значительный материал по эмиссии парниковых газов естественными и антропогенными почвами Крайнего Севера [16, 38, 42, 51, 65], представление об ЭМ_{CO_2} городских почв в основном основывается на нерегулярных измерениях в различных по размеру, климату и почвенно-ландшафтными условиям населенных пунктах (Воркута, Якутск, Сыктывкар, Баренцбург). Накопленные данные позволяют выявить основные закономерности антропогенного воздействия на почвенную ЭМ_{CO_2} , но не характеризуют факторы пространственно-временной изменчивости ЭМ_{CO_2} почвами селитебных территорий в условиях Крайнего Севера.

Цель исследования – сравнительная оценка ЭМ_{CO_2} почвами селитебных зон городов Мурманск и Апатиты и соответствующих фоновых аналогов, а также изучить факторы, определяющие пространственную неоднородность и сезонную динамику ЭМ_{CO_2} городскими и фоновыми почвами в условиях Кольской Субарктики.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Городские экосистемы Мурманска и Апатитов. Мурманск ($68^{\circ}58' \text{ N}$, $33^{\circ}05' \text{ E}$) – областной центр, расположенный на севере Кольского полуострова. Климат умеренно континентальный, холодный и влажный, однако зимний период теплее и короче, чем в других городах региона, что определяется близостью Баренцева моря и влиянием теплого Североатлантического течения [53]. Средняя многолетняя температура января -10°C , июля $+12^{\circ}\text{C}$, количество осадков – около 500 мм, большая часть которых приходится на октябрь [46]. Мурманск находится в зоне лесотундры, в почвенном покрове на автоморфных позициях преобладают подзолы иллювиально-гумусовые и иллювиально-железистые (Albic Podzols) и подбуры (Entic Podzols) [22, 23]. Застройка, благоустройство и озеленение привели к значительным изменениям растительности и почв. В городе преобладает древесно-кустарниковая растительность, в том числе интродуцированные виды, газоны составляют до 10% от общей территории [43]. Разнообразие городских почв включает как малонарушенные подзолы и подбуры, так и их урбостратифицированные подтипы, а также техногенные поверхностные образования (ТПО) – реплатоземы и конструктороземы, созданные с использованием верхового торфа и смесей на его основе [5, 55, 69]. С населением около 300 тыс. человек Мурманск – самый крупный полярный город в мире. Промышленные предприятия (порт, судоремонт, металлообработка, морская геология), транспорт и теплоэнергетический комплекс – основные источники антропогенной нагрузки на почвы Мурманска.

Город Апатиты ($67^{\circ}33' \text{ N}$, $33^{\circ}24' \text{ E}$) расположен в 160 км к югу от Мурманска, в 3 раза меньше его по площади и в 5 раз – по населению. По сравнению с Мурманском для Апатитов характерна более высокая амплитуда температур (средняя температура января -13.5°C , июля $+13.5^{\circ}\text{C}$) и большее количество осадков (до 850 мм), значительную долю из которых составляет снег [46, 47, 53]. Устойчивый снежный покров образуется в конце октября – начале ноября и держится до начала мая. Продолжительность зимнего периода – более 210 дней (в Мурманске около 200). Апатиты расположены в подзоне северной тайги, зональные почвы автоморфных позиций – подзолы иллювиально-железистые и иллювиально-гумусовые (Albic Podzols), подбуры (Entic Podzols). Как в Мурманске и его окрестностях, в Апатитах и их округе городские и естественные почвы сезоннопромерзающие, многолетнемерзлые породы отсутствуют. Для городских почв характерна различная степень нарушенности – от слабонарушенных подзолов в лесопарках до урбостратифицированных дерново-подзолов в селитебных зонах и реплантоземов и

конструктоземов (ТПО) вдоль дорог, у промышленных предприятий и торговых центров [19, 56]. Основные источники антропогенной нагрузки – горнорудная промышленность, теплоэнергетика и транспорт.

Ключевые участки измерения почвенной ЭМ_{CO₂}

В Мурманске и в Апатитах было выбрано по одному участку в селитебной зоне и по одному фоновому участку (рис. 1). Фоновый для Мурманска участок площадью 563 м² находится на территории п. Абрам-мыс (68°59'01" N, 33°01'06" E), относится к пологому склону гряды, сложенной валунными песками и супесями основной морены. Микрорельеф образован на матрице крупных глыб с доминантой пород кислого состава, выделяются повышения, склоны и понижения. Почвенный профиль песчано-супесчаного гранулометрического состава включает характерные для подзолов иллювиально-гумусовые горизонты: поверхностный подстильно-торфянистый горизонт O мощностью 10 см, подстилаемый ярко выраженным белесовато-светло-бурым подзолистым горизонтом E (10–23 см) и нижележащим охристо-темно-бурым с кофейным оттенком иллювиально-гумусовым ВН (23–45 см). Переходный горизонт ВСf (45–55 см) бурый с охристым оттенком, встречаются отдельные сизовато-грязно-бурые фрагменты песчано-супесчаного состава. Ниже материнская порода Сg (55–70 см) сизовато-светло-бурая с зеленоватым оттенком, плотная, пылеватая на ощупь супесь. Начиная с горизонта ВН и глубже, встречается большое количество каменных включений, в том числе щебень и отдельные валуны. Почва – подзол иллювиально-гумусовый глееватый (Folic Albic Podzol (Arenic)).

Участок расположен в зоне лесотундры, выделено два типа растительных сообществ. Первый тип представлен березовым криволесьем с доминированием *Betula tortuosa* Ledeb. в древесном ярусе, *Chamaepericlymenum suecicum* (L.) Asch. & Graebn., *Vaccinium vitis-idaea* L., *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop., *Equisetum sylvaticum* L., *Ledum palustre* L. в травяно-кустарничковом ярусе, *Hylocomium splendens* (Hedw.) Bruch et al. – в моховом ярусе. Второй тип сообществ характеризовался отсутствием древесного яруса и образован кустарничковой растительностью (*Empetrum nigrum* L., *V. vitis-idaea*, *Vaccinium myrtillus* L., *L. palustre*). Городской участок в Мурманске площадью 786 м² располагается на придомовой территории (ул. Карла Маркса, 14; 68°58'23" N, 33°05'20" E). Почвенный профиль отражает антропогенный генезис – поверхностный органогенный горизонт RAT (предположительно на основе верхового торфа), подстилаемый горизонтом UR со значительным количеством антропогенных включений (битый кирпич, известь, стекло).

С глубины 45 см описан подстиляющий горизонт с признаками оглеения ВСg темно-сизого цвета и легкосуглинистого гранулометрического состава с большим количеством каменных включений. Растительность представлена периодически скашиваемым злаково-разнотравным сообществом с доминированием *Festuca rubra* L. и участием *Taraxacum officinale* L. и *Ranunculus acris* L., и древесным ярусом из *Sorbus Gorodkovii* Pojark. по периметру.

Фоновый для г. Апатиты участок (67°34'43" N, 33°17'52" E) площадью 608 м² расположен на границе лесного массива, характеризуется пологим рельефом, материнские породы – моренные валунные пески и супеси. Почвенный профиль характерен для иллювиально-железистых подзолов. По сравнению с аналогичной фоновой почвой для г. Мурманск, поверхностный подстильно-торфянистый грубогумусированный горизонт Oao характеризуется меньшей мощностью (0–7 см) и более высокой степенью разложения органических остатков. Ниже яркий, охристой окраски, иллювиально-железистый горизонт ВF (10–35 см). В подстиляющем переходном к материнской породе глееватом горизонте ВСg максимальное количество включений окатанного и неокатанного щебня и валунов. Почва – подзол грубогумусированный иллювиально-железистый глееватый (Folic Leptic Albic Podzol (Arenic)). Растительность представлена типичным сообществом северной тайги с преобладанием *Pinus friesiana* Wich. и *Picea obovata* Ledeb. и присутствием *B. pubescens*. Кустарниковый ярус представлен *Juniperus communis* L. Травяно-кустарничковый ярус сложен *E. nigrum*, *V. vitis-idaea*, *V. myrtillus*, *L. Palustre*. Селитебный участок в г. Апатиты площадью 833 м² располагается на территории мкр. Академгородок (67°34'11" N, 33°24'04" E). В почвенном профиле срединные горизонты ВF и ВСg перекрыты антропогенными горизонтами, сформированными в процессе строительства и благоустройства территории, – серо-гумусовым горизонтом АYur, подстилаемым супесчаным горизонтом ВСur со значительным количеством антропогенных включений, в первую очередь, строительного мусора. Почва – дерново-подзол иллювиально-железистый урбостратифицированный (Someric Leptic Entic Podzol (Arenic, Technic)). Участок включает два сообщества. Древесно-кустарниковый ярус первого сообщества представлен *Betula pubescens* Ehrh. и *Syringa josikaea* J. Jacq. ex Rchb., в травянистом ярусе доминировали виды сем. *Poaceae*. Второе сообщество образовано только травянистой растительностью с доминированием *F. rubra* и участием *T. officinale* и скашивается несколько раз за сезон.

На каждом участке было выбрано по 10 точек для мониторинга ЭМ_{CO₂}, температуры и влажно-

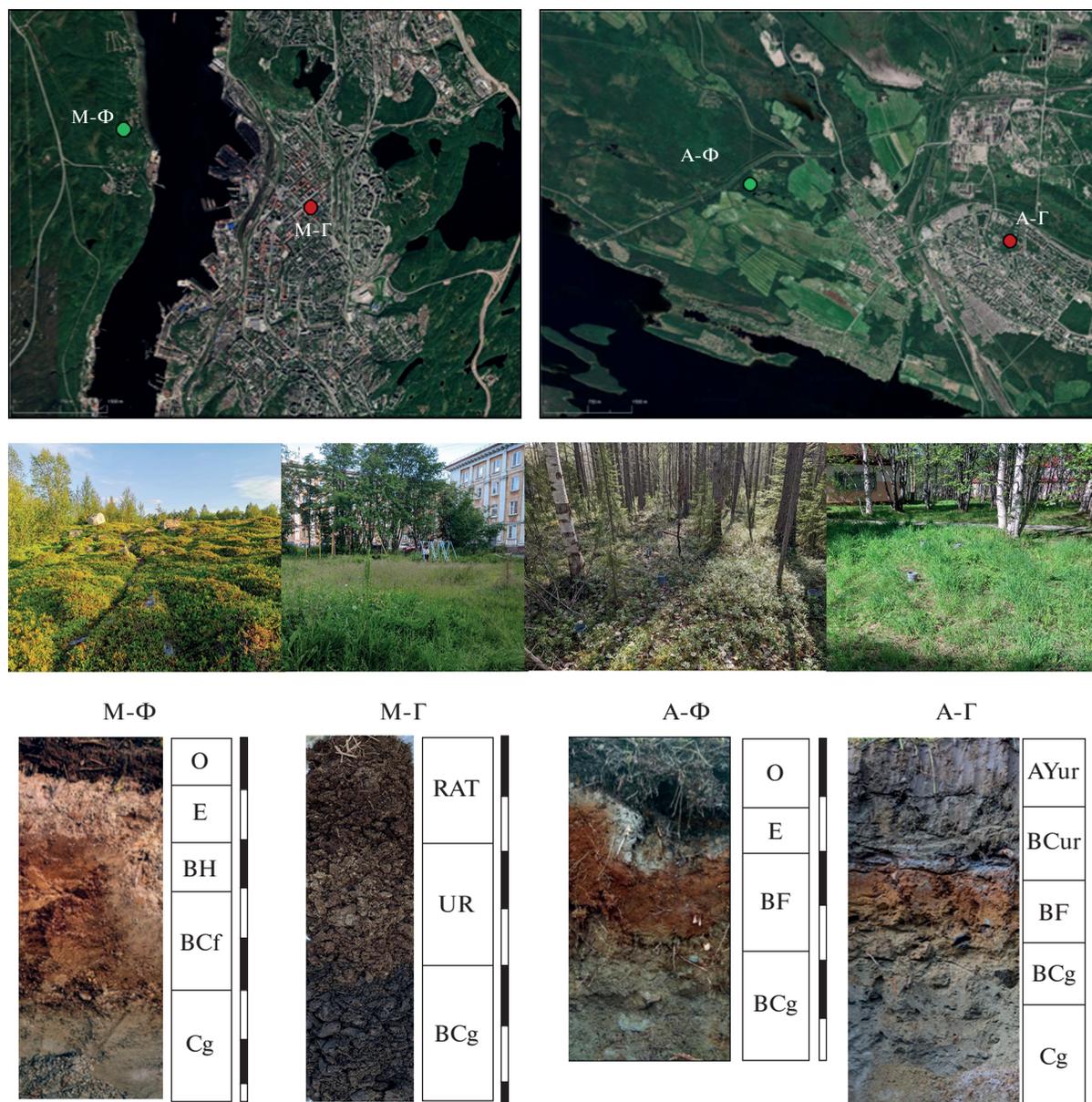


Рис. 1. Расположение (верхний ряд), внешний вид (средний ряд) и почвенные профили (нижний ряд) участков мониторинговых наблюдений почвенной ЭМ_{CO₂} экспериментальных городских (Г) и фоновых (Ф) экспериментальных участков в городах Мурманск (М) и Апатиты (А).

сти почвы. Точки выбирали так, чтобы учесть факторы внутренней неоднородности участков, в первую очередь — преобладание травянистой или древесно-кустарниковой растительности.

Почвенное обследование и анализ физико-химических и микробиологических свойств почв. На каждом участке закладывали полнопрофильный разрез (либо проводили бурение до глубины 100 см с послойным воспроизведением профиля на горизонтальной поверхности) для классификации почв и описания основных морфологических свойств. Для анализа внутренней неоднородности на каждом участке закладывали по 10 проб-

ных площадок площадью около 1 м² (круги диаметром 1 м с камерой в центре), характеризующих различные типы растительности: травянистую и древесно-кустарниковую. Внутри площадок проводили измерение ЭМ_{CO₂}, температуры и влажности почвы и отбор поверхностных почвенных образцов (0–10 см), что позволило проанализировать взаимосвязь ЭМ_{CO₂} с физико-химическими и микробиологическими свойствами почв. Отобранные образцы разделяли на две группы: пробы для физико-химических анализов просушивали на воздухе и просеивали через сито 1 мм, в то время как образцы для микробиологических анали-

зов хранили в холодильнике, а перед анализом почву просеивали через сито с размером ячеек 2 мм, увлажняли примерно до 55% влагоемкости и инкубировали при 25°C в течение 3 дней.

В отобранных образцах анализировали следующие физико-химические свойства: плотность (по Качинскому), рН_{KCl} – кислотность солевой суспензии (потенциометрически), общее содержание углерода (C) и азота (N) (сухое сжигание на CNHS-анализаторе, Vario Isotope, США). Субстрат индуцированное дыхание (СИД) измеряли по максимальной начальной реакции микроорганизмов на добавление глюкозы [2, 35]. Образцы почвы (1 г) помещали во флакон (объемом 15 мл) и добавляли по каплям 0.1 мл раствора глюкозы (5 мг глюкозы/г почвы). Затем флакон плотно закрывали и засекали время. Пробы почвы с добавлением глюкозы инкубировали с интервалом от 3 до 5 ч (22°C), отбирали пробы воздуха (фиксировали время) и вводили в газовый хроматограф (Кристалл Люкс 4000 М, производитель “Мета-Хром”, Йошкар-Ола, Россия), оборудованный детектором для измерения концентрации CO₂. Скорость СИД (мкл CO₂/(г ч)) использовали для оценки углерода микробной биомассы почвы (C_{mic}, мкг C/г) по следующей формуле [35]:

$$C_{mic} = СИД \cdot 40.04 + 0.37.$$

Время инкубации (от 1 до 5 ч, каждые 0.5 ч) и концентрация глюкозы (2, 5 и 10 мг/г почвы) для достижения максимального начального дыхательного ответа для исследованных почв основывались на предыдущих методических исследованиях [2]. Базальное дыхание (БД) измеряли в образцах почвы (1 г, 24 ч, 22°C, добавляли воду, 0.1 мл/г почвы) для оценки скорости разложения органического вещества [2, 36]. БД выражали в мкг C/(г почвы ч).

Соотношение базального дыхания и углерода микробной биомассы использовали для расчета микробного метаболического коэффициента (qCO_2), соотношение микробной биомассы и органического углерода – для оценки эффективности использования углерода микроорганизмами (C-use efficiency). Устойчивость органического вещества к биодеструкции оценивали через константу биодеструкции (k), время полуразложения ($T_{0.5}$) и оборачиваемости ($T_{0.95}$). Параметры рассчитывали отношением БД к содержанию углерода [82].

Мониторинг почвенной ЭМ_{CO2}, температуры и влажности. Измерения ЭМ_{CO2} проводили 2 раза в месяц в течение вегетационного сезона с мая по октябрь 2021–2022 гг. методом закрытых камер с помощью газоанализатора AZ-77532 (<https://www.az-instrument.com.tw/en/product-616379/CO2-Meter-77532-AZ.html>, Taiwan, Китай), откалиброванно-

го и верифицированного по высокоточному прибору Li-8100A (LiCor, США) в процессе параллельных измерений. Камеры изготовлены на основе непрозрачных поливинилхлоридных трубок длиной 25 см с площадью основания 95 см². Измерения проводили в сухую (без осадков) погоду во временном диапазоне между 10 и 14 ч. Анализ суточного хода ЭМ_{CO2} почв фонового участка северной тайги и находящихся в непосредственной близости почвенных конструкций под газонным фитоценозом (эксперимент проведен в июне 2021 г., данные не опубликованы), показал, что средние значения ЭМ_{CO2} в это время суток значимо не отличаются от среднесуточных значений. Для расчета суммарной ЭМ_{CO2} за календарный месяц суточные значения, полученные в течение месяца, усредняли и умножали на количество дней. Суммарную ЭМ_{CO2} за сезон рассчитывали, как сумму месячных эмиссий.

За 2 ч до измерения открытые камеры углубляли в почву на глубину 3–4 см с предварительным удалением живой биомассы. Перед проведением измерений камеры проветривали и плотно закрывали крышкой, соединенной целлюлозными трубками с газоанализатором. Для перемешивания воздуха крышки камер были снабжены вентиляторами. Почвенное дыхание оценивали по увеличению концентрации CO₂ в изолированных камерах, наблюдаемому в течение 3-минутного периода. После проведения измерений камеры убирали и устанавливали снова внутри тех же пробных площадок за 2 ч до проведения следующего измерения. Параллельно измеряли температуру почвы на глубине 1 и 10 см с помощью термометра Checktemp-1 (Hanna Instruments, США) и влажность почвы на глубине 10 см – влагомером SM-150 (Delta-T Devices, Великобритания). Непрерывный мониторинг температуры почвы и воздуха в течение периода исследования производили с помощью автономных регистраторов температуры TR-1G (ООО “Инженерные технологии”) с точностью до 1°C и временным шагом – 3 ч. Регистраторы воздуха размещали на высоте 2.0–2.5 м, регистраторы почвы – на глубине 1, 7 и 20 см. Зависимость почвенной ЭМ_{CO2} от температуры характеризовали через температурный коэффициент Q_{10} , рассчитанный согласно правилу Вант-Гоффа по формуле 1 [31, 76]:

$$Q_{10} = (R_1/R_2)^{10/(T_1 - T_2)}, \quad (1)$$

где R_1 – ЭМ_{CO2} при температуре почвы T_1 , R_2 – ЭМ_{CO2} при температуре почвы T_2 .

Статистическая обработка и анализ данных. Для первичной обработки данных использовали традиционные методы описательной статистики (проверка нормальности по тесту Левена, оценка

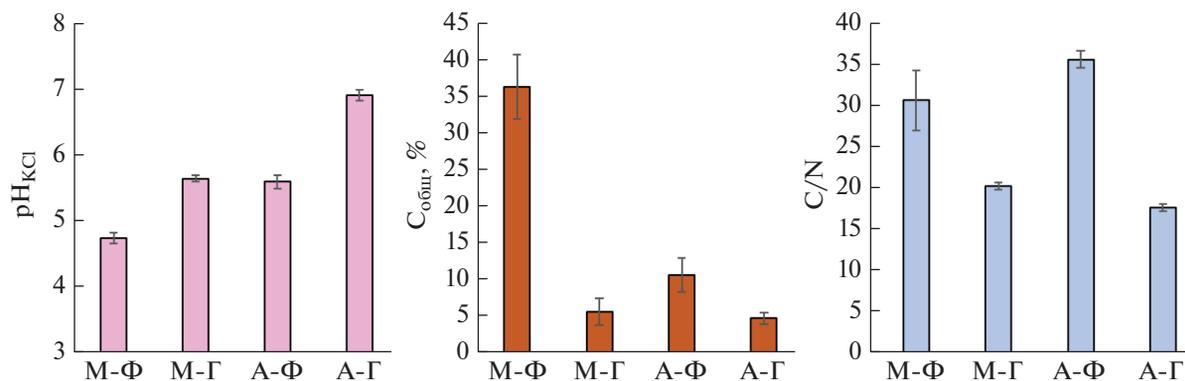


Рис. 2. Химические свойства городских (Г) и фоновых (Ф) почвы городов Мурманск (М) и Апатиты (А).

среднего, ошибки среднего, 95%-ный доверительного интервала). Для сравнения значимости различий между фоновым и городским объектами использовали *t*-тест для независимых выборок, а для различий между участками использовали многофакторный дисперсионный анализ. Зависимость между ЭМ_{CO₂}, гидротермическими условиями, физико-химическими и микробиологическими свойствами почв анализировали на основе многофакторной линейной регрессии, последовательно убирая факторы с наименьшей значимостью (наибольшим *p*-уровнем) и контролируя изменение скорректированного коэффициента детерминации (R^2 adj). Анализ данных проводили, используя программное обеспечение Statistica 10 и RStudio.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Физико-химические и микробиологические свойства почв. Почвы Мурманска (Urbic Technosols (Arenic) и Апатитов (Somericumbric Leptic Entic Podzol (Arenic, Technic)) заметно отличались от фоновых (Folic Leptic Albic Podzol (Arenic)) по морфологии, физико-химическим и микробиологическим свойствам, при этом основные закономерности антропогенной трансформации в обоих городах были идентичны. В отличие от фоновых подзолов, где поверхностный подстилочно-торфяной горизонт О характеризовался кислой реакцией среды и очень высоким содержанием углерода, профили урбаноземов городских участков содержали поверхностный серо-гумусовый горизонт AU_{ur} (Апатиты) и органогенный горизонт RA_T (Мурманск), сформированные в результате аккумуляции и преобразования техногенных материалов органического и минерального происхождения (явных следов свежих подсыпок почвогрунтов для задач рекультивации не обнаружено). Разница также заметна при сравнении средней влажности поверхностных горизонтов в насыщенном состоянии (при анализе микробиологи-

ческой активности), составившей для Апатитов 20% (62% для фона и 43% для города), а для Мурманска – один порядок (213% для фона и 29% для города). Содержание углерода в поверхностных горизонтах городских почв в 2–3 раза ниже, а pH_{KCl} – на одну единицу выше, чем в фоновых почвах. Для городских почв также были показаны значимо более низкое соотношение C : N и более высокая плотность (рис. 2).

Выявленные особенности химических свойств могут быть как приобретенными в процессе урбопедогенеза, так и заимствованными от привнесенных почвогрунтов. В Апатитах и Мурманске, как и практически во всех городах, сложившаяся практика озеленения и благоустройства подразумевает подсыпку органических и органоминеральных субстратов на поверхность почвы. Нормативно-правовые документы [25, 26] не оговаривают перечень таких субстратов, в результате чего на практике используются смеси сложного и трудно прогнозируемого состава, включая верхний органический горизонт пахотных почв, торфа, срезку, компосты. В то же время научным сообществом накоплен большой практический опыт создания почвенных конструкций и газонных экосистем для задач озеленения [9, 48]. Как правило, при проведении работ по озеленению используется смесь низинного или переходного торфа и песка (3 : 1, об. %) с внесением извести и минеральных удобрений. Известен успешный опыт применения апатито-нефелиновых, серпентиновых и карбонатитовых отходов добычи и обогащения различных полезных ископаемых [24, 57, 63, 80].

Более высокие значения pH в городских почвах могут быть связаны как раз с добавками карбонатных отходов или извести. С другой стороны, подщелачивание городских почв – распространённое явление, объясняемое дополнительными источниками поступления известковых частиц со строительной пылью, включениями строительного мусора (цемент, гравий) и других артефактов

Таблица 1. Микробиологическая активность (среднее ± ошибка среднего) городских (Г) и фоновых (Ф) участков в Мурманске (М) и Апатитах (А)

Участок	C _{mic} , мкг С/г	БД, мкг С–СО ₂ /(г ч)	qCO ₂ , мг СО ₂ –С/мг С _{mic} /ч	C _{mic} : C _{org} , %	T _{0.5}	T _{0.95}
М-Г	354 ± 81	0.82 ± 0.15	2.63	0.76	12	52
М-Ф	2199 ± 353	7.20 ± 1.50	3.04	0.67	16	71
А-Г	516 ± 49	0.93 ± 0.05	1.92	1.20	17	72
А-Ф	630 ± 178	1.52 ± 0.35	2.85	0.62	12	53

[27, 60, 72]. Более низкое содержание углерода в городских почвах по сравнению с фоновыми менее характерно. Например, для почв Москвы [86], Берлина [74] и Нанкина [90] была показана обратная закономерность. Вероятно, бедность фоновых почв и ограниченный бюджет, выделяемый на городское озеленение городов Мурманской области, определяет меньший суммарный объем и повторяемость подсыпок почвогрунтов, а также более низкие средневзвешенные значения содержания органического вещества в них. В профилях изученных городских почв не выявлено свежих подсыпок, для почвы в Апатитах не диагностирован органогенный горизонт RAG, характерный, в частности, для почвенных конструкций в Москве [4, 28, 29], а содержание углерода 4.5–5.5% не превышает средние значения для поверхностных горизонтов почв северных городов [43, 56, 69]. В то же время особенности строения профиля фоновых подзолов определяют максимальные запасы углерода в поверхностно-торфяных горизонтах, что и было показано для обоих фоновых объектов.

Содержание C_{mic} в городских почвах Апатитов и Мурманска значимо не различалось, но было в 1.2 и в 6 раз ниже по сравнению с соответствующим фоном (дисперсионный анализ, $p < 0.05$). Аналогичная закономерность показана и для БД (табл. 1). Учитывая значимые различия между городскими и фоновыми почвами по содержанию и запасам органического вещества (особенно заметной для участков в Мурманске), полученные результаты были стандартизированы умножением на плотность почвы (для C_{mic} это позволило получить запас для слоя 0–10 см). В результате разница между фоновым и городским участками в Мурманске была нивелирована (2.6 и 3.0 г С/м²), а для Апатитов была показана обратная закономерность – запас C_{mic} в городской почве был на 70% выше, чем для фоновой. Максимальное значение БД, скорректированное на плотность, также отмечено для городского участка в Апатитах, в то время как результаты для остальных участков значимо не отличались.

Коэффициенты корреляция C_{mic} и БД с содержанием углерода составили 0.9 ($p < 0.05$), соответ-

ственно снижение микробиологической активности в городских почвах по сравнению с фоном объясняется как меньшим содержанием органического вещества, так и более высокой антропогенной нагрузкой, что соответствует общей тенденции, характерной для сопоставления нарушенных и природных экосистем, ранее отмеченной для почв Москвы [6, 12], Курска [3] и других городов. При этом значения C_{mic} в этих городах были в том же диапазоне 200–600 мкг С/г, что и результаты, полученные для Мурманска и Апатитов, в то время как C_{mic} для фоновой участка Мурманска был почти на порядок выше по сравнению с фоновой дерново-подзолистой почвой в Москве [83]. В то же время в отличие от Москвы [49, 50] микробная доступность углерода, выраженная через C_{mic}/C, в городских почвах Мурманска и особенно Апатитов выше, чем в соответствующих фоновых почвах. Для городской почвы Апатитов также показан наименьший микробный метаболический коэффициент qCO₂, что в литературе интерпретируется как индикатор более устойчивого состояния почвенного микробного сообщества в условиях антропогенной нагрузки [1, 7, 36]. Можно предположить, что объекты зеленой инфраструктуры северных городов формируют благоприятную нишу для развития почвенного микробного сообщества, как это ранее было показано по данным анализа микробного разнообразия и структуры микробного сообщества [55, 56]. Этот вывод подтверждается и более высоким коэффициентом биодеструкции, в результате чего период полураспада T_{0.5} в городской почве Апатитов составил 12 лет, что значимо меньше, чем на фоновой территории, хотя и больше, чем для Москвы [82, 88]. Для Мурманска показана обратная закономерность, что можно объяснить очень высоким содержанием органического вещества в поверхностно-торфяном горизонте, в 7 раз превышающем таковое в поверхностном горизонте городской почвы.

В целом, и по химическим, и по микробиологическим свойствам городские почвы были ближе друг к другу, чем фоновые. Такая гомогенизация свойств почв городов, расположенных в различных биоклиматических условиях, как правило,

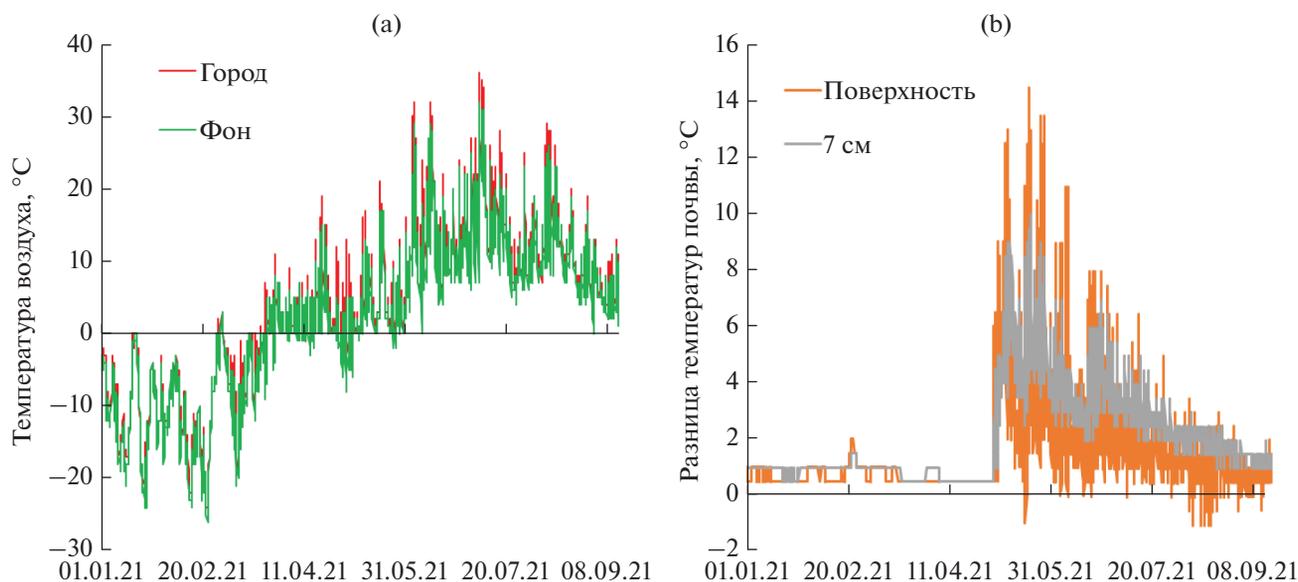


Рис. 3. Динамика температуры воздуха (2021 г., а) и разницы температур почвы для двух глубин (2022 г., б) на городском и фоновом участках в Мурманске (непрерывное измерение портативными датчиками).

объясняется схожестью условий формирования и антропогенных факторов воздействия. Аналогичная закономерность была показана для почв городов США [70], Западной Европы [61] и Европейской России [88], а для ее обозначения было предложено понятие конвергентности городских почв [58].

Микроклиматические условия и $ЭМ_{CO_2}$. Средние температуры воздуха в Мурманске за период наблюдения были на $1.3^{\circ}C$ выше, чем в Апатитах. При этом и для Мурманска, и для Апатитов температура воздуха на городском участке была значимо выше, чем на фоновом (t -тест, $p < 0.05$) (рис. 3а). Аналогичная закономерность показана и для температуры почвы, причем в Апатитах температура поверхности почвы в городе в среднем превышала фоновую почти на $3^{\circ}C$, а пиковые значения разницы превышали $+10^{\circ}C$, постепенно снижаясь с глубиной. Максимальная разница показана для конца мая – начала июня и, по-видимому, объясняется более ранним снеготаянием в городе (рис. 3б). Полученные данные могут быть объяснены эффектом городского острова тепла, показанным ранее на основании модельных данных для Апатитов и других городов Российской Арктики [18, 85]. Средняя влажность почв городских участков практически не различалась, в то время как почвы лесотундрового участка были почти в 2 раза влажнее, чем северо-таежного. Весна–лето 2022 г. в регионе были значительно теплее, чем в 2021 г., что было более заметно по данным измерений в Мурманске, чем в Апатитах (табл. 2).

Усредненная за период наблюдения $ЭМ_{CO_2}$ для городского и фоновых участков Мурманска значимо не отличалась (дисперсионный анализ, $p < 0.05$), составив соответственно 4.1 ± 0.2 и 4.2 ± 0.2 г $C/(m^2$ сут). В Апатитах средняя $ЭМ_{CO_2}$ городскими почвами составила 4.8 ± 0.2 г $C/(m^2$ сут) и превысила фоновые значения на 30%. Среди городских почв и в Апатитах, и в Мурманске средние эмиссии для участков с древесно-кустарниковой растительностью были на 5–15% выше, чем для газонов. Средние значения почвенной $ЭМ_{CO_2}$ в 2022 г. также были значительно выше, чем в 2021 г. Наибольшая разница показана для почв фоновых лесотундрового участка, где средняя эмиссия увеличилась более, чем в 2 раза. Наиболее вероятная причина такого резкого роста эмиссии – изменение гидротермических условий в мае–июне. Температура поверхности в этот период год к году увеличилась более, чем на $5^{\circ}C$, а влажность снизилась на 10–15%. В результате создались условия для быстрой минерализации органического вещества торфяного горизонта, высокая уязвимость которого к биодеструкции подтверждается высокими значениями базального дыхания. Увеличение $ЭМ_{CO_2}$ почвами тундры за счет интенсификации микробной деградации органического вещества при увеличении температуры и снижении влажности было неоднократно показано раньше в полевых исследованиях и лабораторных экспериментах [11, 21, 40, 52] и считается одним из основных рисков глобального потепления в Арктике. В Апатитах, наоборот, более значительные увеличения эмиссии показаны для городских почв с максимальной разницей в

Таблица 2. Усредненные микроклиматические характеристики (*m* – среднее значение, *s* – ошибка среднего, CI 95% – доверительный интервал 95%) городских (Г) и фоновых (Ф) участков в Мурманске (М) и Апатитах (А) (полевые измерения в течение вегетационного сезона с мая по октябрь)

Объект	Т воздуха, °С			Т почвы 1 см, °С			Т почвы 7 см, °С			W почвы 7 см, %		
	<i>m</i>	<i>s</i>	CI 95%	<i>m</i>	<i>s</i>	CI 95%	<i>m</i>	<i>s</i>	CI 95%	<i>m</i>	<i>s</i>	CI 95%
2021 г.												
М-Г	12.8	6.8	(11.5;14.2)	10.7	5.0	(9.7;11.7)	9.7	4.1	(8.9;10.6)	27	12	(25;30)
М-Ф	12.4	6.8	(11.0;13.7)	10.1	4.5	(9.2;11.0)	8.8	3.8	(8.1;9.6)	43	29	(37;48)
А-Г	13.3	7.8	(11.9;14.8)	12.6	7.0	(11.3;14.0)	10.9	4.9	(10.0;11.8)	23	9	(31;25)
А-Ф	9.7	6.4	(8.5;10.9)	8.8	4.5	(7.9;9.6)	8.0	4.0	(7.2;8.7)	17	8	(16;19)
2022 г.												
М-Г	15.4	5.3	(14.4;16.5)	13.0	4.4	(12.1;13.9)	11.8	3.5	(11.1;12.5)	27	13	(24;30)
М-Ф	14.5	4.5	(13.6;15.4)	11.7	3.9	(11.0;12.5)	10.1	3.1	(9.5;10.7)	38	29	(32;44)
А-Г	12.6	6.4	(11.5;13.7)	12.4	5.6	(11.4;13.4)	11.1	4.5	(10.3;11.9)	30	7	(29;31)
А-Ф	10.3	6.9	(9.0;11.5)	8.6	4.9	(7.7;9.5)	7.9	4.3	(7.1;8.6)	17	9	(16;19)

июле–августе (рис. 4). На всех участках более половины эмиссии приходится на летний период. Доля весеннего периода на фоновых участках меньше, чем на городских, что объясняется более поздним снеготаянием. Полученные для Апатитов результаты подтверждают для длительного периода наблюдений полученные ранее на основании разовых замеров выводы об увеличении почвенной ЭМ_{CO₂} под воздействием антропогенной нагрузки в условиях Крайнего Севера [16, 21, 51].

Факторы пространственно-временной неоднородности ЭМ_{CO₂}. Временная динамика ЭМ_{CO₂} фоновыми и городскими почвами определялась, в первую очередь, температурой и в меньшей степени – влажностью. Зависимость эмиссии от температуры для всех участков была статистически значимой, прямой, описывалась линейной или экспоненциальной функцией. Температурный коэффициент варьировал от 1.5 до 2.5, при этом для фоновых почв он был выше, чем для городских. Линейной зависимости интенсивности ЭМ_{CO₂} от влажности не выявлено. Пространственная неоднородность ЭМ_{CO₂} определялась как типом землепользования (город/фон), так и типом растительности внутри участка. Под древесно-кустарниковой растительностью почвенная ЭМ_{CO₂} была в среднем на 10–15% выше, чем под газонной на том же участке и в Мурманске, и в Апатитах. Учитывая, что различия микроклиматических условий внутри участков были незначительными, более высокую эмиссию для участков с древесно-кустарниковой растительностью можно объяснить поступлением дополнительного органического вещества с листовым опадом, что подтверждается и более высокими значениями содержания углерода в почве. Многоступенчатый регрессионный анализ показал

значимое ($p < 0.05$) воздействие температуры почвы (положительное) и C/N (отрицательное) на ЭМ_{CO₂} – вместе они объяснили до 40% от общей дисперсии. Полученная закономерность отличается от наблюдений для Москвы, Курска и других более южных городов, где ЭМ_{CO₂} почвами газонов, как правило, выше, чем для древесно-кустарниковой растительности [30, 44, 83]. Большие значения эмиссии для газонов объясняются как более высокими температурами поверхности, так и прямыми и косвенными воздействиями мероприятий по уходу (полив, внесение удобрений, стрижка) [73, 77, 91]. В городах Крайнего Севера интенсивность мероприятий по содержанию и уходу за зелеными территориями, как правило, ограничена как коротким сезоном, так и скромным бюджетом, что обуславливает более “природный” подход – за исключением отдельных партерных участков газоны не поливаются, периодичность кошения и внесения удобрений также меньше, чем в Москве и других крупных городах. По-видимому, такой щадящий режим ухода и определяет меньшую ЭМ_{CO₂} почвами городских газонов, что может стать интересной практикой в контексте целей углеродной нейтральности и устойчивого развития городской зеленой инфраструктуры.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ антропогенного воздействия на почвенную ЭМ_{CO₂} и экосистемный баланс углерода особенно актуален для условий Крайнего Севера, где нарушение хрупкого равновесия между первичной продукцией и деструкцией органического вещества на фоне глобальных изменений может привести к необратимым экологическим по-

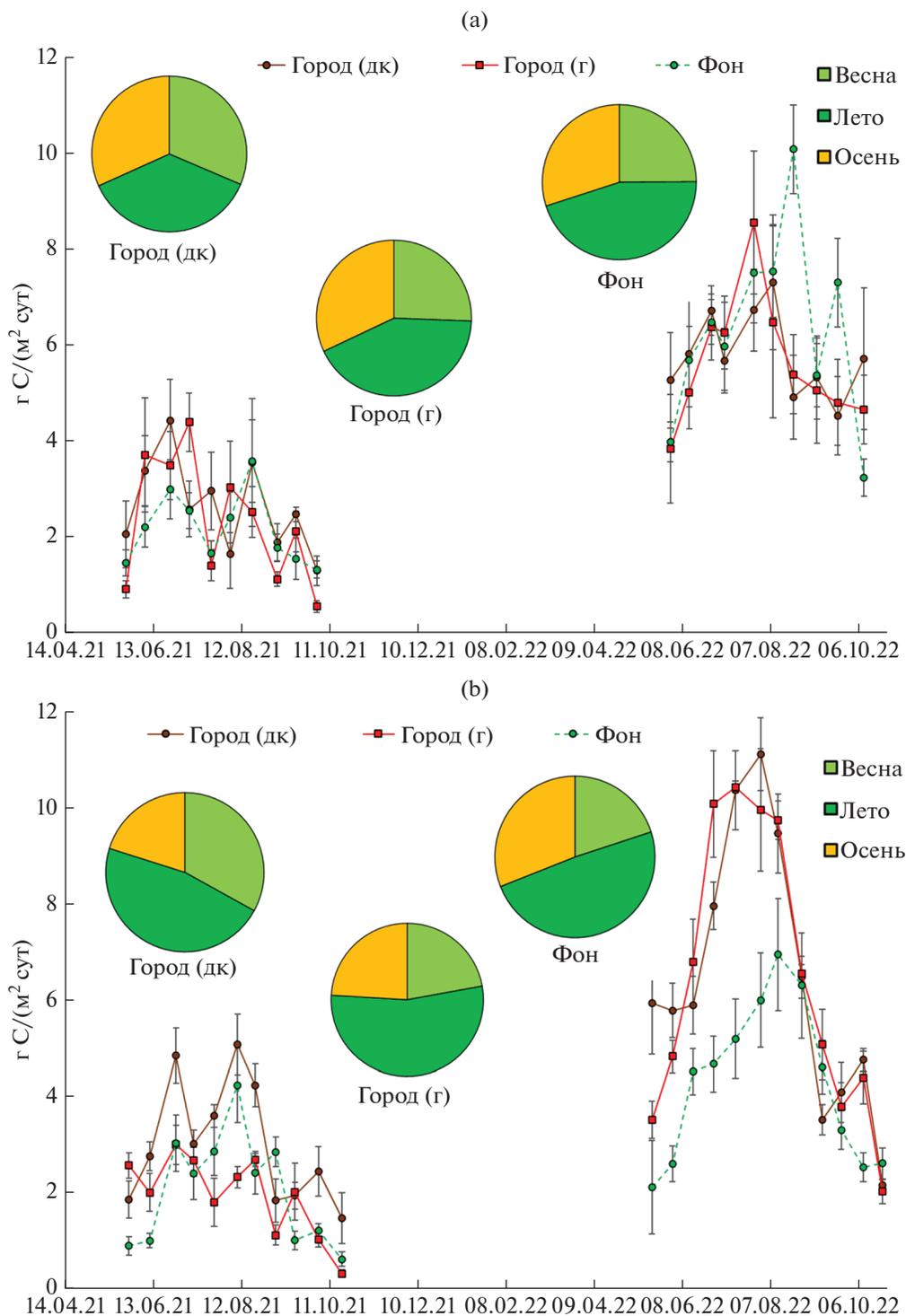


Рис. 4. Динамика ЭМ_{CO₂} почвами фоновых и городских участков с древесно-кустарниковой (дк) и газонной (г) растительностью и вклад (%) сезонов (2022 г.) в суммарную эмиссию для Мурманска (а) и Апатитов (б).

следствиям. Почвы городов Крайнего Севера формируются и функционируют в условиях постоянного и разнонаправленного антропогенного воздействия, которое определяет отличия ЭМ_{CO₂} городскими и фоновыми почвами, их

пространственную неоднородность и временную динамику. На примере городов Мурманск и Апатиты в Кольской субарктике показано, что основными факторами, определившими пространственно-временную изменчивость почвен-

ной ЭМ_{CO₂}, стали температура, тип растительности и соотношение C/N. Для Мурманска средние значения ЭМ_{CO₂} городскими и фоновыми почвами значимо не отличались, а для Апатитов средняя ЭМ_{CO₂} городскими почвами была выше фоновых значений на 30%. Влияние городской среды на ЭМ_{CO₂} городскими почвами обусловлено комплексом факторов, включая дополнительное антропогенное поступление органического вещества и его более высокую доступность к биодеструкции, реализованную на фоне влияния городского острова тепла. Средние значения ЭМ_{CO₂} городскими и фоновыми почвами были сопоставимы, при этом для фоновой почвы показано резкое увеличение ЭМ_{CO₂} в жаркий и сухой период мая–июня 2022 г. Значительное увеличение ЭМ_{CO₂} в 2022 г. по сравнению с более прохладным 2021 г. было отмечено для всех участков, но фоновые почвы лесотундры оказались наиболее уязвимыми к климатическим изменениям. Средние ЭМ_{CO₂} фоновыми почвами лесотундрового участка были в 1.5 раза выше, чем севернотаежного, в то время как значения для городских участков Мурманска и Апатитов были достаточно близки. В обоих городах ЭМ_{CO₂} почвами под газонами были меньше, чем под древесно-кустарниковой растительностью, что с учетом меньшего поступления растительных остатков можно считать аргументом в пользу более природного подхода к содержанию и уходу объектов городской зеленой инфраструктуры в рамках целей углеродной нейтральности и задач устойчивого развития городских экосистем Крайнего Севера.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Экспедиционные работы и отбор почвенных образцов выполнены в рамках темы НИР по госзаданию 122022400109-7. Мониторинг ЭМ_{CO₂} и микроклиматических параметров выполнены при поддержке гранта РФФИ № 19-29-05187. Анализ запасов углерода и азота городских и фоновых почв проведен при поддержке гранта РНФ № 23-17-00118. Анализ данных и подготовка публикации выполнены в рамках проекта системы грантовой поддержки научных проектов РУДН.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ананьева Н.Д., Благодатская Е.В., Демкина Т.С.* Оценка устойчивости микробных комплексов почв к природным и антропогенным воздействиям // Почвоведение. 2002. № 5. С. 580–587.

2. *Ананьева Н.Д., Полянская Л.М., Сусьян Е.А., Васенкина И.В., Вирт С., Звягинцев Д.Г.* Сравнительная оценка микробной биомассы почв, определяемой методами прямого микроскопирования и субстрат-индуцированного дыхания // Микробиология. 2008. Т. 77. № 3. С. 404–412.
3. *Ананьева Н.Д., Сушко С.В., Иващенко К.В., Васенев В.И.* Микробное дыхание почвы в подтаежных и лесостепных экосистемах Европейской России: полевые и лабораторные подходы // Почвоведение. 2020. № 53. С. 1492–1501. <https://doi.org/10.1134/S106422932010004X>
4. *Брянская И.П., Васенев В.И., Брыкова Р.А., Маркелова В.М., Ушакова Н.В., Госсе Д.Д., Гавриленко Е.В., Благодатская Е.В.* Анализ ввозимых почвогрунтов для прогнозирования запасов углерода в почвенных конструкциях Московского мегаполиса // Почвоведение. 2020. № 12. С. 1537–1546. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20120047>
5. *Вихман М.И., Кислых Е.Е., Моисеева М.М., Нефедова Е.С.* Агрохимическая оценка урбанизированных некоторых городов Мурманской области // Агрохимический вестник. 2008. № 4. С. 17–18.
6. *Васенев В.И., Ананьева Н.Д., Макаров О.А.* Особенности экологического функционирования конструкторов на территории Москвы и Московской области // Почвоведение. 2012. № 2. С. 224.
7. *Васенев В.И., Ананьева Н.Д., Иващенко К.В.* Влияние поллютантов (тяжелые металлы, нефтепродукты) на дыхательную активность конструкторов // Экология. 2013. № 6. С. 436–445.
8. *Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В.* Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.
9. *Гонтарь О.Б., Жиров В.К., Казаков Л.А., Святковская Е.А., Тростенюк Н.Н.* Зеленое строительство в городах Мурманской области. Апатиты: КНЦ РАН, 2010. 226 с.
10. *Гончарова О.Ю., Семенюк О.В., Матышак Г.В., Богатырев Л.Г.* Биологическая активность городских почв: пространственная вариативность и определяющие факторы // Почвоведение. 2022. № 8. С. 1009–1022. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22080032>
11. *Замолодчиков Д.Г.* CO₂-газообмен тундр острова Вайгач в нетипично теплый и сухой вегетационный сезон // Журн. общ. биологии. 2015. Т. 76. № 2. С. 83–98.
12. *Иващенко К.В., Ананьева Н.Д., Васенев В.И., Кудяров В.Н., Валентини Р.* Биомасса и дыхательная активность почвенных микроорганизмов в антропогенно преобразованных экосистемах (Московская область) // Почвоведение. 2014. № 4. С. 892–903. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14090056>
13. *Кадулин М.С., Смирнова И.Е., Коцик Г.Н.* Эмиссия диоксида углерода почвами лесных экосистем заповедника “Пасвик” в Кольской Субарктике // Почвоведение. 2017. № 9. С. 1098–1112. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17090039>
14. *Кадулин М.С., Коцик Г.Н.* Изменения потока диоксида углерода из почв лесных экосистем под

- воздействием техногенного загрязнения в Кольской Субарктике // Почвоведение. 2021. № 10. С. 1281–1292.
<https://doi.org/10.1134/S0367059719060076>
15. Карелин Д.В., Замолодчиков Д.Г. Углеродный обмен в криогенных экосистемах. М.: Наука, 2008. 344 с.
 16. Карелин Д.В., Горячкин С.В., Замолодчиков Д.Г., Долгих А.В., Зазовская Э.П., Шишков В.А., Краев Г.Н. Влияние различных видов антропогенного воздействия на эмиссию парниковых газов в мерзлотных экосистемах // Докл. РАН. 2017. № 477. С. 610–612.
<https://doi.org/10.7868/S0869565217350225>
 17. Карелин Д.В., Зазовская Э.П., Шишков В.А., Долгих А.В., Сиринов А.А., Суворов Г.Г., Азовский А.И., Осокин Н.И. Наблюдения за потоками CO₂ на архипелаге Шпицберген: использование территории человеком меняет газообмен арктической тундры // Известия РАН. Сер. географическая. 2019. № 5. С. 56–66.
<https://doi.org/10.31857/S2587-55662019556-66>
 18. Константинов П.И., Грищенко М.Ю., Варенцов М.И. Картографирование островов тепла городов Заполярья по совмещённым данным полевых измерений и космических снимков на примере г. Апатиты (Мурманская область) // Исследование Земли из космоса. 2015. № 3. С. 27.
 19. Корнейкова М.В., Никитин Д.А., Долгих А.В., Сошина А.С. Микобиота почв города Апатиты (Мурманская область) // Микология и фитопатология. 2020. № 54. С. 264–277.
<https://doi.org/10.31857/S0026364820040078>
 20. Матышак Г.В., Тархов М.О., Рыжова И.М., Гончарова О.Ю., Сефилян А.Р., Чуванов С.В., Петров Д.Г. Оценка температурной чувствительности эмиссии CO₂ с поверхности торфяных почв севера Западной Сибири методом трансплантации почвенных монолитов // Почвоведение. 2021. № 7. С. 815–826.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X21070108>
 21. Никитин Д.А., Лысак Л.В., Мергелов Н.С., Долгих А.В., Зазовская Э.П., Горячкин С.В. Микробная биомасса, запасы углерода и эмиссия CO₂ в почвах Земли Франца-Иосифа: высокоарктические тундры или полярные пустыни? // Почвоведение. 2020. № 4. С. 444–462.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X20040115>
 22. Переверзев В.Н. Лесные почвы Кольского полуострова // Лесное хозяйство и зеленое строительство в Западной Сибири. Томск: Томский гос. ун-т, 2007. С. 225–231.
 23. Переверзев В.Н. Почвообразование в лесной зоне Кольского полуострова // Вестник Кольского научного центра РАН. 2011. № 2. С. 74–82.
 24. Петрова А.Г., Слуквская М.В., Корнейкова М.В., Иванова Л.А., Кременецкая И.П. Применение пироксенового продукта обогащения вермикулит-лизардитовых отходов для ремедиации торфяной почвы в импактной зоне Кольской ГМК // Тр. Ферсмановской научной сессии ГИ КНЦ РАН. 2020. № 17. С. 437–441.
<https://doi.org/10.31241/fns.2020.17.084>
 25. Положение о порядке вырубки (прореживания) зеленых насаждений на территории городского округа Апатиты. Утверждено постановлением Администрации города Апатиты от 19.10.2018. Апатиты, 2018.
 26. Правила благоустройства и санитарного содержания территории муниципального образования города Апатиты с подведомственной территорией Мурманской области. Утверждены решением Совета депутатов города Апатиты от 23.10.2017 № 548. Апатиты, 2017.
 27. Прокофьева Т.В., Герасимова М.И. Городские почвы: диагностика и классификационное определение по материалам научной экскурсии конференции SUITMA-9 по Москве // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1057–1070.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X18090095>
 28. Прокофьева Т.В., Герасимова М.И., Безуглова О.С., Горбов С.Н., Бахматова К.А., Матинян Н.Н., Гольева А.А., Жарикова Е.А., Наквасина Е.Н., Сивцева Н.Е. Введение почв и почвоподобных образований городских территорий в классификацию почв России // Почвоведение. 2014. № 10. С. 1155–1164.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X20120114>
 29. Прокофьева Т.В., Мартыненко И.А., Иванников Ф.А. Систематика почв и почвообразующих пород города Москвы и возможность включения их в общую классификацию // Почвоведение. 2011. № 5. С. 611–623.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X20120114>
 30. Саржанов Д.А., Васнев В.И., Сотникова Ю.Л., Тембо А., Васнев И.И., Валентини Р. Краткосрочная динамика и пространственная неоднородность эмиссии CO₂ почвами естественных и городских экосистем Центрально-Черноземного региона // Почвоведение. 2015. № 4. С. 469–478.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X15040097>
 31. Смагин А.В. Газовая фаза почв. М.: Изд-во МГУ, 2005. 301 с.
 32. Смагин А.В. Теория и практика конструирования почв. М.: МГУ, 2012. 544 с.
 33. Смагин А.В., Азовцева Н.А., Смагина М.В., Степанов А.Л., Мягкова А.Д., Курбатова А.С. Некоторые критерии и методы оценки экологического состояния почв в связи с озеленением городских территорий // Почвоведение. 2006. № 5. С. 603–615.
 34. Старцев В.В., Мазур А.С., Дымов А.А. Содержание и состав органического вещества почв Приполярного Урала // Почвоведение. 2020. № 12. С. 1478–1488.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X20120114>
 35. 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.
 36. Anderson T.H., Domsch K.H. Soil microbial biomass: The eco-physiological approach // Soil Biol. Biochem. 2010. V. 42. P. 2039–2043.
 37. Belshe E.F., Schuur E.A.G., Bolker B.M. Tundra ecosystems observed to be CO₂ sources due to differential amplification of the carbon cycle // Ecol. Lett. 2013. V. 16. P. 1307–1315.
<https://doi.org/10.1111/ele.12164>
 38. Berestovskaya Y.Y., Rusanov I.I., Vasil'eva L.V., Pimenov N.V. The processes of methane production and oxidation in the soils of the Russian Arctic tundra //

- Microbiology. 2005. V. 74. P. 221–229.
<https://doi.org/10.1007/s11021-005-0055-2>
39. *Chen Q., Zhu R., Wang Q., Xu H.* Methane and nitrous oxide fluxes from four tundra ecotopes in NyElesund of the High Arctic // *J. Environ. Sci.* 2014. V. 26. P. 1403–1410.
<https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.05.005>
 40. *Crowdhury T.R., Berns E.C., Moon J.W., Gu B., Liang L., Wullschleger S.D., Graham D.E.* Temporal, Spatial, and Temperature Controls on Organic Carbon Mineralization and Methanogenesis in Arctic High-Centered Polygon Soils *Frontiers // Microbiology.* 2021. V. 11. P. 616518.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.616518>
 41. *Deeb M., Groffman P.M., Blouin M., Egenorf S.P., Vergnes A., Vasenev V., Cao D.L., Walsh D., Morin T., Séré G.* Using constructed soils for green infrastructure—challenges and limitations // *Soil.* 2020. V. 6. P. 413–434.
<https://doi.org/10.5194/soil-6-413-2020>
 42. *Desyatkin A.R., Takakai F., Fedorov P.P., Nikolaeva M.C., Desyatkin R.V., Hatano R.* CH₄ emission from different stages of thermokarst formation in central Yakutia. East Siberia // *Soil Sci. Plant Nutr.* 2009. V. 55. P. 558–570.
<https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2009.00389.x>
 43. *Dvornikov Y.A., Vasenev V.I., Romzaykina O.N., Grigorieva V.E., Litvinov Y.A., Gorbov S.N., Dolgikh A.V., Korneykova M.V., Gosse D.D.* Projecting the urbanization effect on soil organic carbon stocks in polar and steppe areas of European Russia by remote sensing // *Geoderma.* 2021. V. 399. P. 115039.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115039>
 44. *Goncharova O.Y., Matyshak G.V., Udovenko M.M., Bobrik A.A., Semenyuk O.V.* Seasonal and annual variations in soil respiration of the artificial landscapes (Moscow Botanical Garden) // *Urbanization: Challenge and Opportunity for Soil Functions and Ecosystem Services.* Cham: Springer International Publishing, 2019. P. 112–122.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1_15
 45. *Heijmans M.M.P.D., Magnusson R.I., Lara M.J. et al.* Tundra vegetation change and impacts on permafrost // *Nat. Rev. Earth Environ.* 2022. V. 3. P. 68–84.
<https://doi.org/10.1038/s43017-021-00233-0>
 46. <https://ru.climate-data.org/>
 47. <https://www.weatheronline.co.uk/>
 48. *Ivanova L., Slukovskaya M., Kremenetskaya I., Alekseeva S., Neaman A.* Ornamental Plant Cultivation Using Vermiculite-Lizardite Mining Waste in the Industrial Zone of the Subarctic // *Springer Geography.* 2020. P. 199–204.
https://doi.org/10.1007/978-3-030-16091-3_22
 49. *Ivashchenko K., Ananyeva N., Vasenev V., Sushko A., Selezneva A., Demina S., Kudryarov V.* Microbial C-availability and organic matter decomposition in urban soils of megapolis depend on functional zoning // *Soil Environ.* 2019. V. 38. P. 31–41.
<https://doi.org/10.25252/SE/19/61524>
 50. *Ivashchenko K., Ananyeva N., Selezneva A., Sushko A., Lepore E., Vasenev V., Demina S., Khabibulina F., Vaseneva I., Dolgikh A., Dovletyarova E., Marinari S.* Assessing soil-like materials for ecosystem services provided by constructed technosols // *Land.* 2021. V. 10. P. 1185.
<https://doi.org/10.3390/land10111185>
 51. *Karelin D., Goryachkin S., Zazovskaya E., Shishkov V., Pochikalov A., Dolgikh A., Sirin A., Suvorov G., Kraev G., Badmaev N., Badmaeva N., Tsybenov Y., Kulikov A., Danilov P., Savinov G., Desyatkin A., Desyatkin R.* Greenhouse gas emission from the cold soils of Eurasia in natural setting and under human impact: controls on spatial variability // *Geoderma Regional.* 2020. T. 22. P. e00290.
<https://doi.org/10.1016/j.geoder.2020.e00290>
 52. *Kim D., Chae N., Kim M., Nam S., Kim T.K., Park K.T., Lee B.Y., Kim E., Lee H.* Microbial metabolic responses and CO₂ emissions differentiated by soil water content variation in subarctic tundra soils // *Microbiology.* 2022. V. 60. P. 1130–1138.
<https://doi.org/10.1007/s12275-022-2378-3>
 53. *Kottek M., Grieser J., Beck C., Rudolf B., Rubel F.* World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated // *Meteorologische Zeitschrift.* 2006. V. 15. P. 259–265.
<https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
 54. *Köchy M., Hiederer R., Freibauer A.* Global distribution of soil organic carbon. Part 1: Masses and frequency distributions of SOC stocks for the tropics, permafrost regions, wetlands, and the world // *Soil.* 2015. V. 1. P. 351–365.
<https://doi.org/10.5194/soil-1-351-2015>
 55. *Korneykova M.V., Vasenev V.I., Nikitin D.A., Soshina A.S., Dolgikh A.V., Sotnikova Y.L.* Urbanization Affects Soil Microbiome Profile Distribution in the Russian Arctic Region // *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 2021. V. 18(21). 11665.
<https://doi.org/10.3390/ijerph182111665>
 56. *Korneykova M.V., Vasenev V.I., Nikitin D.A. et al.* Soil microbial community of urban green infrastructures in a polar city // *Urban Ecosyst.* 2022. V. 25. P. 1399–1415.
<https://doi.org/10.1007/s11252-022-01233-8>
 57. *Kremenetskaya I., Tereshchenko S., Alekseeva S., Mosendz I., Slukovskaya M., Ivanova L., Mikhailova I.* Vermiculite-lizardite ameliorants from mining waste. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 2019. 368 012027.
<https://doi.org/10.1088/1755-1315/368/1/012027>
 58. *Lal R.* Carbon sequestration // *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences.* 2008. V. 363(1492). P. 815–830.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2185>
 59. *Lara M.J., Nitze I., Grosse G., Martin P., McGuire A.D.* Reduced arctic tundra productivity linked with landform and climate change interactions // *Sci. Rep.* 2018. V. 8. 2345.
<https://doi.org/10.1038/s41598-018-20692-8>
 60. *Lorenz K., Lal R.* Managing soil carbon stocks to enhance the resilience of urban ecosystems // *Carbon Manag.* 2015. V. 6. P. 35–50.
<https://doi.org/10.1080/17583004.2015.1071182>
 61. *Madrid L., Diaz-Barrientos E., Ruiz-Cortes E., Reinoso R., Biasoli M., Davidson C.M., Duarte, A.C., Ajmone-Marsan F.* Variability in concentrations of potentially toxic elements in urban parks from six European cities // *J. Environ. Monitoring.* 2006. V. 8. P. 1158–1165.

62. *Masson-Delmotte V., Zhai P., Pirani A., Connors S.L., Péan C., Berger S., Caud N., Chen Y., Goldfarb L. et al.* Climate Change 2021: The Physical Science Basis; Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change; Cambridge University Press: United Kingdom, 2021. 42 p.
63. *Mikhaylova I., Slukovskaya M., Mosendz I., Kremenetskaya I., Karavayeva E., Drogobuzhskaya S.* Application of Silicon-Contained Mining Wastes in Urban Greening. In book: Urbanization: Challenge and Opportunity for Soil Functions and Ecosystem Services. Springer International Publishing AG, part of Springer Nature. 2019. P. 145–152.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1_18
64. *Mustonen T., Van Dam B.* Towards a shared understanding of Arctic climate change and urgency in Alaska // *Geogr. J.* 2021. V. 187. P. 269–277.
<https://doi.org/10.1111/geoj.12382>
65. *Namsaraev Z., Bobrik A., Kozlova A., Krylova A., Rudenko A., Mitina A., Saburov A., Patrushev M., Karnachuk O., Toshchakov S.* Carbon Emission and Biodiversity of Arctic Soil Microbial Communities of the Novaya Zemlya and Franz Josef Land Archipelagos // *Microorganisms.* 2023. V. 11. P. 482.
<https://doi.org/10.3390/microorganisms11020482>
66. *Oechel W.C., Billings W.D.* Effects of global change on the carbon balance of arctic plants and ecosystems / Arctic Ecosystems in a Changing Climate: An Ecophysiological Perspective. Amsterdam: Elsevier, 1992. P. 139–168.
67. *Ping C.L., Jastrow J.D., Jorgenson M.T., Michaelson G.J., Shur Y.L.* Permafrost soils and carbon cycling // *Soil.* 2015. V. 1. P. 147–171.
<https://doi.org/10.5194/soil-1-147-2015>
68. *Petrescu A., Lohila A., Tuovinen J.-P. et al.* The uncertain climate footprint of wetlands under human pressure // *PNAS Early Edition.* 2015. V. 112. P. 4594–4599.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1416267112>
69. *Polyakov V., Petrova A., Kozlov A., Abakumov E.* Toxicological state and chemical properties of soils in urbanized ecosystems of Murmansk // *Czech Polar Rep.* 2018. V. 8. P. 230–242.
<https://doi.org/10.5817/CPR2018-2-19>
70. *Pouyat R.V., Yesilonis I.D., Nowak D.J.* Carbon storage by urban soils in the United States // *J. Environ. Quality.* 2006. V. 35. P. 1566–1575
<https://doi.org/10.2134/jeq2005.0215>
71. *Pouyat R.V., Yesilonis I.D., Dombos M., Szlavecz K., Setälä H., Cilliers S., Hornung E., Yarwood S.* A global comparison of surface soil characteristics across five cities: A test of the urban ecosystem convergence hypothesis // *Soil Sci.* 2015. V. 180. P. 136–145.
<https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000125>
72. *Prokofeva T.V., Kiryushin A.V., Shishkov V.A., Ivannikov E.A.* The importance of dust material in urban soil formation: the experience on study of two young Technosols on dust depositions // *J. Soils Sediments.* 2017. V. 17. P. 515–524.
<https://doi.org/10.1007/s11368-016-1546-7>
73. *Qian Y.L., Bandaranayake W., Parton W.J., Meham B., Harivandi M.A., Mosier A.R.* Long-term effects of clipping and nitrogen management in turfgrass on soil organic carbon and nitrogen dynamics: the century model simulation // *J. Env. Qual.* 2003. V. 32. P. 1694–700.
<https://doi.org/10.2134/jeq2003.1694>
74. *Richter S., Haase D., Thestorf K., Makki M.* Carbon pools of berlin, germany: organic carbon in soils and aboveground in trees // *Urban For. Urban Green.* 2020. V. 54. P. 126777.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126777>
75. *Rühland K.M., Paterson A.M., Keller W., Michelutti N., Smol J.P.* Global warming triggers the loss of a key Arctic refugium // *Proc. Biol. Sci.* 2013. 280. P. 20131887.
<https://doi.org/10.1098/rspb.2013.1887>
76. *Sierra C.A.* Temperature sensitivity of organic matter decomposition in the Arrhenius equation: Some theoretical considerations // *Biogeochemistry.* 2012. V. 108. P. 1–3.
<https://doi.org/10.1007/s10533-011-9596-9>
77. *Shchepeleva A.S., Vasenev V.I., Mazirov I.M., Vasenev I.I., Prokhorov I.S., Gosse D.D.* Changes of soil organic carbon stocks and CO₂ emissions at the early stages of urban turf grasses' development // *Urban Ecosystems.* 2017. V. 20. P. 309–321.
<https://doi.org/10.1007/s11252-016-0594-5>
78. *Schuur E.A.G., McGuire A.D., Grosse G., Harden J.W., Hayes D.J., Hugelius G., Koven C.D., Kuhry P.* Climate change and the permafrost carbon feedback // *Nature.* 2015. V. 520. P. 171–179.
<https://doi.org/10.1038/nature14338>
79. *Slukovskaya M.V., Vasenev V.I., Ivashchenko K.V., Mor-ev D.V., Drogobuzhskaya S.V., Ivanova L.A., Kremenetskaya I.P.* Technosols on mining wastes in the subarctic: Efficiency of remediation under Cu-Ni atmospheric pollution // *Int. Soil Water Conserv. Res.* 2019. V. 7. P. 297–307.
<https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.04.002>
80. *Slukovskaya M.V., Kremenetskaya I.P., Drogobuzhskaya S.V., Novikov A.I.* Sequential extraction of potentially toxic metals: Alteration of method for Cu-Ni polluted peat soil of industrial barren // *Toxics.* 2020. V. 8. P. 39.
<https://doi.org/10.3390/toxics8020039>
81. *Slukovskaya M.V., Vasenev V.I., Ivashchenko K.V. et al.* Organic matter accumulation by alkaline-constructed soils in heavily metal-polluted area of Subarctic zone // *J. Soils Sediments.* 2021. V. 21. P. 2071–2088.
<https://doi.org/10.1007/s11368-020-02666-4>
82. *Smagin A.V.* Biodegradation of some organic materials in soils and soil constructions: Experiments, modeling and prevention // *Materials (Basel).* 2018. V. 11. P. 1–22.
83. *Sushko S., Ananyeva N., Ivashchenko K., Vasenev V., Kudryarov V.* Soil CO₂ emission, microbial biomass, and microbial respiration of woody and grassy areas in Moscow (Russia) // *J. Soil. Sediment.* 2019. V. 19. P. 3217–3225.
<https://doi.org/10.1007/s11368-018-2151-8>
84. *Tarnocai C., Canadell J.G., Schuur E.A., Kuhry P., Mazhitova G., Zimov S.* Soil Organic Carbon Pools in the Northern Circumpolar Permafrost Region // *Glob. Biogeochem. Cycles.* 2009. V. 23. P. GB2023.
<https://doi.org/10.1029/2008GB003327>
85. *Varentsov M., Konstantinov P., Baklanov A., Esau I., Miles V., Davy R.* Anthropogenic and natural drivers of

- a strong winter urban heat island in a typical arctic city. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2018. V. 18. P. 17573–17587.
<https://doi.org/10.5194/acp-18-17573-2018>
86. Vasenev V.I., Stoorvogel J.J., Dolgikh A.V., Ananyeva N.D., Ivashchenko K.V., Valentini R. Changes in soil organic carbon stocks by urbanization // *Urban Soils*. Boca Raton: CRC Press, 2017. P. 61–92.
<https://doi.org/10.1201/9781315154251>
87. Vasenev V.I., Stoorvogel J.J., Vasenev I.I. Urban soil organic carbon and its spatial heterogeneity in comparison with natural and agricultural areas in the Moscow region // *Catena*. 2013. V. 107. P. 96–102.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.02.009>
88. Vasenev V.I., Varentsov M., Konstantinov P., Romzaykina O. Projecting urban heat island effect on the spatial-temporal variation of microbial respiration in urban soils of Moscow megalopolis // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 786. P. 147457.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147457>
89. White D.M., Garland D.S., Ping C.L., Michaelson G. Characterizing soil organic matter quality in arctic soil by cover type and depth // *Cold Regions Science and Technology*. 2004. V. 38. P. 63–73.
90. Yang J., Yu F., Yu Y., Zhang J., Wang R., Srinivasulu M., Vasenev V.I. Characterization, source apportionment, and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soil of Nanjing, China // *J. Soil. Sediment.* 2017. V. 17. P. 1116–1125.
<https://doi.org/10.1007/s11368-016-1585-0>
91. Zirkle G., Lal R., Augustin B. Modeling carbon sequestration in home lawns // *HortScience*. 2011. V. 46. P. 808–814.
<https://doi.org/10.21273/hortsci.46.5.808>
92. Zubova E.M., Kashulin N.A., Dauvalter V.A., Denisov D.B., Valkova S.A., Vandysh O.I., Slukovskii Z.I., Terentyev P.M., Cherepanov A.A. Long-Term Environmental Monitoring in an Arctic Lake Polluted by Metals under Climate Change // *Environments*. 2020. V. 7. P. 34.
<https://doi.org/10.3390/environments7050034>

Analysis of CO₂ Emission by Urban Soils under the Conditions of the Kola North

M. V. Korneykova^{1, 2, *}, V. I. Vasenev³, N. V. Saltan⁴, M. V. Slukovskaya⁵, A. S. Soshina², M. S. Zavodskikh⁴, Y. L. Sotnikova¹, and A. V. Dolgikh⁶

¹Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University), Moscow, 117198 Russia

²Institute of North Industrial Ecology Problems Subdivision of the Federal Research Center "Kola Science Centre of Russian Academy of Science", Apatity, 184209 Russia

³Soil Geography and Landscape Group, Wageningen University, Wageningen, 6707 Netherlands

⁴Polar Alpine Botanical Garden-Institute – Subdivision of the Federal Research Centre, Kola Science Centre of Russian Academy of Sciences, Apatity, 184209 Russia

⁵Laboratory of Nature-inspired Technologies and Environmental Safety of the Arctic, Kola Science Centre of Russian Academy of Sciences, Apatity, 184209 Russia

⁶Institute of Geography, Russian Academy of Sciences, Moscow, 11901 Russia

*e-mail: korneykova.maria@mail.ru

Dynamics in soil CO₂ emission, temperature and moisture was observed during the vegetation season (from May to October) in 2021 and 2022 in the residential areas of Murmansk and Apatity cities (Murmansk region) in comparison with natural references. The average emissions from urban soils were 5–7 gC/(m² day) in summer and 1–2 gC/(m² day) in spring and autumn. Temperature was the main abiogenic factor that determined the seasonal dynamics of soil respiration (R^2 from 0.4 to 0.7, $p < 0.05$; temperature coefficient Q_{10} up to 2.5), while excess moisture had a limiting effect, especially in the natural areas. The heterogeneity of hydrothermal conditions and the content of biophilic elements determined the differences in the average CO₂ emission between natural and urban soils. For the natural soils, the average temperature was lower and the humidity was higher than for urban areas, which determined the lowest emission values. Among urban sites, higher CO₂ emissions have been shown for tree and shrub vegetation sites.

Keywords: urbanization, Arctic, green infrastructure, ecological functions of soils, seasonal dynamics, soil respiration, Albic Podzol, Urbic Technosol