

Номер 2

ISSN 0032-180X

Февраль 2024



ПОЧВОВЕДЕНИЕ

125 лет журналу

Журнал основан в январе 1899 г. На его страницах публикуются оригинальные статьи, обзоры; отражаются различные аспекты теоретических и экспериментальных исследований генезиса, географии, физики, химии, биологии, плодородия почв; освещаются результаты теоретических и экологических исследований в глобальном и региональном планах.



НАУКА
— 1727 —

СОДЕРЖАНИЕ

Номер 2, 2024

ХИМИЯ ПОЧВ

Диоксид углерода в почвенных и поверхностных водах севера Западной Сибири: методические аспекты и количественные показатели

О. Ю. Гончарова, М. В. Тимофеева, Г. В. Матышак, А. В. Исаева 213

Потоки парниковых газов и депонирование углерода в олиготрофных торфяных почвах южной тайги Западной Сибири

Е. А. Головацкая, Е. Э. Веретенникова, Е. А. Дюкарев 226

ФИЗИКА ПОЧВ

Определение теплофизических параметров почвы по динамическим данным о ее температуре

Р. Ф. Микаил, Е. А. Хазар, Е. В. Шеин, Ф. Д. Микаилсой 237

Влияние механоактивации на свойства почв и развитие растений

*Г. Н. Федотов, И. В. Горепекин, Д. А. Ушкова,
У. А. Конкина, А. И. Сухарев, Д. И. Потапов* 250

БИОЛОГИЯ ПОЧВ

Микробиом почв и супрагляциальных объектов в фоновых и нефтезагрязненных экосистемах о. Хейса (архипелаг Земля Франца-Иосифа)

Д. А. Никитин, Н. А. Манучарова, А. С. Добрянский 257

Влияние пожаров на ферментативную активность коричневых почв и буроземов Западного Кавказа

*В. В. Вилкова, К. Ш. Казеев, М. С. Нижельский, Д. А. Привизенцева,
А. Н. Федоренко, С. И. Колесников, А. К. Шхапацев* 275

Биомасса и функциональное разнообразие микробных сообществ в катенах целинных и пахотных серых почв и черноземов

*К. С. Дуцанова, П. А. Украинский, Н. Н. Каширская,
Т. Э. Хомутова, А. В. Борисов* 286

Структурно-функциональное состояние микробных сообществ древних солоидов археологических памятников Черноморского побережья России

Е. В. Рогожина, Л. В. Захарихина, А. С. Кизилов, М. В. Горленко 303

АГРОХИМИЯ И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

Влияние лесомелиорации на запасы углерода и дыхание почв природно-техногенных экосистем Южной Карелии

В. Б. Придача, Г. В. Ахметова, Д. Е. Семин 315

Биопродуктивность и микроэлементный состав злаково-бобовых травосмесей на техноземе при внесении минеральных удобрений

*Л. Н. Болонева, И. Н. Лаврентьева, М. Г. Меркушева,
Л. Л. Убугунов, В. Л. Убугунов, С. Б. Сосорова* 330

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

Полимасштабные оценки варьирования эродлируемости почв
в условиях высокой неоднородности почвенного покрова
северной лесостепи среднерусской возвышенности

Д. В. Фомичева, А. П. Жидкин, М. А. Комиссаров

345

Экотоксичность пыли разных функциональных зон города Москвы

*О. В. Николаева, С. А. Кулачкова, А. А. Астайкина,
М. С. Розанова, О. А. Чистова*

359

Contents

No 2, 2024

SOIL CHEMISTRY

Carbon Dioxide in Soil and Surface Waters in the North of Western Siberia:
Methodological Approach and Quantitative

O. Yu. Goncharova, M. V. Timofeeva, G. V. Matyshak, and A. V. Isaeva 213

Greenhouse Gas Fluxes and Carbon Storages in Oligotrophic Peat Soils
of Western Siberia

E. A. Golovatskaya, E. E. Veretennikova, and E. A. Dyukarev 226

SOIL PHYSICS

Determination of Thermophysical Parameters of the Soil According
to Dynamic Data on its Temperature

R. Mikail, E. Hazar, E. Shein, and F. Mikailsoy 237

The Effect of Mechanical Activation on Some Soil Properties
and Plant Development

*G. N. Fedotov, I. V. Gorepekin, D. A. Ushkova,
U. A. Konkina, A. I. Sukharev, and D. I. Potapov* 250

SOIL BIOLOGY

Microbiome of Soils and Supraglacial Objects in Background
and Oil Polluted Ecosystems Hayes Island (Franz Joseph Land Archipelago)

D. A. Nikitin, N. A. Manucharova, and A. S. Dobryansky 257

Influence of Fires on the Enzymatic Activity of Brown Soils
and Burozems of the Western Cauca-sus

*V. V. Vilkova, K. Sh. Kazeev, M. S. Nizhelskiy, D. A. Privizentseva,
A. N. Fedorenko, S. I. Kolesnikov, and A. K. Shkhapatse* 275

Biomass and Functional Diversity of Microbial Communities
in Catenas of Virgin and Arable Gray Soils and Chernozems

*K. S. Dushchanova, P. A. Ukrainskiy, N. N. Kashirskaya,
T. E. Khomutova, and A. V. Borisov* 286

Structural and Functional State of Microbial Communities of Ancient Soloids
of Archaeological Monuments of the Black Sea Coast of Russia

E. V. Rogozhina, L. V. Zakharikhina, A. S. Kizilov, and M. V. Gorlenko 303

AGRICULTURAL CHEMISTRY AND SOIL FERTILITY

Effects of Forest Reclamation on Carbon Stocks and Respiration
in Soils of Natural and Technogen-ic Ecosystems of Southern Karelia

V. B. Pridacha, G. V. Akhmetova, and D. E. Semin 315

Bioproductivity and Trace Element Composition of Cereal-Legume Grass Mixtures
in Technozem when Applying Mineral Fertilizers

*L. N. Boloneva, I. N. Lavrentieva, M. G. Merkusheva,
L. L. Ubugunov, V. L. Ubugunov, and S. B. Sosorova* 330

DEGRADATION, REHABILITATION, AND CONSERVATION OF SOILS

Multiscale Estimates of Soil Erodibility' Variation Under Conditions
of High Soil Cover Heterogeneity in the Northern Forest-Steppe
of the Central Russian Upland

D. V. Fomicheva, A. P. Zhidkin, and M. A. Komissarov

345

Ecotoxicity of Dust from Different Functional Areas of Moscow

*O. V. Nikolaeva, S. A. Kulachkova, A. A. Astaykina,
M. S. Rozanova, and O. A. Chistova*

359

ДИОКСИД УГЛЕРОДА В ПОЧВЕННЫХ И ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ СЕВЕРА ЗАПАДНОЙ СИБИРИ: МЕТОДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ И КОЛИЧЕСТВЕННЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ

© 2024 г. О. Ю. Гончарова^{a, *}, М. В. Тимофеева^{a, b}, Г. В. Матышак^a, А. В. Исаева^{a, c}

^aФакультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

^bПочвенный институт им. В.В. Докучаева, Пыжевский пер., 7, Москва, 119017 Россия

^cИнститут глобального климата и экологии имени академика Ю.А. Израэля,
ул. Глебовская, 206, Москва, 107258 Россия

*e-mail: goncholga@gmail.com

Поступила в редакцию 25.06.2023 г.

После доработки 05.07.2023 г.

Принята к публикации 20.09.2023 г.

Растворенный неорганический углерода является существенным компонентом углеродного цикла, особенно в северных регионах, в то же время его потери через водные объекты до сих пор редко включаются в региональные углеродные модели. В задачи работы входило подробное освещение методического подхода выравнивания концентраций к изучению содержания растворенного CO_2 в почвенных и поверхностных водах, а также оценка диапазона величин концентрации CO_2 в водах разного генезиса в ландшафтах севера Западной Сибири. В результате проделанной методической работы выработан и представлен протокол измерения концентрации CO_2 в водах методом выравнивания концентраций с подробными расчетами. Концентрация CO_2 в почвенных (надмерзлотных) и поверхностных водах (речных, болотных, озерных и др.) колебалась от 13 до 2983 мкмоль/л (274 до 57000 мкاتم), абсолютное большинство объектов было пересыщено CO_2 по отношению к атмосфере. Максимальными величинами концентраций характеризуются надмерзлотные почвенные и болотные воды; минимальными – воды аквальных экосистем: термокарстовые и лесные озера. Высокая вариабельность содержания CO_2 в водах обуславливает необходимость большого числа измерений для получения адекватных оценок.

Ключевые слова: растворенный диоксид углерода, криолитозона, термокарстовые озера, бугристые торфяники, многолетняя мерзлота

DOI: 10.31857/S0032180X24020011, **EDN:** XYXVIQ

ВВЕДЕНИЕ

В глобальном масштабе поверхностные воды, включая ручьи, реки, озера и другие водные объекты, покрывают лишь 3% земной поверхности, при этом количество углерода, которое они эмитируют в атмосферу, накапливают в донных отложениях и переносят в океан может существенно повлиять на величину и знак общего углеродного баланса суши [13, 15, 36]. Современные исследования показали, что тот углерод, который реки выносят в мировой океан, составляет около трети углерода, который поступает в пресные поверхностные воды из наземных экосистем [13]. Большая часть этого углерода возвращается в атмосферу в виде двуоксида углерода до того, как попадает в океаны, или отлагается в руслах рек и на дне озер

в виде осажженного органического материала [37]. Описывается несколько основных путей попадания соединений углерода в природные воды: почвенное дыхание, за счет которого увеличивается концентрация CO_2 в грунтовых водах; эрозия почв, сопровождающаяся переносом дисперсного органического вещества; а также попадание морт-массы в водотоки в лесных и водно-болотных угодьях [37]. Исследования показывают, что игнорирование экспорта углерода через поверхностные воды может значительно переоценить его накопление в наземных экосистемах [18, 21, 28, 39]. В то же время потеря углерода через водные объекты до сих пор редко включается в региональные углеродные модели, а если включается, то расчеты подвержены большим неопределенностям. По мнению

исследователей связано это с недостатком первичных данных [30].

Растворенный диоксид углерода, угольная кислота, бикарбонат и карбонат ионы представляют вместе растворенный неорганический углерод (РНУ). Эти химические вещества находятся в динамическом равновесии, их соотношение зависит от их относительных концентраций, pH, температуры, концентраций буферных систем и веществ, обладающих комплексообразующими свойствами [9, 11]. Доля угольной кислоты в растворах составляет около 0.3%, остальное количество РНУ приходится на гидрат двуокиси углерода, но для простоты расчетов карбонатного равновесия принимают за H_2CO_3 весь растворенный CO_2 [16]. Часто в литературе, помимо истинных величин (г/л) для характеристики концентрации CO_2 в водах, используют величину $p\text{CO}_2$ — объемное содержание диоксида углерода (ppm) как характеристику его концентрации в растворе в условиях равновесия. Данные величины связаны, согласно закону Генри, следующим образом:

$$C_w = K_H P_g = K_H X P_a, \quad (1)$$

где C_w — концентрация растворенного CO_2 , моль/л; K_H — константа Генри, моль/(л атм); P_g — парциальное давление CO_2 , атм, которое согласно закону Дальтона, равно $X P_a$, где X — измеряемое объемное содержание CO_2 в газовой пробе, ppm, а P_a — атмосферное давление, атм.

В природе ситуация, когда концентрация CO_2 в водных объектах близка к гипотетически равновесной с атмосферой (когда объемное содержание в равновесии с раствором ~400 ppm), встречается крайне редко. Большинство водных резервуаров, как естественных, так и искусственных характеризуется величинами содержания CO_2 большими, а иногда и существенно большими, чем вышеупомянутое значение. Такие воды предложено называть пересыщенными (supersaturated) CO_2 по отношению к атмосфере. Если в водах содержится меньше CO_2 , чем при равновесии с атмосферой, они называются ненасыщенными (undersaturated) [16]. Как следствие, пересыщенные воды могут быть источником CO_2 в атмосферу, а ненасыщенные — поглотителем.

Для оценки содержания CO_2 в природных водах применяют ряд методов: титриметрический — через измерение общей кислотности [1, 2]; расчетный — с использованием величин общей щелочности или общего содержания РНУ, температуры раствора и pH [11, 16–26]; а также группу методов, общим принципом которых является уравнивание пробы воды с газовой пробой с известной (возможно нулевой) концентрацией CO_2 с последующим инструментальным (газоанализаторы)

измерением равновесной концентрации диоксида углерода [3, 40].

Несомненный интерес с точки зрения изучения углеродного баланса и роли в нем водных экосистем представляет Западная Сибирь, частично находящаяся в криолитозоне. Связано это как с высокой, до 70%, обводненностью территории, так и с неоднозначными последствиями меняющегося климата с возможной деградацией многолетнемерзлых пород. При этом роль поверхностных вод, особенно небольших водоемов, малых водотоков, водно-болотных угодий в углеродном обмене территории оценена явно недостаточно [34].

Задачами настоящей работы явилось: 1) подробное освещение методического подхода выравнивание концентраций к изучению содержания растворенного CO_2 в почвенных и поверхностных водах; 2) оценка диапазона величин концентрации CO_2 в водах разного генезиса в ландшафтах севера Западной Сибири.

ОБЪЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Район исследований расположен на северной границе северной тайги Западной Сибири в зоне прерывистого распространения многолетнемерзлых пород в пределах третьей озерно-аллювиальной равнины (а.о. 25–35 м) в междуречье рек Лев, Хетта и Хейгияха (Надымский район, Тюменская области, Ямало-Ненецкий автономный округ).

Для района характерны продолжительный зимний период (7–8 мес.), низкая среднегодовая температура воздуха (-5°C), количество осадков варьирует от 450 до 650 мм/год [5]. Распространены два основных типа местности: озерно-болотный и приречный, незначительные площади заняты фрагментами местностей хасырейного типа (спущенные термокарстовые озера). Местности озерно-болотного типа занимают большую часть равнины (60%), с преобладанием в их составе торфяников и болот, лесные урочища занимают менее 6% площадей. Второй тип местности представлен приречными ландшафтами с преобладанием лесных экосистем (80%) [5]. Зональным типом растительности в автоморфных условиях являются березово-лиственничные и березово-сосновые кустарничково-лишайниково-зеленомошные редколесья, развитые на приречных частях равнины. На плоской заболоченной центральной поверхности равнины доминируют багульниково-сфагновые бугристые торфяники и кустарничково-моховые болота. Многолетнемерзлые породы (ММП) отсутствуют с поверхности под островами лесных урочищ и болотами и приурочены к массивам торфяников, где вскрываются на глубинах 0.5–1 м. Почвообразующие породы в основном песчаные с линзами легкого и среднего суглинка. Повсеместно с поверхности

распространены торфяные отложения переменной мощности 0.5–1.5 м [5].

На торфяниках и окружающих их болотных участках формируются почвы с органогенным профилем разной мощности: торфяная олиготрофная, торфяная олиготрофная мерзлотная, торфяно-криозем, торфяно-подзол [6]. В автоморфных лесных экосистемах основу составляют альфегумусовые почвы: комбинации подбуров, подзолов и торфяно-подзолов, а также торфяно-глееземы, развивающиеся на породах тяжелого гранулометрического состава.

Важная особенность территории – интенсивная заболоченность и заозеренность, осложненная активно идущими криогенными рельефообразующими процессами [5]. В результате действия разномасштабных криогенных явлений, заболоченные территории претерпевают значительные изменения, связанные с расчленением общей территории болотных экосистем на участки, резко отличающиеся по степени гидроморфизма. Наиболее распространенными являются бугристые торфяники – участки болотных экосистем, приподнятые над общим уровнем под влиянием процессов пучения. В их пределах широко распространены термокарстовые озера разного возраста, формы и размера. Незначительные площади занимают грядово-мочажинные болота, приуроченные к крупным ареалам стока поверхностных вод.

Среди аквальных ландшафтов распространены как объекты естественного происхождения: реки и ручьи, различные типы озер (термокарстовые, старичные, болотные (дистрофные [10])), так и объекты антропогенного генезиса – обводненные карьеры и водоемы, образовавшиеся в результате нарушения режима поверхностных водотоков при строительстве линейных сооружений (рис. 1).

Таким образом, объектами исследования послужили пробы воды основных типов природных аквальных и территориальных комплексов района исследований, отобранные с одинаковой глубины (5 см). Данная глубина характеризовала концентрацию CO_2 в поверхностном слое максимально интенсивного газообмена с атмосферой. Более глубокие слои и, соответственно, профильные градиенты концентраций CO_2 в данной работе не рассматриваются. Были исследованы следующие типы вод:

1. Собственно речные экосистемы: основное русло р. Лонг-Юган. Воды анализировали на участке реки, протяженностью около 200 м ($65^\circ 19' 46.4''$ N, $72^\circ 49' 39.2''$ E).

2. В автоморфных лесных экосистемах:

а) Воды малых водотоков. Сеть ручьев и малых рек разной степени застоя, широко представленных в лесах в системе остаточного полигонального рельефа (бугристо-западинного). Анализировали воды из одного ручья ($65^\circ 19' 22.8''$ N, $72^\circ 55' 53.3''$ E) в трех точках на протяжении 1 км.

б) Воды озер. Для лесных экосистем территории характерно распространение небольших озер округлой формы, вероятно, реликтового происхождения (морской или термокарстовый генезис [5]). Отличительная их особенность – большая глубина (до 9 м) и низкая минерализация [7]. Анализировали воды из одного озера ($65^\circ 19' 16.6''$ N, $72^\circ 58' 16.2''$ E), в 4 точках, на противоположных участках берега.

3. В пределах озерно-болотного типа местности воды отобраны из разных типов озер:

а) Термокарстовые озера. Широко распространенный объект, характеризующий криогенные условия развития экосистем территории. Для них характерна округлая форма, иногда более сложная, вытянутая (за счет смыкания нескольких близлежащих озер), небольшая глубина (до 3 м), крутые берега, часто с признаками термоэрозии. В зависимости от возраста и места формирования озера могут быть как замкнутыми, гидрологически изолированными от других аквальных экосистем (болот, крупных озер, ручьев), так и связанными в единую гидрологическую сеть с общим стоком в речную сеть. В данной работе воды отобраны в термокарстовых озерах 2 групп, сформированных на разных геоморфологических уровнях. Первая группа (a_1) развита на стыке 2 и 3 террасы (а.о. 25–26 м), на границе с пойменными территориями и, вероятно, имеет гидрологическую связь с речной экосистемой (р. Лонг-Юган). Вторая группа озер (a_2) расположена в наиболее высокой части (а.о. 28–30 м) озерно-болотного комплекса, на границе с автоморфной лесной экосистемой. Анализировали воды из трех озер первой группы ($65^\circ 17' 49.4''$ N, $72^\circ 52' 53.5''$ E) и пяти озер второй ($65^\circ 19' 08.3''$ N, $72^\circ 51' 41.9''$ E).

б) Торфянико-болотные озера (дистрофные озерики) ($65^\circ 18' 52.0''$ N, $72^\circ 52' 24.0''$ E). Замкнутые, мелководные небольшие озерики, сформированные в пределах верховых болот (в ложбинах между бугристыми торфяниками) озерно-болотного комплекса за счет неравномерного нарастания торфяной залежи [10]. Растительность представлена сфагновыми мхами и олиго- и мезотрофными гидрофитами. Питание преимущественно атмосферное, возможно, присутствует нерегулярный сток с окружающих бугристых торфяников. Анализировали воды из пяти озерков.

в) Озера грядово-мочажинного комплекса. Комплекс развит на небольшой площади исследованной территории, характеризующейся выраженным стоком поверхностных вод в речную экосистему (р. Лонг-Юган) ($65^\circ 18' 50.3''$ N, $72^\circ 51' 30.4''$ E). Озера незамкнутые, мелкие, вытянутые против направления стока вод. Анализировали воды из трех озер.

4. Надмерзлотные воды. Отобраны воды, скапливающиеся в понижениях кровли многолетней

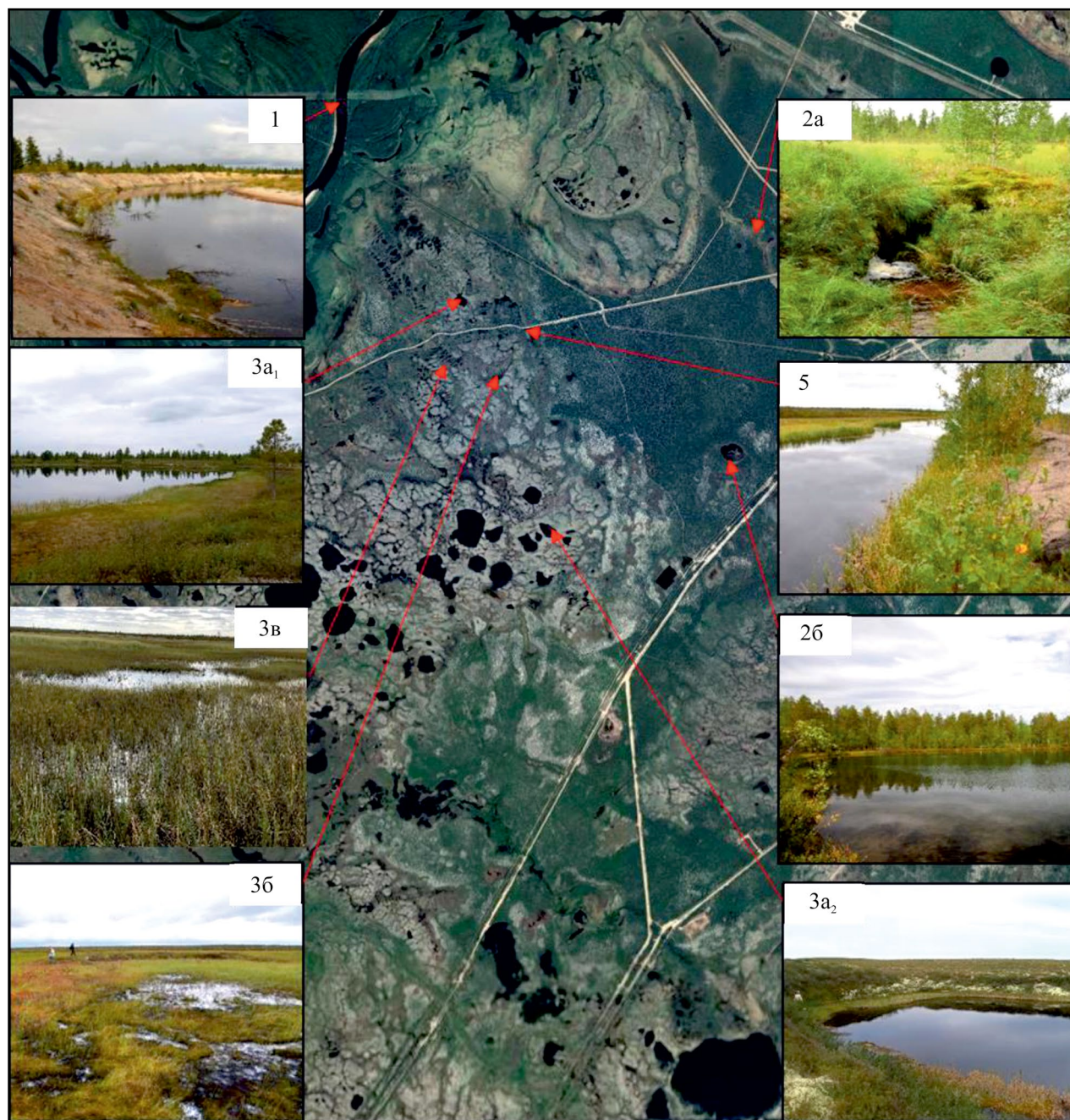


Рис. 1. Объекты исследования: 1 — река Лонг-Юган; 2а — лесной ручей; 2б — лесное озеро; 3а₁, 3а₂ — термокарстовые озера; 3б — торфянико-болотные озера (дистрофные озерки); 3в — озера грядово-мочажинного комплекса; 5 — “подпертые воды”. Развернутое описание объектов представлено в тексте.

мерзлоты в пределах нижней части профиля торфяных почв бугристых торфяников (65°18'48.6" N, 72°52'29.5" E).

5. Объект “подпертые воды”. Относится к типу антропогенно-нарушенных объектов. В 1977 г. на изучаемой территории был проложен магистральный газопровод (Надым-Пунга). Строительство газопровода привело к существенному изменению

гидрологии окружающих ландшафтов. На ряде участков произошло значительное обводнение экосистем за счет активного таяния ММП и перегораживания естественных водотоков. В результате, в непосредственной близости от газопроводов сформировались вытянутые озерки небольшой глубины и площади (65°18'56.6" N, 72°52'14.4" E). Анализировали воды трех озерков.

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Оценка концентрации CO_2 в водах методом выравнивая (уравновешивания) концентраций “equilibration technique” обычно состоит из нескольких этапов: уравнивание CO_2 между пробой жидкости и воздуха фиксированного объема; измерение концентрации газа в пробе воздуха из “свободного пространства” либо с помощью газовой хроматографии (в лабораторных условиях), либо с помощью инфракрасной спектроскопии (может применяться в полевых условиях); и дополнительные расчеты для преобразования концентраций газа в $p\text{CO}_2$ или весовые концентрации с поправкой на температуру и давление [40]. Существует много вариантов данной методики с применением различных устройств, но наиболее распространенным и доступным в настоящее время для исследования поверхностных вод является так называемый ручной метод с использованием шприца или небольших емкостей [3]. Метод удобен, особенно в полевых условиях, так как не зависит от сложного оборудования и дает надежные результаты [25]. Метод заключается в отборе пробы воды в сосуд или шприц и замещении части пространства над водой газом с известной концентрацией CO_2 . Затем шприц энергично встряхивается, дается время для уравнивания, отбирается проба газа [21]. Модификаций данного метода очень много, связаны они с варьированием объемов газовой и жидкой фаз, временем встряхивания и уравнивания, замещающим газом, добавлением консервантов. Существенным недостатком является отсутствие единой методики.

В англоязычной литературе были опубликованы документы и протоколы расчетов, в которых этот метод применяется для анализа концентрации растворенного CO_2 в пресных водах [19, 20, 27], но без учета того, что растворенный CO_2 находится в динамическом химическом равновесии с карбонатами и гидрокарбонатами. Действительно, согласно известным положениям [11], данными взаимодействиями можно пренебречь для растворов с величиной pH меньше 5.5–6.0 ед. Некоторые источники даже указывают на возможность использования данного метода без корректировки на щелочность для большинства бореальных вод (ошибка <5%), где pH меньше 7.5 или $p\text{CO}_2$ больше 1000 мкатм [25]. В процессе работы мы вырабатывали собственный протокол исследования, основываясь на вышеперечисленных работах, но с адаптацией для полевых условий и имеющейся приборной базы.

Протокол исследования. В шприцы объемом 50 мл (удобно использовать шприцы с системой Луер Лок с завинчивающейся заглушкой) отбирается проба воды объемом 25 мл и внешнего

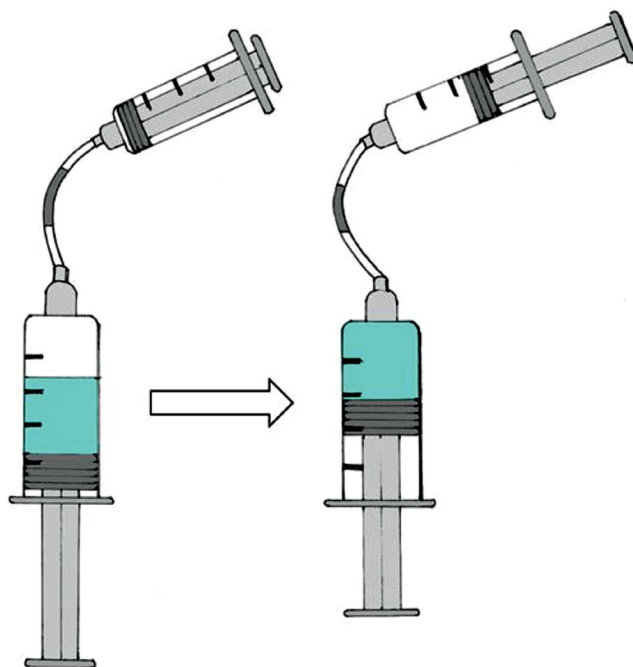


Рис. 2. Схема перекачки пробы воздуха после уравнивания свободного пространства из большого шприца в малый (рисунок М.А. Чепурновой).

окружающего воздуха объемом 25 мл (соотношение объема воды и воздуха 1 : 1). Шприцы закрываются герметичными пробками и встряхиваются вручную в течение 1 мин, после отстаиваются в течение 30 мин в температурных условиях близких к температуре анализируемых вод. Возможно поместить шприцы непосредственно в водоем, из которого отбиралась проба. Далее уравновешенный объем газовой фазы из шприца 50 мл через короткую трубку, заполненную силикагелем (или просто влаговпитывающим инертным материалом), перегоняется в шприц объемом 20 мл. Сначала небольшая порция газа (не больше 1 мл) перегоняется в трубку, затем присоединяется пустой шприц и под давлением заполняется. Процедура осуществляется аккуратно, быстро, большой шприц держится вертикально, чтобы не допустить попадание влаги в маленький шприц (рис. 2). Одновременно с отбором проб вод берется фоновая проба окружающего воздуха в отдельный шприц. Концентрация газа в полученных пробах определяется непосредственно в поле с помощью портативного газоанализатора с инфракрасным датчиком, в нашем случае LiCOR LI-830 (точность 0.001%). Дополнительно обязательно проводится измерение температуры воды в месте отбора пробы и берется проба для определения pH (или измеряется на месте с помощью портативных приборов). Если точно известно, что воды кислые (pH меньше 5),

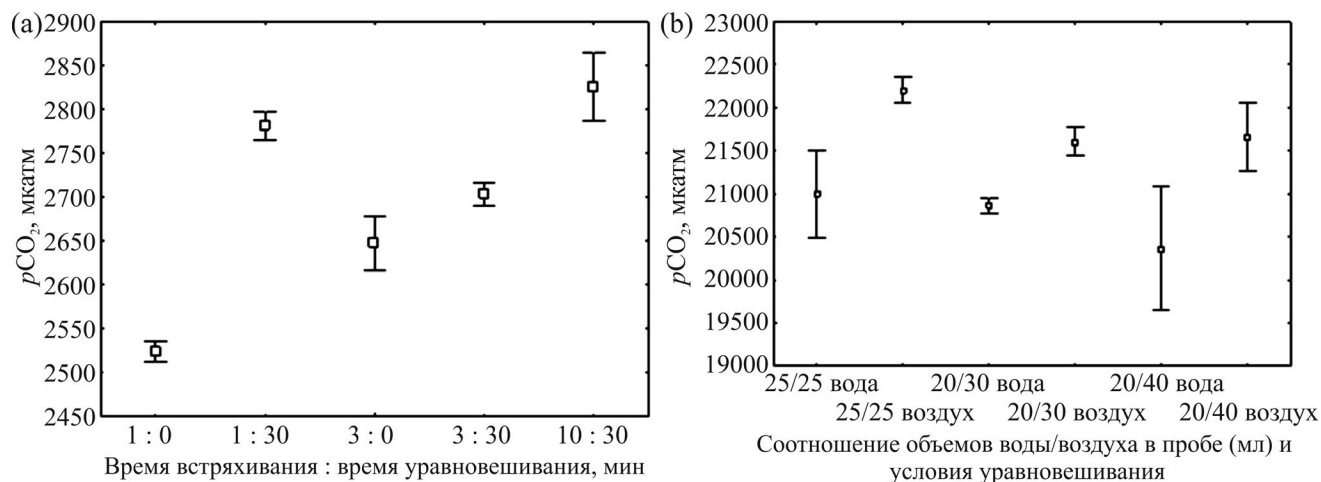


Рис. 3. Результаты методической работы по определению парциального давления CO_2 для вод методом уравнивания свободного пространства (представлены среднее и стандартная ошибка среднего). а — эксперимент с различным временем встряхивания шприцов и временем уравнивания, б — эксперимент с различным соотношением водной и воздушных фаз и условий уравнивания (температура), в воде или на воздухе.

то измерение кислотности можно не проводить. Если измерение концентрации CO_2 проводится не в поле, а пробы перевозятся в лабораторию, и их количество ограничено, возможно использование для фоновых значений концентрации CO_2 в воздухе средних величин для региона. Например, для северных районов такая величина составляет около 350 ppm [24].

Для подтверждения обоснованности выбранной процедуры исследования была проведена серия методических экспериментов, в которую включалась оценка оптимального времени встряхивания/уравнивания; соотношения водной и воздушной фаз в пробе; влияние температуры, при которой проводится эксперимент. Методические работы проводили по одной схеме: пробы (повторности) брали из предварительно отобранного большого объема воды (7–10 л) в течение 30–60 с. Данная манипуляция необходима, так как концентрация газа в поверхностных водах крайне вариабельный и изменчивый параметр. В первом эксперименте проводили манипуляции со временем встряхивания/уравнивания. Полученные данные свидетельствовали, что ряд манипуляций достоверно различается (рис. 3а). А именно: минимальные значения получили для незамедлительного измерения после 1-минутного встряхивания (данная манипуляция часто встречается в литературе), а максимальные — при двух манипуляциях: 1:30 и 10:30 (время встряхивания: уравнивания, мин). По результатам эксперимента для исследования был выбран вариант 1 мин встряхивания, 30 мин уравнивания. Большее время встряхивания сильно затрудняет и замедляет исследование.

В ходе второго эксперимента изменяемыми параметрами были соотношение объемов газовой и жидкой фаз, а также температура раствора. Точнее — условия, в которых происходит уравнивание раствора и газовой фазы в шприце. Часто, особенно при работе в северных регионах, наблюдается большая разница температур исследуемых вод и температуры воздуха. Причем разница может быть и в ту, и в другую сторону. А поскольку на растворимость газа в воде сильное влияние оказывает температура раствора, некоторые исследователи рекомендуют все манипуляции со шприцами до отбора проб проводить под водой в объекте, на котором проходит эксперимент. Температура воды на момент эксперимента составляла $+15.5^\circ\text{C}$, воздуха $+22.0^\circ\text{C}$. Результаты эксперимента (рис. 3б) подтвердили необходимость поддержания исходной температуры раствора во время этапа уравнивания — наблюдалась достоверная разница в полученных результатах для разных условий (при расчете без учета разницы температур). Также подтвердилась возможность использования соотношения водной и воздушных фаз 1:1 — для трех экспериментальных соотношений достоверной разности не выявлено. Необходимость использования большого количества газовой фазы обусловлено тем, что измерение концентрации CO_2 проводится в полевых условиях на газоанализаторе LiCOR LI-830, минимальный необходимый объем газовой пробы составляет 20–25 мл, а рекомендованное в опубликованных протоколах соотношение воды и воздуха 1:2 [27], т.е. объем газовой фазы составляет меньше 20 мл при использовании шприца объемом 50 мл.

Далее, на основе полученных данных, а именно: X_1 и X_2 — измеряемое в ходе эксперимента объемное содержание CO_2 в газовой фазе пробы до и после уравнивания, ppm; T_w (температура воды, К), V_g/V_w — соотношение объемов воздуха и воды в пробе (в настоящем исследовании оно равно 1), рассчитывается концентрация CO_2 в пробе воды, мкмоль/л [11, 20, 27].

$$C_w = P_a \left\{ X_1 K_H + \left(\frac{V_g}{V_w} \right) (X_2 - X_1) / (RT_w) \right\}, \quad (2)$$

где R — универсальная газовая постоянная, равная 0.082 л атм/(К моль), T_w — температура воды, К. Константа Генри K_H для CO_2 рассчитывается по эмпирической формуле (3), предложенной в работе [38].

$$\ln K_H = -58.0931 + 90.5069 \left(\frac{100}{T_w} \right) + 22.294 \ln \left(\frac{T_w}{100} \right). \quad (3)$$

Для упрощения расчетов рассчитали константу для нескольких значений температур, построили график и аппроксимировали его полиномом 2 степени (формулу (4) нужно использовать без округления коэффициентов):

$$K_H = 0.0000348571 T_w^2 - 0.0215801714 T_w + 3.3696. \quad (4)$$

Для оценки искомого парциального давления (P_g^0) или объемного содержания CO_2 (X^0) в равновесной газовой фазе, характеризующей уровень растворенного диоксида углерода в исходной пробе воды согласно закона Генри (формула (1)) получаем формулы (5) и (6):

$$P_g^0 = C_w / K_H, \quad (5)$$

$$X^0 = \frac{P_g^0}{P_a}. \quad (6)$$

Первая величина (5) выражается в атмосферах (или мкатм), вторая (6) — в ppm. Если атмосферное давление принять за 1 атм, то величины будут равны численно. Важное примечание: если уравнивание происходит при температуре, отличной от изначальной температуры пробы воды, то в формуле (2) необходимо использовать K_H , рассчитанную для температуры уравнивания, а в формуле (5) — для начальной температуры пробы воды.

В расчетах для оценки растворимости не учитывается карбонатно-кальциевое равновесие

в растворах. Если pH воды не превышает 5, то абсолютно доминирует растворенный CO_2 (H_2CO_3), и другими формами можно пренебречь [11, 25]. В водах с более высокими величинами pH растворимость CO_2 будет повышаться и это необходимо учитывать при расчетах.

Следовательно, представление искомой величины в единицах парциального давления или в ppm является хоть и не очень корректным, но более наглядным, поскольку отражает пересыщенность или недонасыщенность вод по данному компоненту относительно атмосферы. Чтобы провести такую оценку по величинам, выраженным в мольных концентрациях, необходима информация о температуре воды, ее pH и солености. Приведенный пример в табл. 1 можно использовать для пошаговой проверки расчета. Давление принимается за 1 атм.

Концентрацию CO_2 в почвенных надмерзлотных водах оценивали с использованием данных по объемной концентрации CO_2 в почвенном воздухе (метод пробоотборников заместительного типа [11]), находящемся в равновесии с надмерзлотными водами согласно формуле (1). Для этого помещали полую трубку диаметром 1 см с открытым нижним концом в почву с таким расчетом, чтобы нижний конец находился приблизительно на 10 см выше уровня мерзлоты. Сверху трубку закрывали герметичной пробкой. Пробу воздуха отбирали шприцом с иглой через несколько дней, после наступления равновесия. Для расчета K_H в данном случае полагали, что температура почвенных надмерзлотных вод близка к 0°C. Если надмерзлотные воды были неглубоко от поверхности, то делали небольшую прикопку длинноштыковой лопатой до воды, быстро отбирали пробу [31] и анализировали методом выравнивания концентраций.

Во время исследований осуществляли контроль температуры воздуха с помощью электронных термометров TP3001 (точность $\pm 1^\circ\text{C}$). Кислотность, окислительно-восстановительный потенциал, электропроводность и температуру вод определяли полевыми измерителями серии Hanna Instruments (точность ± 0.05 pH; ± 2 мВ; $\pm 2\%$ шкалы проводимости; $\pm 0.5^\circ\text{C}$ соответственно).

В общей сложности в августе 2022 г. проанализировали около 180 проб воды приблизительно из 30 индивидуальных объектов, объединенных в вышеперечисленные группы с повторностью от 3 до 50. Обработку данных проводили в программном пакете Statistica 8.0.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Все исследованные воды кислые или слабокислые (табл. 2). Наиболее низкими и близкими по значению величинами кислотности характеризуются почвенные надмерзлотные воды и болотные

Таблица 1. Пример расчета концентрации CO₂ из исходных данных

№ образца	Измеренные параметры			Рассчитанные параметры	
	$T_{\text{воды}}, ^\circ\text{C}$	X_1, ppm	X_2, ppm	$X^0 (p\text{CO}_2), \text{мкатм}$	$C_w, \text{мкмоль/л}$
1	0.0	400	400	400	31
2	15.0	400	1500	2535	114
3	25.0	400	20500	44676	1519

воды, что является закономерным, учитывая их гидрографическую сопряженность и схожую характеристику органогенного профиля, состоящего из олиготрофного сфагнового торфа. Чуть менее кислыми являются воды лесных переувлажненных ложбин, а также воды грядово-мочажинного комплекса и одной из групп термокарстовых озер. Слабокислой реакцией среды характеризуются озерные, речные и подпертые воды. Важное значение для процессов газообмена на разделе вода–атмосфера имеет температура. Наиболее низкими температурами характеризуются надмерзлотные воды. Непосредственное измерение их температуры не проводили, но очевидно, что она лишь немного выше 0°С и является таковой в течение всего периода, когда почва находится в оттаявшем состоянии. На период исследования – август 2022 г. – наиболее прогретыми были верхние слои р. Лонг-Юган и лесных озер (до 16°С). Температур вод остальных объектов была в диапазоне от 11.5 до 14.0°С. Все

воды характеризовались низкой минерализацией, их электропроводность не превышала 80 мкСм/см. Интересно отметить тот факт, что минерализация лесного озера находилась ниже чувствительности прибора, которая составляет 1 мкСм/см. Воды существенно различались по величине окислительно-восстановительного потенциала, который варьировал от 120 до 370 мВ. Минимальные значения наблюдались в водах лесных озер и в русле реки, максимальные – в термокарстовых озерах второй группы и лесных ложбинах.

С использованием описанных выше методик получили данные по содержанию растворенного CO₂ во всех описанных объектах, средние величины которых представлены в табл. 2. Диапазон величин концентрации CO₂ в единицах равновесного парциального давления в исследованных объектах от 274 до 57678 мкатм (ppm), в мольных долях – от 13 до 2983 мкмоль/л, в пересчете на массовую долю диоксида углерода – 0.57–131.28 мг CO₂/л. В водах

Таблица 2. Свойства основных водных объектов (средние и стандартные отклонения)

Объект	n	pH	$T_{\text{воды}}, ^\circ\text{C}$	ЕС, мкСм/см	Eh, мВ	УБВ, см	$p\text{CO}_2, \text{мкатм}$
Озера лесные	6	5.76 ± 0.47	15.8 ± 0.3	0*	206 ± 11	—	668 ± 154
Озера термокарстовые (За ₂)	15	4.55 ± 0.23	13.9 ± 0.93	11 ± 5	356 ± 8	—	688 ± 319
Река (Лонг-Юган)	4	Не опр.	16.1 ± 0.5	58	210	—	1463 ± 318
Подпертые воды	11	5.10 ± 0.27	13.9 ± 0.7	8 ± 5	297 ± 20	—	4543 ± 5552
Озера термокарстовые (За ₁)	20	5.15 ± 0.54	12.1 ± 12	9 ± 6	263 ± 27	—	5997 ± 6073
Грядово-мочажинный комплекс	16	4.51 ± 0.14	14.2 ± 1.3	15 ± 13	302 ± 36	9 ± 4	7427 ± 4091
Торфянико-болотные озерки	39	4.17 ± 0.31	12.5 ± 1.3	42 ± 20	280 ± 75	14 ± 6	9074 ± 12454
Лесной ручей	17	4.38 ± 0.36	11.7 ± 0.8	19 ± 9	325 ± 46	9 ± 2	10860 ± 6532
Надмерзлотные воды	40	4.00 ± 0.12	Не опр.			—	15495 ± 12590

* Ниже чувствительности прибора.

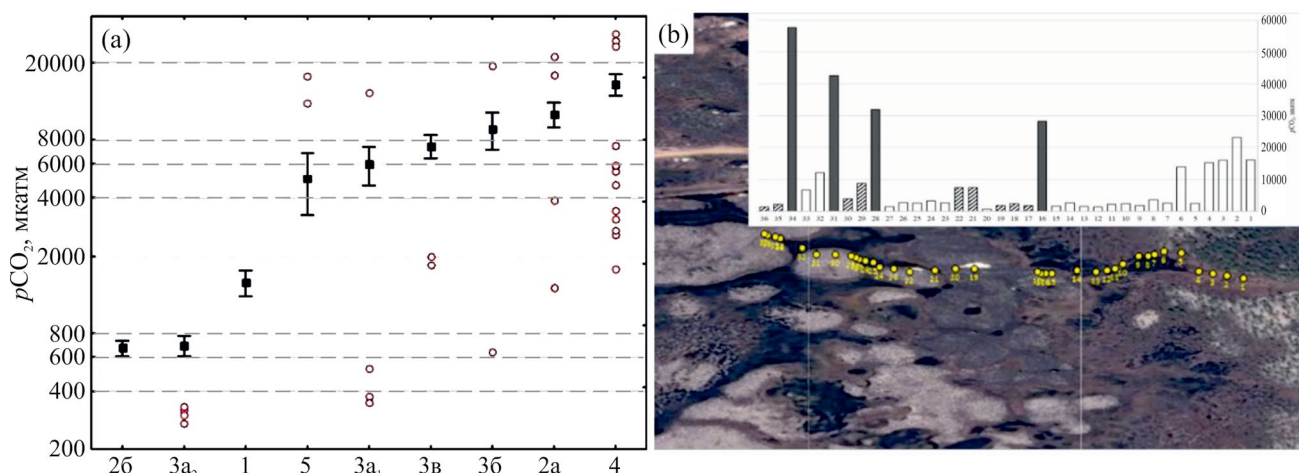


Рис. 4. Парциальное давление CO_2 в надмерзлотных и поверхностных водах севера Западной Сибири (а): 1 — река Лонг-Юган; 2а — лесной ручей; 2б — лесное озеро; 3а₁, 3а₂ — термокарстовые озера; 3б — торфянико-болотные озера (дистрофные озера); 3в — озера грядово-мочажинного комплекса; 4 — надмерзлотные воды; 5 — “подпертые воды” (развернутое описание объектов представлено в тексте, представлены средние значения, ошибка среднего и выбросы, шкала логарифмическая). б — результаты исследования содержания CO_2 в водах разного происхождения по трансекте, пересекающей основные элементы торфяно-болотного комплекса и прилегающих лесных экосистем (без штриховки — воды заросшего лесного ручья и торфянико-болотных озерков, штриховка — надмерзлотные воды торфяников, сплошная заливка — краевые точки озерков в непосредственной близости от торфяников).

лесных озер и термокарстовых озер второй группы концентрация CO_2 близка к равновесной с атмосферной (около 350 мкатм), а в отдельных случаях ниже ее (отдельные повторности как на лесных, так и на термокарстовых озерах) (рис. 4а). Низкие, но большие чем в озерах, значения наблюдались в русле реки. Далее объекты выстраиваются в ряд с постепенным увеличением концентрации CO_2 , которая достигала максимума в надмерзлотных водах. Максимальные средние величины (надмерзлотные воды) превышали минимальные (лесные озера) в 25 раз.

ОБСУЖДЕНИЕ

Следует отметить, что, исходя из общих статистических параметров, распределение полученных величин концентрации CO_2 (все данные) существенно отличается от нормального с коэффициентом вариации более 100%, что свидетельствует о неоднородности группы. Медиана существенно смещена в сторону низких значений, и около 70% значений лежит в интервале от 0 до 10000 мкатм. Существенной неоднородностью отличаются и выделенные группы объектов (рис. 4а), о чем свидетельствует большое количество выбросов. В работе намеренно не исключали эти величины из общей совокупности данных, так как основной задачей данного исследования является отработка методики выравнивания концентраций. С нашей точки зрения методика характеризуется хорошей воспроизводимостью и чувствительностью. Об этом можно

судить по данным методической работы (рис. 3б) — даже небольшое изменение условий эксперимента (температура уравнивания) дает статистически значимое изменение результата при стандартизации условий отбора проб. В связи с этим, наличие выбросов свидетельствует не о недостатках методики, а о высокой вариабельности и изменчивости самого исследуемого параметра. Даже при отборе проб практически в одной точке результаты могут сильно различаться. Связано это, в том числе, со стратификацией концентрации CO_2 по глубинам и возможным подмешивании вод из более глубоких слоев при повторном пробоотборе.

Поскольку каждая из выделенных групп включала несколько территориально разнесенных объектов (например, группа термокарстовых озер 1 включала 5 озер), и место отбора каждой индивидуальной пробы фиксировалось, можно эти выбросы проанализировать. Максимальное их количество наблюдалось в четырех группах: термокарстовые озера 1, подпертые воды, болота и надмерзлотные воды, эти же группы характеризовались максимальными коэффициентами вариабельности исследуемого параметра. Для термокарстовых озер первой группы разброс значений наблюдался не между озерами, а для разных участков отдельных озер. Связываем это с их большим возрастом и заметным зарастанием, которое происходит неравномерно, и озера имеют выраженную асимметрию с различной глубиной, характером прибрежной растительности и т.д. На объекте “подпертые

воды” в качестве выбросов выделяются точки отбора, расположенные в отдалении от остальных и имеющие другой источник питания. Наиболее очевидные выбросы были отмечены для болотных экосистем. На рис. 4b представлены результаты исследования концентрации CO_2 по трансекте, пересекающей несколько объектов практически по прямой линии. Значимо более высокие значения концентраций CO_2 в болотной воде наблюдались в непосредственной близости от торфяников (точки 16, 28, 31, 34). Данный факт неоднократно отмечался [12], и связан интенсивным поступлением растворенного CO_2 с надмерзлотными водами с торфяников в окружающие болота.

Наиболее неоднородной группой по величинам концентрации CO_2 являются надмерзлотные воды. Одной из причин может быть методическая. В данном случае это лишь оценочная величина, которую получили, исходя из предположения, что методом пробоотборников заместительного типа анализируется почвенный воздух, находящийся в равновесии с почвенными водами. Поэтому название надмерзлотные достаточно условное. Старались поместить трубки непосредственно над мерзлотой, но не всегда это удавалось, так как мерзлота могла быть на глубине 1 м и более. Вторая причина — различная глубина залегания мерзлоты и, соответственно, надмерзлотных вод. Данное обстоятельство несомненно будет существенно отражаться на величинах концентрации CO_2 в почвенном воздухе и водах, исходя из известных закономерностей распределения газа по почвенному профилю [11]. Даже несмотря на существенный разброс величин в данной группе вод, она значимо выделяется среди всех других (дисперсионный анализ) более высокими значениями.

Таким образом, каждая конкретная цифра вполне адекватно отражает реально существующую в данный момент времени концентрацию CO_2 в водах. При этом, в силу очевидной вариабельности и изменчивости показателя, близкие к истине оценки можно получить только при большой повторности измерений. Предложенный и описанный метод как нельзя лучше подходит для этих целей, при условии наличия газоанализатора с возможностью измерения непосредственно в поле.

Обратимся к абсолютным показателям концентраций CO_2 , полученным в ходе исследования. Близкими к равновесным с атмосферным воздухом, а иногда и меньшими таковых, значениями концентраций CO_2 характеризовались лесные озера и группа молодых термокарстовых озер (За_2). Они расположены на высоких гипсометрических отметках и, вероятно, имеют в основном атмосферное питание. Другая группа термокарстовых озер находилась ниже по геоморфологическому уровню (стоку) в непосредственной близости к обширной пойменной территории.

Предположительно, данные озера имеют больший возраст, о чем свидетельствует их интенсивное зарастание. Возможно, данные озера характеризуются большей трофностью, имеют помимо атмосферного в том числе грунтовое питание. Очевидно, что в них активно поступают надмерзлотные почвенные воды из окружающих торфяников, богатые как неорганическими, так и органическими растворенными соединениями углерода. В отличие от первой группы, величины концентрации растворенного CO_2 в них в 10–15 раз превышают равновесную с атмосферой. Если сравнивать величины концентраций с имеющейся литературной базой по термокарстовым озерам мира [3], то первая группа соответствует представленному там диапазону для Западной и Восточной Сибири [17, 32], Швеции [29], Канады [33] и США [23]. При этом группа более старых озер (За_1) превосходит по средним значениям литературные данные в несколько раз, что дает основание задуматься над их происхождением, возможно генезис их не столь однозначен. Концентрация CO_2 в основном русле р. Лонг-Юган соответствует таковой в крупных северных реках — Обь, Индигирка, Юкон [8, 17, 35]. Наименьшее количество данных в литературе представлено для болотных и надмерзлотных вод. Удалось найти большой объем данных только для бореальных болот Канады, а также болот Западной Сибири. Настоящие данные находятся на верхней границе, представленного для них диапазона содержания CO_2 [4, 14]. Для надмерзлотных вод есть данные, представленные в работах по Западной Сибири [31]. Средние величины, полученные в настоящем исследовании (около 600 мкмоль/л), укладываются в широтный диапазон данных, полученных одной из модификаций метода *headspace equilibration* для надмерзлотных вод. Таким образом, подавляющее большинство изученных нами объектов характеризуется пересыщенностью вод диоксидом углерода по сравнению с атмосферой, иногда на несколько порядков и, безусловно, активно эмитирует данный газ в атмосферу.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Представленная модификация метода выравнивания концентраций позволяет проводить массовые измерения концентрации диоксида углерода в поверхностных и близкозалегающих грунтовых/надмерзлотных водах. Необходимым условием получения достоверных результатов является тщательная фиксация параметров вод (рН и температуры). Величина пересыщения вод CO_2 по сравнению с атмосферным парциальным давлением этого газа дает представление о потенциальном его потоке с поверхности водного объекта или о количестве газа, которое текущие воды могут переносить.

Полученные в ходе исследования данные по содержанию CO_2 в поверхностных водах и водах гидроморфных экосистем свидетельствуют об их существенном пересыщении этим газом. Максимальными величинами концентраций характеризуются воды гидроморфных ландшафтов: надмерзлотные и болотные; минимальным — воды аквальных экосистем: термокарстовые и лесные озера. Показатель концентрации CO_2 в водах характеризуется высокой вариабельностью, даже в пределах одного объекта, что обуславливает необходимость большого числа измерений для получения адекватных оценок.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РНФ 22-24-00408 “Соединения углерода в системе почва—вода—атмосфера сопряженных ландшафтов криолитозоны Западной Сибири”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
2. Верещагин Г.Ю. Методы полевого гидрохимического анализа в их применении к гидрологической практике. Л.: ГГИ, 1930. 135 с.
3. Гончарова О.Ю., Тимофеева М.В., Матышак Г.В. Диоксид углерода в природных почвенных, грунтовых и поверхностных водах арктических и бореальных регионов: роль, источники, методы определения (обзор) // Почвоведение. 2023. № 3. С. 321–338. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22601025>
4. Инишева Л.Н. Закономерности функционирования болотных экосистем в условиях воздействия природных и антропогенных факторов: монография. Томск: Изд-во ТГПУ, 2020. 482 с.
5. Ландшафты криолитозоны Западно-Сибирской нефтегазоносной провинции. Новосибирск: Наука, 1983. 165 с.
6. Матышак Г.В., Богатырев Л.Г., Гончарова О.Ю., Бобрик А.А. Особенности развития почв гидроморфных экосистем северной тайги Западной Сибири в условиях криогенеза // Почвоведение. 2017. № 10. С. 1155–1164. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17100069>
7. Орехов П.Т. Аквальные природные комплексы северной тайги Западной Сибири // Криосфера Земли. 2010. Т. 14. № 2. С. 23–28.
8. Пипко И.И., Пугач С.П., Савичев О.Г., Репина И.А., Шахова Н.Е., Моисеева Ю.А., Барсков К.В., Сергиенко В.И., Семилетов И.П. Динамика растворенного неорганического углерода и потоков CO_2 между водой и атмосферой в главном русле реки Обь // Доклады АН. 2019. Т. 484. № 6. С. 691–697.
9. Понизовский А.А., Пинский Д.Л., Воробьева Л.А. Химические процессы и равновесия в почвах. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1986. 102 с.
10. Природные условия и естественные ресурсы СССР: Западная Сибирь. М.: Изд-во Академии Наук СССР, 1963. 490 с.
11. Смагин А.В. Газовая фаза почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2005. 301 с.
12. Тимофеева М.В., Гончарова О.Ю., Матышак Г.В., Чуванов С.В. Потоки углерода в экосистеме торфяно-болотного комплекса криолитозоны Западной Сибири // Геосферные исследования. 2022. № 3. С. 109–125.
13. Aufdenkampe A.K., Mayorga E., Raymond P.A., Melack J.M., Doney S.C., Alin S.R., Aalto R.E., Yoo K. Riverine coupling of biogeochemical cycles between land, oceans, and atmosphere // Frontiers Ecology Environ. 2011. V. 9. № 1. P. 53–60. <https://doi.org/10.1890/100014>
14. Billett M.F., Moore T.R. Supersaturation and evasion of CO_2 and CH_4 in surface waters at Mer Bleue peatland, Canada // Hydrol. Process. 2008. V. 22. № 12. P. 2044–2054. <https://doi.org/10.1002/hyp.6805>
15. Cole J.J., Prairie Y.T. Dissolved CO_2 // Encyclopedia of Inland Waters. Elsevier, 2009. P. 30–34. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00091-0>
16. Cole J.J., Prairie Y.T., Caraco N.F., McDowell W.H., Tranvik L.J., Striegl R.G., Duarte C.M., Kortelainen P., Downing J.A., Middelburg J.J., Melack J. Plumbing the Global Carbon Cycle: Integrating Inland Waters into the Terrestrial Carbon Budget // Ecosystems. 2007. V. 10. № 1. P. 172–185. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9013-8>
17. Dean J.F., Meisel O.H., Martyn Rosco M., Marchesini L.B., Garnett M.H., Lenderink H., Logtestijn R. van, Borges A.V., Bouillon S., Lambert T., Röckmann T., Maximov T., Petrov R., Karsanaev S., Aerts R., Huissteden J. van, Vonk J.E., Dolman A.J. East Siberian Arctic inland waters emit mostly contemporary carbon // Nat Commun. 2020. V. 11. № 1. P. 1627. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15511-6>
18. Grace J., Malhi Y. Carbon dioxide goes with the flow // Nature. 2002. V. 416. № 6881. P. 594–594. <https://doi.org/10.1038/416594b>
19. Greenhouse gas emissions — fluxes and processes: hydroelectric reservoirs and natural environments. Berlin: Springer, 2005. 732 p.
20. GHG measurement guidelines for freshwater reservoirs: derived from: The UNESCO/IHA Greenhouse

- Gas Emissions from Freshwater Reservoirs Research Project / Ed. Goldenfum J.A. London: Intern. Hydro-power Association (IHA), 2010. 138 p.
21. *Hope D., Billett M.F., Cresser M.S.* A review of the export of carbon in river water: Fluxes and processes // *Environ. Poll.* 1994. V. 84. № 3. P. 301–324. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)90142-2](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)90142-2)
 22. *Hope D., Palmer S.M., Billett M.F., Dawson J.J.C.* Carbon dioxide and methane evasion from a temperate peatland stream // *Limnol. Oceanogr.* 2001. V. 46. № 4. P. 847–857. <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.4.0847>
 23. *Hope D., Palmer S.M., Billett M.F., Dawson J.J.C.* Variations in dissolved CO₂ and CH₄ in a first-order stream and catchment: an investigation of soil-stream linkages // *Hydrological Processes*. 2004. V. 18. № 17. P. 3255–3275. <https://doi.org/10.1002/hyp.5657>
 24. *Kling G.W., Kipphut G.W., Miller M.C.* The flux of CO₂ and CH₄ from lakes and rivers in arctic Alaska // *Hydrobiologia*. 1992. V. 240. № 1–3. P. 23–36. <https://doi.org/10.1007/BF00013449>
 25. *Koschorreck M., Prairie Y.T., Kim J., Marcé R.* Technical note: CO₂ is not like CH₄ – limits of and corrections to the headspace method to analyse pCO₂ in fresh water // *Biogeochemistry. Greenhouse Gases*. 2020. <https://doi.org/10.5194/bg-2020-307>
 26. *Neal C., House W., Down K.* An assessment of excess carbon dioxide partial pressures in natural waters based on pH and alkalinity measurements // *Sci. Total Environ.* 1998. V. 210–211. P. 173–185. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00011-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00011-4)
 27. *Oil L., Halbedel (née Angelstein) S.* Advances in the headspace equilibration technique for CO₂ sampling // *Protocol Exchange*. 2015. P. 1–18. <https://doi.org/10.1038/protex.2015.085>
 28. *Öquist M.G., Wallin M., Seibert J., Bishop K., Laudon H.* Dissolved inorganic carbon export across the soil/stream interface and its fate in a boreal headwater stream // *Environ. Sci. Technol.* 2009. V. 43. № 19. P. 7364–7369. <https://doi.org/10.1021/es900416h>
 29. *Prairie Y.T., Bird D.F., Cole J.J.* The summer metabolic balance in the epilimnion of southeastern Quebec lakes // *Limnol. Oceanogr.* 2002. V. 47. № 1. P. 316–321. <https://doi.org/10.4319/lo.2002.47.1.0316>
 30. *Rantakari M., Kortelainen P., Vuorenmaa J., Mannio J., Forsius M.* Finnish Lake Survey: the role of catchment attributes in determining nitrogen, phosphorus, and organic carbon concentrations // *Water, Air, Soil Poll. Focus*. 2004. V. 4. № 2/3. P. 683–699. <https://doi.org/10.1023/B:WAFO.0000028387.61261.96>
 31. *Raudina T.V., Loiko S.V., Lim A., Manasypov R.M., Shirokova L.S., Istigechev G.I., Kuzmina D.M., Kulizhsky S.P., Vorobyev S.N., Pokrovsky O.S.* Permafrost thaw and climate warming may decrease the CO₂, carbon, and metal concentration in peat soil waters of the Western Siberia Lowland // *Sci. Total Environ.* 2018. V. 634. P. 1004–1023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.059>
 32. *Repo M.E., Huttunen J.T., Naumov A.V., Chichulin A.V., Lapshina E.D., Bleuten W., Martikainen P.J.* Release of CO₂ and CH₄ from small wetland lakes in western Siberia // *Tellus B.: Chem. Phys. Meteorol.* 2007. V. 59. № 5. P. 788. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0889.2007.00301.x>
 33. *Roehm C.L., Prairie Y.T., Giorgio P.A. del.* The pCO₂ dynamics in lakes in the boreal region of northern Québec, Canada: LAKE pCO₂ dynamics in Boreal Lakes // *Global Biogeochem. Cycles*. 2009. V. 23. № 3. <https://doi.org/10.1029/2008GB003297>
 34. *Shirokova L.S., Pokrovsky O.S., Kirpotin S.N., Desmukh C., Pokrovsky B.G., Audry S., Viers J.* Biogeochemistry of organic carbon, CO₂, CH₄, and trace elements in thermokarst water bodies in discontinuous permafrost zones of Western Siberia // *Biogeochemistry*. 2013. V. 113. № 1–3. P. 573–593. <https://doi.org/10.1007/s10533-012-9790-4>
 35. *Striegl R.G., Dornblaser M.M., McDonald C.P., Rover J.A., Stets E.G.* Carbon dioxide and methane emissions from the Yukon River system // *Global Biogeochem. Cycles*. 2012. V. 26. № 4. P. 2012GB004306. <https://doi.org/10.1029/2012GB004306>
 36. *Vachon D., Sponseller R.A., Karlsson J.* Integrating carbon emission, accumulation and transport in inland waters to understand their role in the global carbon cycle // *Global Change Biology*. 2021. V. 27. № 4. P. 719–727. <https://doi.org/10.1111/gcb.15448>
 37. *Wehrli B.* Conduits of the carbon cycle // *Nature*. 2013. V. 503. № 7476. P. 346–347. <https://doi.org/10.1038/503346a>
 38. *Weiss R.F.* Carbon dioxide in water and seawater: the solubility of a non-ideal gas // *Marine Chem.* 1974. V. 2. № 3. P. 203–215. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(74\)90015-2](https://doi.org/10.1016/0304-4203(74)90015-2)
 39. *Worrall F., Burt T., Adamson J.* Fluxes of dissolved carbon dioxide and inorganic carbon from an upland peat catchment: implications for soil respiration // *Biogeochemistry*. 2005. V. 73. № 3. P. 515–539. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-1717-2>
 40. *Yoon T.K., Jin H., Oh N.-H., Park J.-H.* Technical note: Applying equilibration systems to continuous measurements of CO₂ in inland waters // *Biogeosciences*. 2016. V. 13. P. 3915–3930. <https://doi.org/10.5194/bg-2016-54>

Carbon Dioxide in Soil and Surface Waters in the North of Western Siberia: Methodological Approach and Quantitative

O. Yu. Goncharova^{1, *}, M. V. Timofeeva^{1, 2}, G. V. Matyshak¹, and A. V. Isaeva³

¹*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119'991 Russia*

²*Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia*

³*Israel Institute of Global Climate and Ecology, Moscow, 107258 Russia*

**e-mail: goncholgaj@gmail.com*

Dissolved inorganic carbon is an essential component of the carbon cycle, especially in the northern regions, while its loss through water bodies is still rarely included in regional carbon models. The tasks of the work included a detailed coverage of the methodological approach “headspace equilibration” to the study of the concentration of dissolved CO₂ in soil and surface waters, as well as the assessment of the range of CO₂ concentrations in waters of different genesis in the landscapes of the north of Western Siberia. As a result of the methodological work done, a protocol was developed and presented for measuring the concentration of CO₂ in waters by the “headspace equilibration” method with detailed calculations. The concentration of CO₂ in soil (supra-permafrost) and surface waters (river, bog, lake, etc.) ranged from 13 to 2983 μmol/l (274 to 57000 μatm), the vast majority of objects were supersaturated with CO₂ relative to the atmosphere. The maximum values of concentrations are characterized by supra-permafrost soil and bog waters; the minimum is the waters of aquatic ecosystems: thermokarst and forest lakes. The high variability of CO₂ concentration in waters necessitates a large number of measurements to obtain adequate estimates.

Keywords: dissolved carbon dioxide, permafrost, thermokarst lakes, peatlands

УДК 631.4

ПОТОКИ ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ И ДЕПОНИРОВАНИЕ УГЛЕРОДА В ОЛИГОТРОФНЫХ ТОРФЯНЫХ ПОЧВАХ ЮЖНОЙ ТАЙГИ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

© 2024 г. Е. А. Головацкая^{a,*} (<https://orcid.org/0000-0003-4354-7156>),
Е. Э. Веретенникова^{a,b}, Е. А. Дюкарев^{a,c}

^aИнститут мониторинга климатических и экологических систем СО РАН,
Академический пр-т, 10/3, Томск, 634055 Россия

^bСибирский государственный медицинский университет, Московский тракт, 2, Томск, 634050 Россия

^cЮгорский государственный университет, ул. Чехова, 16, Ханты-Мансийск, 628012 Россия

*e-mail: golovatskaya@yandex.ru

Поступила в редакцию 15.03.2023 г.

После доработки 25.09.2023 г.

Принята к публикации 26.09.2023 г.

Изучены запасы углерода (С) и темпы эмиссии парниковых газов (CO₂ и CH₄) в торфяных почвах южной тайги Западной Сибири. Исследуемые торфяные почвы относятся к олиготрофным типичным (Histosols), но развиваются в двух контрастных болотных экосистемах (залесенное и открытое болота), поэтому существенно различаются по современному растительному покрову, структуре почвенного профиля, гидрологическим и температурным условиям. Показано, что запасы углерода в исследуемых торфяных почвах в слое 0–50 см составляют 9.3 и 6.8 кг/м² на залесенном и открытом болотах соответственно. Измерения эмиссии CO₂ и CH₄ проводили камерным методом в течение вегетационных периодов с 1999 по 2014 гг. Результаты исследования показали, что почвы характеризуются близкими значениями потоков CO₂, 116.1 и 123.4 мг CO₂/(м² ч), для почв залесенного и открытого болот соответственно, в то же время значительно различаются по величине потоков CH₄, 0.57 и 2.66 мг CH₄/(м² ч) соответственно. Результаты исследований указывают на важную роль видового состава растительности и гидрологического режима торфяных почв, сформированных в разных болотных экосистемах региона в процессах депонирования углерода и потоков парниковых газов.

Ключевые слова: болотные экосистемы, типичные олиготрофные почвы (Histosols), биологическое разнообразие, эмиссия парниковых газов, запасы углерода

DOI: 10.31857/S0032180X24020023, **EDN:** XYXPSC

ВВЕДЕНИЕ

Научный интерес к исследованиям болотных экосистем определяется не только их планетарно значимой климаторегулирующей и средообразующей функцией, но и практическими задачами, которые связаны с оценкой экологических и социально-экономических последствий при промышленном освоении заболоченных территорий. Занимая незначительную площадь (около 3–5%) поверхности суши, болотные экосистемы играют значительную роль в биосфере, в том числе в глобальном круговороте углерода, являясь источниками и стоками парниковых газов [2, 22, 37]. Динамика содержания парниковых газов в атмосфере привлекает внимание различных специалистов,

поскольку в современный период наблюдается увеличение концентрации CO₂ в атмосфере, которое в основном связывают с антропогенной деятельностью [24]. В то же время в результате обмена между атмосферой, растительностью, почвами и океанами, рост концентрации парниковых газов в атмосфере составляет меньше половины их поступления из различных источников, за счет способности природных экосистем, в том числе болотных, депонировать углерод. Процесс аккумуляции углерода в торфяных почвах преобладает над процессом его выделения (эмиссии CO₂ и CH₄) за счет медленного процесса разложения растительных остатков, по сравнению с образованием фитомассы, что обуславливает постоянный прирост торфяной залежи и развитие болотных экосистем [20, 39].

Этот процесс накопления органического вещества в почве выполняет важнейшую функцию регулирования климата, удерживая углерод на длительный (десяtkи тысяч лет) период. Однако одновременно с этим в торфяных почвах формируются анаэробные условия, которые способствуют образованию и последующему выделению метана. С одной стороны, уровень болотных вод (УБВ) контролирует степень насыщения почвы, которая создает анаэробные условия, вызывающие биохимическое ингибирование процесса трансформации торфа [20] и производство CH_4 [16], с другой стороны, растения, как основной источник органического вещества, контролируют депонирование углерода, определяя количество и качество органического вещества, которое подвергается разложению [18]. Из-за двойственного воздействия торфяников на потоки углерода (активное поглощение и депонирование в виде торфа, с одной стороны, и высокая эмиссия CO_2 и метана, с другой стороны) прямая оценка климатической роли торфяников затруднена и возможна только с учетом одновременных измерений всех элементов углеродного баланса, либо с помощью математического моделирования [27, 29]. В то же время одним из способов оценки климатической роли болотных экосистем и их уязвимости к климатическим изменениям является метод оценки с помощью отношения депонирования углерода к выбросам парниковых газов, которое представляет собой соотношение между вкладом отрицательного и положительного радиационного воздействия [30]. Чем ниже полученный коэффициент, тем выше потенциальное негативное воздействие на экосистему и, соответственно, тем меньше роль болотных экосистем в регулировании климата.

На территории Западной Сибири площадь болотных экосистем составляет около 50% [2, 7, 13]. Несмотря на то, что крупные болотные массивы, распространенные в Западной Сибири, считаются устойчивыми к наблюдаемым климатическим изменениям, эти изменения могут оказать серьезное воздействие на гидрологический режим болотных экосистем и их экосистемные функции, в том числе регулирование климата [31, 33].

В настоящем исследовании оценивали запасы углерода и изменчивость потоков парниковых газов (CO_2 и CH_4) в пределах олиготрофного болота южно-таежной подзоны Западной Сибири в зависимости от видового состава растительности и гидрологического режима почв. Результаты использовали для оценки уязвимости олиготрофного болота к текущим тенденциям изменения температур воздуха и сумм атмосферных осадков.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объекты и природные условия района исследования. Объектами исследования явились две типичные олиготрофные торфяные почвы (Fibric Histosols), развивающиеся на олиготрофном болотном массиве (Бакчарское болото) в южно-таежной подзоне Западной Сибири [6, 9]. Исследуемый болотный массив расположен на водоразделе двух малых рек — Бакчар и Икса (рис. 1). Район водораздела представляет собой северо-восточную ветвь крупнейшей системы водно-болотных угодий в мире — Большого Васюганского болота. Согласно классификации растительного покрова по спутниковым снимкам Landsat 7 [19] установлено, что около 37% площади водосбора занимают болота, 30% из них представлены олиготрофными болотами и только 7.4% — эвтрофными. Среди олиготрофных болот преобладали открытые (15%) и лесные (14.9%).

Первая торфяная почва развивалась на открытом осоково-сфагновом болоте (56°58'14.6" Е, 82°37'10.3" N). В растительном покрове преобладали *Eriophorum vaginatum* L. и *Carex rostrata* Stokes. (проективное покрытие 64%). Моховой покров был представлен различными видами сфагновых мхов (*Sph. angustifolium* (Russ.) C. Jens., *Sph. magellanicum* Brid, *Sph. fuscum* (Schmp.) Klinggr.), образующих сплошной покров. Глубина торфяной почвы достигала 3 м. Торфа, слагающие профиль торфяной почвы до глубины 1 м, были представлены верховым сфагновым торфом, затем шел слой переходного торфа, представленного древесным и древесно-осоковым видами, а в основании залегал слой эвтрофного торфа хвощового вида.

Вторая торфяная почва развивалась на залесенном болоте (56°58'32.2" Е, 82°36'29.7" N), растительность которого была представлена сосново-кустарничково-сфагновым фитоценозом. В современном растительном покрове преобладали *Pinus sylvestris* L. f. *litwinowii* Sukacz, (средняя высота деревьев 2–3 м) и кустарничковый ярус с *Ledum palustre* L., *Chamaedaphne calyculata* L., *Andromeda polifolia* L., *Vaccinium uliginosum* L., *Oxycoccus microcarpus* L. В моховом покрове на кочках *Sph. fuscum* (95%), а в межкочковых пространствах преобладали *Sph. angustifolium* и *Sph. magellanicum*. Травяной ярус был слабо развит (5%) и представлен скоплениями *Eriophorum vaginatum* L., *Rubus chamaemorus* L., *Drosera rotundifolia* L. Глубина торфяной почвы достигала 2 м. Верхний 1-метровый слой торфяной почвы был сложен верховыми сфагновыми торфами (преимущественно *Sph. magellanicum* и *Sph. fuscum*), затем следовал тонкий слой мезотрофного торфа древесно-сфагнового и древесно-осокового видов, в основании залегал слой низинного древесного торфа.

Методы исследования. Оценка биологического разнообразия. При выполнении геоботанического

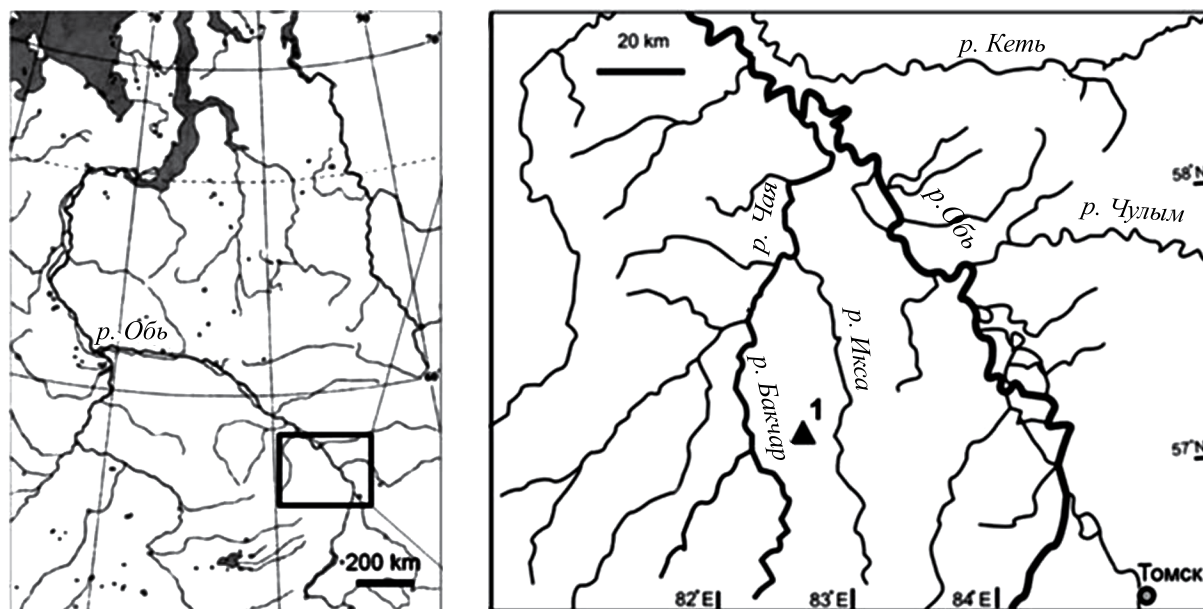


Рис. 1. Карта-схема района исследований.

описания растительного покрова исследуемых фитоценозов проводили учет видов растений и их встречаемости на пробных площадках размером 10×10 м (при наличии древесного яруса) и 5×5 м на открытых осоково-сфагновых участках. Всего было выполнено 10 геоботанических описаний. Обилие растений оценивали в баллах модифицированной шкалы Браун-Бланке. Количество отдельных экземпляров растений определяли методом сплошного пересчета на учетных площадках 2×2 м для травяно-кустарникового яруса и 10×10 см для мохового покрова. Оценку биологического разнообразия исследуемых фитоценозов выполняли с помощью индекса Шеннона-Уивера (H) [35]. Несходство видового состава исследуемых фитоценозов оценивалось по коэффициенту Брэя-Кертиса (БК) [14].

Оценка запасов и скорости депонирования углерода. Для определения запасов углерода в исследуемых торфяных почвах проводили послойный отбор почвенных образцов (с интервалом 10 см) ручным геологическим буром ТБГ-1, всего отобрано по 3 торфяных керн на каждом участке. Для расчетов запасов углерода в почвах в отобранных образцах определяли плотность (объемно-весовым методом [1]) и содержание углерода (методом Тюрина в модификации Пономаревой и Николаевой [12]). Все анализы выполняли в лаборатории мониторинга лесных экосистем ИМКЭС СО РАН (аналитик О.Э. Печень-Песенко). По данным о плотности и содержанию углерода в торфе рассчитывали запасы углерода для каждого 10-сантиметрового слоя по формуле:

$$C_{\text{soil}} = C \rho 1000,$$

где C_{soil} — суммарные запасы углерода, г/м^2 ; ρ — плотность горизонта, г/см^3 ; C — содержание органического углерода, %.

Измерение потоков парниковых газов. Измерение эмиссии парниковых газов проводили камерным методом. Эмиссию CO_2 измеряли 2 раза в месяц с мая по сентябрь с 1999 по 2012 гг., эмиссию метана исследовали в том же режиме с 2011 по 2014 гг. На каждой исследуемой торфяной почве был выбран участок с однородным растительным покровом и преобладающей формой микрорельефа: для залесенного болота — это выравненная поверхность, покрытая *Sph. fuscum*, для открытого болота — поверхность, покрытая *Sph. angustifolium*. На выбранных участках на предварительно установленные основания площадью 590 см^2 с канавкой для гидроизоляции устанавливали три непрозрачные цилиндрические камеры объемом 16.6 л. Основания осторожно закладывали в торф на глубину 10 и 20 см (на открытом и залесенном болоте соответственно) за несколько дней до начала эксперимента. Перемешивание воздуха в камере осуществляли электровентилятором на 12 В. Эмиссию CO_2 измеряли с помощью инфракрасного газоанализатора Оптогаз-500.4 (Санкт-Петербург, Россия). Данные измерений объемной доли CO_2 регистрировали с периодичностью 1 измерение в секунду. За время экспозиции (5–15 мин) рост концентрации CO_2 в камере линейен. Полученные данные аппроксимировали линейной зависимостью и по углу наклона аппроксимирующей прямой определяли скорость изменения объемной доли CO_2 в камере (f , ppm/ч). Для измерения потоков CH_4 пробы

Таблица 1. Характеристика погодных условий Бакчарского района по данным метеостанции “Бакчар” (средние значения за 1999–2014 гг.)

Параметр	Значение
Среднегодовая температура воздуха, °C	0.93 ± 0.93
Средняя температура воздуха за период вегетации, °C	13.40 ± 1.04
Годовая сумма осадков, мм	544 ± 123
Продолжительность бесснежного периода, дни	181 ± 14
Сумма активных температур ($T > 10^\circ\text{C}$), °C	1854 ± 258
Гидротермический коэффициент Селянинова	1.02 ± 0.19
Высота снежного покрова, см	82 ± 20

воздуха из камер отбирали с помощью пластикового шприца объемом 1 мл с трехкратной повторностью сразу после установки камеры на основание и через 30 мин после начала экспозиции. Для определения объемной концентрации CH_4 использовали газовый хроматограф Shimadzu GC-14B с пламенно-ионизационным детектором при следующих условиях: газ-носитель — гелий, набивная колонка — Carboxen-1000 диаметром 2.1 мм и длиной 15 м.

Величину потока (скорость эмиссии) CO_2 и CH_4 с поверхности торфяной залежи рассчитывали по формуле:

$$F = f P M V / (R T S),$$

где F — скорость эмиссии CO_2 (CH_4), мг/(м² ч); P — атмосферное давление, Па; f — скорость роста объемной концентрации CO_2 (CH_4) в камере, ppm/ч; M — молярная масса CO_2 (CH_4), 0.044 (0.016) кг/моль; R — универсальная газовая постоянная, 8.31 Дж/моль/К; T — температура воздуха, К; V — объем камеры, м³; S — площадь основания, м².

Регистрация потоков CO_2 и CH_4 сопровождалась дополнительными измерениями характеристик окружающей среды: температуры воздуха и торфяной почвы, уровня болотных вод. Температуру торфа измеряли с помощью автономного измерителя профиля температуры [8] на глубинах 2, 5, 10, 15, 20, 30, 40, 60, 80, 120, 160, 240 см. Мониторинг УБВ проводили с помощью датчика давления (НОВО Water Level Logger U20–001–04), погруженного в воду на фиксированном уровне под поверхностью.

Статистический анализ. Статистическая обработка данных включала оценку всех исследуемых характеристик с помощью описательных статистик. Проверку нулевой гипотезы при сравнении независимых выборочных групп рассматриваемых параметров (содержание и запасы углерода, величина эмиссии CO_2 и CH_4) проводили с помощью

непараметрического U-критерия Уилкоксона. Взаимосвязи между потоками парниковых газов и переменными окружающей среды оценивали с использованием корреляционного анализа и коэффициента Спирмена. Статистическую обработку результатов проводили в приложении SigmaStat 6 (Systat Software, Inc).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Характеристика гидротермических условий. Характеристика погодных условий района исследований по данным ближайшей метеостанции “Бакчар” представлена в табл. 1. Исследуемые торфяные почвы существенно различаются по глубине УБВ. На открытом болоте среднее многолетнее значение УБВ (за период 1999–2014 гг.) составляет 4.7 ± 2.8 см ниже поверхности, на залесенном болоте — 18.4 ± 7.8 см. Почва открытого болота прогревается сильнее по сравнению с залесенным болотом, и характеризуется большей температурой на глубине от 10 до 80 см ($P < 0.001$) по сравнению почвой залесенного болота.

Биоразнообразие. Всего на исследуемых участках было определено 15 видов растений, 12 видов в сосново-кустарничково-сфагновом фитоценозе и 11 видов на осоково-сфагновом. Из описанных видов растений 8 видов встречаются на обоих участках, однако они значительно различаются по морфологическим признакам. Оценку биоразнообразия по индексу Шеннона проводили с учетом и без учета сфагновых мхов, так как количество сфагновых мхов существенно превышает все остальные виды вместе взятые (рис. 2). Индекс разнообразия Шеннона был выше на открытом болоте ($H = 1.89$) по сравнению с залесенным ($H = 1.21$), что, при достаточно большом количестве одинаковых видов на обоих болотах, связано с их морфологическими особенностями, вызванными приспособлением к разным гидрологическим условиям. Исключение сфагновых мхов при расчете индексов позволяет оценить разнообразие

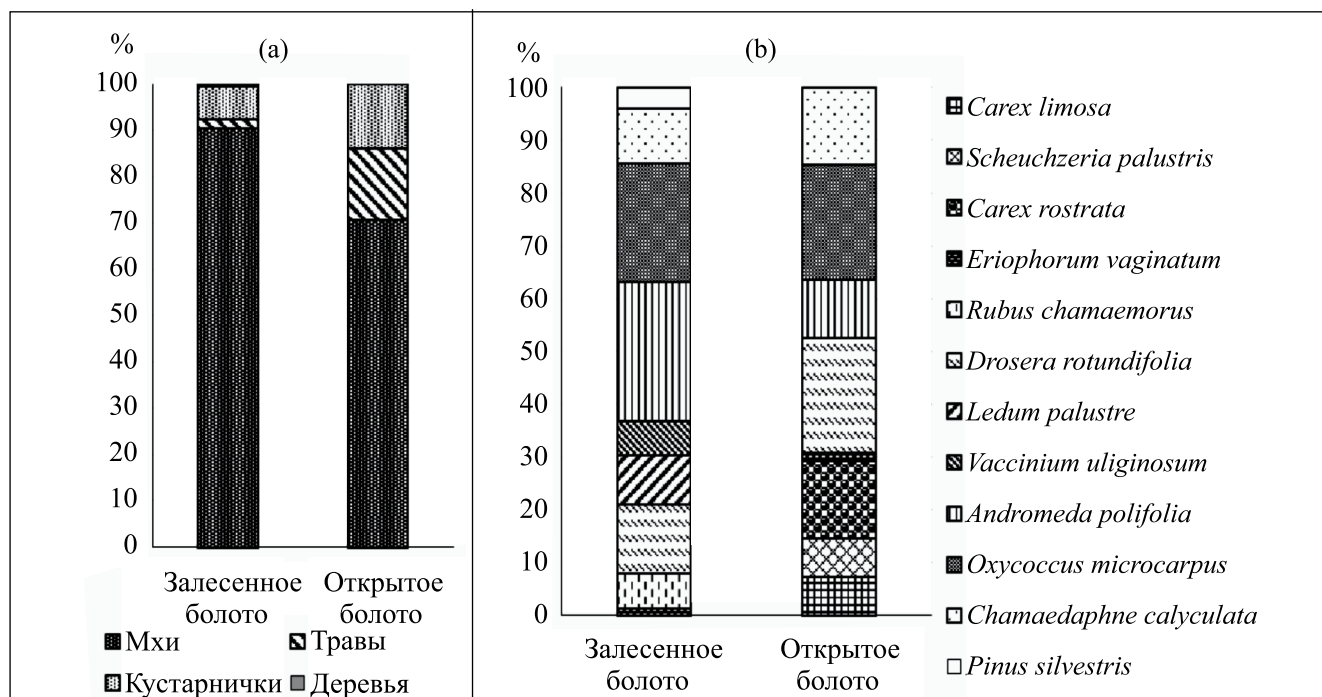


Рис. 2. Относительное обилие видов растений на двух фитоценозах: а — по ярусам растительного покрова; б — видовое обилие, без учета сфагновых мхов.

и выравненность древесно—травяно—кустарничкового яруса. Несходство Брэя-Кертиса между двумя экосистемами с учетом сфагновых мхов показало высокое значение (0.76). При исключении сфагновых мхов из расчета, коэффициент Брэя-Кертиса снижается (0.52).

Содержание и запасы углерода в торфяных почвах. Данные по содержанию углерода в исследуемых почвах приведены в табл. 2. Несмотря на то, что исследуемые почвы существенно отличаются по видовому составу торфов, слагающих торфяные горизонты, содержание углерода в них имеет близкие значения и варьирует в пределах 39.33–46.10% в торфяной почве залесенного болота и 39.75–48.92% в почве открытого болота. Распределение углерода по глубине торфяного профиля исследуемых почв также характеризуется общими закономерностями: отмечается низкое содержание углерода в верхнем слое 0–50 см, с глубиной оно постепенно увеличивается, достигая максимальных значений на глубинах 110–150 см. Запасы углерода в торфяных почвах зависят от плотности сложения. Плотность сложения верхних слоев почв исследуемых болот сильно различается: в почвах залесенного болота она составляет в среднем 0.047 г/см³, а открытого болота — 0.034 г/см³. В почве залесенного болота в слое 0–50 см изменения плотности незначительные, более плотные верхние 10 см — 0.05 г/см³, затем плотность несколько снижается и достигает значений 0.045 г/см³. В почве

открытого болота верхние 0–30 см из-за более разреженного сфагнового покрова характеризуются наименьшими значениями плотности — 0.02 г/см³, но уже в слое 30–50 см происходит значительно уплотнение сфагнового торфа, и плотность увеличивается в 2.7 раза и достигает 0.055 г/см³.

Запас углерода в исследуемых торфяных почвах в слое 0–50 см составляет 9.3 ± 0.5 и 6.8 ± 0.3 кг/м² (различия запасов углерода достоверны при уровне значимости $p < 0.05$), на залесенном и открытом болотах соответственно. Наиболее значимые различия в запасах углерода исследуемых торфяных почв наблюдаются в верхних горизонтах (от поверхности до 30 см), где плотность сложения на открытом болоте ниже в 2.5 раза по сравнению с залесенным участком, за счет чего запас углерода в 1.4 раза выше на залесенном участке.

Эмиссия парниковых газов. Определяемый в настоящей работе поток CO₂ с помощью темновой камеры представляет собой суммарное экосистемное дыхание, включающее дыхание почвы, корней и части наземной растительности, попадающей в камеру. При исследовании в камере сохранялся моховой покров, а сосудистые растения внутри камеры удаляли. Экосистемное дыхание является важным показателем интенсивности обменных процессов и контролируется как гидротермическими условиями, так и характеристиками биомассы растительности и почвенного углерода.

Таблица 2. Содержание и запасы углерода в исследуемых торфяных почвах

Почва	Мощность торфяной почвы, см	Содержание углерода, % среднее (min–max)	Плотность торфа, г/см ³ среднее (min–max)	Запас углерода в слое 0–50 см, кг/м ²	Запас углерода во всей торфяной почве, кг/м ²
Торфяно-глеевая олиготрофная на залесенном болоте	180	41.8 (39.3–46.1)	0.085 (0.042–0.157)	9.3	65
Торфяно-глеевая олиготрофная на открытом болоте	300	45.8 (39.8–48.9)	0.080 (0.018–0.125)	6.8	110

Потоки CO_2 имеют четко выраженный сезонный ход (рис. 3а), обусловленный гидротермическими условиями вегетационного периода и сезонным развитием растительности. Среднемесячная интенсивность эмиссии варьирует от 100 до 253 мг $\text{CO}_2/(\text{м}^2 \text{ ч})$ и от 82 до 240 мг $\text{CO}_2/(\text{м}^2 \text{ ч})$ на залесенном и открытом болоте соответственно. Следует отметить, что эмиссия CO_2 в большинстве случаев интенсивнее с поверхности почвы залесенного болота, за исключением мая и июня, когда поток CO_2 был интенсивнее из почвы открытого болота. В целом, изменчивость потоков CO_2 увеличивается во всех исследуемых экосистемах в сухие годы, во влажные, как правило, снижается. Выявленная закономерность подтверждается и другими исследованиями [17, 28, 36]. Это свидетельствует, что УБВ является важным определяющим параметром межгодовой изменчивости нетто-экосистемного обмена болотных экосистем и в итоге влияет на годовой баланс CO_2 . Однако проведенный

анализ не выявил строгой зависимости эмиссии CO_2 от УБВ. Например, в умеренно влажные и сухие годы наблюдалась отрицательная связь между УБВ и эмиссией CO_2 , т.е. при высоких значениях УБВ интенсивность эмиссии снижалась. Тогда как в годы с высокими значениями УБВ зависимость становилась положительной.

Временная изменчивость эмиссии CO_2 контролируется температурой торфа и воздуха [25, 28, 36, 38, 40], так как основное количество CO_2 образуется у поверхности торфяной залежи [23, 25]. Согласно [4], максимальный вклад в поток CO_2 с поверхности торфяной залежи вносит верхний аэробный слой торфа (около 60% от общего потока). Проведенный корреляционный анализ выявил положительную зависимость между эмиссией CO_2 и температурой воздуха ($r = 0.63$). Взаимосвязь эмиссии CO_2 с температурой воздуха оценивали с помощью регрессионного анализа (рис. 3б), используя экспоненциальную зависимость [21] вида:

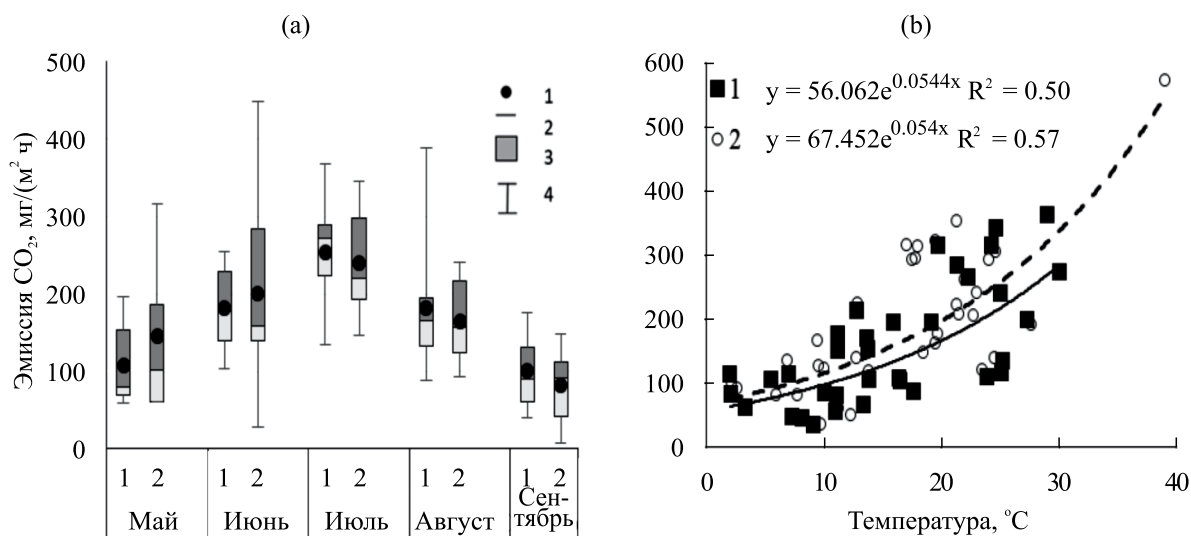


Рис. 3. Средняя месячная эмиссия CO_2 за десятилетний период: 1 – среднее, 2 – медиана, 3 – 25–75%, 4 – минимум (а); связь между эмиссией CO_2 и температурой воздуха на исследуемых торфяных почвах: 1 – залесенное болото, 2 – открытое болото (б).

Таблица 3. Средняя интенсивность эмиссии и средний суммарный поток CO₂ (1999–2012 гг.) и CH₄ (2011–2014 гг.) в исследуемых торфяных олиготрофных почвах южно-таежной подзоны Западной Сибири

Почва	Эмиссия, мг/(м ² ч) X ± SD		Суммарный поток, г/м ² за вегетационный период		Депонирование углерода в торфе г С/м ² в год [6]	Отношение депонирования к потоку	
	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄		CO ₂	CH ₄
Торфяно-глеевая олиготрофная на залесенном болоте	116.1 ± 27.0	0.57 ± 0.38	140.7 ± 4.9	1.10 ± 0.32	101	0.72	91.8
Торфяно-глеевая олиготрофная на открытом болоте	123.4 ± 39.4	2.66 ± 4.58	161.4 ± 5.3	6.60 ± 1.32	79	0.48	11.9

$$F = a \exp(b T),$$

где F – интенсивность эмиссии CO₂, мг/(м² ч); T – температура воздуха, a и b – константы. Коэффициент b отражает чувствительность эмиссии к температуре. Согласно полученным расчетам, и для залесенного, и для открытого болот наблюдается одинаковая чувствительность к изменению температурного режима. Выявленные отношения использовались для восстановления потока CO₂ в течение вегетационного периода и расчета суммарного потока CO₂ с поверхности торфяных почв (табл. 3).

Углерод, депонированный в более глубоких горизонтах торфяных почв при изменении климатических условий, может быть выделен в атмосферу, за счет активизации процессов трансформации органического вещества. В лабораторных экспериментах по оценке продуцирования CO₂ разными типами торфа на разных глубинах залесенного и открытого болота показано, что выделение CO₂ из торфов, слагающих исследуемые торфяные почвы, было выше в торфах открытого болота [5]. Таким образом, за счет потенциальной эмиссии CO₂ из глубоких слоев торфяных почв при смене анаэробных условий, например, в результате осушения и снижения уровня болотных вод, возможно увеличение эмиссии CO₂ с поверхности на 25–28% [5].

Эмиссия CH₄ с поверхности исследуемых почв, так же, как эмиссия CO₂, характеризуется пространственной и временной изменчивостью: за период наблюдений эмиссия CH₄ из почвы открытого болота изменялась от –0.08 до 26.57 мг/(м² ч), а из почвы залесенного болота – от –0.08 до 4.86 мг/(м² ч). При этом эмиссия CH₄ с поверхности почвы на открытом болоте была всегда выше (среднее многолетнее значение – 2.66 и 0.57 мг/(м² ч) для открытого и залесенного болота соответственно), эта разница всегда статистически значима ($p < 0.001$) (табл. 3). Полученные данные хорошо согласуются с литературными. Например, согласно исследованиям [3], потоки метана из почв залесенных болот и открытых

топей варьируют от –0.39 до 7.40 мг/(м² ч) и от –4.73 до 24.39 мг/(м² ч) соответственно. Наилучшим образом полученные данные согласуются с оценками, представленными в работе [11], где медианные значения эмиссии CH₄ торфяными почвами аналогичного типа в летне-осенний период измерений составили 0.56 и 2.87 мг/(м² ч) соответственно. Более высокие значения эмиссии метана приводятся в исследовании [10] для торфяных почв средней тайги (0.60 и 4.29 мг/(м² ч) для залесенных и открытых болот соответственно), однако выдерживается соотношение в потоках на болотах разного типа.

Эмиссия CH₄ из исследуемых торфяных почв характеризуется сезонной изменчивостью с максимальными значениями в июле. Наиболее отчетливая сезонная изменчивость выявлена для торфяной почвы открытого болота. Здесь эмиссия в июле в среднем составила 4.01 ± 5.77 мг/(м² ч), и это значение превышает величину эмиссии в мае и сентябре в 3.5–4 раза ($p < 0.001$). В почве залесенного болота сезонная динамика эмиссии имеет более сглаженный характер: потоки в июле превышали потоки в мае и сентябре в 1.5 раза, но эта разница была статистически недостоверной.

Для выявления факторов, определяющих временную вариацию потока CH₄, были рассчитаны коэффициенты корреляции Спирмена между потоками CH₄ и ключевыми характеристиками окружающей среды. Согласно полученным данным, эмиссия CH₄ из исследуемых почв не зависела от флуктуаций УБВ, тогда как влияние температуры почвы (на глубине 10 см на открытом болоте и 40 см на залесенном болоте) на изменчивость потоков CH₄ с поверхности обеих почв более выражено (рис. 4). Учитывая, что высокие значения эмиссии CH₄ с поверхности торфяной почвы открытого болота наблюдались в середине лета, температура этого слоя может отражать общую сезонную тенденцию роста и развития растительности на болоте. Например, в работе [34] показано, что сосудистые растения участвуют в сезонных колебаниях потоков CH₄

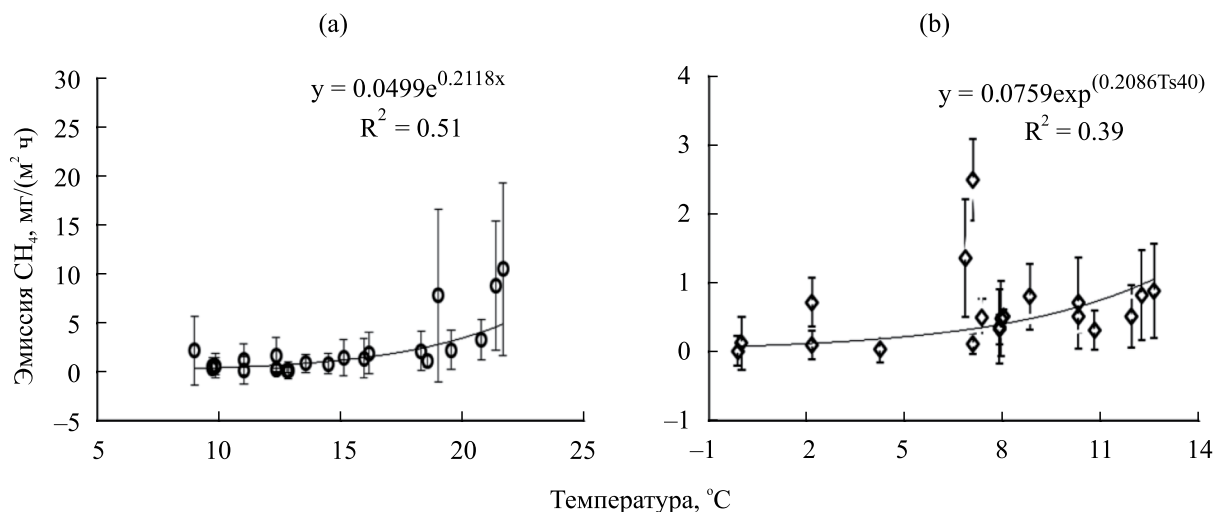


Рис. 4. Корреляционные зависимости между средней суточной эмиссией CH₄ и температурой почвы (а) — торфяная почва открытого болота на глубине 10 см и (б) — торфяная почва залесенного болота на глубине 40 см.

за счет увеличения подачи субстрата для метаногенеза. При этом, согласно работы [34], наибольшие потоки наблюдались на пике вегетации. Исходя из этого, становится понятным, почему в сентябре с понижением температуры и началом отмирания растительности наблюдалось систематическое снижение интенсивности потока CH₄. В мае болотная вода разбавляется талой и атмосферной водой, что приводит к образованию водного слоя с низкой концентрацией растворенного CH₄. Это замедляет диффузию CH₄ через матрицу торфа в верхние слои, так как диффузия в воде происходит медленнее, чем в порах, заполненных воздухом [32]. Кроме того, из-за флуктуации УБВ в торфяной почве залесенного болота могут наблюдаться переменные окислительно-восстановительные условия, при которых происходит попеременное окисление, либо генерация метана [15]. Полученные данные о потоках CH₄ с поверхности залесенного болота согласуются с результатами, полученными для аналогичных болотных экосистем (Mer Bleue, Канада) [26].

Выявленные зависимости между температурой торфяных слоев и потоком CH₄ были использованы для оценки общих потоков CH₄ (табл. 3). Результаты показали существенные различия в сезонных суммарных потоках CH₄ с поверхности торфяных почв исследуемых экосистем.

Роль болотных экосистем в депонировании углерода и их устойчивость к климатическим изменениям. Для оценки роли экосистемы в качестве источника или поглотителя парниковых газов необходимо учитывать все составляющие углеродного баланса, поскольку основываясь только на измерениях эмиссии парниковых газов легко получить недостоверную оценку. Отношение современного депонирования углерода в торфе к потокам

парниковых газов можно использовать для оценки уязвимости экосистем к изменению климата в условиях Западной Сибири. Поскольку это соотношение сочетает количественную оценку основных климаторегулирующих функций (депонирование углерода и выбросы CO₂ и CH₄) и структурных компонентов (растительный покров), оказывающих влияние на эти функции. Можно предположить, что диапазоны отношений представляют собой пределы, в которых эти функции и структура сохраняются при естественных возмущениях. При этом более узкие отношения можно интерпретировать как низкую устойчивость, а более широкие отношения — как высокую устойчивость. Для потока CO₂ это соотношение меньше единицы, с более высоким значением на залесенном болоте, а для потока CH₄ различия между экосистемами существенные, на залесенном болоте оно равно 93, а на открытом болоте, где поток CH₄ в 6 раз выше, это соотношение равно 8. Таким образом, можно сделать вывод о большей устойчивости открытых болот к климатическим изменениям. В работе [29], предложена оценка устойчивости болотных экосистем, которая основана на времени переключения экосистемы из одного состояния в другое, т.е. из источника парниковых газов в поглотитель. Показано, что в пресноводных водно-болотных угодьях на минеральных почвах, для которых получено соотношение депонирования углерода к потоку CH₄ 0.1–25, время переключения экосистем будет варьироваться от ~ 60 до 14000 лет. С учетом сказанного, а также с учетом возраста исследуемых торфяных почв (2900 и 7900 лет для залесенного и открытого болот соответственно), Бакcharское болото можно считать чистым поглотителем парниковых газов. Это подтверждается исследованиями баланса углерода на данной территории [7].

В долгосрочной перспективе результаты влияния изменения климата на скорость депонирования углерода торфяными почвами и интенсивность выделения парниковых газов сложно прогнозировать. Так как при потеплении и снижении УБВ может произойти смена видового состава растительного покрова, что может способствовать увеличению потока парниковых газов. Однако одновременно с этим увеличится и поглощение углерода растительностью, что приведет к росту скорости депонирования углерода. Кроме того, понижение УБВ может привести к ускорению процесса трансформации аэробных торфяных слоев.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследование запасов углерода, а также темпов эмиссии парниковых газов (CO_2 и CH_4) в торфяных почвах двух контрастных болотных экосистем (залесенное болото и открытое болото) Западной Сибири показало, что для исследуемых торфяных почв характерны близкие значения интенсивности эмиссии CO_2 (116.1 ± 27.0 и 123.4 ± 39.4 мг $\text{CO}_2/(\text{м}^2 \text{ ч})$ для почв залесенного и открытого болот соответственно, различия статистически значимы при $p < 0.05$), но в то же время величина эмиссии CH_4 значительно различается для этих почв (0.57 ± 0.38 и 2.66 ± 4.58 мг $\text{CH}_4/(\text{м}^2 \text{ ч})$ соответственно ($p < 0.05$)).

Запасы углерода в исследуемых торфяных почвах в слое 0–50 см составляют 9.3 ± 0.5 и 6.8 ± 0.3 кг/м² ($p < 0.05$) на залесенном и открытом болотах соответственно, за счет большей плотности торфа в верхних горизонтах торфяной почвы залесенного болота. Запасы углерода и интенсивность потоков парниковых газов зависят от гидротермических условий, а также от характера растительного покрова.

Оценка климатической роли болотных экосистем и их уязвимости к климатическим изменениям по отношению депонирования углерода к выбросам метана показала, что в целом исследуемые болота являются устойчивыми к наблюдаемым изменениям климата. Однако открытое болото более уязвимо к климатическим изменениям, так как скорость депонирования углерода в торфяной почве в 1.3 раза ниже по сравнению с залесенным болотом, при этом интенсивность выделения метана в 6 раз выше.

Результаты исследований указывают на важную роль видового состава растительности и гидрологического режима торфяных почв, сформированных в разных болотных экосистемах региона в процессах депонирования углерода и потоков парниковых газов.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках реализации важнейшего инновационного проекта государственного значения “Разработка системы наземного и дистанционного мониторинга пулов углерода и потоков парниковых газов на территории Российской Федерации, обеспечение создания системы учета данных о потоках климатически активных веществ и бюджета углерода в лесах и других наземных экологических системах” (№ 123030300031–6).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Базин Е.Т., Копенкин В.Д., Косов В.И., Корчунов С./С., Петрович В.М. Технический анализ торфа. М.: Недра, 1992. 431 с.
2. Вомперский С.Э. Роль болот в круговороте углерода // Чтения памяти академика В.Н. Сукачева. XI. Биогеоценотические особенности болот и их рациональное использование. М.: Наука, 1994. 37 с.
3. Глаголев М.В., Шнырев Н.А. Летне-осенняя эмиссия CH_4 естественными болотами Томской области и возможности ее пространственно-временной экстраполяции // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2008. № 2. С. 24–36.
4. Головацкая Е.А., Дюкарев Е.А. Интенсивность продуцирования CO_2 сфагновыми торфами в нативных условиях // Материалы Второго междунар. полевого симп. “Торфяники Западной Сибири и цикл углерода: прошлое и настоящее”. Ханты-Мансийск: Изд-во НТЛ, 2007. С. 130–131.
5. Головацкая Е.А. Интенсивность продуцирования углекислого газа торфами олиготрофного болота // Материалы докл. “Одиннадцатое сибирское совещание по климато-экологическому мониторингу”. Томск, 2015. С. 105–106.
6. Головацкая Е.А., Дюкарев Е.А., Веретенникова Е.Э., Никонова Л.Г., Смирнов С.В. Оценка динамики баланса углерода в болотах южнотаежной подзоны Западной Сибири (Томская область) // Почвы и окружающая среда. 2022. № 5(4). С. 1–18. <https://doi.org/10.31251/pos.v5i4.194>
7. Ефремов С.П., Ефремова Т.Т., Мелентьева Н.В. Запасы углерода в экосистемах болот // Углерод в экосистемах лесов и болот России. Красноярск, 1994. С. 128–139.
8. Кураков С.А., Крутиков В.А., Ушаков В.Г. Автономный измеритель профиля температуры АИПТ // Приборы и техника эксперимента. 2008. № 5. С. 166–167.

9. Лисс О.Л., Абрамова Л.И., Аветов Н.А., Березина Н.А., Инишева Л.И., Курнишкова Т.В., Служа З.А. и др. Болотные системы Западной Сибири и их природоохранное значение. Тула: Гриф и К°, 2001. 584 с.
10. Наумов А.В., Косых Н.П., Мироничева-Токарева Н.П., Паршина Е.К. Углеродный баланс в болотных экосистемах Западной Сибири // Сиб. экол. журн. 2007. № 5. С. 771–779.
11. Сабреков А.Ф., Глаголев М.В., Кленцова И.Е., Мачида Т., Максюттов Ш.Ш. Эмиссия метана из болотных комплексов тайги Западной Сибири // Почвоведение. 2014. № 1. С. 58–70. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14010092>
12. Теория и практика химического анализа почв / Под ред. Воробьевой Л.А. М.: ГЕОС, 2006 г. 400 с.
13. Титлянова А.А., Булавко Г.И., Кудряшова С.Я., Наумов А.В., Смирнов В.В., Танасиенко А.А. Запасы и потери органического углерода в почвах Сибири // Почвоведение. 1998. № 1. С. 51–59.
14. Baiser B., Lockwood J.L. The relationship between functional and taxonomic homogenization // Global Ecology and Biogeography. 2011. V. 20(1). P. 134–144. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00583.x>
15. Blodau C., Siems M. Drainage-induced forest growth alters belowground carbon biogeochemistry in the Mer Bleue bog Canada // Biogeochemistry. 2012. V. 107. P. 107–123. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9535-1>
16. Bridgham S.D., Cadillo-Quiroz H., Keller J.K., Zhuang Q. Methane emissions from wetlands: biogeochemical, microbial, and modeling perspectives from local to global scales // Glob. Chang. Biol. 2013. V. 19. P. 1325–1346. <https://doi.org/10.1111/gcb.12131>
17. Bubier J.L., Crill P.M., Mosedale A., Frohling S., Linder E. Peatland responses to varying interannual moisture conditions as measured by automatic CO₂ chambers // Global Biogeochem. Cycles. 2003. V. 17. № 2. P. 1066. <https://doi.org/10.1029/2002GB001946>
18. de Graaff M.-A., Jastrow J.D., Gillette S., Johns A., Wulfschleger S.D. Differential priming of soil carbon driven by soil depth and root impacts on carbon availability // Soil Biol. Biochem. 2014. V. 69. P. 147–156. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.047>
19. Dyukarev E.A., Alekseeva M.N., Golovatskaya E.A. A study of the vegetation cover of bog ecosystems by satellite data // Izv. Atmos. Ocean. Phys. 2017. V. 53. P. 1029–1041. <https://doi.org/10.1134/S0001433817090092>
20. Freeman C., Ostle N.J., Fenner N., Kang H. A regulatory role for phenol oxidase during decomposition in peatlands // Soil Biol. Biochem. 2004. V. 36. P. 1663–1667. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.07.012>
21. Golovatskaya E.A., Dyukarev E.A. Carbon budget of oligotrophic bog in southern taiga in Western Siberia // Plant and Soil. 2009. V. 315. P. 19–34.
22. Gorham E. Canada's peatlands: their importance for the global carbon cycle and possible effects of "greenhouse" climatic warming // Trans. Royal Soc. Canada. Ser. V. 1988. V. 3. P. 21–23. <https://doi.org/10.2307/1941811>
23. Hirano T. Seasonal and diurnal variations in topsoil and subsoil respiration under snowpack in a temperate deciduous forest // Global Biogeochem. Cycles. 2005. V. 19. P. GB2011. <https://doi.org/10.1029/2004GB002259>
24. IPCC, 2021: Index. In 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. https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_FrontMatter.pdf (дата обращения 03.12.2022).
25. Lafleur P.M., Moore T.R., Roulet N.T., Frohling S. Ecosystem respiration in a cool temperate bog depends on peat temperature but not water table // Ecosystems. 2005. V. 8. P. 619–629. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0131-2>
26. Lai D.Y.F., Moore T.R., Roulet N.T. Spatial and temporal variations of methane flux measured by autochambers in a temperate ombrotrophic peatland // J. Geophys. Res. 2014. V. 119 P. 864–880. <https://doi.org/10.1002/2013JG002410>
27. Mitsch W.J., Bernal B., Nahlik A., Mander Ü., Zhang L., Anderson C., Jørgensen S. et al. Wetlands, carbon, and climate change // Landsc. Ecol. 2013. V. 28. P. 583–597. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9758-8>
28. Moore T.R., Dalva M. The influence of temperature and water table position on carbon dioxide and methane emissions from laboratory columns of peatland soils // J. Soil Sci. 1993. V. 44. P. 651–664. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1993.tb02330.x>
29. Neubauer S. On the challenges of modeling the net radiative forcing of wetlands: reconsidering Mitsch et al. 2013 // Landsc. Ecol. 2014. V. 29. P. 571–577. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-9986-1>
30. Neubauer S., Megonigal J.P. Moving beyond global warming potentials to quantify the climatic role of ecosystems // Ecosystems. 2015. V. 18. P. 1000–1013. <https://doi.org/10.1007/s10021-015-9879-4>
31. Poveda, G., Álvarez, D.M., Rueda, Ó.A. Hydro-climatic variability over the Andes of Colombia associated with ENSO: a review of climatic processes and their impact on one of the Earth's most important biodiversity hotspots // Clim. Dyn. 2011. V. 36. P. 2233–2249. <https://doi.org/10.1007/s00382-010-0931-y>
32. Rinne J., Tuittila E.S., Peltola O., Li X., Raivonen M., Alekseychik P., Haapanala S., Pihlatie M. et al.

- Temporal variation of ecosystem scale methane emission from a boreal fen in relation to temperature, water table position, and carbon dioxide fluxes // *Global Biogeochem. Cycles*. 2018. V. 32. P. 1087–1106. <https://doi.org/10.1029/2017GB005747>
33. Ruiz, D., Moreno, H.A., Gutiérrez, M.E., Zapata, P.A. Changing climate and endangered high mountain ecosystems in Colombia // *Sci. Total Environ.* 2008. V. 398(1–3). P. 122–132. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.02.038>
 34. Saarnio S., Alm J., Martikainen P.J., Silvola J. Effects of raised carbon dioxide on potential methane production and oxidation in, and methane emission from a boreal mire // *J. Ecology*. 1998. V. 86. P. 261–268.
 35. Shannon C.E., Weaver W. The Mathematical Theory of Communication. Urbana: The University of Illinois Press, 1949. P. 1–117.
 36. Strack M., Waddington J.M. Response of peatland carbon dioxide and methane fluxes to a water table drawdown experiment // *Glob. Biogeochem. Cycles*. 2007. V. 21. № 1. <https://doi.org/10.1029/2006GB002715>
 37. Succow M. Landschafts ökologische Moorkunde. Stuttgart: Schweizerbart Science Publishers, 2001. 622 p.
 38. Updegraff K., Bridgham S.D., Pastor J., Weishampel P. Hysteresis in the temperature response of carbon dioxide and methane production in peat soils // *Biogeochemistry*. 1998. V. 43. P. 253–272. <https://doi.org/10.1023/A:1006097808262>
 39. Wang Y., Wang H., He J.-S., Feng X. Iron-mediated soil carbon response to watertable decline in an alpine wetland // *Nat. Commun.* 2017. V. 8. P. 15972.
 40. Wickland K.P., Striegl R.G., Mast M.A., Clow D.W. Carbon gas exchange at a southern Rocky Mountain wetland, 1996–1998 // *Global Biogeochem. Cycles*. 2001. V. 15(2). P. 321–335.

Greenhouse Gas Fluxes and Carbon Storages in Oligotrophic Peat Soils of Western Siberia

E. A. Golovatskaya^{1, *}, E. E. Veretennikova^{1, 2}, and E. A. Dyukarev^{1, 3}

¹*Institute of monitoring of climatic and ecological systems SB RAS, Tomsk, 634055 Russia*

²*Siberian State Medical University, Tomsk, 634055 Russia*

³*Yugra State University, Khanty-Mansiysk, 628012 Russia*

*e-mail: golovatskayaea@gmail.com

The carbon reserves (C) and the rates of emission of greenhouse gases (CO₂ and CH₄) in peat soils of Western Siberia have been studied. The peat soils are typical for region oligotrophic ones (Histosols), but they develop in two contrasting bog ecosystems (a forested bog and an open bog), therefore, they differ significantly in modern vegetation cover, soil profile structure, hydrological and temperature conditions. It has been shown that the carbon reserves in the studied peat soils in the 0–50 cm layer are 9.3 and 6.8 kg/m² in the forested and open bogs, respectively. Measurements of CO₂ and CH₄ emissions were carried out by the chamber static method during the growing seasons from 1999 to 2014. The results showed that the studied soils release into the atmosphere the same number of CO₂ (116.1 and 123.4 mg/(m² h) for soil in a forested and open bog, respectively), but at the same time significantly differ number of CH₄ (0.57 and 2.66 mg/(m² h), respectively). This research has highlighted an important role of vegetation species composition and hydrological regime in estimates of carbon deposition and greenhouse gas fluxes from peat oligotrophic soils of bog ecosystems in the region.

Keywords: wetland ecosystems, histosols, biodiversity, greenhouse gas emissions, carbon sequestration

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ТЕПЛОФИЗИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ ПОЧВЫ
ПО ДИНАМИЧЕСКИМ ДАННЫМ О ЕЕ ТЕМПЕРАТУРЕ© 2024 г. Р. Ф. Микаил^а, Е. А. Хазар^а, Е. В. Шеин^б, Ф. Д. Микаилсой^{с, *}^аКафедра математики, Ыгдырский университет, Ыгдыр, 76000 Турция^бМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия^сКафедра почвоведения, Ыгдырский университет, Ыгдыр, 76000 Турция

*e-mail: fariz.mikailsoy@igdir.edu.tr

Поступила в редакцию 17.08.2023 г.

После доработки 21.09.2023 г.

Принята к публикации 21.09.2023 г.

Разработаны методики определения коэффициента температуропроводности по точечному значению температуры почв заданной мощности на основании результатов анализа динамики температуры на одной глубине по восьми суточным наблюдениям с интервалом в 3 ч. Предложенные методы основаны на решении (с двумя гармониками на поверхности почвы) обратных задач уравнения теплопереноса. Экспериментальные исследования температуры слоев 0, 5, 10, 15, 20 и 40 см глеевой пойменной почвы (Clayey Calcic Pantofluvic Fluvisols) района Игдыр, Восточная Турция, проводили с помощью датчиков Elitech RC-4 в течение летнего сезона. С помощью полученных данных различными методами были рассчитаны теплофизические свойства почвы: теплопроводность, температуропроводность, глубина затухания, теплоотдача, тепловой поток. На основании статистических критериев доказано, что предложенная точечная модель является наилучшей. Установлено, что для исследованной почвы температуропроводность составляет 1.1035×10^{-6} м²/с, теплопроводность 1.7612 Вт/(м °С), глубина затухания 17.42 см, теплоусвояемость (теплоаккумуляция) 27.9431 Вт ч^{0.5}/м² °С. Установлено, что наибольший тепловой поток на поверхности почвы приходится на 12:00 дня (106.85 Вт/м²), а наименьший — на 03:00 ночи (–64.62 Вт/м²).

Ключевые слова: тяжелосуглинистая глеевая почвы, точечная модель, теплопроводность, глубина затухания, теплоусвояемость, тепловой поток

DOI: 10.31857/S0032180X24020032, **EDN:** XYPUNR

ВВЕДЕНИЕ

Управление тепловым режимом почв является важнейшим условием интенсивного сельскохозяйственного производства в условиях открытого и закрытого грунта. Оно основано на использовании тепловых свойств почвы, которые в значительной степени зависят от содержания твердой фазы, включая содержание органических веществ, минеральный состав почвы, содержание воды в почве и пористость. Тепловые свойства почвы, такие как теплопроводность, теплоемкость и температуропроводность, в основном контролируют температуру и тепловой поток почвы. Определение этих параметров важно для понимания поведения теплового режима почвы и управления температурой почвы в масштабе поля [1, 7, 10, 23].

Существует несколько методов моделирования тепловых свойств почвы по наблюдаемой температуре почвы [1–4, 7, 9, 18, 20, 21]. Большинство моделей основано на решении одномерного уравнения теплопроводности с постоянной диффузией.

Цель работы — определение тепловых свойств почв на основании экспериментальных послойных данных о температуре почвы в летний период и выбор расчетных зависимостей для вычисления коэффициента температуропроводности и потока тепла в почву.

Постановка задачи. Основными тепловыми свойствами почвы являются коэффициенты теплопроводности, температуропроводности, теплоемкости, теплоусвояемости и тепловой поток в почве. Знание этих характеристик может помочь в прогнозе теплового режимов почв.

Известно, что одномерное распространение тепла в почве описывается классическим уравнением теплопроводности, которое имеет вид [3, 6, 7, 20, 23]:

$$\frac{\partial T}{\partial t} = \kappa \frac{\partial^2 T}{\partial z^2} \left(\kappa = \frac{\lambda}{C_v} \right), \{0 < z < L \text{ и } \infty; t > 0\}, \quad (1)$$

где $T(z, t)$ – температура почвы в точке z в момент времени t ; κ и λ – соответственно коэффициенты температуропроводности ($\text{м}^2/\text{с}$) и теплопроводности почвы, $\text{Вт}/(\text{м} \cdot ^\circ\text{C})$; C_v – объемная теплоемкость, $\text{Дж}/(\text{м}^3 \cdot ^\circ\text{C})$. L – глубина почвы (м) начиная с которой $T(z, t) = \text{const}$ или $\partial T(L, t)/\partial z = 0$.

Имеется ряд работ [3, 7, 21, 23], в которых рассматриваются решения уравнения теплопроводности при различных краевых условиях.

Для исследования переноса тепла в почве необходимо поставить начальные и граничные условия для уравнения (1). Известно, что влияние начального условия не сказывается на распределения температуры почвы в момент наблюдения. Особенно если при периодической постановке задачи начальное условие отсутствует (так называемые “задачи без начального условия”) [8, 23].

Наиболее удобной характеристикой, которая может фигурировать в качестве граничного условия 1-го рода, является динамика температуры деятельной поверхности почвы в виде известного тригонометрического полинома:

$$T(0, t) = T_0 + \sum_{j=1}^m T_j \cdot \cos(j\omega t + \varepsilon_j), \quad (2)$$

где T_0 – среднесуточная (или годовая) температура деятельной поверхности почвы; m – число гармоник; T_j – амплитуды колебаний температуры поверхности почвы; $\omega = 2\pi/\tau_0$ – круговая суточная частота; τ_0 – период (длина) волны, выраженный в сутках или годах; ε_j – сдвиги фаз, зависящие от начала отсчета времени; j – номер гармоники.

Обычно почва рассматривается как полуограниченный массив. Тогда, с учетом того, что температура почвы на бесконечности постоянна, нижнее граничное условие 1-го рода имеет вид:

$$\text{при } z \rightarrow \infty: T(\infty, t) = T_0. \quad (3)$$

Если температурные колебания быстро затухают с глубиной, и, начиная с некоторой глубины $z \geq L$, температура почвы на расчетном интервале времени практически не меняется, то вместо уравнения (3) на нижней границе следует использовать условия [5, 6, 21, 23]:

$$\text{при } z \rightarrow L: \partial T(L, t) / \partial z = 0. \quad (4)$$

Решение уравнения (1) при краевых условиях (2) и (3) в безразмерных переменных имеет вид [3, 6]:

$$T(y, \tau) = T_0 + \sum_{j=1}^m \Phi_j(y, b_j) \times \cos[j\bar{\omega}\tau + \alpha_j(y, b_j)], \quad (5)$$

где

$$y = z/L, \tau = \kappa t/L^2, b_j = \sqrt{j\bar{\omega}/2}, \bar{\omega} = \omega L^2/\kappa \text{ и}$$

$$\Phi_j(y, b_j) = T_j \cdot e^{-b_j y}, \alpha_j(y, b_j) = \varepsilon_j - \Psi_j(y, b_j), \quad (6)$$

$$\Psi_j(y, b_j) = b_j y.$$

Эта задача изучалась Фурье; впервые она была применена Кельвином для определения хода температуры в почве Эдинбурга [3, с. 86].

Как отмечено в работах [5, 23] при выполнении практических расчетов нельзя задавать в качестве исходных данных значения температуры почвы на бесконечности, так как они неизвестны. Измерить его невозможно, поэтому вместо $T(\infty, t)$ следует задать температуру на некоторой глубине L , начиная с которой при $z \geq L$ величина $T(z, t) = \text{const}$ или $\partial T(L, t)/\partial z = 0$.

Таким образом, условие (4) более соответствует реальным условиям, чем условие (3). Поэтому следует также рассмотреть краевую задачу (1), (2) и (4).

Решение прямой задачи теплопроводности в почве. Рассмотрим общую задачу без начальных условий для ограниченного толщ почвы с условием на нижней границе (4). Сделав замену

$$y = \frac{z}{L}, \tau = \frac{\kappa}{L^2} t, \bar{\omega} = \omega \frac{L^2}{\kappa}, u(y, \tau) = T(y, \tau) - T_0, \quad (7)$$

из уравнений (1), (2) и (4) получим следующую краевую задачу с безразмерными параметрами, новыми переменными и функцией:

$$\frac{\partial u}{\partial \tau} = \frac{\partial^2 u}{\partial y^2}, \{0 < y < 1; \tau > 0\}, \quad (8)$$

$$u(0, \tau) = \sum_{j=1}^m T_j \cdot \cos(j\bar{\omega}\tau + \varepsilon_j), \quad (9)$$

$$u'(1, \tau) = 0, \quad (10)$$

Решение задачи (8)–(10) может быть представлено в виде суммы

$$u(y, \tau) = u_1(y, \tau) + u_2(y, \tau) + \dots + u_m(y, \tau) = \sum_{j=1}^m u_j(y, \tau), \quad (11)$$

где $u_j(y, \tau)$ решение следующих частных краевых задач:

$$\frac{\partial u_j}{\partial \tau} = \frac{\partial^2 u_j}{\partial y^2}, \{0 < y < 1; \tau > 0\}, j = 1, 2, \dots, m, \quad (12)$$

$$\begin{cases} u_j(0, \tau) = T_j \cdot \cos(j\bar{\omega}\tau + \varepsilon_j) \\ u'_j(1, \tau) = 0 \end{cases} \quad (13)$$

Из линейности уравнение теплопроводности следует, что действительная и мнимая части некоторого комплексного решения уравнения теплопроводности каждая в отдельности удовлетворяют уравнению (12) [8, с. 239].

Если комплексное решение уравнения теплопроводности, т.е.

$$\begin{aligned} \hat{u}_j(y, \tau) &= \text{Re}[\hat{u}_j(y, \tau)] + i \cdot \text{Im}[\hat{u}_j(y, \tau)] = \\ &= u_{1j}(y, \tau) + i \cdot u_{2j}(y, \tau), \end{aligned} \quad (14)$$

удовлетворяет уравнению (12) с граничными условиями (13), то его действительная $\text{Re}[\hat{u}_j(y, \tau)] = u_{1j}(y, \tau)$ и мнимая $\text{Im}[\hat{u}_j(y, \tau)] = u_{2j}(y, \tau)$ части удовлетворяют следующим условиям:

$$\begin{cases} u_{1j}(0, \tau) = T_j \cdot \cos(j\bar{\omega}\tau + \varepsilon_j) \\ u'_{1j}(1, \tau) = 0 \end{cases} \text{ и } \begin{cases} u_{2j}(0, \tau) = T_j \cdot \sin(j\bar{\omega}\tau + \varepsilon_j) \\ u'_{2j}(1, \tau) = 0 \end{cases} \quad (j = 1, 2, \dots, m). \quad (15)$$

Рассмотрим задачу:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \hat{u}_j}{\partial \tau} &= \frac{\partial^2 \hat{u}_j}{\partial y^2}, \{0 < y < 1; \tau > 0\} \\ \begin{cases} \hat{u}_j(0, \tau) = T_j \cdot \exp[-i(j\bar{\omega}\tau + \varepsilon_j)] \\ \hat{u}'_j(1, \tau) = 0 \end{cases} \end{aligned} \quad (16)$$

Будем искать ее решение в форме

$$\hat{u}_j(y, \tau) = Y_j(y) \cdot \exp[-i(j\bar{\omega}\tau + \varepsilon_j)], \quad (17)$$

$$\{0 < y < 1; \tau > 0\}.$$

где $Y_j(y)$ — новые функции относительно переменной y , которых следует определить ($j = 1, 2, \dots, m$).

Можно показать, что это решение имеет вид:

$$\begin{aligned} \hat{u}_j(y, \tau) &= T_j \cdot \frac{\text{ch}[(1-i) \cdot b_j(1-y)]}{\text{ch}[(1-i) \cdot b_j]} \cdot e^{-i(j\bar{\omega}\tau + \varepsilon_j)} = \\ &= T_j \cdot [Y_{1j}(b_j, y) + iY_{2j}(b_j, y)] \cdot e^{-i(j\bar{\omega}\tau + \varepsilon_j)}. \end{aligned} \quad (18)$$

Выделяя вещественную часть функции $\hat{u}_j(y, \tau)$, т.е. $\text{Re}[\hat{u}_j(y, \tau)] = u_j(y, \tau)$, находим решение исходной задачи (16) без начальных условий в виде:

$$u_j(y, \tau) = T_j \cdot \left[Y_{1j}(b_j, y) \cos(j\bar{\omega}\tau + \varepsilon_j) + Y_{2j}(b_j, y) \sin(j\bar{\omega}\tau + \varepsilon_j) \right]. \quad (19)$$

Учитывая решение (11) и подстановку $u(y, \tau) = T(y, \tau) - T_0$ в выражение (19), окончательно имеем решение исходной задачи (1), (2) и (4) с безразмерными параметрами и переменными в следующем виде:

$$T(y, \tau) = T_0 + \sum_{j=1}^m T_j \cdot \left[Y_{1j}(b_j, y) \cos(j\bar{\omega}\tau + \varepsilon_j) + Y_{2j}(b_j, y) \sin(j\bar{\omega}\tau + \varepsilon_j) \right]. \quad (20)$$

После несложных преобразований в решении (18) можно найти явные выражения функции $Y_{1j}(b_j, y)$ и $Y_{2j}(b_j, y)$ в следующем виде:

$$\begin{aligned} Y_{1j}(b_j, y) &= \frac{\text{ch}[b_j(2-y)] \cos(b_j y) + \text{ch}(b_j y) \cos[b_j(2-y)]}{\text{ch}(2b_j) + \cos(2b_j)} \\ Y_{2j}(b_j, y) &= \frac{\text{sh}[b_j(2-y)] \sin(b_j y) + \text{sh}(b_j y) \sin[b_j(2-y)]}{\text{ch}(2b_j) + \cos(2b_j)}. \end{aligned} \quad (21)$$

Решение (20) запишем в более компактном виде

$$\begin{aligned} T(y, \tau) &= T_0 + \sum_{j=1}^m \Phi_{aj}(b_j, y) \times \\ &\times \cos[j\bar{\omega}\tau + \alpha_j(b_j, y)], \end{aligned} \quad (22)$$

где

$$\begin{aligned} \Phi_{aj}(b_j, y) &= T_j \cdot \sqrt{\frac{\text{ch}(d_j) + \cos(d_j)}{\text{ch}(2b_j) + \cos(2b_j)}}, \\ b_j &= L \sqrt{j \frac{\bar{\omega}}{2\kappa}}, \quad d_j = 2b_j(1-y), \\ \alpha_j(b_j, y) &= \\ &= \varepsilon_j - \arctan \left[\frac{\text{sh}(q_j) \sin(b_j y) + \text{sh}(b_j y) \sin(q_j)}{\text{ch}(q_j) \cos(b_j y) + \text{ch}(b_j y) \cos(q_j)} \right], \end{aligned} \quad (23)$$

$$q_j = b_j(2-y),$$

и $\text{ch}(z) = [\exp(z) + \exp(-z)]/2$, — гиперболический косинус и $\text{sh}(z) = [\exp(z) - \exp(-z)]/2$ — гиперболический синус соответственно.

Решение обратной задачи теплопереноса в почве.

На основе аналитических решений одномерного уравнения теплообмена в почве разными авторами выведены формулы для определения коэффициента температуропроводности [1–4, 6–9, 19, 21, 22]. Эти методы основаны на измерении температуры дневной поверхности и с глубиной.

Классические методы. Ниже приведены классические алгоритмы, основанные на решении обратных задач уравнения теплопереноса, полученного для полуограниченной мощности почвы, когда суточный ход температуры на поверхности почвы представлен одной (M1, M4) и двумя (M2, M3) гармониками.

$$\kappa_i = \frac{\pi}{\tau_0} \frac{(z_{i+1} - z_i)^2}{\arctan^2 \frac{[T_1(z_i) - T_3(z_i)][T_2(z_{i+1}) - T_4(z_{i+1})] - [T_2(z_i) - T_4(z_i)][T_1(z_{i+1}) - T_3(z_{i+1})]}{[T_1(z_i) - T_3(z_i)][T_1(z_{i+1}) - T_3(z_{i+1})] + [T_2(z_i) - T_4(z_i)][T_2(z_{i+1}) - T_4(z_{i+1})]}}. \quad (25)$$

M3 – логарифмический метод [4]:

$$\kappa_i = \frac{4\pi(z_{i+1} - z_i)^2}{\tau_0} \ln^{-2} \times \left\{ \frac{[T_1(z_i) - T_3(z_i)]^2 + [T_2(z_i) - T_4(z_i)]^2}{[T_1(z_{i+1}) - T_3(z_{i+1})]^2 + [T_2(z_{i+1}) - T_4(z_{i+1})]^2} \right\}. \quad (26)$$

M4 – метод фазового сдвига [8]:

$$\kappa_i = \frac{\pi}{\tau_0} \left(\frac{z_{i+1} - z_i}{\varepsilon_i - \varepsilon_{i+1}} \right)^2, \quad (27)$$

где τ_0 в алгоритмах (24)–(27) период тепловой волны (например, 24 ч для ежедневных наблюдений); $T_{\min}(z)$ и $T_{\max}(z)$ – минимальное и максимальное значения температуры во время измерения на глубинах $z = z_i$ и $z = z_{i+1}$ соответственно; $T_i(z)$ и $T_{i+1}(z)$ в алгоритмах (25) и (26) являются значениями температуры почвы на глубинах $z = z_i$ и $z = z_{i+1}$ соответственно в момент времени $t_i = i \cdot \tau_0/4$ ($i = 1, 2, 3, 4$) (для настоящего примера $\tau_0 = 24$ ч и $t_1 = 6$, $t_2 = 12$, $t_3 = 18$ и $t_4 = 24$ ч); ε_i – в алгоритме (27) – начальная фаза на глубине z_i .

Усовершенствованные методы. В отличие от вышеперечисленных алгоритмов продолжили разработку новых методов, учитывающих реальный процесс теплообмена в почве. Для этого использовали решение уравнения теплопереноса, полученное для *ограниченной* и *полуограниченной* мощности почвы [6, 18, 21, 23]. Предлагаемые методы расчета теплопроводности почвы представлены ниже.

M5 – предлагаемый метод 1 [23]:

$$\kappa_i = \frac{\pi}{\tau_0} \cdot \frac{(2z_i)^2}{\ln^2 \left\{ \sum_{j=1}^4 [T(z_i, t_j) - T(z_i, t_{j+2})]^2 / 4T_1^2 \right\}}. \quad (28)$$

M6 – предлагаемый метод 2 [23]:

$$M_{\text{exp}}^{m=1}(b; y) = \frac{\sum_{j=1}^2 [T(y_i, t_j) - T(y_i, t_{j+2})]^2}{4T_1^2} = \quad (29)$$

$$= \frac{\text{ch}[2b(1-y)] + \cos[2b(1-y)]}{\text{ch}(2b) + \cos(2b)} = M_{\text{cal}}^{m=1}(b; y),$$

M1 – амплитудный метод [3]:

$$\kappa_i = \frac{\pi}{\tau_0} \frac{(z_{i+1} - z_i)^2}{\ln^2 \left[\frac{T_{\max}(z_i) - T_{\min}(z_i)}{T_{\max}(z_{i+1}) - T_{\min}(z_{i+1})} \right]}. \quad (24)$$

M2 – арктангенсный метод [2]:

где $T(y_i, t_j)$ в алгоритме (29) – значения температуры почвы на глубине $z = z_i$, в момент времени $t_j = j \cdot \tau_0/4$ ($j = 1, 2, 3, 4$) (для настоящего примера $\tau_0 = 24$ ч и $t_1 = 6$, $t_2 = 12$, $t_3 = 18$ и $t_4 = 24$ ч).

Определение κ по формуле (29) осуществляется методом подбора на ЭВМ значения параметра b^* из условия совпадения значения левой части $M_{\text{cal}}^{m=1}(b; y)$ и правой части $M_{\text{exp}}^{m=1}(b; y)$, рассчитанных по исходным данным.

Из следующего равенства:

$$\kappa_i = \frac{\pi}{\tau_0} \cdot \left(\frac{L}{b_i^*} \right)^2, \quad (30)$$

находим значение коэффициента теплопроводности κ_i на глубине $z = z_i$, где b^* – значения параметра b , при которых

$$\left| M_{\text{exp}}^{m=1}(b^*; y_i) - M_{\text{cal}}^{m=1}(b^*; y_i) \right| \leq 10^{-4}.$$

Вышеприведенные методы (формулы (28) и (29)) получены в основном для случая, когда температура поверхности почвы в течение суток (года) может выражаться одной гармоникой. Такое предположение допускает ощутимые погрешности из-за того, что температура почвы не всегда изменяется строго по синусоидальному закону. Введение второй гармоники в условие (2) приближает ход температуры деятельной поверхности почвы к реальной картине.

Используя решения (5) с (6) и (22) с (23) при $m = 2$ можно вывести формулу для определения коэффициента теплопроводности κ для произвольного периода τ_0 и безразмерной глубины y .

Для этого необходимо знать распределение температуры в почвенном слое $[0, L]$ для *восьми моментов времени* на расчетном интервале времени τ_0 . Предлагаемые методы расчета теплопроводности почвы представлены ниже.

Используя решение (22) для двух гармоник, т.е. $m = 2$, сначала для произвольной безразмерной глубины y и времени $t_j = j \cdot \tau_0/8$ ($j = 1, 2, 3, \dots, 8$), записываются следующие восемь уравнений:

$$T(y, t_i) = T_0 + \Phi_1(y, b) \cdot \cos\left(\frac{\pi}{4}i + \alpha_1\right) + \Phi_2(y, b_2) \cdot \cos\left(\frac{\pi}{2}i + \alpha_2\right), \quad (i = \overline{1, 8}), \quad (31)$$

На самом деле:

для $j = 1$ имеем:

$$T(y, t_1) = T_0 + \Phi_1(y, b_1) \cdot \cos\left(\frac{\pi}{4} \cdot 1 + \alpha_1\right) + \Phi_2(y, b_2) \cdot \cos\left(\frac{\pi}{2} \cdot 1 + \alpha_2\right)$$

для $j = 2$ имеем:

$$T(y, t_2) = T_0 + \Phi_1(y, b_1) \cdot \cos\left(\frac{\pi}{4} \cdot 2 + \alpha_1\right) + \Phi_2(y, b_2) \cdot \cos\left(\frac{\pi}{2} \cdot 2 + \alpha_2\right)$$

для $j = 8$ имеем:

$$T(y, t_8) = T_0 + \Phi_1(y, b_1) \cdot \cos\left(\frac{\pi}{4} \cdot 8 + \alpha_1\right) + \Phi_2(y, b_2) \cdot \cos\left(\frac{\pi}{2} \cdot 8 + \alpha_2\right),$$

так как имеет место

$$\begin{aligned} j\bar{\omega}\tau_i &= j \cdot \frac{\omega L^2}{\kappa} \cdot \frac{\kappa}{L^2} t_i = j \cdot \omega t_i = \\ &= j \cdot \frac{2\pi}{\tau_0} \cdot i \cdot \frac{\tau_0}{8} = j \cdot \frac{2\pi}{8} \cdot i \quad \text{и} \\ \bar{\omega}\tau_i &= \frac{2\pi}{8} \cdot i = \frac{\pi}{4} \cdot i, \quad 2\bar{\omega}\tau_i = \frac{\pi}{2} \cdot i. \end{aligned}$$

После некоторых преобразований с решениями (31) имеем [7]:

$$\sum_{i=1}^4 [T(y, t_i) - T(y, t_{i+4})]^2 = 8\Phi_1^2(b_1, y). \quad (32)$$

С учетом обозначений (6) и (23) для функции $\Phi_1(b_1, y)$ в равенстве (32) имеем следующие выражения, которые соответствуют граничным условиям (3) и (4):

$$\frac{\sum_{j=1}^4 [T(y, t_j) - T(y, t_{j+4})]^2}{8T_1^2} = e^{-2by}. \quad (33)$$

$$\begin{aligned} &\frac{\sum_{j=1}^4 [T(y, t_j) - T(y, t_{j+4})]^2}{8T_1^2} = \\ &= \frac{\text{ch}[2b(1-y)] + \cos[2b(1-y)]}{\text{ch}(2b) + \cos(2b)}. \end{aligned} \quad (34)$$

Так как $b = L\sqrt{\pi/\kappa\tau_0}$, из выражений (33) и (34) получим более улучшенные методы для вычисления параметра κ :

М7 – предлагаемый алгоритм 3 [6, 21, 22, 23]:

$$\kappa_i = \frac{\pi}{\tau_0} \cdot \frac{(2z_i)^2}{\ln^2 \left\{ \sum_{j=1}^4 [T(z_i, t_j) - T(z_i, t_{j+4})]^2 / 8T_1^2 \right\}}. \quad (35)$$

М8 – предлагаемый алгоритм 4:

$$\begin{aligned} M_{\text{exp}}^{m=2}(b; y) &= \frac{\sum_{j=1}^4 [T(y, t_j) - T(y, t_{j+4})]^2}{8T_a^2} = \\ &= \frac{\text{ch}[2b(1-y)] + \cos[2b(1-y)]}{\text{ch}(2b) + \cos(2b)} = M_{\text{cal}}^{m=2}(b; y). \end{aligned} \quad (36)$$

где $T(y, t_j)$ – значения температуры при измерении на глубине z_i почвы и в моменты времени t_j и t_{j+4} , τ_0 – период (длина) температурной волны выраженный в сутках или в годах (например, $\tau_0 = 24$ ч и $t_1 = 3, t_2 = 6, \dots, t_7 = 21$, и $t_8 = 24$ ч).

Определение κ по формуле (36) осуществляет также методом подбора на ЭВМ, как это было описано выше для формулы (29). Сначала находят значения параметра b^* из условия совпадения значения левой $M_{\text{cal}}^{m=2}(b; y)$ и правой частей, рассчитанных по исходным данным, т.е. $M_{\text{exp}}^{m=2}(b; y)$.

Далее из формулы (30) находим значение коэффициента температуропроводности κ_i на глубине $z = z_i$, где b^* – значения параметра b , при которых

$$\left| M_{\text{exp}}^{m=2}(b^*; y_i) - M_{\text{cal}}^{m=2}(b^*; y_i) \right| \leq 10^{-4}.$$

В отличие от ранее разработанных методов для определения κ требуется знать заранее распределение температуры по времени в почвенном слое $[0, L]$ на произвольной безразмерной глубине $y^* = z/L$ и $T(y^*, t_j)$ для восьми моментов времени, которое позволяет определить параметр κ с большей точностью по формулам (35) и (36).

Для определения коэффициента температуропроводности κ (с использованием формул (30) и (36)) необходимо знать: T_1 – амплитуду колебаний температуры деятельной поверхности почвы; τ_0 – период (длину) суточной (годовой) волны, выраженный в сутках или в годах; $T(y^*, t_j^*)$ – значения температуры почвенного слоя $[0, L]$ на произвольной глубине $y_i = z_i/L$ для t_j^* .

Например, если $\tau_0^* = 24$ ч, то $t^* = 3, 6, 9, \dots, 24$ ч. Имея эти данные, сначала подсчитываем разницу $[T(y_i, t_j) - T(y_i, t_{j+4})]$ для всех $i = \overline{1, 8}$. Далее

из формулы (36) находим значение коэффициента температуропроводности на глубине $y_i^* = z_i^*/L$ соответственно по формуле:

$$\kappa_i^* = \frac{\pi}{\tau_0} \cdot \frac{(2z_i^*)^2}{\ln^2 \left\{ \sum_{j=1}^4 \left[T(z_i^*, t_j^*) - T(z_i^*, t_{j+4}^*) \right]^2 / 8T_1^2 \right\}}.$$

Расчет потока тепла в почве. Расчет потока тепла в почве основан на использовании данных об изменении температуры почвы с глубиной и во времени при известных теплофизических характеристиках. Если известно, как изменилась температура почвы за некоторый период времени и определены основные ТФС-теплофизические свойства (объемная теплоемкость — C_v , температуропроводность — κ и параметры дневной деятельности поверхности почв такие, как среднесуточная температура поверхности почвы (T_0), амплитуды (T_j) и фаза (ε_j), то можно рассчитать количество тепла, которое прошло через поверхность почвы и вызвало данное изменение температуры. Важность теплового потока почвы (q) для поверхностного энергетического баланса и исследований испарения способствовала разработке методов оценки и прогнозирования, когда измеренные значения q недоступны. Другой подход для расчета κ и прогнозирования q использует измерения температуры почвы в сочетании с различными решениями уравнений теплового потока почвы. Поскольку температуру почвы легко измерить и часто доступны непрерывные записи данных для нескольких глубин, эти методы дают возможность оценить q , когда прямые измерения отсутствуют [25].

Прямых методов оценки расчетного теплового потока почвы на поверхности почвы (q) не существует. Для расчета q обычно пользуются традиционным калориметрическим методом. Однако в самом калориметрическом методе есть неопределенность [16].

Поток тепла в почву $q(z, t)$, рассчитывается путем подстановки решения уравнения (1) в закон теплопроводности Фурье [3, 7, 10, 15, 16, 19, 25]:

$$q(z, t) = -\lambda \frac{\partial T(z, t)}{\partial z}, \quad (37)$$

а суммарный поток за время от первого наблюдения до данного момента t есть

$$Q(t) = \int_0^t q(t) dt. \quad (38)$$

Используя (5) для $m = 1$, в $z = 0$ имеем

$$\begin{aligned} q(z = 0, t, m = 1) &= q_{z=0}^{m=1}(t) = (-\lambda) \frac{\partial T}{\partial z} \Big|_{z=0} = \\ &= B_1 \cdot \cos \left[\frac{\pi}{4} + (\omega\tau + \varepsilon_1) \right], \end{aligned} \quad (39)$$

а для $m = 2$, можно легко показать, что выражение для теплового потока на поверхности почвы $z = 0$ в момент времени t получим следующее:

$$\begin{aligned} q(z = 0, t, m = 2) &= q_{z=0}^{m=1}(t) = \\ &= B_1 \cos \left[\frac{\pi}{4} + (\omega\tau + \varepsilon_1) \right] + B_2 \cos \left[\frac{\pi}{4} + (2\omega\tau + \varepsilon_2) \right], \end{aligned} \quad (40)$$

где $B_1 = T_{a1} C_v \sqrt{\omega \kappa}$, $B_2 = T_{a2} C_v \sqrt{2\omega \kappa}$.

Необходимо отметить, что при вычислении теплового потока по формулам (39) и (40) следует использовать значения коэффициентов температуропроводности, которые определены соответственно для $m = 1$ и 2.

Как было отмечено выше, наиболее реальным условием на нижней границе почвы является условия (4). Поэтому следует вывести формулы для расчета теплового потока в почву с использованием решения (21), полученного при условиях (2) и (4).

Можно показать, что для вычисления теплового потока на глубине $z = h$ почвы в момент времени t имеет место:

$$\begin{aligned} q(z = h, t, m) &= -\lambda \frac{\partial T(z, t)}{\partial z} \Big|_{z=h} = \\ &= -C_v \kappa \frac{\partial T(z, t)}{\partial z} \Big|_{z=h} = \\ &= -\lambda \frac{1}{L} \sum_{j=1}^m \frac{T_j \cdot b_j}{\Delta(b_j)} \cdot \left\{ \left[\Pi_{1j}(b_j, y_h) \cos(j\omega\tau + \varepsilon_j) + \right] \right. \\ &\quad \left. \left[+ \Pi_{2j}(b_j, y_h) \sin(j\omega\tau + \varepsilon_j) \right] \right\}, \end{aligned} \quad (41)$$

где

$$\begin{aligned} \Pi_{1j}(b_j, y_h) &= \text{sh}(b_j y_h) \cdot \cos[b_j(2 - y_h)] - \\ &- \text{sh}[b_j(2 - y_h)] \cdot \cos(b_j y_h) + \\ &+ \text{ch}(b_j y_h) \cdot \sin[b_j(2 - y_h)] - \\ &- \text{ch}[b_j(2 - y_h)] \cdot \sin(b_j y_h), \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \Pi_{2j}(b_j, y_h) &= \text{sh}[b_j(2 - y_h)] \cos(b_j y_h) - \\ &- \text{ch}[b_j(2 - y_h)] \cdot \sin(b_j y_h) + \\ &+ \text{ch}(b_j y_h) \cdot \sin[b_j(2 - y_h)] - \\ &- \text{sh}(b_j y_h) \cos[b_j(2 - y_h)], \end{aligned} \quad (42)$$

$$\Delta(b_j) = \text{ch}(2b_j) + \cos(2b_j),$$

$$b_j = L \sqrt{j \frac{\omega}{2\kappa}}, \quad y_h = \frac{h}{L}, \quad 0 \leq h \leq L.$$

Используя равенство (41)–(42), можно получить выражение для теплового потока на поверхности почвы ($z = 0$) в момент времени t :

$$q(z=0, t, m) = -\lambda \frac{\partial T(z=0, t)}{\partial z} = -\lambda \frac{1}{L} \sum_{j=1}^m \frac{T_j \cdot b_j}{\Delta(b_j)} \left\{ \left[\operatorname{sh}(2b_j) + \sin(2b_j) \right] \sin(j\omega t + \varepsilon_j) + \left[\sin(2b_j) - \operatorname{sh}(2b_j) \right] \cos(j\omega t + \varepsilon_j) \right\} \quad (43)$$

Можно показать, что имеет место:

$$\begin{aligned} & \left[\operatorname{sh}(2b_j) + \sin(2b_j) \right] \sin(j\omega t + \varepsilon_j) + \\ & + \left[\sin(2b_j) - \operatorname{sh}(2b_j) \right] \cos(j\omega t + \varepsilon_j) \\ & = -\sqrt{2} \left[\operatorname{sh}(2b_j) \cos\left(\frac{\pi}{4} + j\omega t + \varepsilon_j\right) - \right. \\ & \left. - \sin(2b_j) \cos\left(\frac{\pi}{4} - j\omega t - \varepsilon_j\right) \right] \end{aligned}$$

Тогда окончательно имеем

$$q(z=0, t, m) = -\lambda \frac{\partial T(z=0, t)}{\partial z} = \frac{\sqrt{2}\lambda}{L} \sum_{j=1}^m \frac{T_j \cdot b_j}{\Delta(b_j)} \left[\operatorname{sh}(2b_j) \cos\left(\frac{\pi}{4} + j\omega t + \varepsilon_j\right) - \right. \quad (44) \\ \left. - \sin(2b_j) \cos\left(\frac{\pi}{4} - j\omega t - \varepsilon_j\right) \right]$$

Для $m = 1$ из решения (44) имеем:

$$q_{z=0}^{m=1}(t) = \Phi_1 \left[\operatorname{sh}(2b) \cos\left[\frac{\pi}{4} + (\omega t + \varepsilon)\right] - \right. \\ \left. - \sin(2b) \cos\left[\frac{\pi}{4} - (\omega t + \varepsilon)\right] \right] \quad (45)$$

$$\Phi_1 = B \cdot \frac{T_1}{\Delta(b)}, \quad B = \lambda \sqrt{\frac{\omega}{\kappa}},$$

$$\Delta(b) = \operatorname{ch}(2b) + \cos(2b), \quad b = L \sqrt{\frac{\omega}{2\kappa}}.$$

Для $m = 2$ из решения (44) имеем:

$$q_{z=0}^{m=2}(t) = \Phi_1 \left[\operatorname{sh}(2b_1) \cos\left[\frac{\pi}{4} + (\omega t + \varepsilon_1)\right] - \right. \\ \left. - \sin(2b_1) \cos\left[\frac{\pi}{4} - (\omega t + \varepsilon_1)\right] \right] + \\ + \Phi_2 \left[\operatorname{sh}(2b_2) \cos\left[\frac{\pi}{4} + (2\omega t + \varepsilon_2)\right] - \right. \\ \left. - \sin(2b_2) \cos\left[\frac{\pi}{4} - (2\omega t + \varepsilon_2)\right] \right], \quad (46)$$

$$\Phi_1 = \frac{T_1}{\Delta(b_1)} \left(\lambda \sqrt{\frac{\omega}{\kappa}} \right), \quad \Phi_2 = \frac{T_2}{\Delta(b_2)} \left(\lambda \sqrt{\frac{2\omega}{\kappa}} \right),$$

$$b_1 = L \sqrt{\frac{\omega}{2\kappa}}, \quad b_2 = L \sqrt{2 \frac{\omega}{2\kappa}}$$

$$\Delta(b_1) = \operatorname{ch}(2b_1) + \cos(2b_1),$$

$$\Delta(b_2) = \operatorname{ch}(2b_2) + \cos(2b_2), \quad \omega = \frac{2\pi}{\tau_0}.$$

При вычислении теплового потока по формулам (45) и (46) следует использовать значения коэффициентов температуропроводности (κ) и параметры дневной деятельности поверхности почв (такие как среднесуточная температура поверхности почвы T_0 , амплитуды T_i и фазы ε_i), которые определены соответственно для гармоник $m = 1$ и 2 .

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследование проводили в Центре сельскохозяйственных исследований и прикладных разработок Игдырского университета. В Игдире лето жаркое, сухое и ясное, а зима короткая, очень холодная, снежная и местами облачная. В течение года температура обычно колеблется от -6 до 35°C , редко бывает ниже -11°C или выше 39°C . Наибольшее количество осадков наблюдается в мае, а наименьшее – в августе, среднегодовое количество осадков составляет 254.2 мм, испарение 1094.9 мм [11]. Некоторые свойства глеевой пойменной почвы (Calcaric Gleyic Pantofluvic Fluvisol) опытного участка приведены в табл. 1.

В исследовании использовались датчики измерения и регистрации температуры Elitech RC-4 с инструментальной погрешностью $\pm 0.5^\circ\text{C}$ в диапазоне измерения температуры $-20...+40^\circ\text{C}$ [26]. Для определения тепловых свойств почв измеряли температуру профиля с 01.06.2020 по 31.08.2020. Использовали средние значения температуры в эти даты. Датчики располагались в почвенном профиле на глубинах 0, 5, 10, 15, 20 и 40 см.

Почвенные анализы. Для определения свойств почвы были отбирали образцы почвы с земель, на которых размещены датчики. В образцах нарушенной почвы определяли состав почвы, содержание влаги в почве и органическое вещество, а в образцах ненарушенной почвы определяли объемную плотность почвы. Текстура почвы, содержание влаги, органического вещества и плотность почвы определяли согласно [13, 14, 17, 24].

Датчики были запрограммированы на получение почасовых данных о температуре, а данные о температуре собирали с датчиков через компьютер в течение летного сезона. Тепловые свойства почв рассчитывали по данным, полученным с датчиков, размещенных на разной глубине в летный период.

Расчет тепловых свойств почвы. Тепловые свойства (объемная теплоемкость, коэффициент температуропроводности, теплопроводность, глубина затухания, теплопоглощение, тепловой поток) почв рассчитывали по нижеприведенным методиками.

Объемная теплоемкость. Объемную теплоемкость почвы рассчитывали по общепринятой формуле [10]:

Таблица 1. Некоторые физические и химические свойства почвы

Глубина, см	ρ_b , кг/м ³	θ , м ³ /м ³	ЕС, дС/м	ОМ, %	Глина	Ил	Песок	Гранулометрический состав
					%			
0–10	974.3	0.1449	0.3877	1.40	28.58	32.07	39.75	CL*
10–20	1023.3	0.1521	0.4126	1.62	27.36	31.48	42.82	CL
20–25	1105.4	0.1717	0.5417	2.35	25.55	29.52	45.13	L
25–30	1245.7	0.1806	0.5524	2.81	20.41	23.22	56.38	SCL
30–35	1158.1	0.1907	0.5507	3.07	17.44	19.63	66.37	SL
35–40	1216.5	0.1925	0.5121	2.66	14.28	27.11	58.68	SL
0 –40	1120.6	0.1721	0.4928	2.32	22.27	27.17	51.52	

Примечание. ρ_b – объемная плотность; θ – объемная влажность; ЕС – электропроводность почвы; ОМ – органическое вещество почвы; CL – глинистый суглинок; L – суглинок; SCL – супесчаный глинистый суглинок; SL – супесчаный суглинок.

$$C_v = C_{m,s} \cdot \rho_b + C_{v,w} \cdot \theta = \left[C_{m,org} \cdot \frac{m_{org}}{m} + C_{m,min} \cdot \left(1 - \frac{m_{org}}{m} \right) \right] \cdot \rho_b + C_{v,w} \cdot \theta, \tag{47}$$

где $C_{m,s}$ – удельная теплоемкость твердой части почвы, Дж/(кг °С); ρ_b – плотность почвы, кг/м³; $C_{v,w}$ – объемная теплоемкость почвенной влаги, равная 4186.6 кДж/(м³ °С); θ – объемное содержание влаги, м³/м³; $C_{m,org}$ и $C_{m,min}$ – удельная теплоемкость органических и минеральных компонентов твердой фазы почвы, соответственно, Дж/(кг °С); m_{org} – масса органического вещества почвы, кг; m – масса почвы, кг; m_{org}/m – содержание органического вещества в почве, %.

Другие теплофизические параметры: теплопроводность (λ), глубину затухания (d) и теплоусвоемости тепла (e), рассчитывали по формулам соответственно [3, 7, 10, 22]:

$$\lambda = \kappa C_v, \quad d = \sqrt{\tau_0 \kappa / \pi}, \quad e = C_v \sqrt{\kappa}. \tag{48}$$

Параметры дневной деятельности поверхности почв. Для определения параметров поверхности почвы в уравнение (2) приняли одну и две гармоники. Используя результаты измерений, с помощью метода наименьших квадратов определили параметры распределения температуры поверхности исследуемых почв. Предварительные результаты расчетов и сравнения их с экспериментальными данным показывают, что введение второй гармоники позволяет с более высокой точностью определить параметры распределения температуры на поверхности почвы. Планируется более подробное исследование применения данного метода для расчета температурного режима почв, определения теплофизических параметров и характеристик

(коэффициента температуропроводности почв и его зависимости от влажности).

Среднесуточную температуру поверхности почвы (T_0), амплитуды (T_j) и фаза (ϵ_j) рассчитывали по уравнениям:

$$\begin{aligned} T_0 &= \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N T(0, t_i), \\ A_j &= \frac{2}{N} \sum_{i=1}^N T(0, t_i) \cos(j\omega t_i), \\ B_j &= \frac{2}{N} \sum_{i=1}^N T(0, t_i) \sin(j\omega t_i) \\ T_j &= \sqrt{A_j^2 + B_j^2}, \\ \epsilon_j &= \begin{cases} \arctan(-B_j/A_j), & A_j > 0 \\ \pi/2, & A_j = 0, (j = 1, 2, \dots, m), \\ \pi - \arctan(B_j/A_j), & A_j < 0 \end{cases} \end{aligned} \tag{49}$$

где $T(0, t_i)$ – температура поверхности почвы в момент времени t_i ; N – число данных о температуре в сутке, т.е. $N = 24$.

Сравнение методов. Для того, чтобы выбрать адекватную модель, использовали наиболее распространенные критерии выбора модели: коэффициент корреляции Пирсона (r) и среднеквадратичную ошибку (RMSE) (σ):

$$r = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} (T_i - \bar{T}_i) (\tilde{T}_i - \bar{\tilde{T}}_i)}{\sqrt{\sum_{i=1}^{i=n} (T_i - \bar{T}_i)^2 \cdot \sum_{i=1}^{i=n} \tilde{T}_i - \bar{\tilde{T}}^2}},$$

$$\sigma_{T/t} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{i=n} (T_i - \tilde{T}_i)^2}{n - p - 1}}, \quad (50)$$

где T_i и $\tilde{T}_i$ – соответственно наблюдаемое и расчетное значения температуры, °C; $\tilde{T}$ – средние значения T_i ; p – количество оцениваемых параметров в моделях.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Значения удельных теплоемкостей органической и минеральной составляющих исследуемой почвы равны $C_{m,org} = 1925.928$ Дж/(кг °C) и $C_{m,min} = 753.624$ Дж/(кг °C) соответственно (табл. 2).

Таблица 2. Некоторые тепловые свойства исследуемых почв

Глубина, z см	m_{org}/m	$C_{m,s}$, Дж/(кг °C)	C_v , кДж/(м³ °C)
0–10	0.014	770.04	1356.91
10–20	0.016	772.62	1427.43
20–25	0.023	781.17	1582.38
25–30	0.028	786.57	1735.96
30–35	0.031	789.61	1712.87
35–40	0.027	784.81	1760.68
0–40	0.0232	780.80	1596.04

Примечание. m_{org}/m – содержание органического вещества в почве; $C_{m,s}$ – удельная теплоемкость твердой части почвы; C_v – объемная теплоемкость почвы

В результате проведенных анализов проб почв определена средняя плотность почвы опытного участка: $\rho_b = 1120.6$ кг/м³, содержание органического вещества $m_{org}/m = 0.0232$ и объемная влажность $\theta = 0.1721$ м³/м³.

В этом случае значение удельной теплоемкости ($C_{m,s}$) для слоя 0–10 см твердой части почвы, рассчитанное по формуле (2), будет следующим:

$$\begin{aligned} C_{m,s} &= C_{m,org} \cdot \frac{m_{org}}{m} + C_{m,min} \cdot \left(1 - \frac{m_{org}}{m}\right) = \\ &= 1925.928 \cdot \frac{\text{Дж}}{\text{кг } ^\circ\text{C}} \cdot 0.014 + 753.624 \cdot \frac{\text{Дж}}{\text{кг } ^\circ\text{C}} (1 - 0.014) = \\ &= 26.96299 \frac{\text{Дж}}{\text{кг } ^\circ\text{C}} + 743.0733 \frac{\text{Дж}}{\text{кг } ^\circ\text{C}} = \\ &= 770.0363 \frac{\text{Дж}}{\text{кг } ^\circ\text{C}} = 0.770036 \frac{\text{кДж}}{\text{кг } ^\circ\text{C}}. \end{aligned}$$

Используя формулы для вычисления C_v и учитывая, что для слоя 0–10 см почвы $\theta = 0.1449$ м³/м³, $C_{m,s} = 770.0363$ Дж/(кг °C), а удельная объемная теплоемкость воды $C_{v,w} = 4186.8$ кДж/(м³ °C), рассчитываем значение объемной теплоемкости для слоя почвы 0–10 см следующим образом:

$$\begin{aligned} C_v &= C_{m,s} \cdot \rho_b + C_{v,w} \cdot \theta = 770.0363 \frac{\text{Дж}}{\text{кг } ^\circ\text{C}} \times \\ &\times 974.3 \frac{\text{кг}}{\text{м}^3} + 4186.8 \frac{\text{кДж}}{\text{м}^3 \text{ } ^\circ\text{C}} \cdot 0.1449 \frac{\text{м}^3}{\text{м}^3} = \\ &= 750246.324 \frac{\text{Дж}}{\text{м}^3 \text{ } ^\circ\text{C}} + 606.6673 \frac{\text{кДж}}{\text{м}^3 \text{ } ^\circ\text{C}} = \\ &= 1356.913644 \frac{\text{кДж}}{\text{м}^3 \text{ } ^\circ\text{C}}. \end{aligned}$$

Для всех слоев почвы расчетные значения объемной теплоемкости почвы приведены в табл. 2.

Среднее значения распределения температур за период с 01.06.2020 по 31.08.2020 приведены на рис. 1. С увеличением глубины почвы и времени температура почвы не теряла своей синусоидальности (рис. 1).

В табл. 3 приведены результаты расчета параметров, а также статистические характеристики аппроксимации исходных данных, рассчитанных по уравнению (49) для $m = 1$ и 2. Введение второй гармоники позволяет с высокой точностью определять параметры распределения температуры на поверхности почвы.

Средние значения температуропроводности почвы (κ), теплопроводности (λ), глубины затухания (d) и теплоусвояемости (e), рассчитанные классическими (послойно-амплитудным, арктангенсным, логарифмическим и фазовым) и предложенными (точечными) методами, приведены в табл. 4.

Тепловые свойства почв (κ , λ , d и e) различались в каждой используемой модели. Видно, что наиболее адекватной моделью, отражающей реальность по глубине затухания, являются точечная (17.42 см). Таким образом, введение второй гармоники позволяет уточнить результаты и сказать о том, что затухание температурных колебаний происходит примерно на глубине 3 см по сравнению с классическими методами.

Значения температуры почвы $T(z, t)$ на глубине $z = 5, 10, 15, 20$ и 40 см были рассчитаны по формулам (5), (6) и (22), (23). Для значений κ использовали из табл. 4.

Измеренные $T_{изм}(z, t)$ и прогнозируемые $T_{прог}(z, t)$ значения температуры сравнивали для оценки эффективности методов. Результаты приведены в табл. 5.

Результаты расчетов показали, что предложенный *точечный метод* (М8) (формула (36)) является наиболее эффективной моделью, поскольку она дает

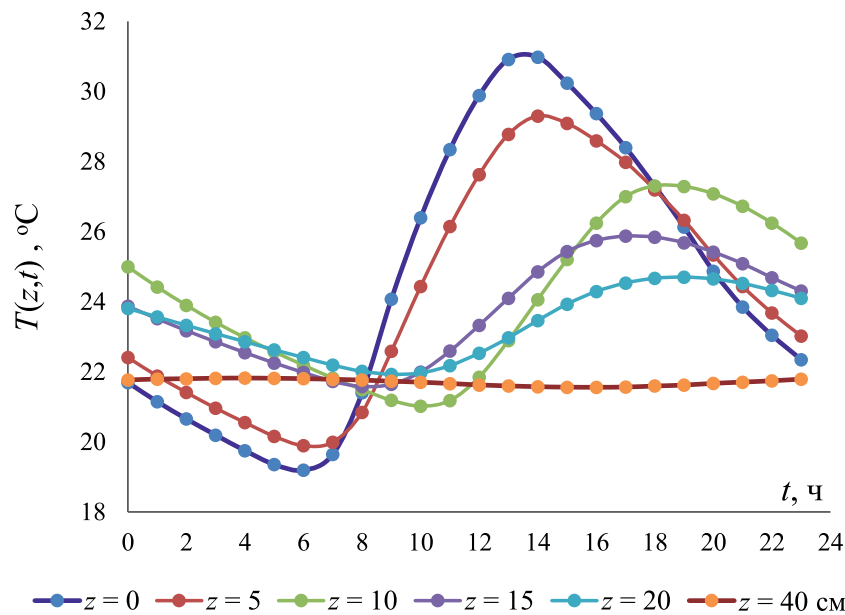


Рис. 1. Среднесуточные значения температуры почвы $T(z_i, t_i)$ на различных глубинах за период с 01.06.2020 по 31.08.2020.

Таблица 3. Параметры (T_0 , T_i и ε_i) поверхности почвы

Параметр на поверхности почвы	Число гармоник			
	$m = 1$		$m = 2$	
Среднесуточная температура, °C	T_0	24.5478	T_0	24.5478
Амплитуда колебаний температуры, °C	T_1	5.4270	T_2	1.5067
Сдвиг фазы	ε_1	2.3607	ε_2	−0.4932
Статистические параметры аппроксимации				
Коэффициент корреляции Пирсона	r	0.961	r	0.997
Среднеквадратическая ошибка (RMSE)	σ	1.19	σ	0.07

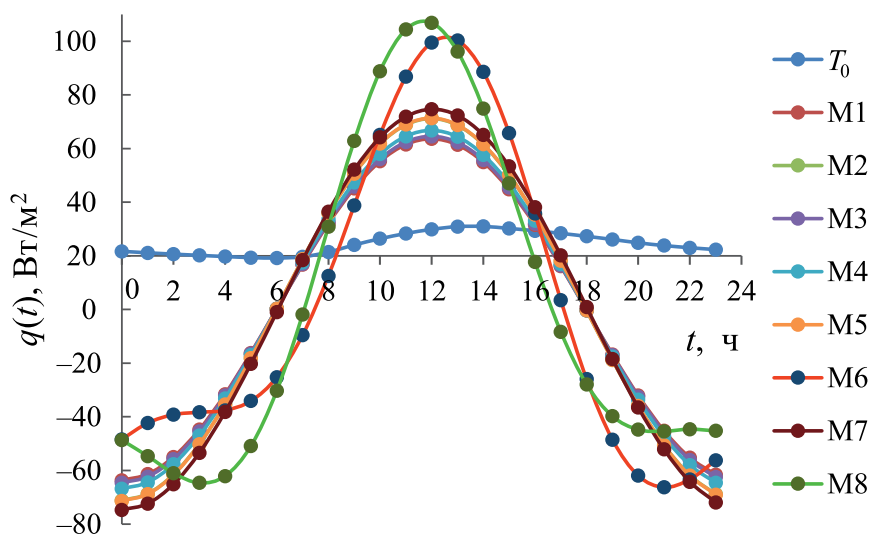
Таблица 4. Средние значения тепловых свойств почвы

Формула	Число гармоник	$10^{-6} \cdot \kappa, \text{ м}^2/\text{с}$	$\lambda, \text{ Вт/м}^\circ\text{C}$	$d, \text{ см}$	$e, \text{ Вт ч}^{0.5}/\text{м}^2 \text{ }^\circ\text{C}$
Классические послойные методы					
(24)	1	0.7422	1.4882	14.29	22.9163
(25)	2	0.9287	1.5995	15.98	25.6347
(26)	2	0.7643	1.6338	14.50	23.2549
(27)	1	0.8174	1.7612	14.99	24.0490
Предложенные точечные методы					
(28)	1	0.9325	1.4882	16.01	25.6860
(29)–(30)	2	1.0022	1.5995	16.60	26.6294
(35)	1	1.0237	1.6338	16.78	26.9134
(36)–(30)	2	1.1035	1.7612	17.42	27.9431

Таблица 5. Эффективность моделей (M1–M8) для прогнозирования температуры почвы на пяти глубинах $z = 5, 10, 15, 20$ и 40 см

Параметр	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8
$z = 5$ см								
$r, \%$	95.62	96.08	95.69	95.84	96.09	98.67	96.28	99.44
$\sigma_{T/t}$	1.10	1.02	1.09	1.06	1.02	0.62	0.98	0.33
$z = 10$ см								
$r, \%$	80.22	75.91	79.65	78.36	75.83	67.04	73.84	80.97
$\sigma_{T/t}$	1.46	1.63	1.48	1.53	1.63	1.97	1.66	0.51
$z = 15$ см								
$r, \%$	97.31	97.97	97.47	97.75	97.97	91.69	97.94	99.68
$\sigma_{T/t}$	0.93	0.91	0.92	0.91	0.91	1.17	0.89	1.77
$z = 20$ см								
$r, \%$	97.87	87.94	86.07	86.95	98.43	83.07	98.49	99.64
$\sigma_{T/t}$	1.29	1.28	1.27	1.27	1.29	1.58	1.26	0.84
$z = 40$ см								
$r, \%$	87.86	70.88	85.96	81.20	70.54	26.34	62.89	56.31
$\sigma_{T/t}$	3.05	3.05	3.05	3.05	3.05	3.19	3.05	1.26

Примечание. M1 – амплитуда, M2 – арктангенс, M3 – логарифм, M4 – сдвиг фаз, M5–M8 – улучшенные методы

**Рис. 2.** Сезонный ход ежечасных температур $T(0, t_i)$ и плотность теплового потока $q(0, t_i)$ на поверхности почвы, $z = 0$, вычисленные различными методами (M1–M8).

более точные прогнозы для $T(z, t)$, чем другие алгоритмы.

В соответствии с критериями выбора моделей установлено, что адекватной моделью является предложенная точечная модель (36), поэтому этот модель была учтена при вычислениях теплового потока с поверхности почвы.

Используя данные табл. 2–4, а также формулы (24)–(30) и (36) определили тепловой поток q , на поверхности ($z = 0$) почвы в момент времени t , рис. 2. Согласно точечной модели (M8), наибольший тепловой поток был определен в 12:00 дня ($q = 106.85$ Вт м^{-2}), а наименьший – в 3:00 ночи ($q = -64.62$ Вт м^{-2}) на поверхности почвы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На основе исследований модели переноса тепла в почве при учете динамики граничных условий на поверхности, описываемых двумя гармониками, получены аналитические решения при условии второго граничного условия конечной глубины. На основе этого решения предложен точечный метод для определения коэффициента температуропроводности почвы. При использовании этого метода используется распределение температуры в почвенном слое $[0, L]$ для *восьми моментов времени* в расчетном интервале времени t_0 для каждой глубины.

При моделировании теплообмена в почвах необходимо учитывать условия второго рода на нижней границе. Так как на определенных глубинах почвы конвективный теплообмен отсутствует и тепловой поток равен 0, поэтому необходимо принять граничные условия второго рода. По критериям выбора моделей установлено, что более адекватной моделью является предложенная точечная модель (М8). Глубина затухания температурных волн, вычисленная по этой методике ($d = 17.45$ см), соответствуют реальному распределению волн по профилю почв. Следует отметить, что точечные методы, в отличие от классических, учитывают важный параметр — амплитуду колебаний температуры поверхности почвы.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии у них конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Болотов А.Г. Метод определения температуропроводности почвы // Вестник АГАУ. 2015. № 7. С. 74–79.
2. Каганов М.А., Чудновский А.Ф. Об определении коэффициента теплопроводности почв // Изв. АН СССР. География. 1953. № 2. С. 183–191.
3. Карслоу Г., Егер Д. Теплопроводность твердых тел. М.: Наука, 1964. 486 с.
4. Колмогоров А.Н. К вопросу об определении коэффициента температуропроводности почвы // Изв. АН СССР. География и геофизика. 1950. № 2. С. 97–99.
5. Куртнер Д.А., Решетин О.Л. Об одном решении уравнения теплопроводности в связи с расчетом температуры почвы // Теплообмен в открытом и защищенном грунте. Л.: Гидрометеиздат, 1970. С. 38–45.
6. Микайылов Ф.Д., Шеин Е.В. Граничные условия при моделировании переноса тепла в почве // Агрофизика. 2014. № 4. С. 1–6.
7. Нерпин С.В., Чудновский А.Ф. Физика почв. М.: Наука, 1967. 650 с.
8. Тихонов А.Н., Самарский А.А. Уравнение математической физики. М.: Наука, 1966. 724 с.
9. Цейтин Г.Х. О вычислении коэффициента температуропроводности и потока тепла в почву по осредненным температурам // Тр. ГГО. 1956. Вып. 60. С. 67–80.
10. Шеин Е.В. Курс физики почв. М.: Изд-во МГУ, 2005. 432 с.
11. Anonymous. Turkish State Meteorological Service. Iğdir, 2020.
12. An K., Wang W., Zhao Y., Huang W., Chen L., Zhang Z., Wang Q., Li W. Estimation from soil temperature of soil thermal diffusivity and heat flux in sub-surface layers // Bound. Layer Meteor. 2016. V. 158. P. 473–488. <https://doi.org/10.1007/s10546-15-0096-7>
13. Black C.A. Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Properties. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison. 1965. № 9. P. 374–390.
14. Blake G.R., Hartge K.H. Bulk density. In: Methods of Soil Analysis. Part I, Physical and Mineralogical Methods, ASA and SSSA. Agronomy Monograph No: 9. Madison, Wisconsin USA. 1986. P. 363–381.
15. Gao, Z. Determination of soil heat flux in a Tibetan short-grass prairie // Bound. Layer Meteorology. 2005. V. 114. P. 165–178. <https://doi.org/10.1007/s10546-004-8661-5>
16. Gao Z., Russell E.S., Missik J.E.C., Huang M., Chen X., Strickland C.E., Clayton R., Arntzen E., Ma Y., Liu H. A novel approach to evaluate soil heat flux calculation: An analytical review of nine methods // J. Geophys. Res. Atmos. 2017. V. 122. P. 6934–6949. <https://doi.org/10.1002/2017JD027160>
17. Gee G.W., Bauder J.W. Particle-size analysis. Methods of Soil Analysis. Part 1.
18. Physical and Mineralogical Methods. Agronomy. 1986. V. 9. P. 383–441.
19. Erdel E., Mikailsoy F. Determination of thermophysical properties of fluvisols in eastern turkey using various models // Eurasian Soil Science. 2022. V. 55. P. 1568–1576. <https://doi.org/10.1134/S1064229322110047>
20. Heitman J.L., Horton R., Sauer T.J., Ren T., Xiao X. Latent heat in soil heat flux measurements // Agricultural and Forest Meteorology. 2010. V. 150. P. 1147–1153. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.04.017>
21. Horton R. Jr. Determination and use of soil thermal properties near the soil surface. Ph.D. New Mexico State University, Las Cruces, New Mexico, USA. 1982. 132 p. <https://www.proquest.com/docview/303249135?pq-origsite=gscholar&fromopenview=true>
22. Mikail R., Hazar E., Farajzadeh A., Erdel E., Mikailsoy F. A comparison of six methods used to evaluate apparent thermal diffusivity for soils // Mathem. Anal.

- and Convex Optim. 2021. V. 2. P. 51–61.
<https://doi.org/10.29252/maco.2.1.5>
23. Mikailsoy F.D. On the influence of boundary conditions in modeling heat transfer in soil // J. Engineer. Phys. Thermophys. 2017. V. 90. P. 67–79.
<https://doi.org/10.1007/s10891-017-1540-y>
 24. Mikayilov F.D. and Shein E.V. Theoretical principles of experimental methods for determining the thermal diffusivity of soils // Eurasian Soil Science. 2010. V. 43. P. 556–564.
<https://doi.org/10.1134/S1064229310050091>
 25. Walkley A., Black L.A. An examination of the degtjar-eff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method // Soil Science. 1934. V. 37. P. 29–38.
<https://doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>
 26. Sauer T.J., Horton R. Soil heat flux // Micrometeorology in agricultural systems // Agron. Monogr. Madison. 2005. V. 47. P. 131–54.
<https://doi.org/10.2134/agronmonogr47.c7>
 27. <https://www.elitechlog.com/wp-content/manuals/RC-4-RC-4HA-RC-4HC-instructions.pdf>

Determination of Thermophysical Parameters of the Soil According to Dynamic Data on its Temperature

R. Mikail¹, E. Hazar¹, E. Shein², and F. Mikailsoy³, *

¹*Department of Mathematics, Igdir University, Igdir, 76000 Türkiye*

²*LomonosovMoscow State University, Moscow, 119991 Russia*

³*Department of Soil Science, Igdir University, Igdir, 76000 Türkiye*

*e-mail: fariz.mikailsoy@igdir.edu.tr

Methods for determining the thermal diffusivity coefficient from a point value of soil temperature of a given thickness based on the results of analyzing the temperature dynamics at one depth based on eight daily observations with an interval of 3 hours have been developed. The proposed methods are based on solving (with two harmonics on the soil surface) inverse problems of the heat transfer equation. Experimental studies on the temperature of the layers (0, 5, 10, 15, 20 and 40 cm) of gley floodplain soil (Calcaric Gleyic Pantofluvic Fluvisol) in the Igdir region (Eastern Turkey) were carried out using Elitech RC-4 sensors during the summer season. Using the obtained data, various methods were used to calculate the thermophysical properties of the soil – thermal conductivity, thermal diffusivity, attenuation depth, heat transfer, and heat flux. Based on statistical criteria, it has been proven that the proposed point model is the best one. It has been established that for the studied soil, the thermal diffusivity is $\kappa = 1.1035 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$, thermal conductivity $\lambda = 1.7612 \text{ W}/(\text{m } ^\circ\text{C})$, damping depth $d = 17.42 \text{ cm}$, and thermal effusivity $e = 27.9431 \text{ Wh}^{0.5}/\text{m}^2 \text{ } ^\circ\text{C}$. In addition, in accordance with the model obtained, it was determined that the largest heat flux on the soil surface occurs at 12:00 pm ($q = 106.85 \text{ W}/\text{m}^2$), and the lowest heat flux occurs at 03:00 am ($q = -64.62 \text{ W}/\text{m}^2$).

Keywords: Heavy loamy gley soils, point model, thermal diffusivity, thermal conductivity, thermal effusivity, damping depth, heat flow

ВЛИЯНИЕ МЕХАНОАКТИВАЦИИ НА СВОЙСТВА ПОЧВ И РАЗВИТИЕ РАСТЕНИЙ

© 2024 г. Г. Н. Федотов^{а, *}, И. В. Горепекин^а, Д. А. Ушкова^а, У. А. Конкина^а, А. И. Сухарев^а,
Д. И. Потапов^а

^аФакультет почвоведения, МГУ им. М. В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

*e-mail: gennadiy.fedotov@gmail.com

Поступила в редакцию 24.03.2023 г.

После доработки 21.09.2023 г.

Принята к публикации 22.09.2023 г.

Гуминовые вещества оказывают влияния на ряд почвенных свойств: структурообразование, формирование емкости катионного обмена, повышение водоудерживающей способности и др. При этом в почвах и растворах гуминовые вещества существуют не в виде отдельных молекул, а в виде надмолекулярных образований, имеющих фрактально-кластерную организацию (Ф-кластеров). Следовательно, Ф-кластеры должны проявлять свое влияние на свойства почв. Так как эти образования прочно связаны между собой, для оценки их влияния на свойства почв необходимо их разделение. Это можно осуществить путем механоактивации – повышением реакционной способности (активности) веществ при их механической обработке. Целью исследования являлось изучение влияния механоактивации на некоторые свойства почв и на развитие в активированных почвах растений. Показано, что наименьшая влагоемкость образцов зональных типов почв при использовании механоактивации возрастает до 35% от исходной величины. Результаты объяснены с позиций снижения подвижности гравитационной воды Ф-кластерами в макрокапиллярах. Оптическая плотность водных вытяжек из чернозема возрастала на 75%, вязкость почвенных паст – на 57% за счет увеличения в почвенном растворе количества Ф-кластеров. Активированные почвы стимулировали прорастание семян пшеницы на 26%. Этот эффект может быть связан с образованием на поверхности семян пленок из Ф-кластеров, которые закрепляют почвенные аллелотоксины, замедляющие развитие семян.

Ключевые слова: почвенные гели, надмолекулярные образования из гуминовых веществ, фрактальные кластеры из гуминовых веществ, электронная микроскопия Ф-кластеров, наименьшая влагоемкость почв, вискозиметрия почвенных паст

DOI: 10.31857/S0032180X24020042, **EDN:** ХУМТОА

ВВЕДЕНИЕ

Гуминовые вещества (ГВ) – специфическое органическое вещество почв, обеспечивающее их существование посредством выполнения целого ряда функций [4, 27, 28]: структурообразование, формирование емкости катионного обмена, повышение водоудерживающей способности и др.

Существуют различные теории образования ГВ: макромолекулярная [4], супрамолекулярная-комплементарная [6, 18], супрамолекулярная-мицелярная [25]. В основе макромолекулярной модели лежит представление о том, что все части молекул ГВ соединены между собой ковалентными связями. Другой подход состоит в рассмотрении ГВ с позиции супрамолекул, образованных из низкомолекулярных веществ за счет слабых взаимодействий по

принципу ключ–замок (супрамолекулярная-комплементарная) или за счет образования гидрофобных ядер с гидрофильной периферией (супрамолекулярная-мицелярная).

С появлением концепции почвенного континуума существование ГВ перестали рассматривать только с позиции высокой устойчивости образующих гуминовых соединений [16, 21]. В этой модели особое внимание было уделено физико-химическим факторам внешней среды, позволяющим легко разлагаемым соединениям, таким как сахара, сохраняться на протяжении длительного времени, тогда как время жизни более устойчивых производных лигнина может исчисляться месяцами [16, 21]. Это поставило под сомнение корректность модели макромолекулярного строения

ГВ, при этом существование ГВ в виде супрамолекул не противоречило данному подходу.

Отметим, что все эти теории рассматривают только формирование молекул ГВ (частиц-молекул¹⁾) и не направлены на изучение и объяснение возникновения из них надмолекулярных образований (НМО), существование которых для ГВ было показано в работах [17, 22–24].

Анализ исследований в области установления природы этих НМО показывает [19, 20, 24], что все компоненты гуминовых веществ: гуминовые кислоты (ГК), фульвокислоты (ФК) и гумин организованы фрактально. Причем прочность связей между молекулами, определяемая путем установления критических концентраций агрегирования, показала, что уже при концентрации 1 мг/л отдельные молекулы ГК стремятся к организации в НМО, которая завершается при концентрациях 10–30 мг/л [2, 14, 15]. Обращает на себя внимание, что при изучении влияния концентрации растворов ГВ на развитие микроорганизмов наблюдается ускорение их развития на несколько порядков при уменьшении концентрации в растворах ГВ до величины менее 10–30 мг/л [26]. Обнаруженное совпадение концентрационных пределов вряд ли является случайным. Можно предположить, что потребление ГВ микроорганизмами происходит с большей скоростью в растворах с концентрацией ниже предела агрегирования.

Отметим, что информация о фрактально-кластерной организации ГВ была получена в исследованиях химиков при изучении растворов ГВ. Однако непосредственное изучение образцов почв различных типов, проведенное при использовании метода малоуглового рассеяния нейтронов показало [10], что для них всех характерна фрактальная организация (интервал существования фракталов и их фрактальная размерность) коллоидной составляющей почв – почвенных гелей в том же размерном диапазоне. Из представленной выше информации о строении НМО гуминовых веществ в растворах и фрактальной организации почвенных гелей можно было заключить, что ГВ в почвах имеют фрактально-кластерную (Ф-кластерную) организацию.

Представляло определенный интерес изучение влияния на объекты, содержащие Ф-кластеры ГВ, механических воздействий – механоактивации, которая является мощным средством интенсификации процессов химической технологии [11].

¹ Применение термина “частица-молекула”, на наш взгляд, более корректно по сравнению с термином “молекула”. Связано это с тем, что при появлении термина молекула ГК, у большинства почвоведов в воображении возникает структурная химическая формула из работ Д.С. Орлова. При этом на второй план отходит то, что эта молекула является частицей, имеет размер, форму, межфазную поверхность раздела и определенные свойства этой поверхности.

В частности, применяют механохимическую активацию и для выделения ГВ из торфа. После такой обработки выход ГВ из торфа увеличивается в 1.5 раза [3].

С современных позиций Ф-кластерной организации ГВ почв можно ожидать, что механоактивация гумусосодержащих субстратов должна заключаться в повышении подвижности в них Ф-кластеров из частиц-молекул ГВ за счет разрыва связей между Ф-кластерами.

Целью исследования являлось изучение влияния механоактивации почвенных образцов на некоторые свойства почв.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В качестве объектов исследования взяты дерново-подзолистая почва (Московская область), серая лесная почва (Тульская область), чернозем выщелоченный (Орловская область), а также яровая пшеница (*Triticum aestivum* L.) сорт Гранны.

Механоактивацию почв осуществляли путем разрушения почвенных агрегатов влажностью примерно 0.7–0.8 наименьшей влагоемкости (НВ) при их продавливании пестиком с резиновым наконечником через сита с разным диаметром отверстий (2, 3, 5 и 7 мм). Это позволяло разрушать крупные агрегаты до более мелких, переводя Ф-кластеры в активное состояние, не изменяя гранулометрического состава почвенных образцов, так как разрыв связей должен был идти по пленкам гелям, покрывающим и связывающим почвенные частицы [7].

Электронно-микроскопическое исследование проводили при помощи растровых электронных микроскопов (РЭМ) JEOL-6060A (фирмы Jeol, Япония) и Zeiss Leo Supra при ускоряющем напряжении 2–5 кВ. На образцы перед исследованием напыляли золото, используя установку JFC-1600 (фирмы JEOL, Япония).

Образцы для РЭМ готовили путем добавления 5 г почв или почвенных паст к 100 г воды и перемешивания в течение 1 ч. После этого отделяли частицы с большей плотностью центрифугированием на центрифуге Eppendorf 5804 (Германия) в течение 10 мин при скорости 4000 об./мин. Отбирали из верхнего слоя центрифужных пробирок несколько миллилитров и разбавляли в 1000–100000 раз. Из полученных растворов отбирали по 5 мкл, наносили их на поверхность атомно-гладкой слюды и высушивали на воздухе.

В работе использовали сканирующий туннельный микроскоп (СТМ) ФемтоСкан (фирмы ООО “Центр перспективных технологий”, Россия). Изображения обрабатывали с помощью программного обеспечения ФемтоСкан Онлайн [13]. Отличие при подготовке образцов для СТМ по сравнению с РЭМ состояло в том, что образец

после напыления золотом дополнительно сушили инфракрасной лампой при температуре 90°C в течение 10 мин.

Определение НВ проводили по методике [1], заключающейся в:

- помещении нарушенного образца влажностью 0.7–0.8 НВ в алюминиевую трубочку диаметром 40 мм и высотой 100 мм;

- его виброуплотнении до примерно постоянного насыпного веса;

- насыщении образцов в трубочках в течение суток до полной влагоемкости помещением в стакан с водой;

- удалении из образцов гравитационной воды путем постановки их на влажный песок на 3 сут.

Влажность определяли, выгружая каждый образец из трубочки в фарфоровый тигель, тщательно перемешивая его и помещая часть образца в прибор для определения влажности почв фирмы Ohaus MB23 (США). Эксперименты проводили в 3-кратной повторности. Основное отличие от методики А.Ф. Вадюниной состояло в использовании не воздушно-сухих, а влажных образцов почв.

Определение оптической плотности почвенных растворов (вытяжек из почв) проводили при помощи колориметра КФК-3. Растворы готовили, переводя из 20 г почвы в 100 г воды плохо закрепленные в почвенном образце Φ -кластеры и обломки гелей при слабом перемешивании в течение 1 мин, и удаляя после этого более крупные минеральные частицы из вытяжки центрифугированием на центрифуге Eppendorf 5804. Эксперименты проводили в 3-кратной повторности.

Вязкость почвенных паст определяли при помощи вибрационного вискозиметра фирмы AND SV-10 (Япония). Принцип работы прибора основан на поддержании амплитуды вынужденных

колебаний чувствительного элемента (камертона), помещенного в вязкую среду, за счет изменения силы тока. Время измерения — 15 с. Амплитуда колебаний камертона 2 мм. Пасты из чернозема готовили, добавляя в почву воду до ее содержания в пасте 57%, и перемешивали в течение 1 мин стеклянной палочкой. Эксперименты проводили в 3-кратной повторности.

Для оценки влияния активации почв и действия гуматов на стимуляцию (угнетение) прорастания семян и развития их проростков использовали методику, базирующуюся на измерении суммарной длины проростков массивов семян [8]. В основе методики лежит существование линейной зависимости между разницей в насыпных объемах в воде проросших и непроросших семян от суммарной длины их корней и ростков. Эксперименты проводили в 6-кратной повторности с последующим расчетом доверительного интервала (95% доверительная вероятность) в программе Origin Pro.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

На первом этапе исследования для проверки реальности существования выделения Φ -кластеров из почв и получения более детальных представлений о них провели микроскопическое изучение Φ -кластеров при различных, в том числе очень высоких увеличениях. На рис. 1, а представлены НМО (Φ -кластеры) из чернозема выщелоченного при увеличении $\times 5000$ размером от 300 до 800 нм. Эти результаты соответствовали ранее полученным данным [12]. При увеличении $\times 100000$ видно (рис. 1b), что каждая наблюдаемая при масштабировании $\times 5000$ частица представляет собой кластер, образованный из нескольких сотен частиц размером от 30 до 50 нм. Эти частицы, согласно данным СТМ, позволяющим использовать

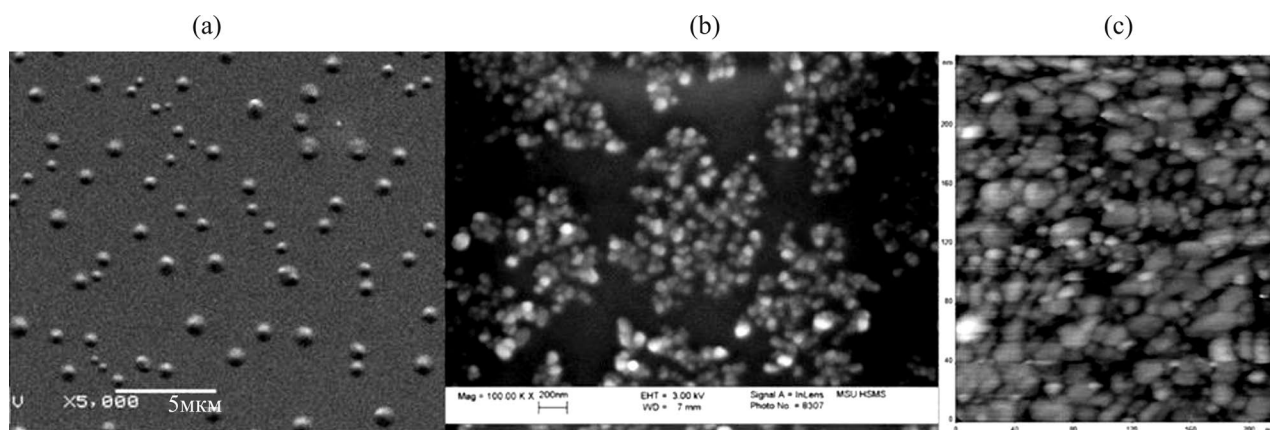


Рис. 1. Снимки выделенных из чернозема выщелоченного надмолекулярных образований, полученные при помощи растрового электронного микроскопа (а, b) и сканирующего туннельного микроскопа (с).

увеличение миллион раз и выше, состоят из субчастиц размером около 10 нм (рис. 1с).

На основании полученных данных можно сделать вывод, что фрактальные кластеры из ГВ размером 300–800 нм реально существуют в почвах и имеют трехуровневую организацию: частицы-молекулы ГВ (субчастицы) размером около 10 нм формируют первичные кластеры 30–50 нм, которые образуют кластеры второго порядка 300–800 нм. Отметим, что для почв и грунтов многоуровневая организация известна и характерна для частиц глинистых минералов: 2–4-слойные пакеты объединяются в ультрамикроагрегаты, которые собираются в микроагрегаты, а из последних уже образуются агрегаты [5].

На следующем этапе работы было изучено влияние механоактивации на физические свойства почвенных образцов. При этом необходимо было получить ответы на следующие вопросы:

— Влияет ли механоактивация почв на их физические свойства?

— Влияет ли механоактивация почв на развитие в них растений?

— Какова природа влияния механоактивации почв на развитие в них растений?

Увеличение количества Φ -кластеров в почвенном растворе должно заметно повышать оптическую плотность вытяжек, приготовленных из почв, активированных продавливанием через сито 2 мм. Эксперименты показали, что оптическая плотность вытяжек из подвергнутой механическому воздействию чернозема оказалась примерно на 75% выше (0.145 ± 0.03 и 0.082 ± 0.018). При этом было установлено, что через сутки после механоактивации эффект воздействия практически полностью исчезает.

Еще одна проверка перехода Φ -кластеров в почвенный раствор в результате механоактивации почв была проведена путем изучения влияния механоактивации на вязкость паст, получаемых из почвенных образцов. Основана эта проверка была на увеличении вязкости паст при росте в них количества частиц. Хорошо видно (рис. 2), что с уменьшением размера сит, через которые продавливали почвы, их вязкость, а, следовательно, и количество частиц в них возрастают. Для этого свойства также было установлено, что через сутки после механоактивации эффект воздействия практически полностью исчезает.

Снижение подвижности воды в почвенных макрокапиллярах должно приводить к замедлению стока гравитационной влаги из почвенных образцов. Как следствие, величина НВ, определяемая по методике Вадюниной [1], должна возрастать.

Из представленных данных видно, что увеличение количества активных Φ -кластеров в почвенном

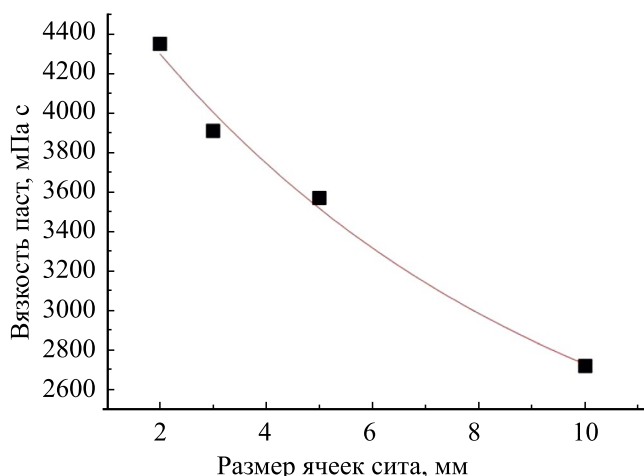


Рис. 2. Влияние активации продавливанием влажного чернозема через сита с разным размером ячеек на вязкость приготовленных из этих образцов паст.

образце, полученное за счет роста степени измельчения почвенных агрегатов (рис. 3) приводит к увеличению их НВ.

Можно ожидать, что после механического воздействия на почву Φ -кластеры не могут долго находиться в активном состоянии, обязательно должны существовать механизмы для “стока” избыточной энергии. В результате после механического воздействия на почвы определяемая величина НВ во времени должна снижаться, что подтверждается экспериментально на черноземе, дерново-подзолистой и серой лесной почвах². В качестве примера приведены результаты для чернозема, на котором указанные закономерности проявились наиболее сильно (рис. 4).

Таким образом, проведенное исследование подтвердило, что в результате механического воздействия на почвы влажностью 0.7–0.8 НВ происходит их механоактивация, заключающаяся в отрыве Φ -кластеров от почвенных гелей и в их переходе в почвенный раствор. Однако подобное состояние существует не долго. Оно исчезает за сутки при определении количества Φ -кластеров в почвенных

² Для объяснения наблюдаемых для НВ явлений можно использовать два подхода. Первый основан на трехфазной физической модели почв, т.е. объяснении с позиций изменений структуры образца — распределения капилляров по размерам. Второй подход основан на учете существования в почвах почвенных гелей. Для объяснения влияния продавливания через сита разного размера на величину НВ подход с позиции изменения структуры, в принципе, применим (хотя и вызывает сомнения), но он совершенно непригоден для объяснения влияния на НВ времени, прошедшего после активации почвенных образцов, так как их структура от времени меняться не должна.

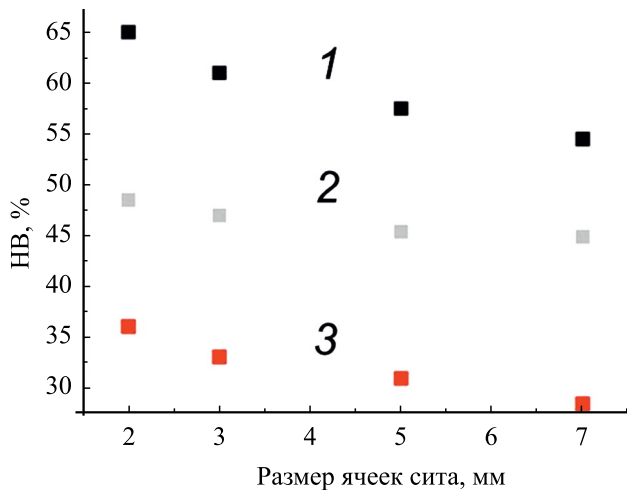


Рис. 3. Влияние механоактивации продавливанием влажных почв через сита с разным размером ячеек на НВ насыпных образцов почв: 1 – чернозем; 2 – серая лесная почва; 3 – дерново-подзолистая почва.

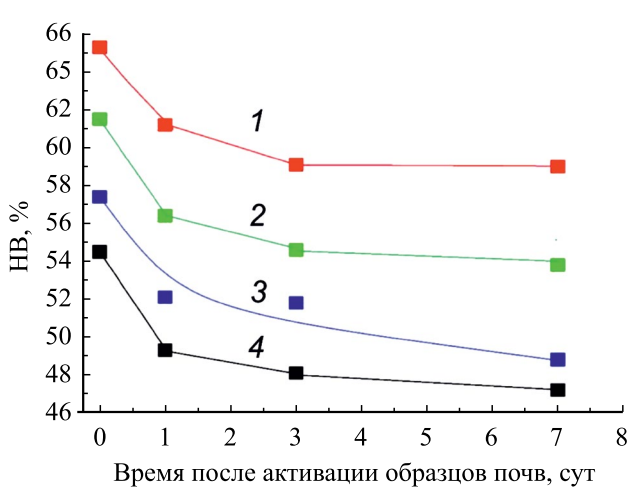


Рис. 4. Снижение во времени наименьшей влагоемкости образцов чернозема, активированных продавливанием через сита с размером ячеек: 2 (1), 3 (2), 5 (3) и 7 (4) мм.

Таблица 1. Стимуляция прорастания семян яровой пшеницы сорт Гранни при активации чернозема без обработки семян

Субстрат	Воздействие на развитие семян, %
Песок	0
Чернозем неактивированный	–31 ± 3
Чернозем, активированный продавливанием через сито 2 мм	–13 ± 2

вытяжках и при оценке влияния Ф-кластеров на вязкость почвенных паст, т.е. при прямом воздействии увеличения числа Ф-кластеров в почвенном растворе на изучаемые свойства почв. При этом влияние механоактивации почв на их НВ проявляется в течение значительно более продолжительного времени. Объяснить наблюдаемые различия можно, предположив, что процесс увеличения НВ происходит сразу после механоактивации, путем перехода Ф-кластеров в те точки системы, в которых их нахождение приводит к росту НВ. Все остальные действия по определению НВ, по-видимому, являются способом проявления этого влияния. Это значит, что Ф-кластеры в почвенных образцах после механоактивации почв занимают такое положение, которое обеспечивает рост НВ почвенных образцов. Однако более детальные представления о механизме процесса у нас пока отсутствуют.

Было интересно рассмотреть влияние механоактивированных почв на развитие в них растений. Исследование было проведено с использованием семян пшеницы. Основываясь на том, что время проведения этого эксперимента составляет 2 сут,

а активность Ф-кластеров за сутки практически полностью исчезает, можно было заранее предположить, что если освободившиеся при механоактивации Ф-кластеры сразу не займут положения, которое обеспечит стимуляцию прорастания, то обнаружить стимулирующий эффект не удастся.

Из представленных данных видно (табл. 1), что развитие семян на черноземе происходит примерно на 31% медленнее по сравнению с их развитием на песке. Это свидетельствует о нахождении в черноземе аллелотоксинов, замедляющих развитие семян. Хорошо видно, что активация чернозема приводит к снятию ингибирования и заметной стимуляции развития семян. Стимуляция в активированном черноземе относительно неактивированного чернозема достаточно велика и составляет 26%, что исключает возможность ошибочных выводов, так как ошибка определения суммарной длины проростков составляет 7 при 95% доверительной вероятности.

Объяснение наблюдаемого эффекта, на наш взгляд, состоит в том, что в активированных почвах после активации присутствует избыточное

количество свободных Ф-кластеров, которые могут перемещаться по почвенному образцу. Учитывая стремление Ф-кластеров закрепляться на свободных поверхностях [9], можно предположить, что Ф-кластеры сразу после активации почвы закрепляются на семенах, образуя на них сорбционный защитный слой, который снижает поступление из почв в семена аллелотоксинов. Снижение ингибирования семян аллелотоксинами, по-видимому, обеспечивает стимуляцию прорастания семян.

ВЫВОДЫ

1. Фрактальные кластеры из ГВ размером несколько сот нанометров реально существуют в почвах и имеют трехуровневую организацию: частицы-молекулы ГВ (субчастицы) размером около 10 нм формируют первичные кластеры 30–50 нм, которые образуют кластеры второго порядка 300–800 нм.

2. При механическом воздействии на почву Ф-кластеры активируются, частично переходя в почвенный раствор, что приводит к снижению подвижности воды в почвенных образцах и увеличивает оптическую плотность вытяжек из почв, вязкость почвенных паст и наименьшую влагоемкость почвенных образцов.

3. Семена пшеницы развиваются в механоактивированных почвах заметно быстрее.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках темы государственного задания МГУ № 122011800459-3.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии у них конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почв и грунтов. М.: Высшая школа, 1973. 400 с.
2. Евдокимов И.П., Лосев А.П. Природные нанообъекты в нефтегазовых средах. М.: РГУ нефти и газа им. И.М. Губкина, 2008. 104 с.
3. Ломовский О.И., Болдырев В.В. Механохимия в решении экологических задач. Аналитический обзор. Новосибирск, 2006. 221 с.
4. Орлов Д.С. Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации. М.: Изд-во МГУ, 1990. 325 с.
5. Осипов В.И., Соколов В.Н., Румянцева Н.А. Микроструктура глинистых пород. М.: Недра, 1989. 211 с.
6. Супрамолекулярная химия: Концепции и перспективы / Пер. с англ. Болдыревой Е.В. Новосибирск: Наука. Сиб. отд. РАН, 1998. 334 с.
7. Тюлин А.Ф. Органно-минеральные коллоиды в почве, их генезис и значение для корневого питания высших растений. М.: Изд-во АН СССР, 1958. 52 с.
8. Федотов Г.Н., Горепекин И.В., Позднякова А.Д., Завгородняя Ю.А., Исакова С.А. Взаимосвязь предыстории использования и химических свойств почв с их аллелотоксичностью // Почвоведение. 2020. № 3. С. 379–386. <https://doi.org/10.31857/S0032180X2003003X>
9. Федотов Г.Н., Добровольский Г.В. Возможные пути формирования нано- и микроструктур в гумусовых веществах почвенных гелей // Почвоведение. 2012. № 8. С. 908–920.
10. Федотов Г.Н., Третьяков Ю.Д., Иванов В.К., Кузлин А.И., Пахомов Е.И., Исламов А.Х., Початкова Т.Н. Фрактальные коллоидные структуры в почвах различной зональности // Доклады АН. 2005. Т. 405. № 3. С. 351–354.
11. Шелаева Т.Б. Механохимическая активация стекольной шихты. Дис. ... канд. техн. наук. М., 2015. 133 с.
12. Шоба С.А., Шеин Е.В., Ушкова Д.А., Грачева Т.А., Салимгареева О.А., Федотов Г.Н. Физико-химические аспекты водоустойчивости почв // Доклады РАН. Науки о Земле. 2023. Т. 508. С. 139–143.
13. Яминский И.В., Ахметова А.И., Мешков Г.Б. Программное обеспечение “ФемтоСкан Онлайн” и визуализация нанообъектов в микроскопии высокого разрешения // Наноиндустрия. 2018. Т. 11. № 6. С. 414–416.
14. Angelico R., Colombo C., Di Iorio E., Brtnický M., Fojt J., Conte P. Humic substances: from supramolecular aggregation to fractal conformation – Is there time for a new paradigm? // Appl. Sci. 2023. V. 13. № 4. P. 2236.
15. Fasurova N., Cechlovska H., Kucerik J. A comparative study of South Moravian lignite and standard IHSS humic acids’ optical and colloidal properties // Petroleum and Coal. 2006. V. 48. № 2. P. 24–32.
16. Lehmann J., Kleber M. The contentious nature of soil organic matter // Nature. 2015. V. 528. P. 60–68.
17. Osterberg R., Mortensen K. Fractal dimension of humic acids. A small angle neutron scattering study // Eur. Biophys. J. 1992. V. 21. № 3. P. 163–167.
18. Piccolo A., Pietramellara G., Mbagwu J.S.C. Use of humic substances as soil conditioners to increase aggregate stability // Geoderma. 1997. V. 75. № 3–4. P. 267–277.
19. Rice J.A., Lin J.S. Fractal nature of humic materials // Environ. Science Technology. 1993. V. 27. № 2. P. 413–414.
20. Rice J.A., Tombacz E., Malekani K. Applications of light and X-ray scattering to characterize the fractal

- properties of soil organic matter // *Geoderma*. 1999. V. 88. № 3–4. P. 251–264.
21. Schmidt M., Torn M., Abiven S. et al. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property // *Nature*. 2011. V. 478. P. 49–56.
 22. Senesi N., Rizzi F.R., Dellino P., Acquafrredda P. Fractal dimension of humic acids in aqueous suspension as a function of pH and time // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1996. V. 60. № 6. P. 1613–1678.
 23. Senesi N., Rizzi F.R., Dellino P., Acquafrredda P. Fractal humic acids in aqueous suspensions at various concentrations, ionic strengths, and pH values. *Colloids and Surfaces A. // Physicochem. Engineer. Aspects*. 1997. V. 127. № 1–3. P. 57–68.
 24. Senesi N., Wilkinson K.J. *Biophysical chemistry of fractal structures and processes in environmental systems*. John Wiley & Sons, 2008. 342 p.
 25. Sutton R., Sposito G. Molecular structure in soil humic substances: The new view // *Environ. Sci. Technol.* 2005. V. 39. № 23. P. 9009–9015.
 26. Visser S.A. Physiological action of humic substances on microbial cells // *Soil Biol. Biochem.* 1985. V. 17. № 4. P. 457–462.
 27. Yang F., Tang C., Antonietti M. Natural and artificial humic substances to manage minerals, ions, water, and soil microorganisms // *Chem. Soc. Rev.* 2021. V. 50. № 10. P. 6221–6239.
 28. Zavarzina A.G., Danchenko N.N., Demin V.V., Artemyeva Z.S., Kogut B.M. Humic substances: hypotheses and reality (a review) // *Eurasian Soil Science*. 2021. V. 54. P. 1826–1854.

The Effect of Mechanical Activation on Some Soil Properties and Plant Development

G. N. Fedotov^{1, *}, I. V. Gorepekin¹, D. A. Ushkova¹, U. A. Konkina¹,
A. I. Sukharev¹, and D. I. Potapov¹

¹*Faculty of Soil Science, Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

*e-mail: gennadiy.fedotov@gmail.com

Humic substances effect on a number of soil properties: structure formation, formation of cation exchange capacity, increase in water retention capacity, etc. At the same time, humic substances in soils and solutions do not exist in the form of individual molecules, but in the form of molecular associations having a fractal-cluster organization (F-clusters). Therefore, F-clusters should exert their influence on the properties of soils. Since these formations are strongly interconnected, their separation is necessary to assess their influence on soil properties. This can be done by mechanical activation – increasing the reactivity (activity) of substances during their mechanical processing. The aim of the paper was to study the effect of mechanical activation on some soil properties and on the development of plants in activated soils. It is shown that the field moisture capacity of samples of zonal soil types when using mechanical activation increases to 35% of the initial value. The results are explained from the standpoint of reducing the mobility of gravitational water by F-clusters in macrocapillaries. The optical density of aqueous extracts from chernozem increased by 75%, the viscosity of soil pastes increased by 57% due to an increase in the number of F-clusters in the soil solution. Activated soils stimulated wheat seed germination by 26%. This effect may be associated with the formation of films of F-clusters on the surface of seeds, which fix soil allelotoxins that slow down the development of seeds.

Keywords: soil gels, supramolecular formations of humic substances, fractal clusters of humic substances, electron microscopy of F-clusters, the lowest moisture capacity of soils, viscometry of soil pastes

УДК 631.46

МИКРОБИОМ ПОЧВ И СУПРАГЛЯЦИАЛЬНЫХ ОБЪЕКТОВ В ФОНОВЫХ И НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННЫХ ЭКОСИСТЕМАХ О. ХЕЙСА (АРХИПЕЛАГ ЗЕМЛЯ ФРАНЦА-ИОСИФА)

© 2024 г. Д. А. Никитин^{a, b, *} (<http://orcid.org/0000-0002-8533-6536>), Н. А. Манучарова^c,
А. С. Добрянский^b

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

^bИнститут географии РАН, Старомонетный пер., 29 стр. 4, Москва, 119017 Россия

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

*e-mail: dimnik90@mail.ru

Поступила в редакцию 03.06.2023 г.

После доработки 27.07.2023 г.

Принята к публикации 20.09.2023 г.

Методами люминесцентной микроскопии и полимеразной цепной реакции в реальном времени исследован микробиом почв и супрагляциальных объектов в фоновых и нефтезагрязненных экосистемах о. Хейса, входящего в архипелаг Земля Франца-Иосифа. Биомасса микроорганизмов составляла от 81 до 666 мкг С/г субстрата; ее большая часть (до 88%) представлена грибами. Длина мицелия грибов достигала более 360 м/г субстрата. Численность прокариот варьировала от 4.0×10^7 до 3.75×10^9 кл./г субстрата, длина гиф актиномицетов достигала 40 м/г субстрата. До 78% обнаруженных клеток прокариот представлены мелкими наноформами, что характерно для экстремальных экосистем. Доля жизнеспособных клеток микроорганизмов максимальна (74–86%) для поверхностных органогенных горизонтов и минимальна (29–54%) для минеральных надмерзлотных слоев. В составе комплекса прокариот доминировали бактерии (от 5.14×10^5 до 5.05×10^{10} копий 16S рРНК/г почвы), а не археи — от 8.46×10^5 до 2.28×10^9 копий 16S рРНК/г субстрата. Количество ITS рРНК грибов в образцах почв Земли Франца-Иосифа составляло от 6.47×10^4 до 8.67×10^{10} копий. Численность копий гена *alkB* (синтез алкан-монооксигеназы для деградации *n*-алканов углеводородов) варьировала от 1.2×10^1 до 1.8×10^5 /г субстрата и резко уменьшалась от поверхностных горизонтов к глубинным. Нефтезагрязненные почвы и супрагляциальные объекты содержали меньшую биомассу, однако большую численность рибосомальных генов микроорганизмов по сравнению с фоновыми экосистемами. Зарегистрировано экспоненциальное снижение проанализированных количественных параметров микроорганизмов от поверхностных к глубинным почвенным горизонтам.

Ключевые слова: Арктика, экстремальные экосистемы, Cryosols, почвы, численность копий рибосомальных генов, функциональные гены *alkB*, биомасса микроорганизмов, прокариоты, грибы

DOI: 10.31857/S0032180X24020056, **EDN:** XYLOXZ

ВВЕДЕНИЕ

Арктика — территория с чрезвычайно хрупкими экосистемами, где в наибольшей степени проявляются последствия глобального изменения климата и антропогенного влияния [4, 50]. Земля Франца-Иосифа (ЗФИ) — самая северная суша России и восточного полушария, которая однозначно отнесена к высокоширотной области Арктики [17]. Основная антропогенная нагрузка на архипелаге связана с аварийными разливами нефтепродуктов [1, 8]. Оценку их влияния на природу ЗФИ стало

возможно провести только в последние годы, когда был организован национальный парк “Русская Арктика”, создавший инфраструктуру для всестороннего изучения местных экосистем [17, 18].

Почва — основа существования наземных экосистем, поскольку микроорганизмы, обитающие в ней, являются ключевым звеном в биогеохимических циклах питательных элементов [37]. Именно микроорганизмы максимально быстро и чутко реагируют на изменения в окружающей среде, поэтому их часто выбирают в качестве индикаторов

состояния экосистем [28]. Важно отметить, что микроорганизмы скорее других существ способны адаптироваться к новым условиям, в том числе разлагая и интоксигируя нефтепродукты [52, 53].

Кроме почв, в Арктике широко распространены супрагличальные объекты, т.е. находящиеся на поверхности ледника или снежника, характеризующиеся органо-минеральными взаимодействиями, аналогичными процессам педогенеза и проводимые во многом благодаря деятельности микроорганизмов [6, 39]. Исследования супрагличальных объектов во многом разобщены и не систематизированы, в то время как информация об этих почвоподобных телах имеет важное фундаментальное значение [3, 6, 40].

Несмотря на то, что супрагличальные объекты — экосистемы, лимитированные низкой температурой и малым количеством органического вещества [6], они становятся “горячими точками” обитания микроорганизмов на ледниках [32, 47]. Первичная биота супрагличальных объектов, вероятно, приносится с эоловыми отложениями, ветром и водными потоками таящих ледников [6, 25]. Многие из обнаруженных таксонов в супрагличальных объектах не адаптированы к местным условиям и попали в них случайно, однако присутствует также ряд стенофильных и одновременно психрофильных видов, приспособленных к жизни во льду [58]. Основу микробиома супрагличальных объектов составляют автотрофные цианобактерии, реже — зеленые и диатомовые водоросли [38, 58]. Среди гетеротрофов преобладают бактерии [32, 38, 47], численность которых по данным люминесцентной микроскопии достигает 10^4 кл./г субстрата [51].

В образцах многолетнемерзлых грунтов, находящихся в условиях, длительной (7.5 тыс. лет) “консервации” микробных сообществ, где без процедур реактивации не выявляются культивируемые формы, реактивировано прокариотное мезофильное органотрофное сообщество (доминанты *Proteobacteria*, *Actinobacteria* и *Firmicutes*), численность которого составляет 10% от общей численности микроорганизмов, определенной методами люминесцентной микроскопии [10].

Микобиоте супрагличальных объектов пока уделено недостаточно внимания [38, 49], хотя известно преобладание в них дрожжей, а не мицелиальных грибов [32]. Численность микромицетов в супрагличальных объектах колеблется от 7×10^3 до 2×10^4 КОЕ/г, а доминируют *Cryptococcus gilvessens*, *Mrakia* spp., *Rhodotorula* spp., *Phialophora alba* и *Articulospora tetracladia*, большая часть штаммов которых психрофильна и продуцирует гидралазы, активные при околонулевых температурах [49]. Этот факт доказывает, что микобиота может активно участвовать в разложении органических веществ супрагличальных объектов. К настоящему

моменту проведено мало исследований микробиома супрагличальных объектов молекулярно-биологическими методами [38, 58], а изучение экологии микроорганизмов пока поверхностно [38, 47, 49, 58]. К сожалению, функциональному разнообразию микроорганизмов (например, доли нитрификаторов и аммонификаторов) супрагличальных объектов до сих пор уделено недостаточно внимания [32], хотя ясно, что прокариоты играют ключевую роль в биогеохимических циклах ледниковых экосистем [25, 32, 38]. Важно отметить, что супрагличальные объекты являются важным источником микроорганизмов для первичных сукцессий на отложениях ледника сразу после его отступления, а значит и для инициации процессов почвообразования [6, 25]. Однако роль супрагличальных объектов в этих процессах количественно не оценена. Они являются своего рода биореактором супрагличальной системы, в котором происходит взаимодействие на разных уровнях организации вещества: от молекулярного до ландшафтного [6]. Через супрагличальные объекты идет наиболее активный поток биогенных веществ, поддерживаются квазиравновесные температурные и фотические условия, что важно для развития микробных сообществ [49].

Цель работы — количественная характеристика микробиома фоновых и нефтезагрязненных почв, почвоподобных тел и супрагличальных объектов о. Хейса архипелага ЗФИ классическими микробиологическими и молекулярно-генетическими методами.

В задачи работы входили: оценка численности копий рибосомальных генов микроорганизмов (16S рРНК архей и грибов, ITS рРНК грибов); выявление количества копий функционального гена алкан-монооксигеназы (alkB), отвечающего за деградацию *n*-алканов; определение структуры биомассы микроорганизмов (длина мицелия актиномицетов и грибов; численность клеток прокариот и спор грибов и т.д.).

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Все объекты исследования расположены на о. Хейса архипелага Земля Франца-Иосифа (рис. 1): в северо-восточной части острова, район обсерватории им. Эрнеста Кренкеля и вблизи мыса Останцовый. Объекты Х1Р, Х2Р, Х3Р, Х4Р расположены на I аккумулятивной морской террасе от 1.2 до 5 м над ур. м. Почвы Х1Р, Х2Р, Х3Р находятся в условиях вторичного загрязнения нефтепродуктами на участке террасы со следами антропогенного изменения поверхности. Объект Х4Р — фоновая почва на отложениях морской террасы.

Кроме почвенных образцов были изучены супрагличальные объекты — снежники с заметными невооруженным глазом светопоглощающими

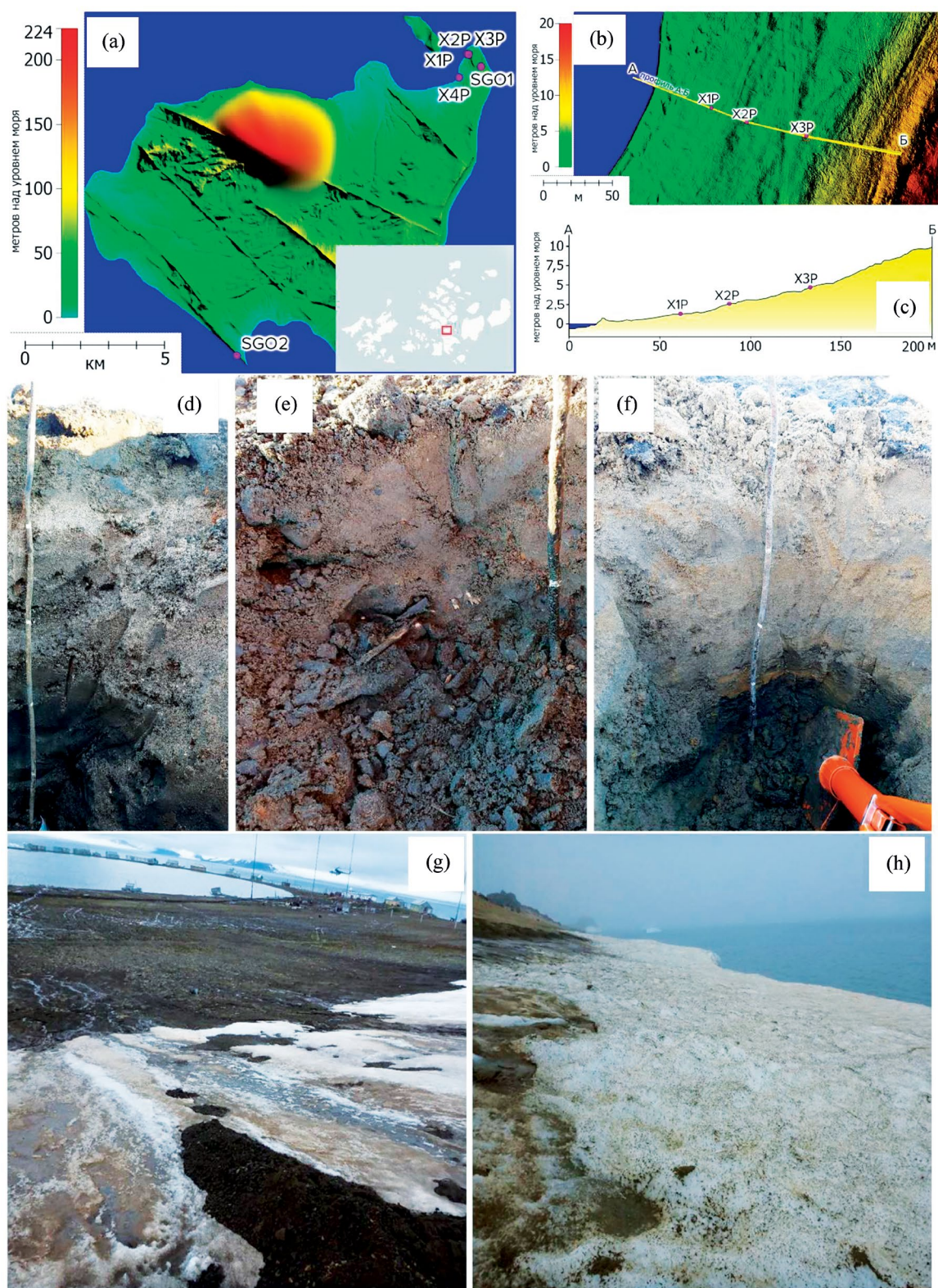


Рис. 1. Объекты исследования: а – карта-схема объектов исследования, рельеф на основе ArcticDEM [41]; б – карта-схема расположения X1P, X2P, X3P на основе фрагмента ЦММ с профилем А–В; в – высотный профиль А–В. Профили почв: д – X2P (псаммозем мерзлотный глееватый); е – X3P (псаммозем мерзлотный глееватый); ф – X4P (псаммозем сильношебнистый); супрагляциальные объекты исследования: г – в районе метеостанции; h – в районе м. Останцовый.

примесями (light-absorbing impurities – LAI) [55]: SGO1 – снежник, расположен у подножия склона верхнего силла северо-западной экспозиции к юго-западу от озера Космическое, между метеостанцией и кладбищем; SGO-2 – снежник в прибрежной зоне у подножия склона юго-западной экспозиции дайки “Останцовая-1” вблизи мыса Останцовый [24]. Исследованные супрагляциальные объекты содержали макроскопические примеси мелкозема, песка.

LAI состоят из минеральных и органических соединений, а также микроорганизмов, обеспечивающих биокосные взаимодействия, поэтому эти объекты можно считать почвоподобными образованиями [2]. Важно отметить, что LAI существенно снижают альбедо снежников и ускоряют не только их таяние, но и биогеохимические циклы окружающих экосистем [39, 55]. Некоторые свойства проанализированных объектов исследования и названия почв по классификации и диагностике почв России представлены в табл. 1. Все они относятся

к псаммоземам мерзлотным из-за наличия горизонта многолетней мерзлоты в пределах первого метра.

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Количественную оценку содержания рибосомальных генов микроорганизмов осуществляли методом количественной полимеразной цепной реакции (ПЦР) в реальном времени. ДНК выделяли с использованием набора Power Soil DNA Isolation Kit (МО BIO, США) в соответствии с инструкцией производителя. Для учета архей и бактерий использовали праймеры на ген 16S рРНК, для учета грибов – на регион ITS. Реакцию проводили в амплификаторе Real-Time CFX96 Touch (Bio-Rad, США). Реакционную смесь готовили из препарата SuperMixEva Green (Bio-Rad, США). В качестве количественных стандартов концентрации генов 16S рРНК для бактерий использовали растворы клонированных фрагментов рибосомального оперона

Таблица 1. Объекты исследования

Объект	Номер образца	Географические координаты	Индекс горизонта	Глубина, см	Содержание нефтепродуктов, мг/кг (млн ⁻¹)	Заключение о загрязнении нефтепродуктами
X1P Псаммозем мерзлотный глееватый	1	80.627119° N, 58.030736° E	Очес	2–0	4650 ± 1520	Загрязнен
	2		W	0–5	4100 ± 1400	Загрязнен
	3		C	15–20	105 ± 26	Нет
X2P Псаммозем мерзлотный глееватый	4	80.627028° N, 58.032122° E	Очес	2–0	3900 ± 1200	Загрязнен
	5		C1	30–40	3200 ± 1100	Загрязнен
	6		Cg	40–50	2450 ± 860	Загрязнен
	7		Cg	60–70	320 ± 110	Нет
X3P Псаммозем сильно-щебнистый	8	80.626928° N, 58.034488° E	C	5–15	4600 ± 1600	Загрязнен
X4P Псаммозем мерзлотный глееватый	9	80.619580° N, 58.014302° E	Почвенная биологическая корка (ПБК)	2–0	—	Нет
	10		W	0–10	—	Нет
	11		Cg	10–20	—	Нет
	12		Csu	40–50	—	Нет
SGO1 (супрагляциальный объект 1, снежник)	13	80.622067° N, 58.064233° E	—	0–5	—	Нет
SGO2 (супрагляциальный объект 2, снежник)	14	80.531383° N, 57.572133° E	—	0–5	—	Нет

Примечание. Прочерк – не выявлены.

штамма K12 *Escherichia coli*, для архей — штамма FG-07 *Halobacterium salinarum*, для грибов — штамма дрожжей *Saccharomyces cerevisiae* Meyen 1B-D1606. Для каждого образца реакцию проводили в трех повторностях. Концентрацию генов рассчитывали с помощью программного обеспечения CFX Manager, пересчитывая в препаратах ДНК количество генов на грамм почвы с учетом разведений и массы навески.

Численность копий функционального гена алкан-монооксигеназы (*alkB*), отвечающего за деградацию *n*-алканов в исследуемых образцах, оценивали методом количественной ПЦР в реальном времени. Нуклеотидная последовательность праймера (5'-3') гена *alkB* такова — F — TGGCCGGCTA CTCCGATGATCGGAATCTGG и Re — CGCG TGGTGATCCGAGTGCCGCTGAAGGTG [44, 57]. Размер целевого участка составлял 870 bp [57]. Измерение проводили на детектирующем амплификаторе DTLite4 ДНК-Технология (Россия) на определенные сутки сукцессии (14-е сут). Полученные результаты измерений обрабатывали с использованием пакета программы Realtime_PCR. Данный детектирующий амплификатор DTLite4 совмещает в себе функции программируемого термоциклера и оптической системы, позволяющей регистрировать флуоресценцию реакционной смеси в пробирках в ходе полимеразной цепной реакции. Использовали интеркалирующий краситель SYBR® Green и красители, связанные с праймерами (Lightcyaler — два зонда, связывающие ДНК-мишень на небольшом расстоянии друг от друга). Реакционную смесь готовили из препарата Super MixEva Green Biorad (концентрированный буфер с дезоксирибонуклеотидами, полимеразой Sso7d-fusion, $MgCl_2$, красителем EvaGreen и стабилизаторами). Калибровку прибора проводили по зависимости интенсивности флуоресценции от логарифма концентрации ДНК стандартных растворов. В качестве стандарта применяли культуру *Streptomyces violaceus* (sec. Roseus; ser. Roseoviolaceus), способную использовать углеводороды в качестве единственного источника питания (толуол).

Применяли следующий протокол для амплификации: 1 цикл: 94.0°C — 5 мин; 30 циклов: 94.0°C — 1 мин; 60°C — 1 мин; 72°C — 1 мин; 1 цикл: 72°C — 3 мин; 1 цикл — 4°C — охлаждение. Вычисление размеров пиков при амплификации и их площади проводили с использованием программного блока Fragment Analysis (Beckman Coulter). При статистической обработке из рассмотрения исключали пики с интегральной площадью менее 1% от суммарной в каждом отдельном образце. Для сравнения генетического разнообразия сообществ использовали коэффициент Симпсона:

$$S = 1 - \sum(n_i/n)^2,$$

где n_i — площадь отдельного пика; n — совокупная площадь пиков; вычисления проводили с использованием программы PAST.

Количество исследуемой ДНК выражали в абсолютных или относительных единицах. Каждое количественное определение матрицы ДНК требовало трех стандартов и отрицательного контроля (образца без матрицы ДНК).

Статистическую обработку данных содержания рибосомальных генов микроорганизмов проводили с помощью программы Statistica 6.0. Все пробы почв анализировали в 5-кратной повторности.

Биомассу прокариот оценивали с помощью метода люминесцентной микроскопии с применением флуоресцентного красителя акридина оранжевого (микроскоп Биомед 5 ПР ЛЮМ (Россия)) при увеличении 1000× с масляной иммерсией [7]. Десорбцию клеток с почвы проводили при помощи ультразвуковой установки УЗДН-1 (Россия) (2 мин, сила тока 0.40 А, частота 22 кГц). Расчет числа клеток прокариот на 1 г субстрата производили по формуле:

$$N = S_1 a n / V S_2 C,$$

где N — число клеток на 1 г субстрата; S_1 — площадь препарата, $мкм^2$; a — количество клеток в одном поле зрения, усреднение производится по всем препаратам; n — показатель разведения бактериальной смеси, мл; V — объем капли, наносимой на стекло, мл; S_2 — площадь поля зрения микроскопа, $мкм^2$; C — навеска субстрата, г. Длину актиномицетного мицелия в 1 г образца, NMA определяли по формуле:

$$NMA = S_1 a n / v S_2 c \times 10^6,$$

где S_1 — площадь препарата, $мкм^2$; a — средняя длина фрагментов актиномицетного мицелия в поле зрения, $мкм$; n — показатель разведения суспензии, мл; v — объем капли, наносимой на стекло, мл; S_2 — площадь поля зрения микроскопа, $мкм^2$; c — навеска образца, г.

Биомассу грибов определяли методом люминесцентной микроскопии с применением флуоресцентного красителя калькофлуора белого [7]. Учет спор и длины мицелия осуществляли на люминесцентном микроскопе Биомед 5 ПР ЛЮМ (Россия) при увеличении 400×. Десорбцию клеток с почвы проводили при помощи вортекса MSV-3500 (Латвия) при скорости 3500 об./мин в течение 10 мин. Расчет количества грибных клеток на 1 г субстрата производили по формуле:

$$M = ((4a n)/p) \times 10^{10},$$

где M — количество клеток в 1 г почвы; a — среднее число клеток в поле зрения; p — площадь поля

зрения (мкм^2); n — показатель разведения. Длину грибного мицелия в 1 г образца (NMA) определяли по формуле:

$$NMA = S_1 a n / v S_2 c \times 10^6,$$

где S_1 — площадь препарата, мкм^2 ; a — средняя длина фрагментов мицелия в поле зрения, мкм ; n — показатель разведения суспензии, мл ; v — объем капли, наносимой на стекло, мл ; S_2 — площадь поля зрения микроскопа, мкм^2 ; c — навеска образца, г. Расчет грибной биомассы (мг/г почвы) осуществляли, полагая, что плотность спор равна 0.837 г/см^3 , а плотность мицелия — 0.628 г/см^3 [20]. Содержание грибной биомассы на грамм сухой почвы рассчитывали с учетом ее влажности. Для каждого образца просматривали по 3 препарата по 90 полей зрения каждый.

Долю мертвых клеток микроорганизмов оценивали при помощи этидиума бромид [41], а жизнеспособных — применяя флуоресцеин диацетат [35].

Статистическую обработку данных структуры биомассы прокариот и грибов осуществляли с помощью программ Microsoft Office Excel 2020 и Statistica 10.0. Для численности бактерий среднее квадратическое отклонение (σ_{n-1}) не превышало 10%, для мицелия и спор грибов, а также для актиномицетного мицелия — 15%.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Количественная оценка содержания рибосомальных генов методом ПЦР-реал тайм. Численность копий рибосомальных генов 16S рРНК архей мала и изменялась от 8.46×10^5 до 2.28×10^9 копий генов/г субстрата. Минимум архей выявлен в минеральном горизонте Сg профиля фоновой почвы Х4Р, а максимум — в подповерхностном горизонте W загрязненного нефтепродуктами профиля Х1Р (рис. 2). Для большей части проанализированных почв количество рибосомальных генов 16S рРНК архей составляло 10^7 – 10^8 копий генов/г субстрата. В целом для всех исследованных объектов обилие архей сокращалось от поверхностных горизонтов к надмерзлотным. Однако в загрязненном нефтепродуктами профиле Х2Р и в профиле фоновой почвы Х4Р максимум архей отмечено для подповерхностных горизонтов Сsu и W, находящихся в 30–40 и 0–10 см от поверхности. Среди всех проанализированных профилей ЗФИ наименьшая численность архей (1.57×10^8 копий генов/г субстрата) характерна для профиля фоновой почвы Х4Р, а наибольшая (4.09×10^9 копий генов/г субстрата) — для загрязненного нефтепродуктами профиля Х1Р.

Количество копий генов 16S рРНК бактерий было в 10 раз больше, чем архей, и варьировало от 5.14×10^5 копий генов/г субстрата в надмерзлотном горизонте Сsu профиля фоновой почвы Х4Р

до 5.05×10^{10} копий генов/г субстрата в моховом очесе загрязненного нефтепродуктами профиля Х2Р (рис. 3). Для большей части проанализированных почв количество рибосомальных генов 16S рРНК бактерий составляло 10^7 – 10^8 копий генов/г субстрата. Для всех исследованных профилей количество генетического материала бактерий резко уменьшалось от поверхностных горизонтов к надмерзлотным. Среди всех проанализированных профилей ЗФИ наименьшая численность копий генов бактерий (3.39×10^8 копий генов/г субстрата) характерна для загрязненного нефтепродуктами профиля Х3Р, а наибольшая (5.06×10^{10} копий генов/г субстрата) — для загрязненного нефтепродуктами профиля Х1Р.

Численность рибосомальных генов ITS рРНК грибов изменялась от 6.47×10^4 до 8.67×10^{10} копий генов/г субстрата (рис. 2). Наименьшие значения выявлены в единственном горизонте С загрязненного нефтепродуктами профиля Х3Р, а максимальные — в моховом очесе загрязненного нефтепродуктами профиля Х1Р. Для большей части проанализированных объектов количество рибосомальных генов ITS рРНК грибов составляло 10^6 – 10^8 копий генов/г почвы. Во всех исследованных профилях количество генетического материала грибов уменьшалось от поверхностных горизонтов к надмерзлотным. Среди всех проанализированных профилей ЗФИ наименьшая численность копий генов грибов (4.05×10^7 копий генов/г субстрата) характерна для загрязненного нефтепродуктами профиля Х3Р, а наибольшая (8.71×10^{10} копий генов/г почвы) — для загрязненного нефтепродуктами профиля Х1Р.

Для архей и бактерий минимум численности копий рибосомальных генов отмечен для минеральных горизонтов профиля фоновой почвы Х4Р. Для архей и грибов максимум численности копий рибосомальных генов характерен в загрязненном нефтепродуктами профиле Х1Р. Для бактерий и грибов минимум численности копий рибосомальных генов зафиксирован в загрязненном нефтепродуктами профиле Х1Р, а максимум — в загрязненном нефтепродуктами профиле Х3Р.

Количество копий рибосомальных генов всех микроорганизмов в супрагляциальных объектах по порядку значений было сопоставимо с данными для поверхностных горизонтов исследуемых почв, загрязненных нефтепродуктами.

Численность копий функционального гена *alkB*, отвечающего за синтез фермента алкан-монооксигеназы, варьировала от 4.4×10^1 до 3.14×10^5 /г субстрата и резко уменьшалось от поверхностных горизонтов к глубинным (рис. 3). Максимальные значения количества генов *alkB* отмечены в профилях Х1Р, Х2Р, Х3Р, загрязненных нефтепродуктами, а минимальное — в фоновых почвах. В надмерзлотном

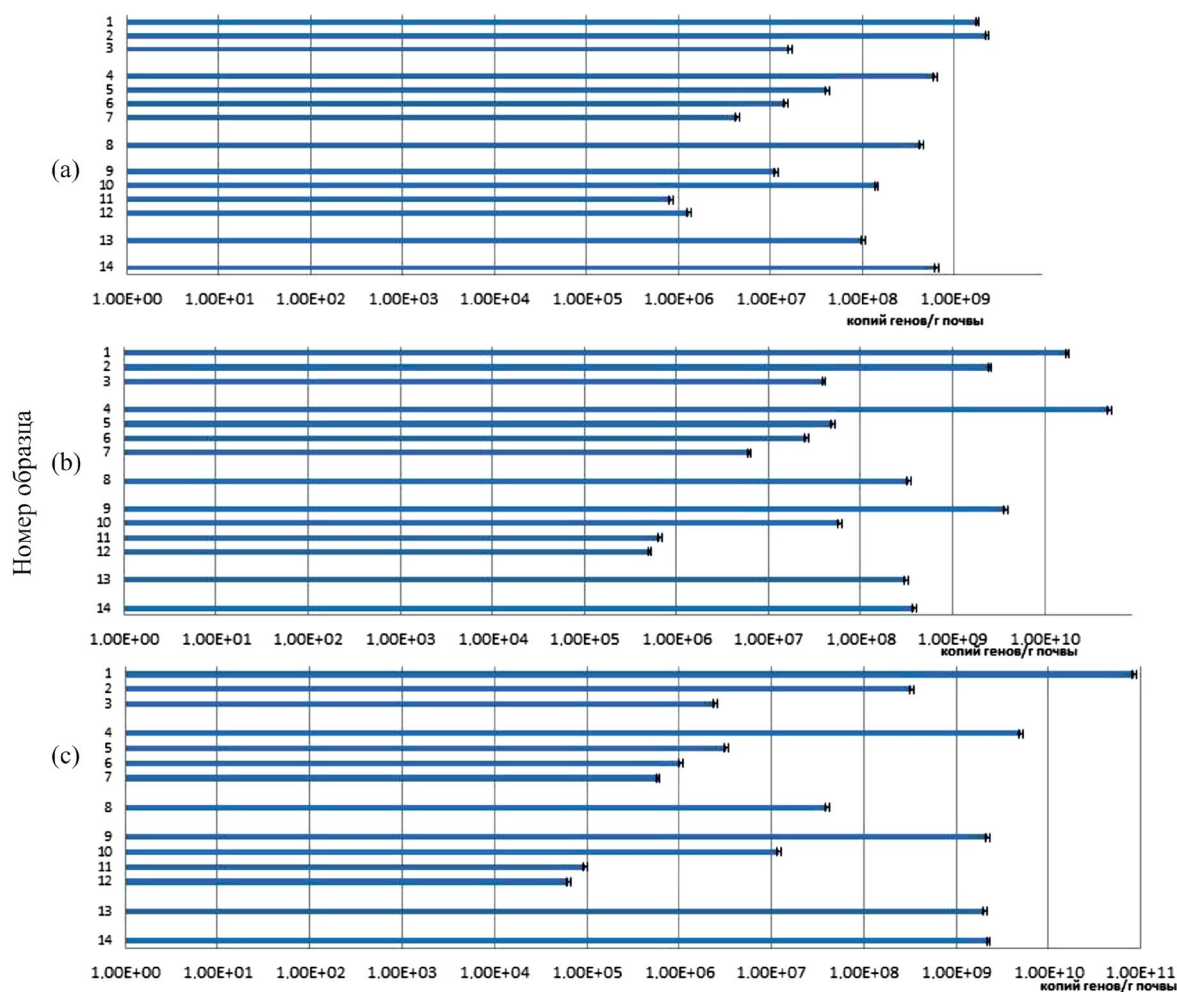


Рис. 2. Количество копий генов микроорганизмов: а – 16S рНК архей; б – 16S рНК бактерий; с – ITS рНК грибов.

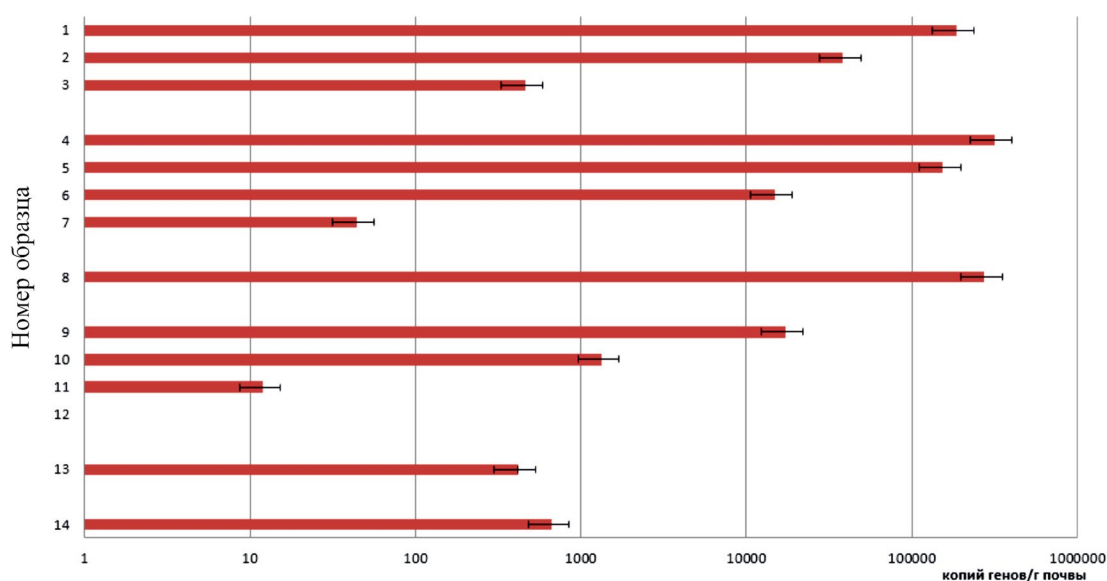


Рис. 3. Количество копий функциональных генов *alkB*.

горизонте профиля Х4Р данные гены не выявлены. Количество копий функциональных генов *alkB* в супрагляциальных объектах по порядку значений было сопоставимо с данными для поверхностных горизонтов исследуемых фоновых почв.

Структура биомассы грибов. Значения биомассы микобиоты в исследованных объектах варьировали от десятков до сотен мг/г субстрата (табл. 2). Отмечено резкое снижение ее значений от поверхностных органогенным к глубинным минеральным горизонтам. Минимум грибов (до 0.035 мг/г субстрата) обнаружен в глубинном слое 40–50 см профиля Х4Р, а максимум микобиоты (более 0.445 мг/г субстрата) – в моховых очесах и почвенной биологической корке исследованных профилей. Наибольшие значения биомассы грибов (0.587 мг/г субстрата) выявлены в почвенной биологической корке профиля Х4Р. Оценивая среднюю биомассу по профилям, заметно их разделение на 2 группы – где меньше грибов (до 0.170 мг/г субстрата – профили Х1Р и Х3Р) и где больше микобиоты (до 0.230 мг/г субстрата – профили Х2Р и Х4Р) (табл. 3). Доля мицелия в изученных образцах варьировала от 9.4 до 79.0%. Более половины биомассы грибов представлено мицелием лишь в верхних и отдельных минеральных горизонтах. Минимум мицелия (вплоть до полного отсутствия) обнаружен нижних горизонтах, в то время как органогенные слои изобиловали гифами грибов, длина которых в них достигала более 240 м/г субстрата. Максимальное развитие мицелия (362.73 м/г субстрата) отмечено в том же слое, что и наибольшая биомасса микобиоты. Длина мицелия микобиоты так же, как биомасса, резко снижается с глубиной в почвенном профиле. Численность одноклеточных грибных пропагул (спор и дрожжей) в изученных почвах составляет 10^4 – 10^5 кл./г субстрата. Большая часть пропагул микобиоты представлена формами мелких размеров (2–3 мкм), доля которых увеличивалась от поверхностных горизонтов (68.8–96.3%) к глубинным (до 100%). Крупные пропагулы диаметром 5–7 мкм выявлены исключительно в органогенных горизонтах, и их численность составляет не более 10^3 кл./г субстрата. В минеральных слоях грибы практически полностью представлены одноклеточными пропагулами (спорами и дрожжами). Около 76% пропагул округлой формы с гладкой поверхностью; 2% округлы и шероховаты; 17% – овальные с гладкой поверхностью; 5% – имеют овальную форму с неровностями.

Для определения доли микобиоты, разлагающей и инактивирующей нефтепродукты, необходимо оценить процент жизнеспособных клеток. Их доля в биомассе грибов существенно варьировала от 34% в надмерзлотном горизонте Сг нефтезагрязненного профиля Х2Р до 82% в моховом очесе профиля Х4Р фоновой почвы. В целом, доля жизнеспособных клеток микобиоты уменьшалась от

поверхностных органогенных горизонтов (74–82%) к глубинным (34–54%). Наибольшее количество жизнеспособных пропагул обнаружено в профиле Х4Р фоновой почвы.

Биомасса грибов в супрагляциальных объектах по порядку значений сопоставима с данными для минеральных подповерхностных горизонтов исследуемых почв вне зависимости от степени загрязнения ими нефтепродуктами. Крупных пропагул грибов в супрагляциальных объектах не выявлено, а длина мицелия составляла несколько десятков м/г субстрата. Доля жизнеспособных клеток микобиоты в супрагляциальных объектах превышала 50%.

Структура биомассы прокариот. Численность прокариот в исследованных объектах колебалась от 1 до 3.5 млрд кл./г субстрата. Наименьшие значения выявлены в минеральных слоях всех профилей. Максимум прокариот обнаружен в моховых очесах. Большая часть образцов характеризуется содержанием не более чем 1.5×10^9 прокариот/г субстрата. Общая биомасса прокариот исследованных образцов составляет от 28.07 до 80.74 мкг/г субстрата. Наименьшие значения выявлены в глубинных минеральных слоях. Наибольшая биомасса прокариот отмечена в поверхностных органогенных горизонтах. В среднем по профилю масса прокариот минимальна (от 36 до 40 мкг/г почвы в профилях Х3Р и Х2Р соответственно) и максимальна (от 51 до 54 мкг/г почвы в профилях Х1Р и Х4Р соответственно). Биомасса прокариот в большинстве образцов преимущественно представлена одноклеточными формами (от 98.2 до 100%). Длина мицелия актиномицетов составляла от 3.94 до 38.73 м/г почвы. Мицелиальные прокариоты в большинстве образцов имели гифы не длиннее 17 м/г субстрата, однако в отдельных органогенных слоях их длина доходила до 39 м/г субстрата. Большая часть (до 78%) клеток прокариот представлена мелкими наноформами.

Для выявления доли активной биомассы микроорганизмов, потенциально участвующей в почвообразовании и разложении нефтепродуктов, необходимо оценить процент жизнеспособных клеток. Их доля в биомассе прокариот существенно варьировала от 29% в надмерзлотном горизонте Сг нефтезагрязненного профиля Х2Р до 86% в моховом очесе профиля Х4Р фоновой почвы. В целом доля жизнеспособных клеток микобиоты уменьшалась от поверхностных органогенных горизонтов (74–86%) к глубинным (29–53%). Наибольшее количество жизнеспособных пропагул обнаружено в профиле Х4Р фоновой почвы.

Величина биомассы прокариот в супрагляциальных объектах по порядку значений сопоставима с данными для минеральных подповерхностных горизонтов и надмерзлотных слоев породы исследуемых почв вне зависимости от уровня содержания

Таблица 2. Структура биомассы грибов

Индекс объекта	Номера образца	Горизонт	Глубина, см	Мицелий (преимуществ $d = 3$ мкм)			Споры (диаметр, мкм)						Общая биомасса спор, мг/г почвы	Доля мелких (2–3 мкм) спор по массе, %	Суммарная биомасса грибов, мг/г почвы	Средняя биомасса грибов в профиле, мг/г почвы	Соотношение живые- способные/мертвые клетки
				биомасса, мг/г	длина, м	доля мицелия в общей био- массе, %	2		3		5						
							численность, шт./г $\times 10^4$	масса, мг/г	численность, шт./г $\times 10^4$	масса, мг/г	численность, шт./г $\times 10^4$	масса, мг/г					
X1P	1	Очс	0	0.305 ± 0.036	241.20 ± 29.39	68.2	8.20 ± 1.13	0.028 ± 0.005	8.71 ± 1.21	0.101 ± 0.017	1.39 ± 0.24	0.013 ± 0.002	0.142 ± 0.025	90.8	0.447 ± 0.080	0.142 ± 0.025	74/26
	2	W	0–5	0.061 ± 0.007	48.39 ± 5.89	43.0	5.61 ± 0.77	0.019 ± 0.003	5.16 ± 0.72	0.060 ± 0.010	0.35 ± 0.06	0.003	0.082 ± 0.014	96.3	0.142 ± 0.025		52/48
	3	C	15–20	0.008 ± 0.001	5.96 ± 0.73	15.1	5.61 ± 0.77	0.019 ± 0.003	2.56 ± 0.36	0.026 ± 0.005	Нет	–	0.045 ± 0.08	100	0.053 ± 0.09		41/59
X2P	4	Очс	0	0.394 ± 0.047	311.55 ± 37.96	77.9	11.65 ± 1.61	0.039 ± 0.007	4.19 ± 0.58	0.049 ± 0.009	2.43 ± 0.42	0.024 ± 0.004	0.112 ± 0.020	78.6	0.506 ± 0.089	0.194 ± 0.034	78/22
	5	C1	30–40	0.020 ± 0.002	15.63 ± 1.90	39.2	4.75 ± 0.65	0.016 ± 0.002	1.29 ± 0.18	0.015 ± 0.002	Нет	–	0.031 ± 0.05	100	0.051 ± 0.009		57/43
	6	Cg	40–50	0.012 ± 0.001	9.30 ± 1.13	9.4	6.48 ± 0.89	0.022 ± 0.004	8.06 ± 1.11	0.094 ± 0.018	Нет	–	0.116 ± 0.021	100	0.128 ± 0.023		49/51
	7	Cg	60–70	–	Нет	0.0	4.75 ± 0.65	0.016 ± 0.002	6.45 ± 0.89	0.075 ± 0.014	Нет	–	0.091 ± 0.015	100	0.091 ± 0.015		34/66
X3P	8	C	5–15	0.066 ± 0.008	51.34 ± 6.26	40.7	3.89 ± 0.54	0.013 ± 0.001	4.52 ± 0.63	0.053 ± 0.010	3.13 ± 0.54	0.030 ± 0.006	0.096 ± 0.016	68.8	0.162 ± 0.029	0.162 ± 0.028	52/48
X4P	9	ПБК	0	0.464 ± 0.055	362.73 ± 44.20	79.0	9.08 ± 1.25	0.031 ± 0.006	4.46 ± 0.62	0.075 ± 0.014	1.74 ± 0.30	0.017 ± 0.003	0.123 ± 0.022	86.2	0.587 ± 0.105	0.222 ± 0.039	82/18
	10	W	0–10	0.109 ± 0.013	85.20 ± 10.38	61.6	3.46 ± 0.48	0.012 ± 0.001	4.20 ± 0.58	0.049 ± 0.009	0.70 ± 0.12	0.007	0.068 ± 0.011	89.7	0.177 ± 0.032		65/35
	11	Cg	10–20	0.007 ± 0.001	5.58 ± 0.68	8.0	7.35 ± 1.01	0.025 ± 0.004	4.84 ± 0.62	0.056 ± 0.011	Нет	–	0.081 ± 0.015	100	0.088 ± 0.016		53/47
	12	Csu	40–50	–	Нет	0.0	3.46 ± 0.48	0.012 ± 0.001	1.94 ± 0.25	0.023 ± 0.004	Нет	–	0.035 ± 0.006	100	0.035 ± 0.06		37/63
SGO1	13	–	–	0.061 ± 0.007	48.68 ± 5.93	68.5	4.25 ± 0.59	0.015 ± 0.002	1.10 ± 0.16	0.013 ± 0.002	Нет	–	0.028 ± 0.004	100	0.089 ± 0.014	–	51/49
SGO2	14	–	–	0.082 ± 0.009	65.34 ± 7.96	67.2	6.57 ± 0.91	0.023 ± 0.004	1.46 ± 0.21	0.017 ± 0.003	Нет	–	0.040 ± 0.007	100	0.122 ± 0.019	–	61/39

Таблица 3. Структура биомассы прокариот

Индекс объекта	Номера образца	Горизонта	Глубина, см	Численность клеток прокари- от, $\times 10^9$ кл./г	Биомасса одноклеточных прокариот, мкг/г почвы	Длина актиномицетного мицелия, м/г	Биомасса актиномицетного мицелия, мкг/г	Доля мицелия в общей биомассе, %	Общая биомасса прокариот, мкг/г почвы	Средняя биомас- са прокариот в профиле, мкг/г почвы	Соотношение жизнеспособные/ мертвые клетки
X1P	1	Очс	0	3.40 $\pm$ 0.50	71.69 $\pm$ 10.81	17.75 $\pm$ 2.68	0.66 $\pm$ 0.08	0.9	72.35 $\pm$ 10.92	44.27 $\pm$ 6.67	83/17
	2	W	0–5	2.51 $\pm$ 0.37	52.91 $\pm$ 7.98	23.08 $\pm$ 3.48	0.86 $\pm$ 0.11	1.6	53.77 $\pm$ 8.12		62/38
	3	C	15–20	0.31 $\pm$ 0.05	6.53 $\pm$ 0.99	3.94 $\pm$ 0.59	0.15 $\pm$ 0.02	2.25	6.68 $\pm$ 1.00		51/49
X2P	4	Очс	0	2.97 $\pm$ 0.44	62.50 $\pm$ 9.42	14.72 $\pm$ 2.22	0.15 $\pm$ 0.02	0.2	62.65 $\pm$ 9.46	17.56 $\pm$ 2.64	74/26
	5	C1	30–40	0.21 $\pm$ 0.04	4.42 $\pm$ 0.67	6.26 $\pm$ 0.95	0.23 $\pm$ 0.03	4.95	4.65 $\pm$ 0.69		54/46
	6	Cg	40–50	0.10 $\pm$ 0.02	2.10 $\pm$ 0.32	Нет	–	0.0	2.10 $\pm$ 0.32		45/55
	7	Cg	60–70	0.04 $\pm$ 0.01	0.84 $\pm$ 0.13	Нет	–	0.0	0.84 $\pm$ 0.13		29/71
X3P	8	C	5–15	1.68 $\pm$ 0.25	35.41 $\pm$ 5.34	16.93 $\pm$ 2.56	0.63 $\pm$ 0.07	1.7	36.04 $\pm$ 5.44	36.04 $\pm$ 5.44	60/40
X4P	9	ПБК	0	3.75 $\pm$ 0.55	79.30 $\pm$ 11.96	38.73 $\pm$ 5.85	1.44 $\pm$ 0.17	1.8	80.74 $\pm$ 12.19	38.24 $\pm$ 5.77	86/14
	10	W	0–10	2.93 $\pm$ 0.43	62.10 $\pm$ 9.37	16.23 $\pm$ 2.45	0.60 $\pm$ 0.06	1.0	62.70 $\pm$ 9.46		72/28
	11	Cg	10–20	0.38 $\pm$ 0.06	8.05 $\pm$ 1.22	Нет	–	0.0	8.05 $\pm$ 1.22		48/52
	12	Csu	40–50	0.07 $\pm$ 0.01	1.48 $\pm$ 0.22	Нет	–	0.0	1.48 $\pm$ 0.22		41/59
SGO1	13	–	–	0.79 $\pm$ 0.12	16.75 $\pm$ 2.52	10.12 $\pm$ 1.52	0.37 $\pm$ 0.04	2.2	17.12 $\pm$ 2.58	–	47/53
SGO2	14	–	–	0.97 $\pm$ 0.15	20.57 $\pm$ 3.09	15.16 $\pm$ 2.28	0.55 $\pm$ 0.05	2.6	21.12 $\pm$ 3.18	–	44/56

в них нефтепродуктов. Длина мицелия актиномицетов в супрагляциальных объектах относительно невелика — до 20 м/г субстрата, но его доля в общей биомассе прокариот достигала 2–3%.

Общая биомасса микроорганизмов составляла от 0.081 до 0.666 мг/г субстрата (рис. 4). Наименьшие значения выявлены в глубинном слое 40–50 см профиля Х4Р, а наибольшие — в органогенных

горизонтах всех проанализированных профилей. Микробная биомасса постепенно убывала вниз по профилям почв, часто нося экспоненциальный характер от поверхностным к надмерзлотным горизонтам.

Доля микобиоты в общей микробной биомассе варьировала от 56% в минеральных слоях до 88% в органогенных горизонтах (рис. 5). Минимальное

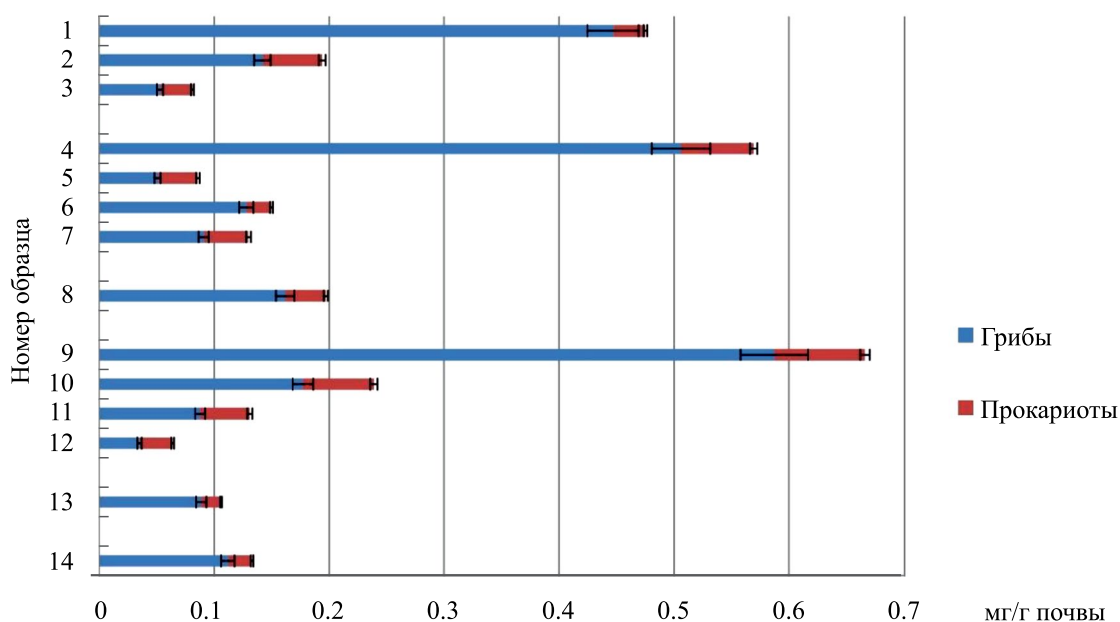


Рис. 4. Общая биомасса микроорганизмов (грибов и прокариот).

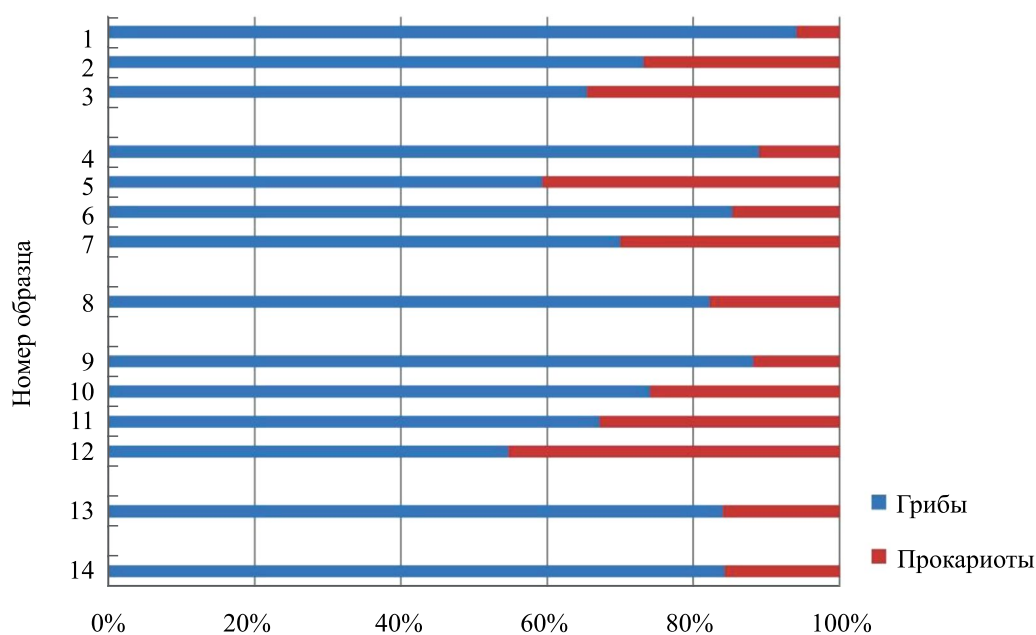


Рис. 5. Доля грибов и прокариот в микробной биомассе.

количество грибов отмечено для надмерзлотного горизонта Сg нефтезагрязненного профиля Х1Р, а максимальное — для органогенного горизонта в моховом очесе профиля Х4Р фоновой почвы.

Важной характеристикой состояния микробных сообществ являлась доля жизнеспособных клеток. В целом их количество максимально (74–86%) для поверхностных органогенных горизонтов и минимально (29–54%) для минеральных надмерзлотных слоев. В почвах, загрязненных нефтепродуктами, доля жизнеспособных клеток на 5–15% меньше, чем в фоновых экосистемах.

Величина биомассы микроорганизмов в супрагляциальных объектах по порядку значений сопоставима с данными для минеральных подповерхностных горизонтов исследуемых почв вне зависимости от степени загрязнения ими нефтепродуктами. Доля жизнеспособных клеток микроорганизмов в супрагляциальных объектах была немногим более половины от общего количества.

ОБСУЖДЕНИЕ

Количественная оценка содержания рибосомальных генов микроорганизмов. Численность копий рибосомальных генов 16S рРНК архей проанализированных образцов о. Хейса на 2–3 порядка ниже, по сравнению с результатами для пелоземов, карбопетроземов, петроземов и криоземов севера Новой Земли [18], других арктических территорий [46, 52]. Представители данного домена обычно характеризуются адаптацией лишь к специфическим условиям окружающей среды и чрезвычайно чувствительны к ее изменениям [5, 34], что, по-видимому, ставит археи в минорные позиции микробиома почв Высокой Арктики.

Количество копий рибосомальных генов 16S рРНК бактерий в исследованных объектах ЗФИ на порядок ниже по сравнению с пелоземами, карбопетроземами, петроземами и криоземами севера Новой Земли [18], оторфованных почв Большеземельской тундры [59] и тундровых почв Аляски [38, 48]. Это подтверждает многочисленные свидетельства о повышенной устойчивости бактерий к экстремально низким температурам и олиготрофным условиям полярных областей [9, 26, 43].

Численность копий рибосомальных генов ITS рРНК грибов изученных объектов о. Хейса сопоставима с таковой других территорий ЗФИ [15, 18, 19], но на порядок выше, чем в пелоземах, карбопетроземах, петроземах и криоземах севера Новой Земли [18]. Вероятно, это можно объяснить локально большим содержанием органического вещества в некоторых биотопах о. Хейса, где были отобраны образцы. Микобиота наиболее быстро, по сравнению с другими микроорганизмами, увеличивает свою численность при наличии даже

небольшого количества органического вещества в субстрате [30].

Закономерным кажется максимальное обилие копий рибосомальных генов всех групп микроорганизмов в поверхностных органогенных горизонтах, поскольку все грибы и большинство прокариот, населяющие почву, являются копитрофами [5], а цианобактерии могут доминировать лишь на дневной поверхности полярных грунтов [42]. Профили с максимумом копий рибосомальных генов микроорганизмов в подповерхностных и надмерзлотных горизонтах содержат низкое количество органического вещества, однако прокариоты и грибы стараются избежать негативных абиотических факторов (резкие перепады температура, повышенный уровень ультрафиолетового излучения, сильные ветры и др.), развиваясь на некотором удалении от границы почва–воздух. Для Высокой Арктики и Антарктики характерен подобный эффект аккумуляции микроорганизмов в подповерхностных слоях безгумусных почв, “каменных мостовых” и реголитов [9, 12, 14, 16].

Отмечено, что нефтезагрязненные почвы содержат меньшую биомассу, но большую численность рибосомальных генов микроорганизмов по сравнению с фоновыми почвами. Это может свидетельствовать об использовании углеводов микроорганизмами в качестве питательного субстрата [30, 54, 57]. Таким образом, почвенный микробиом ЗФИ смог адаптироваться к условиям высоких концентраций нефтепродуктов. Высокая численность микроорганизмов будет способствовать интоксикации и восстановлению местных экосистем после антропогенного нарушения.

Уровень биомассы прокариот по профилям исследованных почв Новой Земли коррелирует с численностью копий рибосомальных генов 16S рРНК бактерий, но не архей, видимо, потому что обилие последних мало во всех образцах. Преобладание количества архей над бактериями в почвах показано многими микробиологами [31, 34, 59].

Сравнение распределения биомассы микобиоты и численности копий рибосомальных генов ITS рРНК грибов по изученным почвенным профилям во многом дает противоречивые результаты. В отдельных горизонтах, где грибная биомасса велика, низка численность генов, и наоборот. Полагая, полученные данные по количественной ПЦР для грибов связаны с неравномерным распределением генетической информации в клетках микобиоты, которые могут содержать как по одному, так и по несколько ядер с различной концентрацией ДНК [36]. Кроме того, значительная часть рРНК грибов может находиться непосредственно в почве, а не клетках [29].

Численность копий функционального гена *alkB* в исследованных почвах сравнима со значениями,

полученными исследователями ранее. Так, в образцах дерново-подзолистых почв, загрязненных полициклическими ароматическими углеводородами, отобранных на территории угледобывающего завода (осуществляющего свою деятельность в отрасли химической и нефтеперерабатывающей промышленности), значения концентрации гена алкан-монооксигеназы, определенные с помощью метода RT-PCR, составляли от 2500 до 3100 копий/г почвы, в то время как для фоновых территорий этих почв величины были на порядок ниже и колебались в пределах от 35 до 830 копий/г почвы [44].

Количество копий гена *alkB* резко уменьшается от поверхностных горизонтов к глубинным. Полагая, это может быть связано с тем, что максимальное содержание нефтепродуктов при разливах обычно находится в верхних слоях почв и грунтов [1].

В надмерзлотном горизонте материнской породы профиля Х4Р численность копий гена *alkB* крайне мала, что может быть обусловлено минимальным содержанием здесь нефтепродуктов.

При анализе биотехнологического потенциала прокариотного компонента современных, реликтовых почв и грунтов Антарктиды авторы отмечают, что внесение ресурса субстрата увеличивает долю генов, ответственных за деградацию ксенобиотиков [18]. Например, при внесении полисахарида (хитина) увеличивается количество генов, ответственных за деградацию полициклических ароматических углеводородов. Стоит заметить, что присутствие функционального гена не обязательно означает его активность, однако позволяет говорить о потенциальной возможности к осуществлению процессов, кодируемых данными генами. Наибольшее число функциональных генов, маркирующих процессы биodeградации ксенобиотиков, обнаружено в образцах многолетнемерзлых грунтов, что говорит о высоком биотехнологическом потенциале реликтовых микробных сообществ [18].

Структура биомассы грибов. В исследованных почвах и супрагляциальных объектах о. Хейса значения биомассы микобиоты сопоставимы с таковыми для других почв ЗФИ [13, 19], но в 1.5 раза выше по сравнению с севером Новой Земли [14] и в 1.2 раза ниже, чем для Шпицбергена [15]. Длина грибного мицелия в проанализированных объектах о. Хейса несколько выше, чем в почвах других островов ЗФИ [13, 19], гораздо (в 2 раза) больше по сравнению с таковой для почв севера Новой Земли (—14), однако в 1.5 раза ниже, чем в грунтах Шпицбергена [15]. По-видимому, это может быть обусловлено климатическими особенностями, каждой из рассмотренных территорий, поскольку среднегодовые температуры на ЗФИ ниже, чем на Шпицбергене, но выше по сравнению с севером Новой Земли [4, 22, 33]. Необходимо отметить, что фактор обилия нефтепродуктов может существенно

лимитировать развитие почвенной микобиоты [54].

Тенденция распределения длины мицелия микобиоты по профилям изученных почв сходна с таковой по биомассе грибов. Большая часть биомассы микобиоты сконцентрирована в поверхностных органогенных горизонтах, где мицелий длинный. В то время как нижние слои обеднены грибными пропагулами. Вероятно, это происходит как со снижением содержания органического вещества, так и с уменьшением содержания кислорода в минеральных горизонтах [23]. Базидиомицетный пражковский мицелий грибов обнаруживались крайне редко (менее 1% от всех гиф) и лишь в поверхностных органогенных слоях. Такой факт косвенно может свидетельствовать о низком количестве микоризных симбиозов, характерном для высокоарктических ценозов [50].

Количество одноклеточных пропагул грибов по порядку значений соответствует численности таковой для почв других островов ЗФИ [13, 19]. В целом их обилие логично снижается вниз по профилю исследованных почв вслед за биомассой и длиной мицелия микобиоты. Однако для отдельных минеральных слоев (горизонт Сg нефтезагрязненного профиля Х2Р и горизонта Сg профиля фоновой почвы Х4Р) отмечали неожиданные повышения числа одноклеточных пропагул. Такая закономерность может свидетельствовать о значительной активности олиготрофных дрожжей, развитие которых в почве зачастую связано в первую очередь с обилием свободной воды, а не легкодоступной органики [27]. Дрожжи, в основном, одноклеточны, поэтому их трудно отличить от покоящихся грибных пропагул (спор, конидий и др.) [9]. Отмеченное снижение численности крупных пропагул диаметра 5–7 мкм вниз по почвенному профилю может быть связано с отсутствием многих таксонов грибов в минеральных горизонтах в связи с менее благоприятными условиями (уменьшение содержания органического вещества и кислорода; также уменьшение числа корней растений, необходимых для симбиозов).

Доля жизнеспособных пропагул микобиоты в проанализированных образцах ЗФИ существенно выше (до 82%) по сравнению с почвогрунтами Восточной Антарктиды (до 65%) [9, 12]. Такая информация подтверждает гипотезу о том, что развитие грибов в условиях Высокой Арктики менее ограничено абиотическими факторами, по сравнению с Антарктикой [42].

Структура биомассы прокариот. Численность прокариот проанализированных почв и супрагляциальных объектов о. Хейса сопоставима с таковой для других островов архипелага [19] на порядок ниже по сравнению с аналогичным показателем почв Шпицбергена [15], но в 1.5 раза выше,

чем для севера Новой Земли [19]. Это можно объяснить более скудной растительностью и малой доступностью органического вещества для микроорганизмов. В то же время количество прокариот в отдельных органогенных слоях изученных образцов достигает 3.5 млрд/г субстрата, что сопоставимо со значениями для подзолистых почв [21, 23]. До 78% обнаруженных на ЗФИ клеток прокариот представлены мелкими наноформами, что характерно для экстремально холодных экосистем [9, 14, 19]. Доля жизнеспособных пропагул прокариот в проанализированных образцах ЗФИ существенно выше (до 86%) по сравнению с почвогрунтами Восточной Антарктиды (до 71%) [9].

Структура общей биомассы микроорганизмов. Показано, что биомасса микроорганизмов исследованных территорий ЗФИ составляет от 81 до 666 мкг/г почвы, что сопоставимо со значениями для почв соседнего архипелага Шпицберген [15], в 1.3 раза ниже, чем для других островов ЗФИ [16], но почти в 2 раза выше, чем для северной оконечности Новой Земли.

Практически вся биомасса (до 80%) для большинства изученных образцов о. Хейса сосредоточена в поверхностном горизонте так же, как для других почв ЗФИ [15, 17, 18], северной части Новой Земли [14] и северной части Таймыра [48]. Предположительно, этот факт может быть объяснен относительно высоким обилием корней, которые могут существенно повышать вокруг себя численность микроорганизмов особенно в почвах бедных питательными веществами [45].

Доля жизнеспособных пропагул микроорганизмов проанализированных образцах ЗФИ существенно выше (до 86%) по сравнению с почвогрунтами Восточной Антарктиды (до 68%) [9, 12]. Такая информация подтверждает гипотезу о том, что развитие как про-, так и эукариот в условиях Высокой Арктики менее лимитировано абиотическими факторами, чем в Антарктике [39, 56].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследованные супрагляциальные объекты содержат низкую биомассу микроорганизмов, сопоставимую по значениям с надмерзлотными минеральными горизонтами изученных почв. В биомассе микроорганизмов супрагляциальных объектов преобладают грибы, а в почвах о. Хейса доля микобиоты снижается вниз по профилям. Численность копий генов всех микроорганизмов в супрагляциальных объектах высока и сопоставима со значениями для поверхностных органогенных горизонтов исследованных почв.

Проанализированные нефтезагрязненные почвы и супрагляциальные объекты о. Хейса содержали меньшее количество биомассы, но большую

численность копий рибосомальных генов микроорганизмов по сравнению с фоновыми почвами. Это может свидетельствовать, что почвенный микробиом ЗФИ смог не только адаптироваться к условиям экстремальных концентраций нефтепродуктов, но и, возможно, использованию углеводов в качестве питательного субстрата. Высокая численность микроорганизмов в исследованных объектах, по-видимому, способствует постепенной интоксикации и восстановлению местных экосистем после антропогенного нарушения. Таким образом, некоторое количество нефтепродуктов в арктических экосистемах может способствовать развитию микробного сообщества почв и почвоподобных тел на ледниках. До сих пор экологические механизмы данного процесса не ясны, но их изучение может стать перспективной темой биоремедиации наземных экосистем.

Судя по высоким показателям количественных характеристик исследованных почв и супрагляциальных объектов Земли Франца-Иосифа, микроорганизмы могут активно участвовать в почвообразовании и биогеохимических циклах ледниковых экосистем. Из-за того, что большая часть биомассы микроорганизмов проанализированных образцов представлена грибами, можно предположить ведущую роль микобиоты в почвенно-биологических процессах экосистем на ледниках.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы благодарят проект “Арктический плавающий университет” САФУ им. М.В. Ломоносова и лично Л.Н. Драчкову, А.А. Сабурова за организацию полевых работ. Авторы выражают признательность сотрудникам отдела географии и эволюции почв Института географии РАН и лично С.В. Горячкину за помощь в определении таксономической принадлежности исследованных почв.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено при финансовой поддержке РНФ № 20-17-00212 (отбор почв и супрагляциальных объектов, оценка биомассы микроорганизмов, численность копий генов 16S рРНК архей, бактерий и ITS рРНК грибов) и РНФ № 24-14-00108 (оценка численности копий гена *alkB*, ответственного за синтез алкан-монооксигеназы для деструкции *n*-алканов углеводов).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Волкомирская Л.Б., Гулевич О.А., Добрянский А.С., Кривошеев Н.В., Крюков Д.Р., Резников А.Е. Георадарное исследование загрязнения грунта на архипелаге Земля Франца-Иосифа // Инженерный вестник Дона. 2020. № 7(67). С. 15–21.
2. Горячкин С.В., Мергелов Н.С., Таргульян В.О. Генезис и география почв экстремальных условий: элементы теории и методические подходы // Почвоведение. 2019. № 1. С. 5–19.
3. Горячкин С.В. География экстремальных почв и почвоподобных систем // Вестник РАН. 2022. № 92(6). С. 564–571.
4. Дженьюк С.Л. Климатообразующие факторы и климатические особенности Земли Франца-Иосифа // Тр. Кольского научного центра РАН. 2014. № 4(23). С. 61–69.
5. Добровольская Т.Г., Звягинцев Д.Г., Чернов И.Ю., Головченко А.В., Зенова Г.М., Лысак Л.В., Манучарова Н.А., Марфенина О.Е., Полянская Л.М., Степанов А.Л., Умаров М.М. Роль микроорганизмов в экологических функциях почв // Почвоведение. 2015. № 9. С. 1087–1096. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15090038>
6. Зазовская Э.П., Мергелов Н.С., Шишков В.А., Долгих А.В., Добрянский А.С., Лебедева М.П., Турчинская С.М., Горячкин С.В. Криокониты как факторы развития почв в условиях быстрого отступления ледника Альдегонда, Западный Шпицберген // Почвоведение. 2022. № 3. С. 281–295. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22030157>
7. Звягинцев Д.Г. Методы почвенной микробиологии и биохимии. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1991. С. 60.
8. Крюков Д.Р., Кирилов А.Г. Результаты геоэкологического обследования и мониторинг нефтезагрязненных участков на островах Земли Франца-Иосифа // Актуальные проблемы экологии и природопользования. 2019. С. 71–75.
9. Лысак Л.В., Максимова И.А., Никитин Д.А., Иванова А.Е., Кудинова А.Г., Соина В.С., Марфенина О.Е. Микробные сообщества почв Восточной Антарктиды // Вестник Московского университета. Сер.16, биология. 2018. № 73(3). С. 132–140.
10. Манучарова Н.А., Коваленко М.А., Алексеева М.Г., Бабенко А.Д., Степанов А.Л. Биотехнологический потенциал прокариотного компонента современных, реликтовых почв и грунтов Антарктиды // Почвоведение. 2016. № 5. С. 550–566.
11. Манучарова Н.А., Трошева Е.В., Кольцова Е.М., Демкина Е.В., Караевская Е.В., Ривкина Е.М., Марданов А.В., Эль-Регистан Г.И. Характеристика структуры прокариотного комплекса многолетнемерзлых грунтов Антарктиды на основании данных молекулярно-биологических методов // Микробиология. 2016. Т. 85. № 1. С. 83–91.
12. Марфенина О.Е., Никитин Д.А., Иванова А.Е. Структура грибной биомассы и разнообразие культивируемых микромицетов в почвах Антарктиды (станции Прогресс и Русская) // Почвоведение. 2016. № 8. С. 991–999. <https://doi.org/10.7868/S0032180X16080074>
13. 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. 1–19. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20040115>
14. Никитин Д.А., Лысак Л.В., Бадмадашиев Д.В., Холод С.С., Мергелов Н.С., Долгих А.В., Горячкин С.В. Биологическая активность почв в условиях покровного оледенения в северной части архипелага Новая Земля // Почвоведение. 2021. № 10. С. 1207–1230. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21100087>
15. Никитин Д.А., Лысак Л.В., Бадмадашиев Д.В. Молекулярно-биологическая характеристика почвенного микробиома северной части архипелага Новая Земля // Почвоведение. 2022. № 8. С. 1035–1045. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22080135>
16. Никитин Д.А., Марфенина О.Е., Кудинова А.Г., Лысак Л.В., Мергелов Н.С., Долгих А.В., Луначев А.В. Микробная биомасса и биологическая активность почв и почвоподобных тел береговых оазисов Антарктиды // Почвоведение. 2017b. № 9. С. 1122–1133. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17070073>
17. Никитин Д.А., Семенов М.В. Характеристика микобиоты почв Земли Франца-Иосифа методами микробиологического посева и ПЦР в реальном времени // Микробиология. 2022. № 91 (1), С. 62–74. <https://doi.org/10.31857/S0026365622010098>
18. Никитин Д.А., Семенов М.В., Тхакахова А.К., Железова А.Д., Бгажба Н.А., Кутюкова О.В. Численность копий рибосомальных генов микобиоты в почвах и почвоподобных телах Земли Франца-Иосифа и Новой Земли // Комплексная научно-образовательная экспедиция. Арктический Плавучий Университет-2017. 2017a. С. 35–39.
19. Никитин Д.А., Семенов М.В., Семиколенных А.А., Максимова И.А., Качалкин А.В., Иванова А.Е. Биомасса грибов и видовое разнообразие культивируемой микобиоты почв и субстратов о. Нортбрук (Земля Франца-Иосифа) // Микология и фитопатология. 2019. № 53(4). С. 210–222. <https://doi.org/10.1134/S002636481904010X>
20. Полянская Л.М., Звягинцев Д.Г. Содержание и структура микробной биомассы как показатели экологического состояния почв // Почвоведение. 2005. № 6. С. 706–714.
21. Полянская Л.М., Суханова Н.И., Чакмазян К.В., Звягинцев Д.Г. Особенности изменения структуры микробной биомассы почв в условиях залежи // Почвоведение. 2012. № 7. С. 792–798.

22. Семенков И.Н. Физико-географическая характеристика архипелага Новая Земля (литературный обзор). 2020. С. 1–40.
<https://doi.org/10.13140/RG.2.2.15583.20642>
23. Хабибуллина Ф.М., Кузнецова Е.Г., Васенева И.З. Микробиоты подзолистых и болотно-подзолистых почв в подзоне средней тайги на северо-востоке европейской части России // Почвоведение. 2014. № 10. С. 1228–1228.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X14100049>
24. Шупилов Э.В., Карякин Ю.В. Дайки острова Хейса (архипелаг Земля Франца-Иосифа): тектоническая позиция и геодинамическая интерпретация // Доклады РАН. 2014. Т. 457. № 3. С. 327–331.
<https://doi.org/10.7868/S0869565214210233>
25. Abakumov E., Tembotov R., Polyakov V., Ivanov M., Mavlyudov B., Kushnov I., Nizamutdinov T., Yaneva R., Zhiyanski M. Concentration of Trace Elements in Cryoconites of Mountain and Polar Regions of the World // Geosciences. 2023. V. 13. P. 188.
<https://doi.org/10.3390/geosciences13060188>
26. Baldrian P. The known and the unknown in soil microbial ecology // FEMS microbiology ecology. 2019. V. 95(2). P. fiz005.
<https://doi.org/10.1093/femsec/fiz005>
27. Botha A. Yeasts in soil // Biodiversity and ecophysiology of yeasts. Berlin: Springer, 2006. P. 221–240.
https://doi.org/10.1007/3-540-30985-3_11
28. Box J.E., Colgan W.T., Christensen T.R., Schmidt N.M., Lund M., Parmentier F.J.W., Brown R., Bhatt U.S., et al. Key indicators of Arctic climate change: 1971–2017 // Environ. Research Lett. 2019. V. 14(4). P. 045010.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/aafc1b>
29. Carini P., Marsden P.J., Leff J.W., Morgan E.E., Strickland M.S., Fierer N. Relic DNA is abundant in soil and obscures estimates of soil microbial diversity // Nature Microbiology. 2016. V. 2(3). P. 1–6.
<https://doi.org/10.1038/nmicrobiol.2016.242>
30. Ceci A., Pinzari F., Russo F., Persiani A.M., Gadd G.M. 2019. Roles of saprotrophic fungi in biodegradation or transformation of organic and inorganic pollutants in co-contaminated sites // Appl. Microbiol. Biotechnol. V. 103. P. 53–68.
<https://doi.org/10.1007/s00253-018-9451-1>
31. Chernov T.I., Zhelezova A.D., Kutovaya O.V., Makeev A.O., Tkhakakhova A.K., Bgazhba N.A., Kurbanova F.G., Rusakov A.V., Puzanova T.A., Khokhlova O.S. Comparative analysis of the structure of buried and surface soils by analysis of microbial DNA // Microbiology. 2018. V. 87(6). P. 833–841.
<https://doi.org/10.1134/S0026261718060073>
32. Edwards A., Rassner A.M., Anesio, Hegarty M., Hodson A.J., Irvine-Fynn T.D.L., Rassner S.M.E., Sattler B. Contrasts between the cryoconite and ice-marginal bacterial communities of Svalbard glaciers // Polar Research. 2013. V. 32. P. 19468.
<https://doi.org/10.3402/polar.v32i0.19468>
33. Hanssen-Bauer I., Førland E.J., Hisdal H., Mayer S., Sandø A.B., Sorteberg A. Climate in Svalbard 2100 // A knowledge base for climate adaptation. 2019. V. 1. P. 7–112.
34. Garrett R.A., Klenk H.P. Archaea: evolution, physiology, and molecular biology. John Wiley & Sons, 2008. 377 p.
35. Gaspar M.L., Cabello M.N., Pollero R., Aon M.A. Fluorescein Diacetate Hydrolysis as a Measure of Fungal Biomass in Soil // Current Microbiol. 2001. V.42(5). P. 339–344.
<https://doi.org/10.1007/s002840010226>
36. Glöckner F.O., Yilmaz P., Quast C., Gerken J., Beccati A., Ciuprina A., Bruns G., Yarzac P., Peplies J., Westram R., Ludwig W. 25 years of serving the community with ribosomal RNA gene reference databases and tools // J. Biotechnology. 2017. V. 261. P. 169–176.
<https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2017.06.1198>
37. Jacoby R., Peukert M., Succurro A., Koprivova A., Kopriva S. The role of soil microorganisms in plant mineral nutrition – current knowledge and future directions // Frontiers Plant Sci. 2017. V. 8. P. 1617.
<https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01617>
38. Kaczmarek Ł., Jakubowska N., Celewicz-Gołdyn S., Zawierucha K. The microorganisms of cryoconite holes (algae, Archaea, bacteria, cyanobacteria, fungi, and Protista): a review // Polar Record. 2016. V. 52(2). P. 176–203.
<https://doi.org/10.1017/S0032247415000637>
39. Kim H.M., Jung J.Y., Yergeau E., Hwang C.Y., Hinzman L., Nam S., Hong S.G., Kim O., Chun J., Lee Y.K. Bacterial community structure and soil properties of a subarctic tundra soil in Council, Alaska // FEMS Microbiol. Ecol. 2014. V. 89(2). P. 465–475.
<https://doi.org/10.1111/1574-6941.12362>
40. Kutuzov S., Shahgedanova M., Krupskaya V., Goryachkin S. Optical, geochemical and mineralogical characteristics of light-absorbing impurities deposited on Djankuat Glacier in the Caucasus mountains // Water. 2021. V. 13(21). P. 2993.
<https://doi.org/10.3390/w13212993>
41. Lopes M.A., Fischman O., Gambale W., Correa B. Fluorescent method for studying the morphogenesis and viability of dermatophyte cells // Mycopathologia. 2002. V. 156(2). P. 61–66.
<https://doi.org/10.1023/A:1022972222194>
42. Makhalanyane T.P., Valverde A., Velázquez D., Gunnigle E., Van Goethem M.W., Quesada A., Cowan D.A. Ecology and biogeochemistry of cyanobacteria in soils, permafrost, aquatic and cryptic polar habitats // Biodiversity and Conservation. 2015. V. 24(4). P. 819–840.
<https://doi.org/10.1007/s10531-015-0902-z>

43. *Malard L.A., Pearce D.A.* Microbial diversity and biogeography in Arctic soils // *Environ. Microbiol. Rep.* 2018. V. 10(6). P. 611–625.
<https://doi.org/10.1111/1758-2229.12680>
44. *Manucharova N.A., Pozdnyakov L.A., Vlasova A.P., Yanovich A.S., Ksenofontova N.A., Kovalenko M.A., Stepanov P.Y., Gennadiev A.N., Golovchenko A.V., Stepanov A.L.* Metabolically active prokaryotic complex in grassland and forests' sod-podzol under polycyclic aromatic hydrocarbon influence // *Forests.* 2021. V. 12(8). P. 1103–1117.
<https://doi.org/10.3390/f12081103>
45. *Mapelli F., Marasco R., Fusi M., Scaglia B., Tsiamis G., Rolli E., Fodelianakis S.* et al. The stage of soil development modulates rhizosphere effect along a High Arctic desert chronosequence // *The ISME J.* 2018. V. 12(5). P. 1188–1198.
<https://doi.org/10.1038/s41396-017-0026-4>
46. *Porter C., Morin P., Howat I., Noh M.J., Bates B., Peterman K.* et al. Data from: ArcticDEM. Version 3. Harvard Dataverse. V1. 2018.
<https://doi.org/10.7910/DVN/OHHUKH>
47. *Pittino F., Buda J., Ambrosini R., Parolini M., Crosata A., Zawierucha K., Franzetti A.* Impact of anthropogenic contamination on glacier surface biota // *Current Opinion in Biotechnology.* 2023. V. 80. P. 102900.
<https://doi.org/10.1016/j.copbio.2023.102900>
48. *Schmidt N., Bölter M.* Fungal and bacterial biomass in tundra soils along an arctic transect from Taimyr Peninsula, central Siberia // *Polar Biology.* 2002. V. 25(12). P. 871–877.
<https://doi.org/10.1007/s00300-002-0422-7>
49. *Singh P., Singh S.M.* Characterisation of yeasts and filamentous fungi isolated from cryoconite holes of Svalbard, Arctic // *Polar Biology.* 2012. V. 35. P. 575–583.
<https://doi.org/10.1007/s00300-011-1103-1>
50. *Smith S.E. Read D.* Mycorrhizal Symbiosis. Academic Press, 2010. P. 1–796.
51. *Stibal M., Tranter M.* Laboratory investigations of inorganic carbon uptake by cryoconite debris from Werenskiöldbreen, Svalbard // *J. Geophys. Research.* 2007. V. 112(G4). P. G04S33.
52. *Tripathi B.M., Kim H.M., Jung J.Y., Nam S., Ju H.T., Kim M., Lee Y.K.* Distinct taxonomic and functional profiles of the microbiome associated with different soil horizons of a moist tussock tundra in Alaska // *Frontiers in Microbiology.* 2019. V. 10. P. 1442.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01442>
53. *Vincent W.F.* Arctic climate change: Local impacts, global consequences, and policy implications // *The Palgrave Handbook of Arctic Policy and Politics.* 2020. P. 507–526.
https://doi.org/10.1007/978-3-030-20557-7_31
54. *Wang C., Li Z., Geng X., Zhang H.* Ecological remediation of petroleum contaminated soil based on microbial degradation // *Appl. Ecol. Environ. Res.* 2020. V. 18(2). P. 2727–2746.
http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1802_27272746
55. *Warren S.G.* Light-absorbing impurities in snow: a personal and historical account // *Frontiers Earth Sci.* 2019. V. 6. P. 250.
<https://doi.org/10.3389/feart.2018.00250>
56. *Wei S.T., Lacap-Bugler D.C., Lau M.C., Caruso T., Rao S., de Los Rios A., Archer S.K., Chiu J.M.Y., Higgins C., Van Nostrand J.D., Zhou J., Hopkins D.W., Pointing S.B.* Taxonomic and functional diversity of soil and hypolithic microbial communities in Miers Valley, McMurdo Dry Valleys, Antarctica // *Frontiers Microbiol.* 2016. V. 7. P. 1642.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01642>
57. *Whyte L.G., Schultz A., van Beiden J.B., Luz A.P., Pellizari V., Labbé D., Greer C.W.* Prevalence of alkane monooxygenase genes in Arctic and Antarctic hydrocarbon-contaminated and pristine soils // *FEMS Microbiol. Ecol.* 2002. V. 41. P. 141–150.
<https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2002.tb00975.x>
58. *Zawierucha K., Trzebny A., Buda J., Bagshaw E., Franzetti A., Dabert M., Ambrosini R.* Trophic and symbiotic links between obligate-glacier water bears (Tardigrada) and cryoconite microorganisms // *Plos One.* 2022. V. 17(1). P. e0262039.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0262039>
59. *Zhelezova A., Chernov T., Tkhakakhova A., Xenofontova N., Semenov M., Kutovaya O.* Prokaryotic community shifts during soil formation on sands in the tundra zone // *PLoS One.* 2019. V. 14(4). P. e0206777.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206777>

Microbiome of Soils and Supraglacial Objects in Background and Oil Polluted Ecosystems Hayes Island (Franz Joseph Land Archipelago)

D. A. Nikitin^{1, 3, *}, N. A. Manucharova², and A. S. Dobryansky³

¹*Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia*

²*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

³*Institute of Geography of the Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017 Russia*

**e-mail: dimnik90@mail.ru*

Using luminescent microscopy and real-time PCR, the microbiome of soils and supraglacial objects in the background and oil-contaminated ecosystems of the island was studied Hayes Island, part of the Franz Josef Land archipelago. Biomass of microorganisms ranged from 81 to 666 µg/g of substrate; most of it (up to 88%) is represented by fungi. Length of fungal mycelium reached more than 360 m/g of substrate. The number of prokaryotes varied from 4.0×10^7 to 3.75×10^9 cells/g of substrate; the length of actinomycete hyphae reached 40 m/g of substrate. Up to 78% of the detected prokaryotic cells are represented by small nanoforms, which is typical for extreme ecosystems. Share of viable cells of microorganisms is maximum (74–86%) for surface organogenic horizons and minimum (29–54%) for mineral suprapermafrost layers. Prokaryotic complex was dominated by bacteria (from 5.14×10^5 to 5.05×10^{10} 16S rRNA copies/g of soil), but not by archaea, from 8.46×10^5 to 2.28×10^9 16S rRNA copies/g of substrate. Amount of FJL fungal genetic material ranged from 6.47×10^4 to 8.67×10^{10} ITS rRNA copies/g soil. Number of copies of the *alkB* gene (synthesis of alkane monooxygenase for the destruction of hydrocarbon n-alkanes) varied from 1.2×10^1 to 1.8×10^5 /g of substrate and sharply decreased from the surface horizons to the deep ones. Oil-contaminated soils and supraglacial objects contained a smaller biomass, however, a greater number of ribosomal genes of microorganisms compared to the background ecosystems. An exponential decrease in the analyzed quantitative parameters of microorganisms from surface to deep soil horizons was registered.

Keywords: Arctic, extreme ecosystems, soils, number of copies of ribosomal genes, functional *alkB* genes, biomass of microorganisms, prokaryotes, fungi

ВЛИЯНИЕ ПОЖАРОВ НА ФЕРМЕНТАТИВНУЮ АКТИВНОСТЬ КОРИЧНЕВЫХ ПОЧВ И БУРОЗЕМОВ ЗАПАДНОГО КАВКАЗА

© 2024 г. В. В. Вилкова^{a,*} (<https://orcid.org/0000-0002-1374-3941>), К. Ш. Казеев^a, М. С. Нижельский^a, Д. А. Привизенцева^a, А. Н. Федоренко^a, С. И. Колесников^a, А. К. Шхапацев^b

^aЮжный федеральный университет, пр-т Стачки 194/1, Ростов-на-Дону, 344090 Россия

^bМайкопский государственный технологический университет, ул. Первомайская 191, Майкоп, 385000 Россия

*e-mail: lera.vilkova.00@mail.ru

Поступила в редакцию 15.05.2023 г.

После доработки 21.09.2023 г.

Принята к публикации 22.09.2023 г.

Изучено влияние пожаров на ферментативную активность коричневых почв ксерофитных лесов (Skeletal Leptic Cambisol) государственного природного заповедника “Утриш”, Краснодарский край (верховой пожар 2020 г.) и бурозема мезофитных лесов (Haplic Cambisol (Loamic)) Хамышинского лесничества, Республика Адыгея (низовой пожар 2018 г.). Исследованы изменения реакции почвенной среды, содержания органического углерода и активности ферментов: каталазы, уреазы, фосфатазы и инвертазы, участвующих в круговороте углерода, фосфора и азота. Реакция ферментов на пирогенное воздействие зависит от вида фермента и типа почв. Проведен факторный анализ. Установлено снижение активности каталазы и инвертазы для двух типов почв в слое 0–3 см в среднем на 47%, реакция фосфатазы и уреазы отличалась в зависимости от типа почв. Спустя два года после пожара активность фосфатазы поверхностного слоя постпирогенных коричневых почв приближалась к контрольным значениям, активность уреазы восстанавливалась медленнее по сравнению с другими ферментами. Спустя четыре года после пожара, в слое 0–3 см постпирогенного бурозема значения активности уреазы были примерно равны контрольному варианту. Установлено увеличение значений pH в среднем на 30% и уменьшение содержания C_{орг} в среднем на 12% в обеих почвах. В слое 3–10 см коричневых почв отмечено повышение активности всех изученных ферментов, а бурозема – уменьшение. Факторный анализ показал наличие связи между реакцией почвенной среды, содержанием органического углерода и активностью ферментов, теснота и характер связи отличаются в зависимости от типа почвы. Полученные результаты свидетельствуют о влиянии эдафических особенностей изученных почв на реакцию ферментативной активности и пирогенное воздействие.

Ключевые слова: пирогенный фактор, биодиагностика, почвенные ферменты, оксидазы, гидролазы

DOI: 10.31857/S0032180X24020064, **EDN:** XYLMWC

ВВЕДЕНИЕ

С каждым годом пожары становятся все более острой угрозой лесным экосистемам. Стремительное сокращение площадей лесов и невосполнимая утрата природной биоты вынуждают рассматривать пожары как негативный фактор воздействия [8]. Установлено, что пожары, оказывают влияние на перенос воздушных масс и климатические условия [22]. В условиях быстрого изменения климата биогеоценозы более уязвимы к последствиям сезонных и эпизодических периодов засухи [37]. Чаше всего в лесах России возникают и распространяются

низовые пожары, оказывающие разрушительное воздействие на свойства почв, что приводит к нарушению почвообразования и, следовательно, к снижению эффективности всех экосистемных процессов [8]. Высокой стойкостью к пирогенному фактору обладают лесные массивы, насыщенные влагой [22]. В то время как аридные экосистемы более уязвимы к пожарам из-за большего долгосрочного дефицита влаги [30]. Высокая вероятность пожаров в засушливом средиземноморском климате обусловлена повышенными температурами и учащением волн жары. На Северо-Западе Кавказа вероятность возникновения 5-го класса

пожароопасности (температура пламени 1000°C и более) составляет около 24–36% [2].

Почва, как один из компонентов биогеоценоза, подвержена влиянию пирогенного фактора. В результате пожара происходит потеря от 20 до 80% углерода и азота почвы, часть которых улетучивается или переходит в подвижные водорастворимые соединения [9, 23]. Также сокращается микробная биомасса из-за недоступности пирогенного углерода [51]. Частота, сила и другие параметры пожаров зависят от мощности лесной подстилки, гранулометрического состава и гидротермического режима почв [19, 39, 54].

Биологическая индикация с использованием методов почвенной микробиологии и биохимии широко применяется при диагностике и мониторинге экологического состояния почв [25, 29, 42, 45, 49, 52]. Пожары оказывают значительное влияние на почвенные микробиоценозы и ферментативную активность почв [31, 38, 43, 44, 48]. Их последствия отмечены спустя годы [39, 40, 54].

Особенности воздействия пожаров на экосистемы и их последствия на ранних стадиях сукцессии отличаются. Следовательно, необходимо проведение исследований по оценке влияния пожаров с учетом климатических, геоморфологических и других условий каждого региона.

Цель работы – изучение влияния пожаров на ферментативную активность коричневых почв и бурозема Западного Кавказа. Были поставлены следующие задачи: оценить активность почвенных ферментов (каталазы, уреазы, инвертазы, фосфатазы) постпирогенных коричневых почв и бурозема из слоев 0–3 и 3–10 см; определить степень приближения активности почвенных ферментов постпирогенных коричневых почв и бурозема к контрольным значениям.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Полевые исследования. В августе–сентябре 2022 г. были проведены полевые исследования двух постпирогенных участков ксерофитного и мезофитного лесов Западного Кавказа. Местоположение и описание исследуемых участков представлены на рис. 1 и в табл. 1. Изучаемый участок ксерофитного леса находится на территории государственного природного заповедника “Утриш” на полуострове Абрау. Количество выпадающих осадков здесь составляет около 600–700 мм. Гидротермические условия сильно варьируют: промывной водный режим в течение влажной и теплой зимы сменяется летним иссушением [26]. Абрауский полуостров является единственным местом на территории России, где произрастают реликтовые ксерофитно-средиземноморские сообщества из можжевельников высокого (*Juniperus*

excelsa M. Bieb.), вонючего (*J. foetidissima* Willd.) и красного (*J. oxycedrus* L.) [13]. Почвенный покров представлен разновидностями коричневых, луговато-коричневых и аллювиально-луговых почв, Cambisols, Fluvisols. Почва исследуемого участка по WRB определена как Skeletic Leptic Cambisol [55]. Содержание гумуса составляет около 5–10%, с глубиной происходит его постепенное убывание. Коричневые почвы характеризуются нейтральной или слабощелочной реакцией среды в верхних горизонтах и щелочной – в нижних [4, 11]. В августе 2020 г. в результате сильного верхового пожара на территории заповедника “Утриш” сгорело более 120 га реликтового леса. После чего началась восстановительная сукцессия. В 2022 г. отмечено разрастание сумаха (*Rhus coriaria* L.), который не наблюдали в этих комплексах до пожара, также возросла доля злаков за счет ломкоостника (*Piptatherum holciforme* (M. Bieb.) Roem. & Schult), заметно выросла средняя высота травостоя [20]. Контрольный участок характеризует типичную растительность заповедника и представляет собой смешанный лес с произрастанием можжевельника (*Juniperus* sp.), дуба пушистого (*Quercus pubescens* Willd.), грабинника (*Carpinus orientalis* Mill.), образующего сомкнутые заросли, и иглицы понтийской (*Ruscus aculeatus* L.). Участок имеет разреженный травяно-кустарничковый ярус (проективное покрытие обычно не превышает 20–30%, а истинное задернение – 10%), доминантами которых выступают шалфей красный (*Salvia ringens* Sm.), дубравник белый (*Teucrium polium* L.), вероника нителистная (*Veronica filifolia* Lipsky) [3].

Изучаемый участок мезофитного леса находится на территории Хамышинского участкового лесничества Республики Адыгея. В предгорьях Западного Кавказа выпадает 700–900 мм осадков, испаряемость составляет 600–700 мм. Подобное соотношении осадков и испаряемости в условиях хорошего вертикального или горизонтального дренажа обуславливают промывной тип водного режима [4]. Растительность контрольного участка представляет собой мертвопокровный буковый лес, формула леса: 6Б3Г1Л (60% бук, 30% граб, 10% липа). Почвенный покров представлен буроземом (Haplic Cambisol (Loamic) по WRB) [55]. В верхнем почвенном горизонте содержание гумуса достигает 10%, с глубиной значение снижается [4]. Для бурых лесных почв по всей глубине профиля отмечается кислая реакция среды (pH от 5.1 до 5.9). Величина pH обуславливает направление большинства процессов, протекающих в почве, и зависит от состава растительного опада, рельефа, экспозиции склона и других факторов [1]. Здесь низовой пожар произошел в 2018 г., после которого ослабленные деревья были свалены ветровалью. Спустя 4 года после пожара на исследуемом участке отсутствует травянистая растительность,

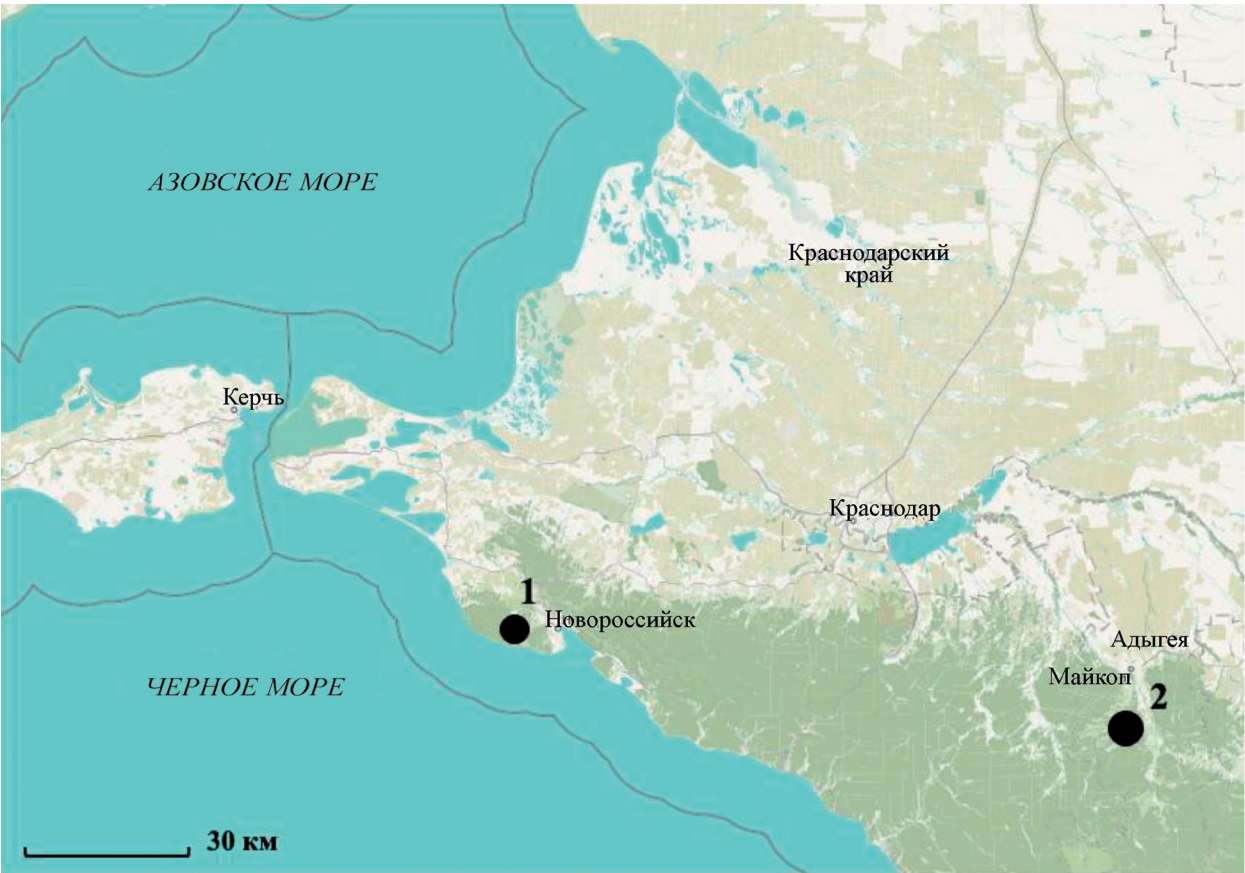


Рис. 1. Картограмма местоположения исследуемых участков: 1 – государственный природный заповедник “Утриш”, 2 – Хамышинское лесничество.

Таблица 1. Описание исследуемых участков

Характеристика	Постпирогенная коричневая почва	Постпирогенный бурозем
Местоположение	Государственный природный заповедник “Утриш”, Краснодарский край	Хамышинское участковое лесничество, Республика Адыгея
Тип леса	Ксерофитный	Мезофитный
Географические координаты	44.73029° N, 37.43235° E	44.03466° N 40.10600° E
Высота участка над уровнем моря, м. н.у.м.	77	651
Крутизна склона и экспозиция	5° Ю	23–24° ЮЗ
Время после пожара, лет	2	4
Тип пожара	Верховой	Низовой
Наличие золы и угля на поверхности почвы	+	—
Диагностические признаки пирогенного повреждения	Стволы и ветви стоящих деревьев полностью обуглены, некоторые деревья выжжены до корней, живых деревьев нет; на поверхности почвы большое количество золы, пепла, углей	Обуглены нижние части стволов до 2 м; угнетенные сухие деревья; на поверхности почвы единичные включения в виде небольших углей

отмечено разрастание рододендрона понтийского (*Rhododendron ponticum* L.), встречается черника кавказская (*Vaccinium arctostaphylos* L.), редкий подрост ольхи черной (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.). Диагностические признаки пирогенного повреждения представлены в табл. 1.

В первые несколько лет прямые последствия пожара нивелируются, в ходе восстановительной сукцессии доступно изучение только косвенных последствий. Именно по этой причине, несмотря на разные виды пожаров (верховой и низовой), сравнение полученных данных уместно.

Фотографии постпирогенных и контрольных участков представлены в дополнительных материалах.

Образцы почв отбирали в слое 0–3 и 3–10 см, поскольку непосредственному пирогенному воздействию подвержен только поверхностный слой почвы [16, 38]. Отбор образцов проводили рандомизировано в трехкратной повторности для каждой исследуемой мониторинговой площадки. Масса одного образца, взятого с мониторинговой площадки, составила 500 г. Почву высушивали в тени на воздухе, отбирали органические остатки и включения, перетирали и просеивали через сито с диаметром отверстий 1 мм. Исследование ферментативной активности почв проводили в первые 2 недели после отбора проб. В качестве контроля использовали образцы почв на расположенных рядом участках леса, не подвергшихся воздействию пожара. Контрольные образцы отбирали для каждого слоя и типа почв.

Исследование биологической активности почв. Аналитические исследования были выполнены с использованием распространенных в почвоведении и биологии методов [10]. Определение активности каталазы почв (навеска почвы 1 г) основано на определении объема кислорода, выделяющегося при разложении 3% H_2O_2 . Активность уреазы (навеска почвы 1 г) определяли по количеству аммонийного азота, образующегося при гидролизе 3% мочевины колориметрическим методом с реактивом Несслера. Активность инвертазы (навеска почвы 1 г) исследовали по изменению оптических свойств 3%-ного раствора сахарозы модифицированным колориметрическим методом с реактивом Феллинга. Активность фосфатазы (навеска почвы 1 г) определяли методом Табатабая и Бремнера [53], метод основан на учете фосфора при гидролизе *n*-нитрофенилфосфата натрия. Активность почвенных ферментов измеряли в водных растворах без использования буферов, как рекомендовано для целей биодиагностики [6, 10, 36]. Контролем абиотической реакции служили субстраты без почвы и субстрат с почвой, стерилизованной сухим жаром при 180°C в течение 3 ч. Значения контроля абиотической реакции вычитали

из фактических значений. Содержание органического углерода (навеска почвы 0.1 г) определяли по окисляемости хромовой смесью со спектрофотометрическим окончанием методом Тюрина в модификации Никитина [18]. Определение реакции почвенной среды (pH) проводили потенциометрическим методом (навеска почвы 10 г) при соотношении почва : вода 1 : 2.5 для коричневых почв, почва : солевая суспензия (1 М KCl) в соотношении 1 : 2.5 для бурозема.

Статистическая обработка данных. Для выявления структуры связи внутри набора наблюдаемых переменных проводили факторный анализ. Данные статистически обрабатывали с помощью пакета Statistica 13.3. При обсуждении результатов учитывали статистически достоверные различия с уровнями значимости 0.1–5% ($p < 0.001, 0.01$ и 0.05).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

По результатам проведенных исследований постпирогенных коричневых почв заповедника “Утриш” для слоя 0–3 см установлено ингибирование активности каталазы, инвертазы и уреазы в среднем на 73% по сравнению с контролем. Экзоферменты являются термолабильными веществами, их активность сохраняется при низких температурах и высушивании почвы [7, 34]. Однако при высоких температурах почвенные ферменты инактивируются. Даже спустя 10 лет активность почвенных ферментов отличается от контрольных значений [5]. Для активности фосфатазы, наоборот, отмечено стимулирование активности на 42% (рис. 2а, 2б, 2с коричневая почва). Фосфатазы продуцируются растениями при недостатке фосфора и ингибируются при повышении его доступности [14]. Снижение содержания фосфора, вероятно, может быть связано с его использованием травянистой растительностью. Полученные данные согласуются с результатами работы [46] при изучении влияния количества, типа и пространственной структуры растительности на изменение активности внеклеточных почвенных ферментов (фосфатазы и уреазы) в подверженных пожарам кустарниковых зарослях на востоке Испании. Установлено повышение активности уреазы в 1.5 и фосфатазы 1.7 в почвах на постпирогенных участках с произрастающей растительностью. В других работах также показано увеличение активности некоторых ферментов после пирогенного воздействия [39, 50].

Для слоя 0–3 см постпирогенного бурозема Республики Адыгея отмечено ингибирование активности каталазы, инвертазы и фосфатазы в среднем на 35% по сравнению с контрольными значениями (рис. 2а, 2с, 2d бурозем). На поверхности почвы исследуемого участка отмечали большое количество деревьев, упавших в результате ветровала,

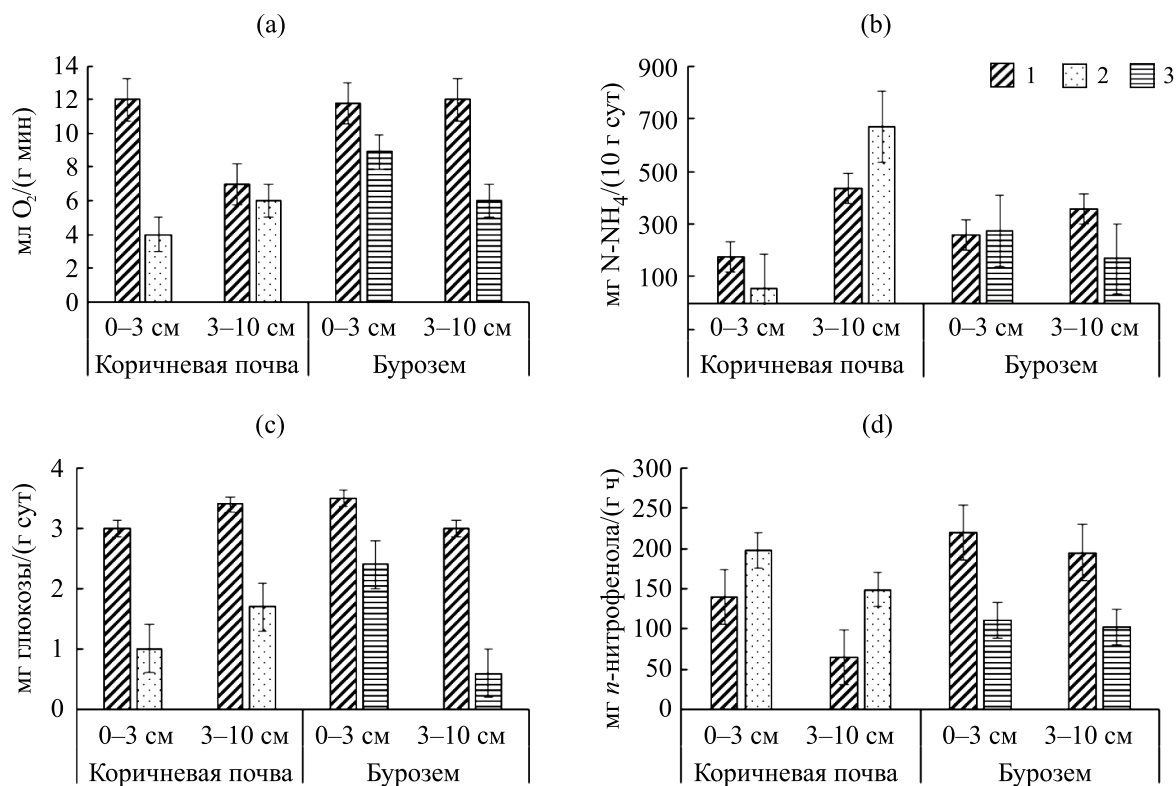


Рис. 2. Активность каталазы (а), уреазы (б), инвертазы (с), фосфатазы (д) коричневых почв и бурозема из слоев 0–3 и 3–10 см: 1 – контроль, 2 – постпирогенная коричневая почва, 3 – постпирогенный бурозем.

возникшего из-за ослабленной обгоревшей прикорневой зоны. В случае уреазы отмечено незначительное повышение активности (рис. 2б бурозем). Меньшую чувствительность активности уреазы постпирогенных почв по сравнению с активностью каталазы отмечали для черноземов в модельных экспериментах [21]. Повышение активности гидролаз можно объяснить бурным развитием травянисто-кустарниковой растительности на оголенных участках. В результате роста растительности активизируется дерновый процесс и повышается биологическая активность почв [41].

Установлено уменьшение содержания органического углерода для постпирогенных коричневых почв и бурозема в слое 0–3 см на 12% по сравнению с контрольными значениями (рис. 3а). Потеря органического вещества обусловлена повышенной скоростью смыва и отсутствием защитного действия деревьев и лесной подстилки в первый год после пожара. Следует отметить, что в результате неполного сгорания органического вещества образуется пирогенный углерод, который не может быть использован микроорганизмами. Изменилась реакция почвенной среды двух типов постпирогенных почв в слое 0–3 см в сторону повышения до 5.8 ед. для бурозема (рН контроля 4 ед.) и до 8 ед.

для коричневых почв (рН контроля 7 ед.) (рис. 3б). В результате лесных пожаров на поверхности почвы образуется уголь и зола, что обогащает почвы элементами питания и способствует снижению кислотности [12, 33].

Для слоя 3–10 см отмечено ингибирование активности каталазы и инвертазы в коричневой почве в среднем на 30% по сравнению с контрольными значениями (рис. 2а, 2с коричневые почвы), что в 1.6–1.7 раз превышает активность этих ферментов в слое 0–3 см. Активность уреазы и фосфатазы, наоборот, существенно выше контрольных значений на 92% (рис. 2б, 2д коричневые почвы). Активность уреазы в слое 3–10 см превышает в 2.6 раза активность этого фермента в слое 0–3 см. Некоторые исследователи отмечают восстановление активности уреазы до контрольных значений уже спустя год после пожара [35]. Активность фосфатазы снижена относительно поверхностного слоя в 1.3 раза по причинам, описанным ранее. При изучении ферментативной активности постпирогенного бурозема установлено ингибирование активности всех изученных ферментов по отношению к контролю в среднем на 59% (рис. 2а, 2б, 2с, 2д бурозем). При этом относительно поверхностного слоя отмечено снижение показателей в 1.6

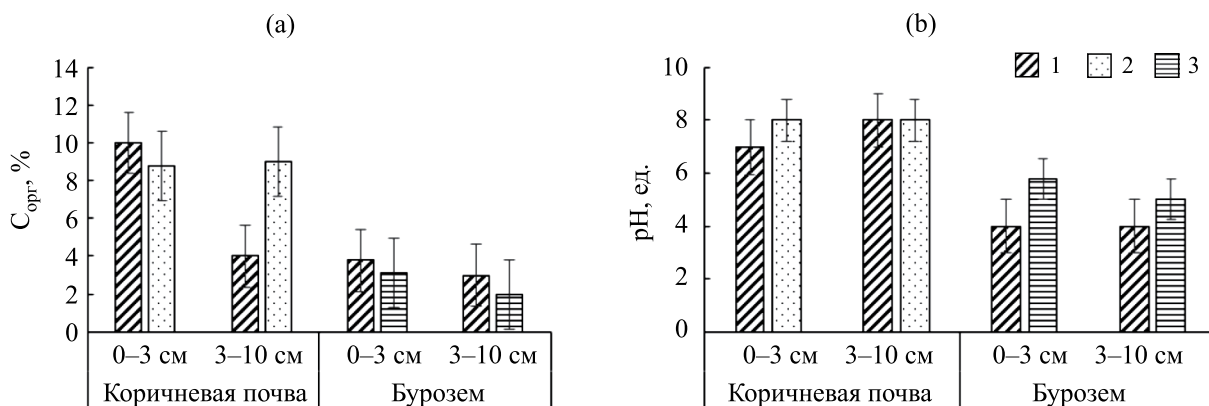


Рис. 3. Содержание органического углерода (а) и pH (б) коричневых почв и бурозема из слоев 0–3 и 3–10 см: 1 – контроль, 2 – постпирогенная коричневая почва, 3 – постпирогенный бурозем.

раз для каталазы и уреазы, в 4 раза для инвертазы, в 1.1 раза для фосфатазы.

Для слоя 0–10 см почв разных типов установлено различие постпирогенных изменений содержания органического углерода. После пирогенного воздействия на ранних стадиях сукцессии содержание органического углерода коричневых почв в слое 3–10 см увеличилось на 107%, в то время как для постпирогенного бурозема отмечено снижение на 34% (рис. 3а). Содержание органического углерода двух типов постпирогенных почв с глубиной достоверно не изменилось. Другими исследователями также выявлена тенденция к увеличению запасов углерода в минеральном горизонте на более поздних сроках постпирогенного восстановления [15]. Значения pH для коричневых почв достоверно не изменились, а для бурозема отмечено повышение на 26% (рис. 3б). Увеличение значений pH с глубиной связано с миграцией продуктов горения вниз по профилю почвы, что снижает кислотность. В литературных данных можно встретить информацию о накоплении органического углерода как в постпирогенных [28, 54], так и в минеральных горизонтах [15, 17, 24].

Интересна выявленная инверсия для активности каталазы постпирогенных коричневых почв. Под инверсией понимаем явление изменения профильного распределения биологической активности, т.е. в нижних слоях почвы активность выше, чем в верхних. Однако наблюдаемая инверсия мнима: в результате пожара поверхностный слой подвергается более жесткому пирогенному воздействию, при котором ферментативная активность инактивируется, в то время как в нижнем слое сохраняются исходные значения показателя. По этой причине спустя годы после пожара ферментативная активность поверхностного слоя гораздо меньше, чем нижележащих слоев. Для других ферментов изменения с глубиной совпадают

с аналогичными для контроля. Предыдущими исследованиями установлено влияние пирогенного фактора на поверхностный слой почвы 3–5 см, с глубиной отмечена инверсия ферментативной активности [39]. Для бурозема с глубиной установлено снижение исследуемых показателей. Под лесным опадом для верхнего слоя бурозема создаются благоприятные гидротермические условия, а промывной тип водного режима обуславливает снижение биологической активности уже в слое 3–10 см [4, 23]. В коричневых почвах характер профильного распределения биологической активности снижается плавно, а в буроземах более резко по типично лесному типу профильного изменения гумуса и биологической активности [4, 11].

Представлены графики факторных координат для изученных показателей в слое 0–3 см для коричневых почв (рис. 4а) и бурозема (рис. 4б). Так как данный анализ основан на корреляциях, значения координаты не превышают 1.0. Все переменные расположены близко к линии единичной окружности, особенно каталаза, фосфатаза, инвертаза и pH, следовательно, можно сделать вывод, что в системе найденных координат они воспроизводятся хорошо (рис. 4а). При этом факторы 1 и 2 объясняют 71% общей дисперсии. Видно, что с увеличением значений реакции почвенной среды увеличивается активность таких ферментов, как каталаза, инвертаза и фосфатаза. При этом для уреазы связь полностью противоположна.

На рис. 4б все исследуемые показатели, кроме C_{org} , хорошо воспроизводимы в системе координат. Факторы 1 и 2 объясняют 84% общей дисперсии. Для бурозема отмечена значительная положительная корреляционная связь между pH и активностью каталазы, а также значительная отрицательная корреляционная связь между активностью инвертазы. Тесная взаимосвязь установлена между активностью уреазы и содержанием органического углерода.

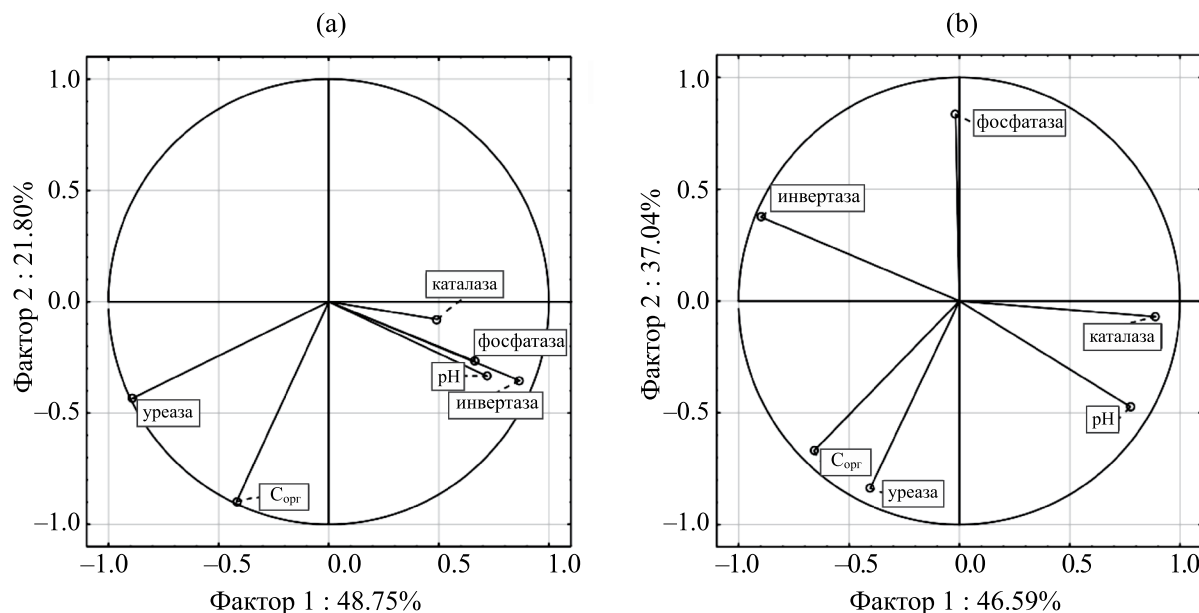


Рис. 4. Проекция переменных на факторную плоскость на основе корреляций для постпирогенных коричневых почв (а) и бурозема (б) из слоя 0–3 см.

Ферменты могут закрепляться в почве, создавая ферментогумусовые комплексы с гуминовыми кислотами почв, при этом активность фермента сохраняется и становится защищенным от действия протеаз микроорганизмами [27, 32]. В других работах установлен подавляющий эффект гуминовых кислот на активность почвенных ферментов [47].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В первые годы после пожара для ксерофитных и мезофитных лесов установлены значительные изменения активности ферментов коричневой почвы и бурозема. В ходе сукцессии на ранее оголенных участках появилась травянистая растительность, что сказывается на ферментативной активности почв. Эдафические различия обуславливают выявленные изменения активности почвенных ферментов на пирогенное воздействие, что подтверждают результаты факторного анализа. Реакция почвенной среды и содержание органического углерода имеют наиболее явные и существенные отличия изученных почв между собой. Установлено снижение активности каталазы и инвертазы поверхностного слоя для двух типов постпирогенных почв, в то время как реакция фосфатазы и уреазы меняется в зависимости от типа почв.

Активность ферментов в поверхностном слое постпирогенных коричневых почв приближается к контрольным значениям, но не достигает их, в ряду: фосфатаза > каталаза = инвертаза > уреазы, а для бурозема: уреазы > каталаза > инвертаза > фосфатаза.

Полученные данные могут быть использованы при оценке степени повреждения почв после

пожаров, а также при моделировании лесных пожаров, что в дальнейшем позволит прогнозировать реакцию экосистем на пирогенное воздействие.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы выражают искреннюю благодарность сотрудникам ФГБУ Государственный заповедник “Утриш” и Хамышинского лесничества за предоставленную возможность и помощь при проведении полевых исследований. Отдельная благодарность научному сотруднику Института географии РАН Е.А. Грабенко за помощь при описании растительности изучаемых участков на территории Хамышинского лесничества.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ в рамках государственного задания в сфере научной деятельности (№ FENW-2023-0008) и ведущей научной школы Российской Федерации (НШ-449.2022.5).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии у них конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Дополнительная информация включает фотографии изученных участков.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Александрова А.М.* Степень изученности почв в заповеднике “Бастак” и перспективы их исследования // Региональные проблемы. 2019. № 4. С. 62–68.
2. *Богданович А.Ю., Липка О.Н., Крыленко М.В., Андреева А.П., Добролюбова К.О.* Климатические угрозы на Северо-Западе Черноморского побережья Кавказа: современные тренды // Фундаментальная и прикладная климатология. 2021. № 4. С. 46–72.
3. *Бочарников М.В.* Фитоценоотическое разнообразие и пространственная структура растительного покрова Водопадной щели (заповедник “Утриш”) // Наземные и морские экосистемы полуострова Абрау: история, состояние, охрана. 2021. С. 69–78.
4. *Вальков В.Ф., Казеев К.Ш., Колесников С.И.* Почвы Юга России. Ростов-на-Дону: Эверест, 2008. 276 с.
5. *Вилкова В.В., Казеев К.Ш., Шабунина В.В., Колесников С.И.* Ферментативная активность постпирогенных почв заповедника “Утриш” // Бюл. ГНБС. 2021. № 138. С. 71–77. <https://doi.org/10.36305/0513-1634-2021-138-71-77>
6. *Галстян А.Ш.* Унификация методов исследования активности ферментов почв // Почвоведение. 1978. № 2. С. 107–114.
7. *Галстян А.Ш.* Об устойчивости ферментов почв // Почвоведение. 1982. № 4. С. 108–110.
8. *Гераськина А.П., Тебенькова Д.Н., Ершов Д.В., Ручинская Е.В., Сибирицева Н.В., Лукина Н.В.* Пожары как фактор утраты биоразнообразия и функций лесных экосистем // Вопросы лесной науки. 2021. № 2. <https://doi.org/10.31509/2658-607x-202142-11>
9. *Дымов А.А., Дубровский Ю.А., Габов Д.Н.* Пирогенные изменения подзолов иллювиально-железистых (средняя тайга, Республика Коми) // Почвоведение. 2014. № 2. С. 144–154. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14020051>
10. *Dymov A.A., Dubrovsky Yu.A., Gabov D.N.* Pyrogenic Changes in Iron-Illuvial Podzols in the Middle Taiga of the Komi Republic // Eurasian Soil Science. 2014. V. 47. № 2. P. 47–56. <https://doi.org/10.1134/S1064229314020045>
11. *Казеев К.Ш., Колесников С.И., Акименко Ю.В., Даденко Е.В.* Методы диагностики наземных экосистем. Ростов-на-Дону: ЮФУ, 2016. 356 с.
12. *Казеев К.Ш., Колесников С.И., Быхалова О.Н.* Коричневые почвы заповедника “Утриш” // Биоразнообразие государственного природного заповедника “Утриш”. 2013. С. 154–163.
13. *Краснощечков Ю.Н.* Влияние пирогенного фактора на серогумусовые почвы сосновых лесов в Центральной экологической зоне Байкальской природной территории // Сибирский лесной журнал. 2014. № 2. С. 43–52.
14. *Кузнецова Е.И.* Можжевельниковые леса и редколесья полуострова Абрау (Северо-Западный Кавказ) // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, география. 2009. № 2. С. 76–80.
15. *Макаров М.И., Леошкина Н.А.* Фосфор фульватной фракции органического вещества почв // Почвоведение. 2009. № 3. С. 301–308.
16. *Маслов М.Н., Маслова О.А., Копейна Е.И.* Динамика общего и лабильного пулов органического углерода почв при постпирогенной сукцессии экосистем горной тундры Хибин // Почвоведение. 2020. № 3. С. 330–339. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20030041>
17. *Maslov M.N., Maslova O.A., Kopeina E.I.* Changes in the Pools of Total and Labile Soil Organic Carbon during Post-Fire Succession in the Khibiny Mountain Tundra Ecosystems // Eurasian Soil Science. 2020. V. 53. № 3. P. 330–338. <https://doi.org/10.1134/S1064229320030047>
18. *Медведева М.В., Бахмет О.Н., Ананьев В.А., Мошников С.А., Мамай А.В., Мошкина Е.В., Тимофеева В.В.* Изменение биологической активности почв в хвойных насаждениях после пожара в средней тайге Карелии // Лесоведение. 2020. № 6. С. 560–574. <https://doi.org/10.31857/S0024114820060066>
19. *Мергелов Н.С.* Постпирогенная трансформация почв и запасов почвенного углерода в предтундровых редколесьях Колымской низменности: каскадный эффект и обратные связи // Известия РАН. Сер. Географическая. 2015. № 3. С. 129–140. <https://doi.org/10.15356/0373-2444-2015-3-129-140>
20. *Никитин Б.А.* Методика определения содержания гумуса в почве // Агрохимия. 1972. № 3. С. 123–125.
21. *Омарова П.К., Асадулаев З.М.* Постпирогенная динамика растительности буково-тисового леса предгорного Дагестана // Лесоведение. 2016. № 3. С. 209–215.
22. *Петрушина М.Н., Суслова Е.Г.* Постпирогенная динамика субсредиземноморских ландшафтов полуострова Абрау // Природа и общество: интеграционные процессы. 2022. С. 233–238.
23. *Приходько В.Д., Казеев К.Ш., Вилкова В.В., Нижельский М.С., Колесников С.И.* Изменение активности ферментов в постпирогенных почвах (физический модельный эксперимент) // Почвоведение. 2023. № 1. С. 118–128. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22600743>

24. *Prikhodko V.D., Kazeev K.Sh., Vilko V.V., Nizhelskiy M.S., Kolesnikov S.I.* Changes in Enzyme Activity in Postpyrogenic Soils (Physical Model Experiment) // *Eurasian Soil Science*. 2023. V. 56. № 1. P. 101–109. <https://doi.org/10.1134/S1064229322601640>
25. *Соколова Г.В.* Влияние лесных пожаров на погоду // *Известия ВУЗов. Лесной журнал*. 2006. № 6. С. 128–131.
26. *Ставрова Н.И., Калимова И.Б., Горшков В.В., Дроздова И.В., Алексеева-Попова Н.В., Баккал И.Ю.* Долговременные послепожарные изменения характеристик почв в темнохвойных лесах европейского Севера // *Почвоведение*. 2019. № 2. С. 246–256. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19020138>
27. *Stavrova N.I., Kalimova I.B., Gorshkov V.V., Drozdova I.V., Alekseeva-Popova N.V., Bakka I.Yu.* Long-Term Postfire Changes of Soil Characteristics in Dark Coniferous Forests of the European North // *Eurasian Soil Science*. 2019. V. 52. № 2. P. 218–227. <https://doi.org/10.1134/S1064229319020133>
28. *Старцев В.В., Дымов А.А., Прокушкин А.С.* Почвы постпирогенных лиственничников средней Сибири: морфология, физико-химические свойства и особенности почвенного органического вещества // *Почвоведение*. 2017. № 8. С. 912–925. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17080111>
29. *Startsev V.V., Dymov A.A., Prokushkin A.S.* Soils of Postpyrogenic Larch Stands in Central Siberia: Morphology, Physicochemical Properties, and Specificity of Soil Organic Matter” // *Eurasian Soil Science*. 2017. V. 50. № 8. P. 885–897. <https://doi.org/10.1134/S1064229317080117>
30. *Тах И.П., Агиров А.Х.* Ферментативная активность различных типов почв лесостепного пояса в условиях западного Кавказа // *Новые технологии*. 2009. № 4. С. 63–67.
31. *Ткаченко Ю.Ю., Денисов В.И.* Климат // Государственный природный заповедник “Утриш”. 2013. С. 32–37.
32. *Хазиев Ф.Х.* Экологические связи ферментативной активности почв // *Экобиотех*. 2018. Т. 1. С. 80–92.
33. *Цибарт А.С., Геннадиев А.Н.* Влияние пожаров на свойства лесных почв Приамурья (Норский заповедник) // *Почвоведение*. 2008. № 7. С. 783–792.
34. *Acosta-Martinez V., Cano A., Johnson J.* Simultaneous determination of multiple soil enzyme activities for soil health-biogeochemical indices // *Applied Soil Ecology*. 2018. V.126. P. 121–128. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.11.024>
35. *Baltzer J.L., Day N.J., Walker X.J., Greene D., Mack M.C., Heather D.A.* Increasing fire and the decline of fire adapted black spruce in the boreal forest // *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2021. V. 118 (45). <https://doi.org/10.1073/pnas.2024872118>
36. *Barreiro A., Díaz-Raviña M.* Fire impacts on soil microorganisms: Mass, activity, and diversity // *Current Opinion in Environmental Science & Health*. 2021. V. 22. P. 100–264. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100264>
37. *Bastida F., Jindo K., Moreno J., Hernández T., García C.* Effects of organic amendments on soil carbon fractions, enzyme activity and humus–enzyme complexes under semi-arid conditions // *European Journal of Soil Biology*. 2012. V. 53. P. 94–102. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2012.09.003>
38. *Caon L., Vallejo R., Ritsema C., Geissen V.* Effects of wildfire on soil nutrients in Mediterranean ecosystems // *Earth-Science Reviews*. 2014. V. 139. P. 47–58. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.09.001>
39. *Dadenko E.V., Kazeev K. Sh., Kolesnikov S.I., Val'kov V.F.* Changes in the Enzymatic Activity of Soil Samples upon Their Storage // *Eurasian Soil Science*. 2009. V. 42 (12). P. 1380–1385. <https://doi.org/10.1134/S1064229309120084>
40. *Gabbasova I.M., Garipov T.T., Komissarov M.A. Suleimanov R., Suyundukov Ya.T., Khasanova R.F., Sidорова L.V., Komissarov A.V., Suleymanov A., Nazyrova F.I.* The Impact of Fires on the Properties of Steppe Soils in the Trans-Ural Region // *Eurasian Soil Science*. 2019. V. 52. P. 1598–1607. <https://doi.org/10.1134/S1064229319120044>
41. *German D.P., Weintraub M.N., Grandy A.S., Lauber C.L., Rinkes Z.L., Allison S.D.* Optimization of hydrolytic and oxidative enzyme methods for ecosystem studies // *Soil Biology and Biochemistry*. 2011. V. 43. P. 1387–1397.
42. *Hagmann R.K., Hessburg P.F., Prichard S.J., Povak N.A., Brown P., Fulé P.Z., Keane R., Knapp E., et al.* Evidence for widespread changes in the structure, composition, and fire regimes of western North American forests // *Ecological Applications*. 2021. V. 31. P. e02431. <https://doi.org/10.1002/eap.2431>
43. *Kazeev K. Sh., Odabashian M. Yu., Trushkov A.V., Kolesnikov S.I.* Assessment of the Influence of Pyrogenic Factors on the Biological Properties of Chernozems // *Eurasian Soil Science*. 2020. V. 53(11). P. 1610–1619. <https://doi.org/10.1134/S106422932011006X>
44. *Kazeev K. Sh., Poltoratskaya T.A., Yakimova A.S., Odobashyan M. Yu., Shkhapatsev A.K., Kolesnikov S.I.* Post-fire changes in the biological properties of the brown soils in the Utrish State Nature Reserve (Russia) // *Nature Conservation Research*. 2019. V. 4. P. 93–104. <https://doi.org/10.24189/ncr.2019.055>

45. Kazeev K. Sh., VilkoVA V.V., Shkapatsev A., Bykhalova O., Rudenok Y., Nizhelsky M.S., Kolesnikov S., Minkina T., Sushkova S., Mandzhieva S., Rajput V.D. Consequences of the catastrophic wildfire in 2020 for the soil cover of the Utrish State Nature Reserve // *Sains Tanah – J. Soil Science and Agroclimatology*. 2022. V. 19(1). P. 52–59.
<https://doi.org/10.20961/stjssa.v19i1.58709>
46. Kazeev K. Sh., Soldatov V.P., Shkapatsev A.K., Shevchenko N.Y., Grabenko Y.A., Yermolaeva O. Yu., Kolesnikov S.I. Changes in the Properties of Calcareous Soils after Clearcutting in the Coniferous-Deciduous Forests of the Northwestern Caucasus // *Rus. J. Forest Sci.* 2021. V. 4(4). P. 426–436.
<https://doi.org/10.31857/S0024114821040069>
47. Kooch Y., Ehsani S., Akbarinia M. Stoichiometry of microbial indicators shows clearly more soil responses to land cover changes than absolute microbial activities // *Ecol. Eng.* 2019. V. 131. P. 99–106.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.03.009>
48. Köster K., Aaltonen H., Berninger F., Heinonsalo J., Köster E., Ribeiro-Kumara C., Sun H., Tedersoo L., Zhou X., Pumpanen J. Impacts of wildfire on soil microbiome in Boreal environments // *Current Opinion in Environmental Science Health*. 2021. V. 22. P. 100258. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100258>
49. Lombao A., Barreiro A., Fonturbel M.T., Martin A., Carballas T., Díaz-Raviña M. Effect of repeated soil heating at different temperatures on microbial activity in two burned soils // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 799. P. 149440.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149440>
50. Ma W., Li G., Wu J., Xu G., Wu J. Response of soil labile organic carbon fractions and carbon-cycle enzyme activities to vegetation degradation in a wet meadow on the Qinghai–Tibet Plateau // *Geoderma*. 2020. V. 377. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114565>
51. Mayor A.G., Goiran S.B., Vallejo V.R., Bautista S. Variation in soil enzyme activity as a function of vegetation amount, type, and spatial structure in fire-prone Mediterranean shrublands // *Sci. Total Environ.* 2016. V. 573. P. 1209–1216.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.139>
52. McLaren A. D., Pukite A.H., Barshad I. Isolation of humus with enzymatic activity from soil // *Soil Sci.* 1975. V. 119 (2). P. 178–180.
53. Nizhelskiy M.S., Kazeev K. Sh., VilkoVA V.V., Kolesnikov S.I. Inhibition of enzymatic activity of ordinary chernozem by gaseous products of plant matter combustion // *Eurasian Soil Science*. 2022 V. 55. P. 802–809.
<https://doi.org/10.1134/S1064229322060096>
54. Raiesi F., Beheshti A. Microbiological indicators of soil quality and degradation following conversion of native forests to continuous croplands // *Ecological Indicators*. 2015. V. 50. P. 173–185.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.11.008>
55. Raiesi F., Pejman M. Assessment of post-wildfire soil quality and its recovery in semi-arid upland rangelands in Central Iran through selecting the minimum data set and quantitative soil quality index // *Catena*. 2021. V. 201. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105202>
56. Singh D., Sharma P., Kumar U., Davey A., Arunachalam K. Effect of forest fire on soil microbial biomass and enzymatic activity in oak and pine forests of Uttarakhand Himalaya, India // *Ecological Processes*. 2021. V. 10.
<https://doi.org/10.1186/s13717-021-00293-6>
57. Sinsabaugh R.L., Lauber C.L., Weintraub M.N., Ahmed B., Allison S.D., Crenshaw C., Contosta A.R. *et al.* Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale // *Ecology Letters*. 2008. V. 11. P. 1252–1264.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01245.x>
58. Tabatabai M.A. Soil Enzymes // *Methods Soil Analysis Part 2: Microbiology Biochemistry Properties*. 1994. V. 5. P. 775–833.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106362>
59. VilkoVA V.V., Kazeev K.S., Kolesnikov S.I., Shkapatsev A.K. Reaction of the Enzymatic Activity of Soils of Xerophytic Forests on the Black Sea Coast in the Caucasus to the Pyrogenic Impact // *Arid Ecosystems*. 2022. V. 1. P. 93–98.
<https://doi.org/10.1134/S2079096122010139>
60. WRB IUSS. World Reference Base for Soil Resources 2014 // *World Soil Resources Reports*. 2015. V. 106. P. 192.

Influence of Fires on the Enzymatic Activity of Brown Soils and Burozems of the Western Caucasus

**V. V. Vilкова^{1, *}, K. Sh. Kazeev¹, M. S. Nizhelskiy¹, D. A. Privizentseva¹,
A. N. Fedorenko¹, S. I. Kolesnikov¹, and A. K. Shkhapatsev²**

¹Southern Federal University, Rostov-on-Don, 344090 Russia

²Maikop State Technological University, Maikop, 385000 Russia

**e-mail: lera.vilkova.00@mail.ru*

The results of studying the effect of fires on the biological properties of brown soils of xerophytic forests (Skeletal Leptic Cambisol) of the Utrish State Nature Reserve, Krasnodar Territory (crown fire of 2020), and burozem of mesophytic forests (Haplic Cambisol (Loamic)) of the Khamyshinsky forestry, Republic of Adygea (ground fire of 2018) are presented. Changes in the reaction of the soil environment, the content of organic carbon, and the activity of such enzymes as catalase, urease, phosphatase, and invertase involved in the cycle of carbon, phosphorus, and nitrogen have been studied. The reaction of enzymes to pyrogenic effects depends on the type of enzyme and the type of soil. A factor analysis was also carried out. The activity of catalase and invertase for two types of soils in a layer of 0–3 cm decreased by an average of 47%, while the reaction of phosphatase and urease differed depending on the soil type. Two years after the fire, the phosphatase activity of the surface layer of post-pyrogenic brown soils approached the control values; urease activity recovered more slowly compared to other enzymes. Four years after the fire, in the 0–3 cm layer, for the post-pyrogenic acid burozem, on the contrary, the values of urease activity approached the control values. An increase in pH values by an average of 30% and a decrease in the content of Corg by an average of 12% were also established for two types of soils. In the 3–10 cm layer, for brown soils, an average increase in the activity of all the studied enzymes was noted, while for acid burozem, on the contrary, a decrease. Factor analysis showed the presence of a relationship between the reaction of the soil environment, the content of organic carbon and the activity of enzymes, while the tightness and nature of the relationship differed depending on the type of soil. The results obtained indicate the influence of the edaphic features of the studied soils on the response of enzymatic activity to pyrogenic exposure.

Keywords: pyrogenic factor, biodiagnostics, soil enzymes, oxidases, hydrolases

БИОМАССА И ФУНКЦИОНАЛЬНОЕ РАЗНООБРАЗИЕ МИКРОБНЫХ СООБЩЕСТВ В КАТЕНАХ ЦЕЛИННЫХ И ПАХОТНЫХ СЕРЫХ ПОЧВ И ЧЕРНОЗЕМОВ

© 2024 г. К. С. Душанова^а (<https://orcid.org/0000-0002-7980-9560>), П. А. Украинский^б,
Н. Н. Каширская^{а, *}, Т. Э. Хомутова^а, А. В. Борисов^а

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

^бБелгородский государственный национальный исследовательский университет,
ул. Победы, 85 Белгород, 308015 Россия

*e-mail: nkashirskaya81@gmail.com

Поступила в редакцию 21.03.2023 г.

После доработки 26.09.2023 г.

Принята к публикации 27.09.2023 г.

Биомасса и функциональное разнообразие микробных сообществ исследованы в водораздельных, транзитных и аккумулятивных позициях катен целинных серых почв (Luvic Retic Phaeozems) и черноземов (Haplic Chernozems), заповедник “Белогорье”, и пахотных вариантов за пределами заповедника. Микробная биомасса оценивалась методом субстрат-индуцированного дыхания и по содержанию фосфолипидов. Проведено мультисубстратное тестирование дыхательных откликов в системе MicroResp в ответ на внесение аминокислот, карбоновых кислот и углеводов. Установлено, что в целинном черноземе микробная биомасса уменьшалась в направлении водораздел — аккумулятивная часть склона; в серой лесной почве минимальные значения были в транзитной части катены. В пахотном горизонте агрочерноземов она была примерно одинаковой на всех участках катены и в 2–3.5 раза меньше по сравнению с целинными черноземами. Для агросерых почв отмечено возрастание микробной биомассы в почвах транзитной и аккумулятивной частей катены. Кластерный анализ дыхательных откликов в слоях 0–10 и 10–20 см выявил две группы наиболее востребованных субстратов. Первая группа в обоих слоях включала лимонную и кетоглутаровую кислоты, вторая — фруктозу и янтарную кислоты. Аскорбиновая кислота, сахароза и глутамин входили в первую группу в слое 0–10 см и во вторую группу (вместе с аспарагином и глицином) в слое 10–20 см. Во всех катенах, как целинных, так и пахотных, было отмечено увеличение метаболического разнообразия от водораздела к аккумулятивной части катены. При этом распашка привела к его сокращению в слое 0–10 см: до 1.5 раза в черноземах и до 4 раз в серых почвах. В слое 10–20 см наблюдалась аналогичная тенденция, за исключением агросерой почвы в транзитной части катены, где число значимых откликов увеличивалось в 3.6 раза по сравнению с целинным вариантом.

Ключевые слова: заповедные и пахотные катены, микробиом, MicroResp™, Luvic Retic Phaeozems, Haplic Chernozems

DOI: 10.31857/S0032180X24020078, **EDN:** XYJKZI

ВВЕДЕНИЕ

Многолетняя распашка и связанные с ней изменения водно-воздушного режима почв, отчуждение больших объемов фитомассы, использование химических удобрений и средств защиты растений неизбежно оказывают влияние на почвенные микробные сообщества. В такой ситуации изменения состояния микробных сообществ, связанные

с антропогенными воздействиями, могут быть оценены путем сравнения с эталонными почвами, в качестве которых могут использоваться почвы заповедных территорий. Такие исследования проводились, например, на территории Стрелецкого участка Центрально Черноземного заповедника [3] и заповедника “Белогорье” (Белгородская область). Для последнего проведены исследования условий почвообразования [9] и почвенного

покрова [18]. Наиболее подробно были изучены участки заповедника “Лес на Ворскле” [18] и “Ямская степь” [14, 15, 19], где сравнивалась микробиологическая активность целинных серых почв, залежей и пашни [11]. Как правило, в сферу интересов исследователей попадали почвы локальных водоразделов, где эрозионно-аккумулятивные процессы не проявляются. Однако, начиная с северной границы зоны степей, по мере возрастания гумидности климата, увеличивается расчлененность ландшафтов, и резко возрастают площади склоновых участков. При этом физиологическая активность почвенных микробных сообществ в разных геоморфологических позициях в пределах одного склона остается малоизученной [17, 30]. В связи с этим изучение состояния почвенного микробного сообщества в катенарном аспекте является весьма актуальным.

Также следует отметить явный тренд в сторону изучения количественных характеристик почвенного микробного сообщества по сравнению с изучением их функционального состояния. Функциональное разнообразие почвенного микробного сообщества связывают со способностью микроорганизмов ассимилировать различные группы низкомолекулярных соединений [28, 30, 31]. Гарланд и Миллс [29] ввели термин физиологических профилей на уровне сообщества (CLPP) для описания функционального разнообразия микробных сообществ почвы. Этот подход позволяет получить информацию о размере микробной биомассы и о том, как почвы могут реагировать на различные нарушающие факторы [25]. Использование единственного углеродного субстрата для получения информации о метаболических возможностях почвенной микрофлоры привели к разработке различных систем, которые способны давать быстрые и чувствительные результаты. Примером могут служить системы “Biolog” [29] и “Эколог” [5], где оцениваются ростовые характеристики микробных сообществ. Другим вариантом оценки функционального разнообразия микробных сообществ стала регистрация их дыхательных откликов на добавление различных низкомолекулярных субстратов [26]. Разработанная система MicroResp [24] с использованием колориметрической детекции микробного дыхания и автоматического планшетного ридера позволяет быстро оценить функциональное состояние микробной биомассы почвы.

Цель работы — сравнение функционального разнообразия почвенных микробных сообществ в катенах целинных серых почв и черноземов на территории заповедника “Белогорье” и в катенах пахотных почв в однотипных ландшафтно-геоморфологических и литологических условиях. Рабочая

гипотеза состояла в том, что распашка будет приводить к сокращению микробной биомассы и, как следствие, к сокращению функционального разнообразия агропочв. Исходили из предположения, что в условиях однотипных агроценозов метаболические профили агросерых почв и агрочерноземов будут близкими.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили на почвах заповедника “Белогорье” (Белгородская область), который расположен на юге Среднерусской возвышенности. Рельеф местности типично эрозионный, преобладают склоны различной крутизны, расчлененные оврагами и балками. Территории заповедника принадлежат Донскому и Днепровскому бассейнам. Глубина залегания грунтовых вод на разных участках колеблется от 3 до 30 м. Преобладающими почвообразующими породами на территории заповедника являются карбонатные лёссовидные отложения. На территории заповедника преобладают лесные экосистемы — 65%, степные и луговые занимают 24% от общей площади.

Для исследования были выбраны два участка заповедника: “Лес на Ворскле” и “Ямская степь”, а также расположенные рядом с ними участки современной пашни.

На ключевом участке “Лес на Ворскле” на всех участках катены целинных почв были развиты темно-серые почвы (Luvic Retic Phaeozems (Loamic, Pachic)) [13]) на лёссовидных суглинках, толща которых составляла 5–10 м. Мощность горизонта AU достигала 55–60 см. Пахотные почвы в привершинной области локального водораздела и в транзитной зоне были представлены агросерыми абрадированными супесчаными почвами на лёссовидных породах (Luvic Retic Phaeozems (Aric, Loamic) [13]). В аккумулятивной позиции катены были развиты агросерые агропроградированные легкосуглинистые почвы.

На ключевом участке “Ямская степь” на всех участках катены целинных почв были развиты черноземы миграционно-мицелярные мощные тяжелосуглинистые глубоко карбонатные, на карбонатных лёссовидных суглинках (Haplic Chernozems (Loamic, Pachic)) [13]). Мощность горизонта AU закономерно изменялась, возрастая от 50–60 на водоразделе и в транзитной области до 70–80 см — в аккумулятивной части катены. Верхняя граница горизонта ВСAmc располагалась на глубине 77–85 см. В катене пахотных почв исследованы агрочерноземы сегрегационные мощные тяжелосуглинистые глубококарбонатные на карбонатных (в аккумулятивной зоне — некарбонатных) лёссовидных суглинках (Haplic

Chernozems (Aric, Loamic, Pachic) [13]). Отмечена некоторая тенденция к утяжелению гранулометрического состава и увеличению мощности сохранившейся части горизонта AU в аккумулятивной области катены.

Распашка на территориях, прилегающих к участку Лес на Ворскле, началась в последней трети XIX – начале XX в. В районе участка Ямская степь распашка ведется с 30-х гг. XX в. Как заповедные, так и пахотные участки располагались на склонах южной экспозиции с одинаковым уклоном (3° – 4°).

Изучали почвы в трех позициях катен: локальный водораздел – транзитная зона – аккумулятивная зона. На рис. 1 представлены точки отбора почвенных образцов в катенах целинных и пахотных почв.

В каждой точке катены делали две прикопки глубиной 0.5 м. Проводили морфолого-генетическое описание профилей и отбор образцов почв на химические анализы.

Образцы почв для исследования состояния микробных сообществ отбирали из верхних слоев 0–10 и 10–20 см в полиэтиленовые пакеты, репрезентативно и с соблюдением асептических условий. Отбор производили в мае. После транспортировки в лабораторию образцы усредняли, удаляли корни и растительные остатки, просеивали через сито с диаметром ячеек 2 мм и доводили до воздушно-сухого состояния. До начала экспериментов образцы хранили в полиэтиленовых пакетах при комнатной температуре.

Физические и химические свойства почв определяли в ЦКП ИФХиБПП РАН. Определение содержания органического углерода ($C_{орг}$) в слое (0.5 м) проводили титриметрическим вариантом метода И.В. Тюрина в модификации СПбГУ с окислением в термостате при температуре 140°C [4]. Определение содержания карбонатов проводили ацидометрическим методом, pH водной вытяжки – потенциометрическим [2], определение гранулометрического состава – пипеточным методом по Качинскому [12].

Микробную биомассу определяли по содержанию фосфолипидов (С-ФЛ) как описано ранее [20]. Из почвенного образца фосфолипиды экстрагировали однофазной смесью метанол : хлороформ : фосфатный буфер (1 мМ, pH 7.4) в соотношении 1 : 2 : 0.8, затем вытяжку расслаивали на водную и органическую фазы. Из органической фазы, содержащей липиды, отбирали аликваты; фосфатные группы фосфолипидов отщепляли в реакции с персульфатом калия; их количество определяли спектрофотометрически ($\lambda = 610$ нм), после реакции с молибдатом аммония и окраски

малахитовым зеленым. Количество фосфолипидов переводили в единицы углерода микробной биомассы, считая, что 190 нМ фосфолипидов соответствует 1 мг $C_{орг}$ [27].

Микробную биомассу определяли также методом субстрат-индуцированного дыхания (С-СИД), на газовом хроматографе Кристаллюкс 4000М (ЦКП ИФХиБПП РАН), используя при расчетах пересчетный коэффициент 40.04 [1, 22].

Функциональное разнообразие микробных сообществ оценивали методом мультисубстратного тестирования дыхательной активности в планшетах [23]. В тестировании микробных сообществ использовались следующие дыхательные субстраты: L-изомеры аминокислот: глицин (Гли), аланин (Ала), аргинин (Арг), гистидин (Гис), серин (Сер), аспарагин (Асп), фенилаланин (Фен), лейцин (Лей), глутамин (Глу), лизин (Лиз) и цистеин (Цис)), карбоновые кислоты (аскорбиновая (Аск), лимонная (Лим), молочная (Мол), уксусная (Укс), щавелевая (Щав), янтарная (Янт), малеиновая (Мал), кетоглутаровая (Кет)) и простые углеводы (манноза (Ман), сахароза (Сах), арабиноза (Ара), фруктоза (Фру), мальтоза (Мал), глюкоза (Глю)). Все растворы субстратов доводили до pH 5, путем добавления 1 М NaOH или 1 М HCl. Итоговые концентрации соединений-субстратов составляли: аминокислоты – 15 мМ, соли карбоновых кислот – 190 мМ, простые углеводы – 30 мМ, как рекомендовано Дегенсом и Харрисом [26].

Навески почв (500 мг) отбирали в 96-луночные планшеты, увлажняли до 60% ПВ, закрывали парафильмом и проводили предварительную инкубацию, как указано разработчиками метода [24]. В лунки с почвой в трехкратной повторности добавляли 25 мкл раствора одного из 25 субстратов, в контрольные лунки добавляли воду. Планшеты закрывали крышками с детекционным гелем на основе агара и индикаторного раствора (KCl [150 мМ], NaHCO_3 [2.5 мМ], крезол красный [12.5 мМ]) в пропорции 1 : 2. Измерения проводили на ридере xMark™ Microplate Spectrophotometer (Bio-Rad) при длине волны 570 нм в соответствии с рекомендациями разработчиков [24]. В результате выделения углекислого газа при дыхании микробных сообществ окраска детекционного геля изменяла цвет от малинового до желтого. Интенсивность окраски детекционного геля калибровали одновременным измерением концентрации CO_2 на газовом хроматографе Кристаллюкс 4000М. Дыхательную активность микробных сообществ рассчитывали в мкг $\text{C}-\text{CO}_2/(\text{г почвы ч})$.

Все анализы выполняли в 3-кратной повторности. Статистическую обработку данных проводили стандартными методами, с использованием кластерного анализа в программе Heatmapper и метода главных компонент в программе PC-ORD5.

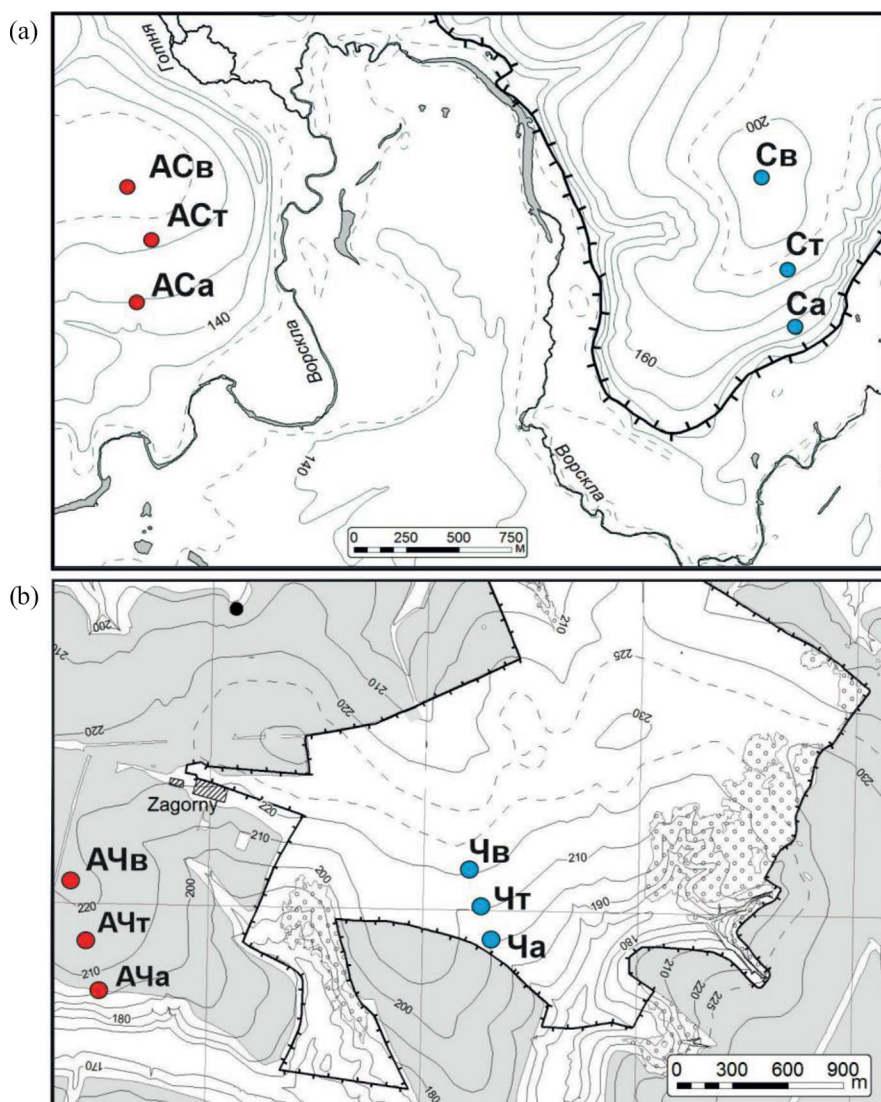


Рис. 1. Точки отбора почвенных образцов: а – ключевой участок “Лес на Ворскле”; б – ключевой участок “Ямская степь”; С – серые целинные, АС – агросерые, Ч – черноземы целинные, АЧ – агрочерноземы. Малые индексы: в – водораздел, т – транзитная зона, а – аккумулятивная зона.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Физико-химические показатели участка “Лес на Ворскле”. Подробное описание химических свойств и гранулометрического состава целинных серых почв в катене “Серая целинная” и агросерых почв в катене “Агросерая” приведены ранее [6]. Содержание физической глины в профиле почв возрастало с глубиной от 20 до 43% (табл. 1).

В почвах преобладала фракция крупной пыли (до 47%). Гранулометрический состав пахотных почв был близок к лесным вариантам, однако можно отметить некоторый сдвиг этого показателя в сторону увеличения более легких фракций.

Величины содержания $C_{орг}$ в целинных почвах на водораздельном участке и аккумулятивной части

склона были достаточно близки и находились на уровне 2.7. Некоторое снижение величины $C_{орг}$ было отмечено в транзитной части склона в верхнем 0–10 см слое. Показатели pH располагались в слабокислой области, близкие к нейтральным величинам – кроме транзитного участка, где значения pH были смещены в кислую область. В этих же почвах заметно меньше была емкость катионного обмена. В составе обменных оснований преобладал Ca^{2+} .

В пахотных почвах, в аккумулятивной части склона, шкала pH с глубиной возрастала до величины, близкой к нейтральному значению. Содержание $C_{орг}$ в верхних слоях почвы было небольшим и достигало 1% только в аккумулятивной части

Таблица 1. Некоторые химические свойства заповедных и пахотных почв

Катена	Геоморфологическое положение	Глубина, см	C _{орг}	CaCO ₃	pH	Ил, <1 мкм	Физическая глина, <10 мкм
			%			%	
Ключевой участок Лес на Ворскле, серые почвы							
Серая целинная	Водораздел	0—10	2.7	0.74	5.8	3	20
		10—20	1.7	0.67	5.5	5	25
	Транзитная часть склона	0—10	1.3	0.52	4.7	3	22
		10—20	0.9	0.45	4.9	3	22
	Аккумулятивная часть склона	0—10	2.7	0.89	5.7	6	24
		10—20	2.1	0.82	5.8	8	27
Агро-серая	Водораздел	0—10	0.7	0.45	4.4	4	14
		10—20	0.9	0.30	4.9	4	14
	Транзитная часть склона	0—10	0.8	0.59	4.9	8	19
		10—20	0.8	0.22	5.3	7	19
	Аккумулятивная часть склона	0—10	1.1	0.82	5.2	9	27
		10—20	1.1	0.30	5.3	9	26
Ключевой участок Ямская степь, черноземы							
Чернозем целинный	Водораздел	0—10	6.2	1.11	6.2	9	28
		10—20	4.8	1.19	6.3	11	34
	Транзитная часть склона	0—10	6.2	1.04	5.9	8	29
		10—20	4.1	1.04	6.2	11	32
	Аккумулятивная часть склона	0—10	5.4	1.49	7.3	10	31
		10—20	4.0	1.41	7.4	13	35
Агро-чернозем	Водораздел	0—10	3.3	1.19	6.6	21	44
		10—20	3.1	1.04	6.5	21	43
	Транзитная часть склона	0—10	2.7	1.11	6.3	24	46
		10—20	4.8	1.04	6.3	23	43
	Аккумулятивная часть склона	0—10	3.0	1.19	6.9	23	46
		10—20	2.4	1.19	7.1	24	48

склона. Емкость катионного обмена на почвах водораздельного участка была минимальной и постепенно увеличивалась вниз по склону.

Физико-химические показатели почв на участке “Ямская степь”. Гранулометрический состав почв в катенах черноземов и агрочерноземов был довольно близким, с некоторой тенденцией к утяжелению в пахотных почвах. Обращает внимание схожесть гранулометрического состава во всех позициях катены.

Значения содержания $C_{орг}$ во всех позициях целинных катен составляли 5–6%. В пахотных почвах во всех позициях катены эти значения были в 2 раза меньше. Значения показателя pH располагались в нейтральной области, кроме почв аккумулятивной части склона, где реакция была смещена в щелочную область. Почвы характеризовались заметным уменьшением емкости катионного обмена.

Гранулометрический состав и химические свойства почвенных профилей черноземов (0–50 см) на ключевом участке “Ямская степь” приведены в табл. S1, S2.

Микробная биомасса. Величины микробной биомассы в слое 0–10 и 10–20 см целинных и пахотных серых почв и черноземов, оцененные двумя методами (С-ФЛ и С-СИД) представлены на рис. 2.

В целинных почвах, в слое 0–10 см, микробная биомасса в большинстве случаев была в 1.5–2.5 раза больше, чем в слое 10–20 см. Распашка привела к ее уменьшению. В катене агрочерноземов значения этого показателя снижались в 2–3.5 раза в слое 0–10 см и на 30–50% в слое 10–20 см. В катене агросерых почв микробная биомасса снизилась в 3.5 раза на водоразделе и на 50% – в транзитной и аккумулятивной позициях. Неожиданными оказались различия в значениях

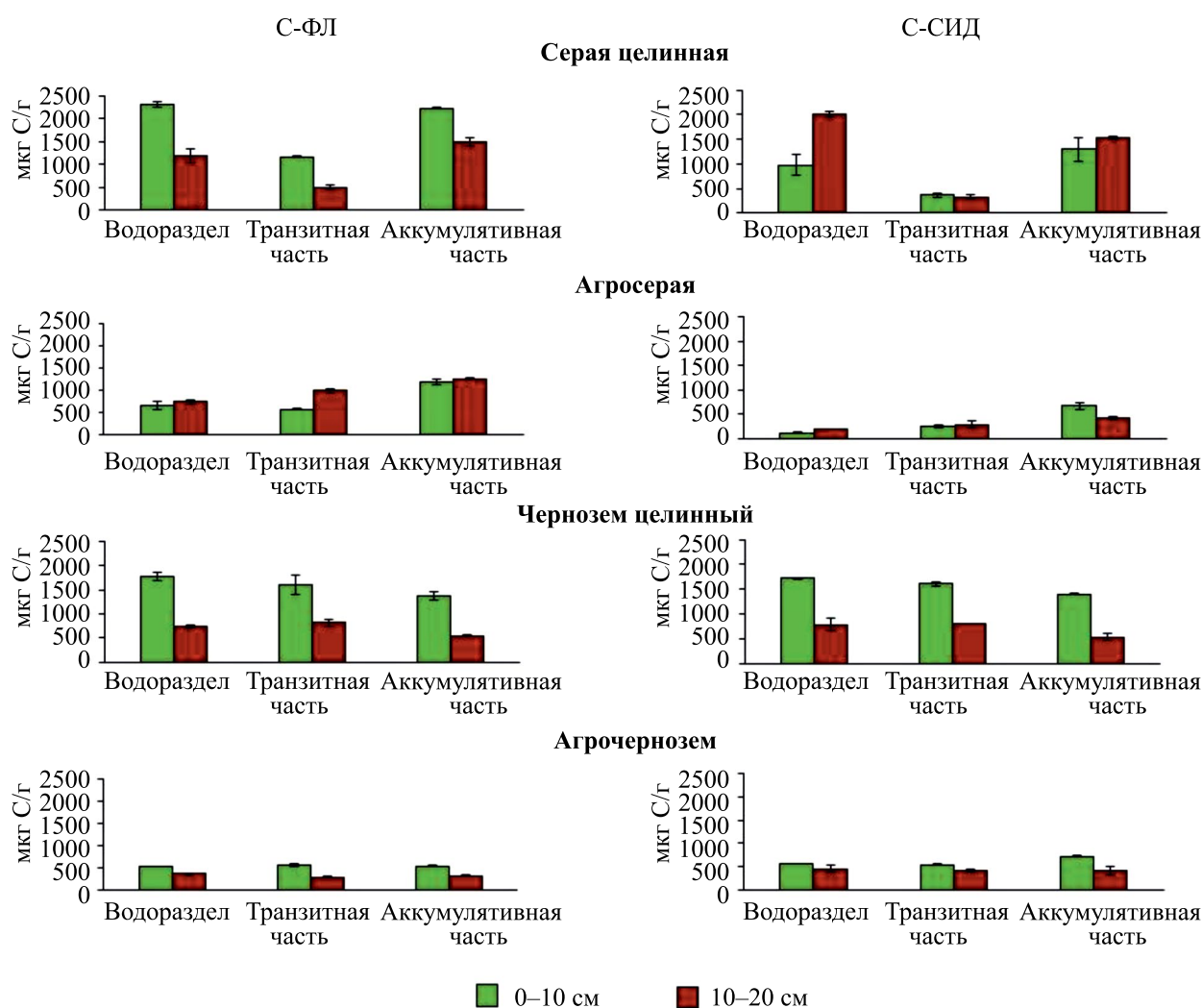


Рис. 2. Микробная биомасса в катенах целинных и пахотных почв, оцененная методами С-ФЛ и С-СИД.

показателя между верхней и нижней частью пахотного горизонта. Так, в некоторых случаях в слое 10–20 см пахотного горизонта микробная биомасса была выше, чем в верхнем слое. Возможно, это связано с дифференциацией исходно однотипного почвенного материала со временем, прошедшим между обработкой почвы и отбором почвенных образцов; либо это связано с оборотом пласта, в результате чего богатый растительными остатками поверхностный слой почвы оказался перекрыт почвой из более глубоких слоев.

Оба метода в большинстве случаев показали сходную динамику микробной биомассы. В катене целинных черноземов она постепенно уменьшалась вниз по склону, а в катене целинных серых почв была минимальной в транзитной области.

В катене агрочерноземов различия в микробной биомассе, определенной двумя методами, были незначительными. Более сложной была ситуация при сопоставлении результативности двух методов в катене агросерых почв. Здесь метод С-СИД, при сходной динамике микробной биомассы, показывал более низкие ее значения.

Таким образом, можно констатировать, что распашка привела к ожидаемому уменьшению микробной биомассы, как в черноземах, так и в серых почвах. Однако при общем сходстве динамики биомассы в катенах исследованных почв выявлены и некоторые различия. Полагаем, что они связаны с различиями жизненных процессов, на оценке которых основаны эти методы (дыхание микроорганизмов (С-СИД), морфология клеток и целостность клеточных мембран (С-ФЛ)). При использовании обоих методов применены коэффициенты пересчетов, которые также могут вносить некоторые искажения реальной ситуации.

Метаболическое разнообразие микробных сообществ, оцененное по дыхательным откликам в системе мультисубстратного тестирования. Субстратами дыхательной активности выступали низкомолекулярные соединения из групп аминокислот, карбоновых кислот и углеводов. Были протестированы 11 аминокислот, 8 карбоновых кислот и 6 углеводов.

Амплитуда откликов на внесение субстратов группы аминокислот в целинных катенах обеих почв нарастала в направлении водораздел – аккумулятивная часть склона. В катенах серых и агросерых почв (рис. S1) абсолютные значения были в 2–3 раза меньше, чем в катенах черноземов (рис. S2). Амплитуда откликов на карбоновые кислоты была более специфичной: как в катене черноземов, так и в катене серых почв она нарастала вниз по катене в слое 0–10 см, а в слое 10–20 см катены черноземов амплитуда откликов снижалась. Амплитуда откликов на углеводы в катенах целинных черноземов и серых почв нарастала в слое 0–10 см

в направлении – водораздел–склон, а в слое 10–20 см – снижалась. В обеих исследованных почвах дыхательные отклики в слое 0–10 см были больше, чем в слое 10–20 см: в серых на водоразделе – в 1.3–2.9 раз, в транзитной части в 1.3–9 раз, в аккумулятивной части склона в 2–12 раз; а в черноземах – в 1.2–9 раз, в 1.7 и в 2.5–10 раз соответственно.

В агросерых почвах дыхательная активность микробных сообществ была в 2–10 раз меньше, чем в целинных вариантах. Вниз по катене агросерых почв в слое 0–10 см амплитуда откликов и число откликов с высокой амплитудой увеличивались. По сравнению с верхним слоем почвы, в слое 10–20 см катены агросерых почв амплитуда откликов на все группы субстратов была больше в транзитной части катены, а в аккумулятивной части отклики были выше лишь на углеводы.

В пахотных черноземах дыхательная активность микробных сообществ была меньше в 1.5–7 раз по сравнению с целинными вариантами. В обоих слоях агрочерноземов вниз по катене число субстратов, дающих высокие отклики, и амплитуда откликов возрастали. Основываясь на числе этих субстратов дыхания и их амплитуде, можно сказать, что микробные сообщества почв в катенах целинных почв были метаболически более разнообразными, поскольку численность соответствующих группировок была больше, чем в пахотных вариантах. В свою очередь, метаболическое разнообразие в катене целинных черноземов также было богаче, чем в катене целинных серых почв.

Поскольку величины микробной биомассы в целинных и пахотных почвах в значительной мере варьируют, очевидно, что дыхательные отклики микробных сообществ будут выше там, где больше микробная биомасса. Иными словами, абсолютные значения дыхательных откликов, рассчитанные на единицу массы почвы, представляют собой экологический параметр, отражающий состояние почвы в экосистеме, а не состояние самого почвенного микробного сообщества. Для сравнительного анализа дыхательных откликов на уровне самого микробного сообщества, было проведено их нормирование на единицу микробной биомассы, т.е. оценено удельное метаболическое разнообразие микробных сообществ.

Различия в величинах удельного метаболического разнообразия целинных и пахотных вариантов (нормированные значения) характеризуют внутреннюю структуру, состояние и активность микробных сообществ. Можно говорить о том, что нормированные на единицу микробной биомассы значения метаболического разнообразия в большей степени отражают последствия трансформации микробных сообществ в ответ на изменения

условий почвообразования в связи с хозяйственной деятельностью.

После нормирования значений дыхательных откликов общая картина метаболического разнообразия существенным образом изменилась (рис. S1, S2). Практически во всех случаях удельные дыхательные отклики пахотных почв оказались выше целинных аналогов. Это дает основания говорить, что единица микробной биомассы пахотных почв способна более эффективно ассимилировать доступные источники питания, чем аналогичная единица биомассы целинных почв. Следует отметить, что в слое 10–20 см удельные дыхательные отклики, как в целинных, так и в пахотных вариантах стали больше, чем в слое 0–10 см. Это объясняется более постоянными гидротермическими условиями в слое 10–20 см по сравнению с верхним слоем почвы.

Статистическая обработка. На рис. 3 приведены карты кластерного анализа с корреляционной матрицей значений дыхательных откликов микробных сообществ целинных и пахотных почв для слоев 0–10 и 10–20 см. Для построения карты был проведен расчет значений откликов относительно максимального значения в каждой группе низкомолекулярных соединений.

В слое 0–10 см для всех анализируемых почв можно отметить группу субстратов (аскорбиновая, лимонная, кетоглутаровая кислоты, сахароза и глутамин), отклики на которые были наиболее высокими. Максимальными внутри каждой группы являлись отклики на аскорбиновую кислоту, глутамин и сахарозу. Эти отклики приходились на микробные сообщества катены целинных черноземов: на водоразделе отмечен максимальный отклик в ответ на сахарозу, в транзитной части — на глутамин и в аккумулятивной части катены — на аскорбиновую кислоту. Для целинных серых почв наиболее высокими оказались отклики микробных сообществ на кетоглутаровую кислоту в транзитной части катены и на лимонную кислоту — в аккумулятивной части.

Кластеризация почв по характеру потребления субстратов на первом этапе выявила две группы. Малая группа включала аккумулятивные зоны целинных черноземов и серых почв и характеризовалась высокими откликами на большинство субстратов. В большой группе, разделенной на 2 подгруппы, особое внимание привлекает подгруппа целинных черноземов водораздела и транзитной части катены, которые характеризовались наиболее высокими дыхательными откликами микробных сообществ на глутамин и сахарозу. При этом в транзитной части катены, в отличие от водораздела, наблюдались заметные отклики на группу следующих субстратов: цистеин, гистидин, лизин, лейцин и щавелевая кислота. Подгруппа, включающая все

варианты пахотных почв, а также серые целинные на водоразделе и в транзитной части катены, отличалась низкими откликами на ряд этих субстратов.

Следующий этап кластеризации выделил подгруппу агрочерноземов в транзитной и аккумулятивной части катены. Между этими почвами наблюдалось значительное сходство метаболического разнообразия микробных сообществ. В отличие от черноземов, где целинные и пахотные варианты разделялись на отдельные группы, в серых почвах такая закономерность не прослеживалась. Транзитный участок катены серых почв и аккумулятивный участок агросерой катены входили в одну подгруппу, где число низких откликов увеличивалось. В другую подгруппу входили транзитный участок агросерой катены и водораздельные зоны целинных серых и агросерых почв, а также агрочерноземов. Здесь низкие отклики составляли более половины всех метаболических откликов.

Таким образом, кластерный анализ почв слоя 0–10 см показал значительное сходство метаболического разнообразия микробных сообществ целинных черноземов и серых почв в аккумулятивных участках катен, а также сходство целинных серых и агросерых почв с агрочерноземным вариантом.

Расчет суммарных значений метаболических откликов выявил, что во всех катенах, как пахотных, так и целинных, суммарные отклики микробных сообществ верхнего слоя уменьшаются в ряду водораздел — транзитная часть — аккумулятивная часть. При этом влияние распашки приводило к снижению суммарных откликов в 2–3 раза, за исключением транзитной части катены целинных черноземов.

На рис. 3b показана кластеризация ответов микробных сообществ во всех анализируемых почвах, в слое 10–20 см. Наиболее значимыми были отклики на кетоглутаровую и лимонную кислоты, а также на сахарозу и глутамин. Отмечены высокие отклики на аскорбиновую кислоту, глицин, аспарагин, янтарную кислоту и фруктозу. Максимальные отклики приходились на катену черноземов, как это было отмечено для верхнего слоя: на водоразделе — в ответ на кетоглутаровую кислоту и сахарозу, в транзитной части — на глутамин.

Слой 10–20 см на первом этапе кластеризации были поделены на группы, в одну из которых входили водораздельный и транзитный участки катены целинных черноземов и водораздельный участок агрочерноземов, а в другую — все остальные варианты, разделенные на две подгруппы. В первую подгруппу входили водораздельная зона серой и агросерой катен, транзитная часть агросерой катены, аккумулятивная часть — серой катены, во вторую — транзитная часть серой катены и аккумулятивная часть агросерой катены вместе с черноземами целинными (аккумулятивной частью)

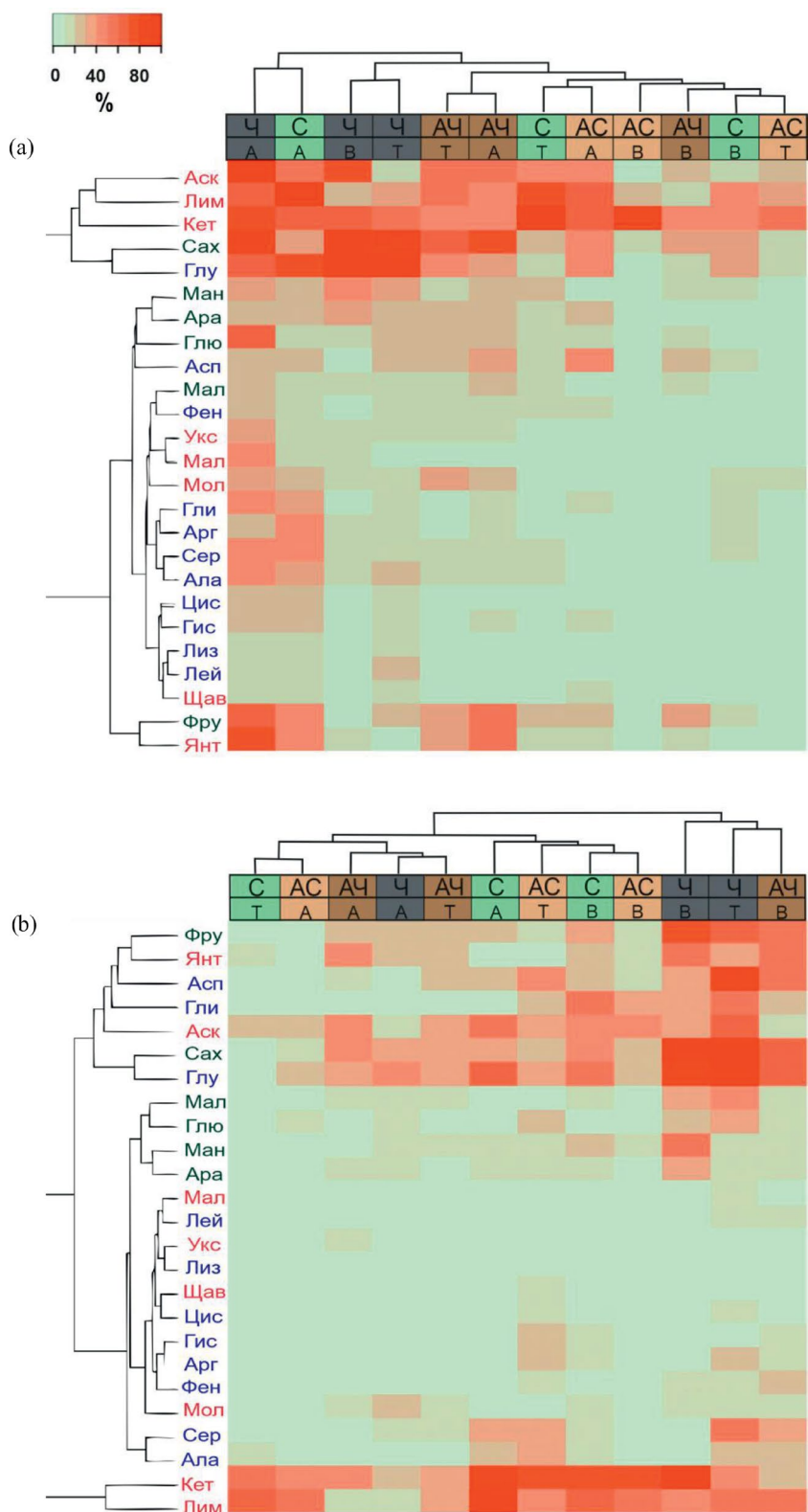


Рис. 3. Кластеризованная тепловая карта метаболического разнообразия микробных сообществ целинных и пахотных почв. а – слой 0–10 см, б – слой 10–20 см. По вертикали синим цветом обозначены аминокислоты, красным – карбоновые кислоты, зеленым – углеводы. По горизонтали показана кластеризация целинных и пахотных почв. Условные обозначения: С – серая целинная, АС – агросерая, Ч – чернозем целинный, АЧ – агрочернозем. Малые индексы: в – водораздел, т – транзитная зона, а – аккумулятивная зона.

и агрочерноземами (транзитной и аккумулятивной частями катены).

Таким образом, микробное разнообразие целинных черноземов было близким в обоих слоях, в то время как в целинной серой почве, а также агросерой и агрочерноземе выявлены различия в послыйном сравнении ответов на представленные субстраты. В слое 10–20 см можно выявить тенденцию на сближение агросерых почв и целинных черноземов.

На рис. 4 все варианты почв рассматривались в связи с влиянием геоморфологической позиции и распашки на метаболическое разнообразие микробных сообществ. Для построения этой тепловой карты было принято исходное условие, что все отклики ниже 10% от максимального значения в каждой группе, соответствующие зеленым полям на рис. 3, рассматриваются как незначимые. Число незначимых откликов составляло 38 и 47% в слоях 0–10 и 10–20 см соответственно.

Изменения метаболического разнообразия микробных сообществ оценивались по изменению числа значимых откликов. Деление субстратов на три основные группы, соответствующие первому и второму этапам кластеризации, не изменилось относительно результатов кластерного анализа, полученных при дифференцированном подходе к значениям низких откликов.

В верхнем слое 0–10 см для всех вариантов почв были характерны высокие отклики на первую группу субстратов энергетического обмена, включающую лимонную и кетаглутаровую кислоты, входящие в цикл трикарбоновых кислот.

В эту же группу входили аскорбиновая кислота, сахароза и глутамин, который может быть связан с циклом Кребса, поскольку способен превращаться через глутамат в α -кетоглутарат. Среди остальных субстратов выделялись янтарная кислота, также входящая в цикл трикарбоновых кислот, и фруктоза. Эти два субстрата, входящие во вторую группу, были востребованы микробными сообществами в меньшей степени, чем субстраты первой группы: заметные отклики в слое 0–10 см здесь наблюдались только в 60% всех вариантов почв. Все остальные субстраты, входящие в третью группу, демонстрировали наибольшую вариабельность в ряду целинных и пахотных почв.

В серой целинной почве на водоразделе число значимых откликов составляло 48% от их общего количества. Распашка привела к снижению числа значимых откликов в 4 раза. Микробное сообщество агросерой почвы на водоразделе давало значимые отклики только на сахарозу, лимонную кислоту и особенно — на кетаглутаровую кислоту, что неудивительно при снижении отклика на глутамин, который может служить дополнительным источником кетаглутарата.

В транзитной зоне метаболическое разнообразие целинной почвы было выше, чем на водоразделе: здесь число значимых откликов составляло 60%. Выявились значимые отклики на шесть субстратов — арабинозу, глюкозу, мальтозу, фенилаланин, аланин и янтарную кислоту, отсутствующие в верхнем слое на водоразделе. При этом снизились до значений менее 10% от максимальных величин отклики только на три субстрата — глицин, аргинин и молочную кислоту. Влияние распашки на метаболическое разнообразие микробного сообщества верхнего слоя серой почвы в транзитной части катены было заметно в меньшей степени, по сравнению с водоразделом. Здесь число значимых откликов уменьшилось в 2.5 раза по сравнению с целинным вариантом. В числе значимых остались все отклики на первую группу субстратов, не исключая глутамин; кроме того, появился значимый отклик на молочную кислоту, отсутствующий в целинной почве.

Наиболее высокое метаболическое разнообразие было выявлено в верхнем слое целинной серой почвы в аккумулятивной части катены. Здесь значимыми были отклики на все 25 субстратов, причем их высокие величины наблюдались не только на внесение субстратов первой и второй группы, но и на ряд субстратов третьей группы, особенно — на серин и аргинин. Распашка привела к снижению числа значимых откликов в 1.8 раза, что свидетельствует о меньшем ее влиянии на серую почву в аккумулятивной части катены по сравнению с водоразделом и транзитной частью, где аналогичное снижение составляло 4 и 2.5 раза соответственно.

Таким образом, в верхнем слое серых целинных почв и агросерых почв было выявлено увеличение метаболического разнообразия микробных сообществ в ряду водораздел — транзитная зона — аккумулятивная зона; в этом же ряду снижалось влияние распашки. В результате распашки, различия метаболического разнообразия верхнего слоя агросерых почв на разных геоморфологических позициях заметно возросли, по сравнению с целинными вариантами. Так, число значимых откликов в катене целинных почв от водораздела к аккумулятивной зоне увеличивалось в 2 раза, а в пахотных вариантах — в 4.6 раза.

В верхних слоях черноземов наблюдалась аналогичная тенденция. В целинных вариантах число значимых откликов составляло 68, 92 и 100% от общего числа откликов на водоразделе, в транзитной зоне и в аккумулятивной зоне соответственно. После распашки оно снижалось в 1.5, 1.4 и 1.3 раза по сравнению с целинными почвами. Во всех пахотных вариантах сохранялись высокие отклики на первую группу субстратов. На водоразделе в агрочерноземе выявились значимые отклики на фруктозу и аспарагин, отсутствовавшие в целинном

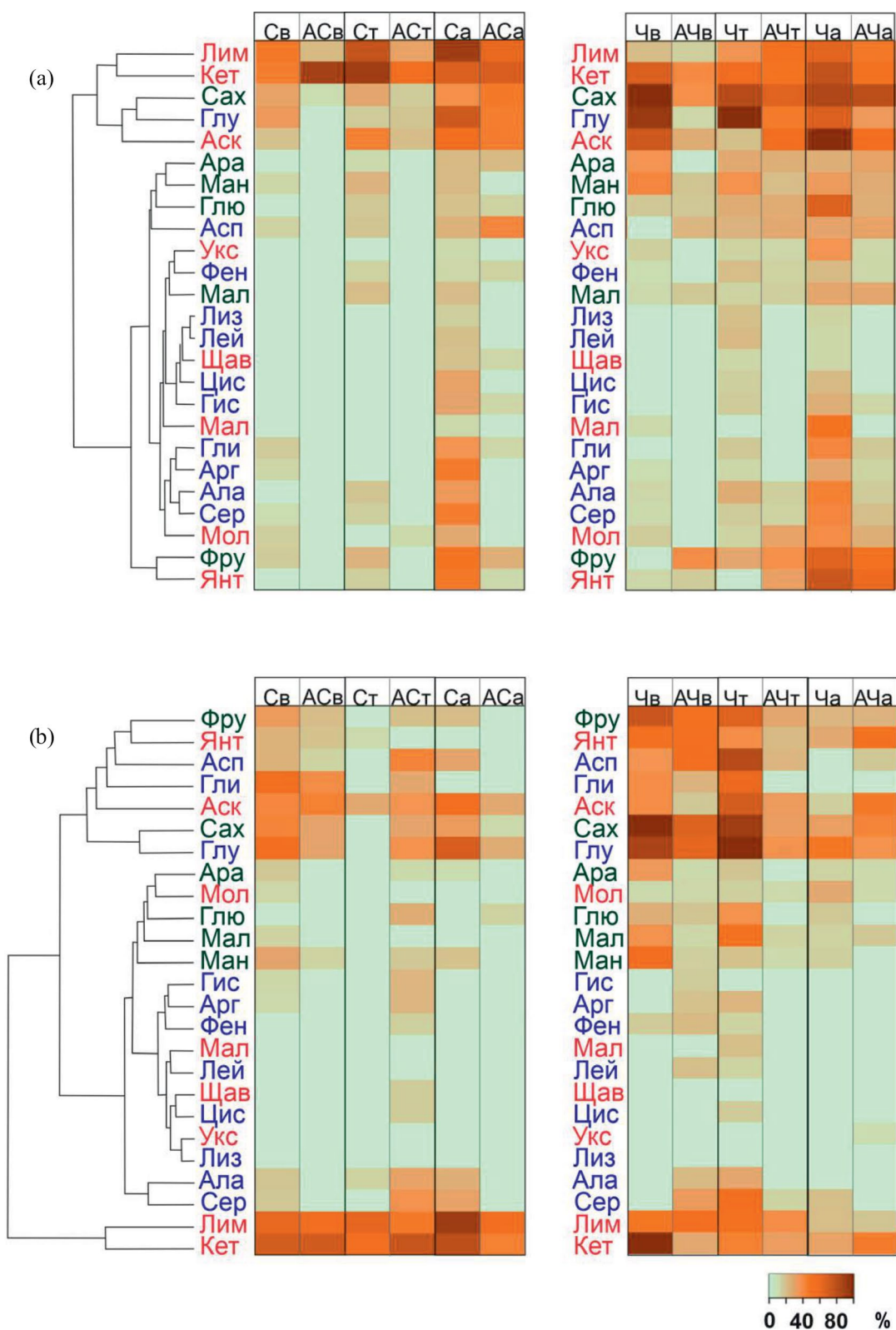


Рис. 4. Кластеризованная тепловая карта изменений метаболического разнообразия микробных сообществ целинных и пахотных почв под влиянием распахивания на различных участках катены. а – слой 0–10 см, б – слой 10–20 см. По вертикали синим цветом обозначены аминокислоты, красным – карбоновые кислоты, зеленым – углеводы. Условные обозначения: С – серая целинная, АС – агросерая, Ч – чернозем целинный, АЧ – агрочернозем. Малые индексы: в – водораздел, т – транзитная зона, а – аккумулятивная зона.

черноземе. В транзитной части катены в агрочерноземе, несмотря на общее снижение метаболического разнообразия, появился значимый отклик на янтарную кислоту, заметно возросли отклики на аскорбиновую и молочную кислоты, а также на сахарозу и фруктозу. В аккумулятивной части катены все отклики в пахотном варианте были ниже, чем соответствующие отклики в целинном варианте. В целом, число значимых откликов в катене целинных почв от водораздела к аккумулятивной зоне увеличивалось в 1.5 раза, а в пахотных вариантах — в 1.8 раза. Таким образом, влияние положения в катене на черноземы было существенно ниже, по сравнению с серыми почвами, где аналогичное снижение достигало 2 и 4.6 раза соответственно.

Таким образом, тенденция изменений метаболического разнообразия микробных сообществ верхнего почвенного слоя, в зависимости от распашки почв и их положения в катене, была общей для серых почв и черноземов. От водораздела к транзитной части катены метаболическое разнообразие увеличивалось, а распашка приводила к его наибольшему снижению на водоразделе и к наименьшему — в аккумулятивной части катены. Как в серых почвах, так и в черноземах увеличение числа значимых откликов от водораздела к аккумулятивной части катены коррелировало с увеличением содержания илистых и глинистых частиц вниз по катене, с коэффициентами корреляции 0.7 для целинных вариантов и 0.8 — для пахотных. Очевидно, на верхний слой почв значительное влияние оказывал снос почвенного материала вниз по склону, причем на пахотные варианты больше, чем на целинные, вследствие нарушения структуры верхнего слоя.

Максимальные значения откликов в каждой группе субстратов, взятые для расчета метаболического разнообразия микробных сообществ в слое 10–20 см (рис. 4b), были меньше, чем максимальные значения в слое 0–10 см: для группы аминокислот — на 86%; для групп карбоновых кислот и углеводов — на 13 и 23% соответственно. Кластеризация субстратов в этом слое так же, как в слое 0–10 см, позволила выявить три основные группы. В состав первой группы, с высокими откликами во всех вариантах почв, вошли только лимонная и кетоглутаровая кислоты. Сахароза, глутамин и аскорбиновая кислота, отмеченные в составе первой группы для слоя 0–10 см (рис. 4a), попали здесь во вторую группу, где была отмечена высокая вариабельность. В эту же группу вошли фруктоза и янтарная кислота — единственные субстраты второй группы в слое 0–10 см, а также аспарагин и глицин. Остальные субстраты сформировали третью группу, с наибольшей вариабельностью откликов в ряду целинных и пахотных почв. Коэффициенты вариации в первой, второй и третьей группах для

слоя 0–10 см составляли 54, 92 и 116, а для слоя 10–20 см — 40, 75 и 158% соответственно.

В отличие от верхнего слоя серых и агросерых почв, где в результате распашки на водоразделе существенное снижение амплитуды откликов наблюдалось во всех кластерах субстратов, слой 10–20 см показал такое снижение только в третьем кластере (рис. 4b). Здесь были утрачены практически все значимые отклики, кроме отклика на внесение маннозы.

В транзитной части катены слой 10–20 см серой целинной почвы отличался чрезвычайно низким метаболическим разнообразием. Только 20% откликов были здесь значимыми, причем во второй группе выявлялись отклики на аскорбиновую и янтарную кислоты, а в третьей группе — на аланин. Распашка в транзитной зоне привела микробное сообщество нижнего слоя агросерой почвы к существенному росту метаболического разнообразия. Число значимых откликов увеличилось здесь в 3.6 раза по сравнению с целинным вариантом, что сопровождалось увеличением микробной биомассы. Сопоставление данных, полученных для слоев 0–10 и 10–20 см агросерой почвы в транзитной части катены, свидетельствует о лучших условиях для функционирования микробного сообщества в нижнем слое. По-видимому, здесь наибольшее влияние оказал оборот пласта, в результате которого поверхностный слой почвы, богатый растительными остатками, оказался перекрыт почвенным материалом из более глубоких слоев.

В аккумулятивной части катены, по сравнению с вариантом на водоразделе, были утрачены значимые отклики на янтарную кислоту и глицин, а также молочную кислоту, мальтозу, гистидин и аргинин. Здесь число значимых откликов снижалось в 1.8 раза, причем были утрачены высокие отклики на большую часть субстратов второго кластера — фруктозу, янтарную кислоту, аспарагин и глицин. Если сравнить верхний и нижний слои серых целинных и агросерых почв аккумулятивной зоны, то можно заметить, что в обоих случаях число значимых откликов снижалось с глубиной в 2.3 раза. На водоразделе, наоборот, отмечался рост метаболического разнообразия с глубиной — число значимых откликов увеличивалось в 1.4 раза в целинной серой почве и в 3.3 раза в агросерой почве.

В слое 10–20 см целинных черноземов наблюдалась аналогичная тенденция. В целинных вариантах число значимых откликов составляло 60, 84 и 52% от общего числа откликов на водоразделе, в транзитной зоне и в аккумулятивной зоне соответственно. В пахотных вариантах оно снижалось, за исключением агрочернозема на водоразделе, где число значимых дыхательных откликов было в 1.3 раза выше, чем в целинном черноземе. В слое 10–20 см агрочерноземов так же, как во

всех остальных случаях, сохранялись высокие отклики на первую группу субстратов. На водоразделе и в транзитной части катены значимые отклики в агрочерноземах выявлялись на те же субстраты, что и в целинных черноземах (исключение составлял серин в агрочерноземе на водоразделе, которого не было в целинных почвах в той же позиции катены), хотя они не были столь высокими. В аккумулятивной части катены можно отметить появление отклика на уксусную кислоту, которого не было выявлено на всех точках целинной катены, и более высокий отклик на янтарную кислоту, по сравнению откликом в аккумулятивной части целинной катены черноземов. В целом, в слое 10–20 см, число значимых откликов в катене целинных черноземов на водоразделе и в аккумулятивной части катены было близко, а в транзитной части катены увеличивалось в 1.5 раза. В агрочерноземах от водораздела к транзитной зоне оно уменьшалось в 1.7 раза и не изменялось в аккумулятивной зоне относительно транзитной зоны. Таким образом, влияние положения в катене на черноземы было

отличным от серых почв, где выявлено снижение 1.5 и 1.7 раза соответственно в направлении водораздел – транзитная часть – аккумулятивная часть катены.

В серых почвах слой 10–20 см выпадает из тренда: в целинном варианте вероятно влияние южной экспозиции склона (резкое снижение числа значимых откликов), а в пахотном варианте имело место перемешивание слоев при вспашке.

Для выявления взаимосвязей между метаболическим разнообразием микробных сообществ и физико-химическими свойствами в катенах целинных серых почв и черноземов, а также пахотных вариантов, использовали метод главных компонент, в котором рассматривали полученные показатели (микробная биомасса, определенная по содержанию фосфолипидов и субстрат-индуцированному дыханию микроорганизмов – МБ-ФЛ и МБ-СИД соответственно), суммарный отклик микробных сообществ на эффективные субстраты группы углеводов – УВ, карбоновых кислот – КК и аминокислот – АМК (рис. 5).

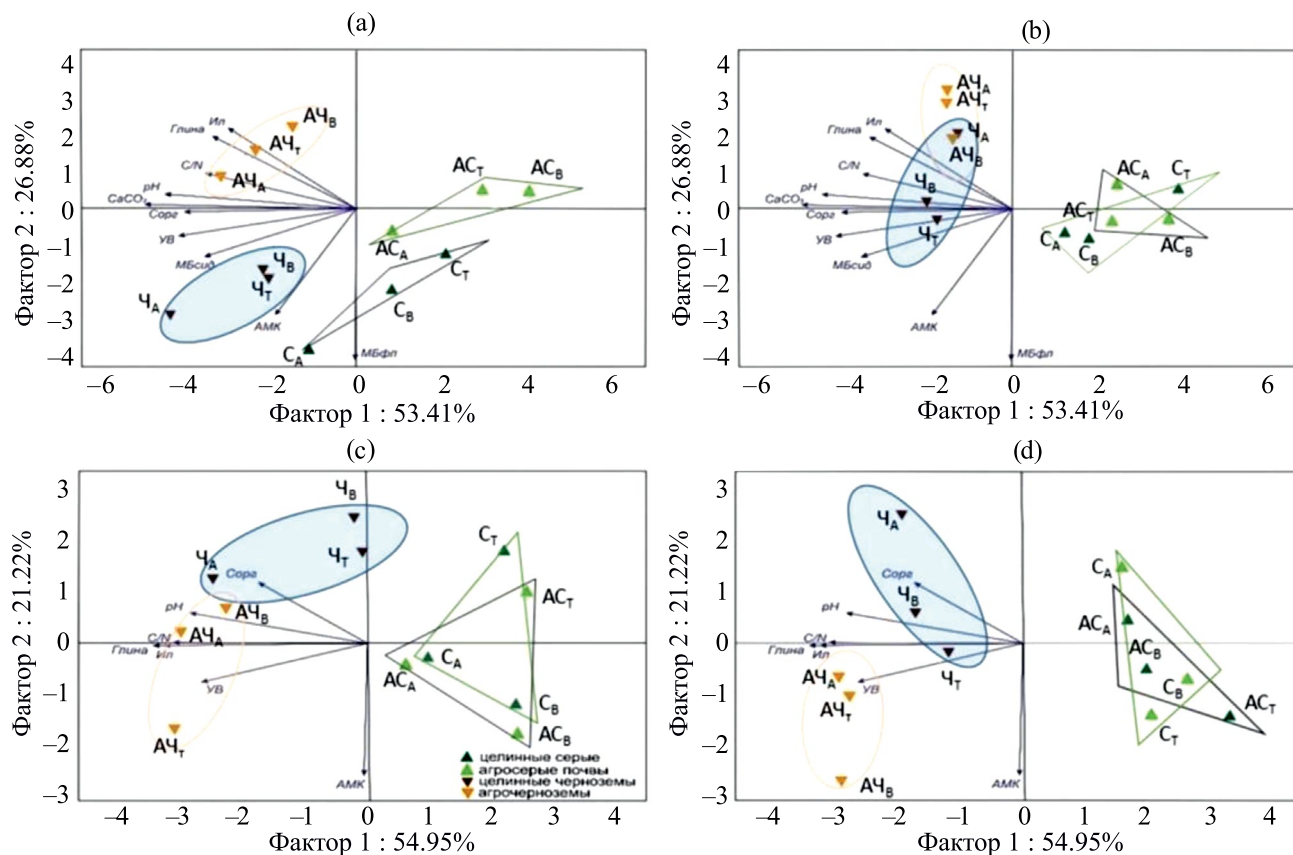


Рис. 5. Положение микробных сообществ разных участков целинных и пахотных катен на плоскости главных компонент: абсолютные величины дыхательных откликов (а – слой 0–10 см, б – слой 10–20 см), нормированные величины дыхательных откликов (с – слой 0–10 см, д – слой 10–20 см). Условные обозначения: С – серая целинная, АС – агросерая, Ч – чернозем целинный, АЧ – агрочернозем. Малые индексы: в – водораздел, т – транзитная зона, а – аккумулятивная зона.

При анализе абсолютных величин дыхательных откликов на факторной плоскости с фактором 1, объясняющим 53% вариации, были преимущественно связаны показатели pH, содержание C_{org} , $CaCO_3$, соотношение C/N, биомасса C-СИД и ответ на группу углеводов. Дыхательный отклик на группу аминокислот демонстрировал слабую отрицательную взаимосвязь с обоими факторами, в большей степени — с фактором 2, объясняющим 27% вариации.

Отрицательная взаимосвязь с фактором 2 была показана для микробной биомассы C-ФЛ и откликами на аминокислоты, указывающими на то, что тип почвы и распашка являются основными причинами различий в метаболическом разнообразии микробных сообществ.

При оценке удельных (нормированных) характеристик функционального разнообразия микробных сообществ на факторной плоскости с фактором 1 (55% вариации) были преимущественно связаны содержание ила, глины, соотношение C/N, что привело к группировке серых почв в правой, а черноземов в левой полуплоскости. Наиболее тесная положительная взаимосвязь с фактором 2 (21% вариации) была выявлена для дыхательного отклика на внесение аминокислот: целинные черноземы, группировались в верхней, а агрочерноземы — в нижней полуплоскости. Следует отметить, что в катене агрочерноземов дыхательные отклики микробных сообществ были выше, чем в целинном варианте, тогда как в катенах серых почв (целинной и пахотной) таких различий не выявлено. Группировка объектов по типу почвы обусловлена климатическими различиями и доступностью питательных веществ для микробных сообществ под лесной подстилкой в серых почвах и травяной растительностью в черноземах. Черноземы в целом характеризуются ожидаемо более высоким метаболическим разнообразием микробных сообществ по сравнению с серыми почвами. Можно также отметить, что в целинных катенах верхний и нижележащий слой почв (0–10 и 10–20 см соответственно) различаются, особенно в серой почве, где существенные различия в величине микробной биомассы влияют на обособление транзитного участка при статистическом анализе данных.

Очевидно, что исчезновение (ослабление) одних метаболических откликов микробного сообщества и появление (усиление) других откликов происходит в ответ на смену условий внешней среды. На уровне микробного сообщества происходит изменение типологического биоразнообразия [7, 20]. Смена одних трофических групп микроорганизмов другими группами обусловлена не только изменениями таксономического разнообразия в ходе микробной сукцессии, но и метаболической перестройкой микроорганизмов, трофические предпочтения которых могут значительно варьировать

в различных условиях. Изменение содержания и состава органического вещества почвы, водного и воздушного режимов, нарушение структуры почвы при распашке и внесение удобрений создают множество вариантов питательной среды в микроразнообразии [8]. Известно, что изменчивость микроорганизмов в зависимости от условий их культивирования нередко связана со способностью клеток к переходу в покоящееся состояние [10]. Биохимическая пластичность, которая проявляется в многообразии путей метаболизма, обусловлена способностью бактерий и грибов к синтезу альтернативных ферментов. В отличие от изоферментов, катализирующих ключевые биохимические реакции центрального метаболизма, альтернативные ферменты, отвечающие за осуществление аналогичных реакций, кодируются иными генами и характеризуются иной структурой молекулы — от первичной аминокислотной последовательности до конфигурации активного центра [15]. Таким образом, в связи с пластичностью метаболизма почвенных микроорганизмов в ответ на изменение внешних условий, максимальный суммарный дыхательный отклик будет зависеть от определенного набора низкомолекулярных субстратов, особенно необходимых микробному сообществу в данный момент.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Предположение, что распашка будет приводить к сокращению микробной биомассы и, как следствие, к сокращению функционального разнообразия пахотных почв подтвердилось лишь отчасти. Распашка обусловила снижение микробной биомассы в агросерых почвах и агрочерноземах, но тренды изменения этого показателя различались в почвах разных типов. Так, в агрочерноземах отмечено нивелирование этого показателя в пахотном горизонте на всех участках катены, в то время как в агросерых почвах уменьшение микробной биомассы в большей степени затронуло водораздел и транзитный участок катены.

Кластерный анализ дыхательных откликов выявил три группы субстратов, две из которых были в наибольшей степени востребованы микробными сообществами и составляли 28 и 36% для слоев 0–10 и 10–20 см соответственно. Третья группа включала все остальные субстраты. Снижение числа значимых откликов от первой к третьей группе составляло 97–71–48 и 100–81–35% в слоях 0–10 и 10–20 см соответственно. При этом коэффициент вариации увеличивался от 54–40 в первой группе до 116–158% в третьей группе. Первая группа в обоих слоях включала лимонную и кетоглутаровую кислоты, вторая — фруктозу и янтарную кислоту. Аскорбиновая кислота, сахароза и глутамин входили в первую группу в слое 0–10 см и во вторую группу (вместе с аспарагином и глицином) в слое 10–20 см.

В целинных почвах метаболическое разнообразие микробных сообществ ожидаемо было наибольшим в катене черноземов. В верхнем слое метаболическое разнообразие черноземов и серых почв сближалось от водораздела к аккумулятивной части катены. В целинных вариантах на водоразделе и в транзитной части число значимых откликов в черноземах было в 1.5 раза выше, чем в серых почвах, а в аккумулятивной части их число не различалось, достигая 100% значимых откликов от их общего числа. В верхнем слое пахотных вариантов различия в числе значимых откликов между агрочерноземами и агросерыми почвами также снижались вниз по катене — от 3.7 до 1.5 раза.

Во всех изученных катенах, в верхних слоях почв выявлено заметное увеличение числа значимых откликов от водораздела к аккумулятивной части, коррелирующее с увеличением содержания илистых и глинистых частиц вниз по катене, с коэффициентами корреляции 0.7 для целинных вариантов и 0.8 — для пахотных.

В слое 10–20 см, как правило, наблюдалось снижение числа значимых откликов по сравнению с верхним слоем. В целинных вариантах исключение составляла серая почва на водоразделе, где было отмечено увеличение их числа в 1.4 раза. В пахотных вариантах число значимых откликов в нижнем слое агросерой почвы увеличивалось на водоразделе и в транзитной части катены, а в черноземе — только на водоразделе.

Кластерный анализ почв слоя 0–10 см показал значительное сходство метаболического разнообразия микробных сообществ целинных черноземов и серых почв в аккумулятивных участках катен, а также сходство целинных серых и агросерых почв с агрочерноземным вариантом.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при поддержке РНФ, грант 22-68-00010. В работе использованы данные, полученные в рамках госзадания 0191-2022-0008.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии у них конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Онлайн версия содержит дополнительные материалы, доступные по адресу <https://doi.org/10.31857/S0032180X24020078>

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ананьева Н.Д., Благодатская Е.В., Орлинский Д.Б., Мякшина Т.Н.* Методические аспекты определения скорости субстрат-индуцированного дыхания почвенных микроорганизмов // Почвоведение. 1993. № 11. С. 72–77.
2. *Аринушкина Е.В.* Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во МГУ, 1970. 487 с.
3. *Белякова О.И.* Многолетняя динамика разложения растительного опада в основных экосистемах Центральной лесостепи. Автореф. ... дис. кан. биол. наук. Воронеж, 2001. 27 с.
4. *Воробьева Л.А.* Теория и практика химического анализа почв // М.: ГЕОС. 2006. 400 с.
5. *Горленко М.В., Кожевин П.А.* Дифференциация почвенных микробных сообществ с помощью мультисубстратного тестирования // Микробиология. 1994. Т. 63. № 2. С. 289–293.
6. *Дущанова К.С., Хомутова Т.Э., Украинский П.А., Каширская Н.Н., Лисецкий Ф.Н., Борисов А.В.* Биомасса и функциональное разнообразие почвенных микробных сообществ естественных и антропогенно-преобразованных экосистем (на примере почв заповедника “Белогорье”) // Почвоведение. 2022. № 4. С. 488–499. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22040086>
7. *Заленухин В.В.* Теоретические аспекты биоразнообразия. Волгоград: Изд-во Волгогр. гос. ун-та, 2003.
8. *Звягинцев Д.Г.* Почва и микроорганизмы. М.: Изд-во МГУ, 1987. 256 с.
9. *Касаткина Г.А., Федорова Н.Н., Русаков А.В.* Почвы и почвенный покров заповедника “Белогорье” // Вестник СПбГУ. 2012. Вып. 1. Сер. 3. С. 121–138.
10. *Лойко Н.Г., Кряжевских Н.А., Сузина Н.Е., Демкина Е.В., Муратова А.Ю., Тураковская О.В., Козлова А.Н., Гальченко В.Ф., Эль-Регистан Г.И.* Покоящиеся формы *Sinorhizobium meliloti* // Микробиология. 2011. Т. 80. № 4. С. 465–476.
11. *Мостовая А.С., Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Хохлова О.С., Русаков А.В., Шаповалов А.С.* Изменение микробиологической активности серых лесных почв в процессе естественного лесовосстановления // Вестник Воронеж. гос. ун-та. 2015. Сер. Химия. Биология. Фармация. № 2. С. 64–72.
12. Практикум по почвоведению / Под ред. И.С. Кауричева. М.: Колос, 1973. 279 с.
Workshop on soil science / Edited by I.S. Kaurichev. M.: Kolos, 1973. 279 p.
13. Рабочая группа IUSS WRB. 2015. Мировая реферативная база почвенных ресурсов 2014, исправленная и дополненная версия 2015. Международная система почвенной классификации для диагностики почв и создания легенд почвенных карт.

- Доклады о мировых почвенных ресурсах № 106. ФАО, Рим. 216 с.
14. *Русаков А.В.* Почвенное разнообразие Ямской степи (заповедник “Белогорье”, Белгородская область) по “Классификации и диагностике почв России” (2004 г.) // Современные почвенные классификации и проблемы их региональной адаптации: материалы всероссийской научной конференции. Владивосток: Мор. гос. ун-т, 2010. С. 33–37.
15. *Русаков А.В., Бакунович Н.О., Городилова Н.Ю., Яковенко М.В.* Новые данные по характеристике почвенного покрова охраняемых участков заповедника “Белогорье” (Белгородская область) // Проблемы природопользования и экологическая ситуация в Европейской России и сопредельных странах: материалы IV Междунар. науч. конф. Белгород: Константа, 2010. С. 153–158.
16. *Рыжкова Е.П.* Альтернативные ферменты как особая стратегия адаптаций у прокариот (обзор) // Прикладная биохимия и микробиология. 2017. Т. 53. № 5. С. 435–448.
17. *Семенов М.В., Манучарова Н.А., Краснов Г.С., Никитин Д.А., Степанов А.Л.* Биомасса и таксономическая структура микробных сообществ в почвах правобережья р. Оки // Почвоведение. 2019. № 8. С. 974–985.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X19110078>
18. *Счастливая Л.С., Касаткина Г.А.* Почвенно-географические исследования в заповеднике “Лес на Ворскле” – “Белогорье” // Вестник СПб. ун-та. Сер.3. Биология. 2006. Вып. 1. С. 81–88.
19. *Украинский П.А., Щербаков К.В.* Эрозионный рельеф участка Ямская степь (природный заповедник “Белогорье”) // Науки о земле. 2014. № 1–2. С. 84–91.
20. *Хомутова Т.Э., Демкина Т.С., Борисов А.В., Шишлина Н.И.* Состояние микробных сообществ подкурганых палеопочв пустынно-степной зоны эпохи средней бронзы (XXVII–XXVI вв. до н.э.) в связи с динамикой увлажненности климата // Почвоведение. 2017. № 2. С. 239–248.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X1702006X>
21. *Юрцев Б.А.* Мониторинг биоразнообразия на уровне локальных флор // Бот. журн. 1997. Т. 82. № 6. С. 60–70.
22. *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. № 3. P. 215–221.
23. *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.
24. *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.
25. *Chapman S.J., Campbell C.D., Artz R.R.E.* Assessing CLPPs Using MicroResp™ A Comparison with Biolog and multi-SIR // J. Soils Sediments. 2007. V. 7. P. 406–410.
<https://doi.org/10.1065/jss2007.10.259>
26. *Degens B.P., Harris J.A.* Development of a physiological approach to measuring the catabolic diversity of soil microbial communities // Soil Biol. Biochem. 1997. V. 29. P. 1309–1320.
27. *Findlay R.* The use of phospholipid fatty acids to determine microbial community structure // Molecular Microbial Ecology Manual. 1996. V. 4.1.4. H. 1–17.
28. *Fraq M., Oszust K., Lipiec J.* Community level physiological profiles (CLPP), characterization and microbial activity of soil amended with dairy sewage sludge // Sensors (Basel). 2012. V. 3. P. 3253–3268.
29. *Garland J.L., Mills A.L.* Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community-level sole-carbon-source utilization // Appl. Environ. Microbiol. 1991. № 57. P. 2351–2359.
30. *Oren A., Steinberger Y.* Catabolic profiles of soil fungal communities along a geographic climatic gradient in Israel // Soil Biol. Biochem. 2008. V. 40. P. 2578–2587.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.05.024>
31. *Rutgers M., Wouterse M., Drost S.M., Breure A.M., Mulder C., Stone, Bloem J.* Monitoring soil bacteria with community-level physiological profiles using Biolog™ ECO-plates in the Netherlands and Europe // Appl. Soil Ecol. 2016. V. 97. P. 23–35.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.06.007>

Biomass and Functional Diversity of Microbial Communities in Catenas of Virgin and Arable Gray Soils and Chernozems

K. S. Dushchanova¹, P. A. Ukrainskiy², N. N. Kashirskaya^{1,*}, T. E. Khomutova¹, and A. V. Borisov¹

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

²Belgorod State National Research University, Belgorod, 308015 Russia

**e-mail: nkashirskaya81@gmail.com*

The biomass and functional diversity of microbial communities were studied in the watershed, transit, and accumulative positions in catenas of virgin gray soils (Luvic Retic Phaeozems) and chernozems (Haplic Chernozems) of the “Belogorye” nature reserve and arable variants outside the reserve. Microbial biomass was determined by the substrate induced respiration (SIR) and the determination of the content of phospholipids. Multisubstrate testing of respiratory responses in the MicroResp system after the addition of amino acids, carboxylic acids and carbohydrates was carried out. It was established that in the virgin chernozem, microbial biomass decreased in from the watershed towards the accumulative part of the slope; in the gray forest soil, minimal values were in the transit part of the catena. In the plowed horizon of agrochernozems, it was close in all parts of the catena and 2–3.5 times less than in virgin chernozems. For the agro-gray soils, an increase in microbial biomass was fixed in the soils of the transit and accumulative parts of the catena. Cluster analysis of respiratory responses in the 0–10 and 10–20 cm layers identified two groups of the most demanded substrates. The first group in both layers included citric and ketoglutaric acids, the second – fructose and succinic acid. Ascorbic acid, sucrose, and glutamine were included in the first group in the 0–10 cm layer and in the second group (along with asparagine and glycine) in the 10–20 cm layer. In all virgin and arable catenas, an increase in metabolic diversity was noted from the watershed to the accumulative part of the catena. At the same time, plowing led to its decrease in the 0–10 cm layer: up to 1.5 times in chernozems and up to 4 times in gray soils. In the 10–20 cm layer, similar trend was observed, except for the agro-gray soil in the transit part of the catena, where the number of significant responses increased 3.6 times in comparison with the virgin variant.

Keywords: reserved and arable catenas, MicroResp™, Luvic Retic Phaeozems, Haplic Chernozems

УДК 631.46

СТРУКТУРНО-ФУНКЦИОНАЛЬНОЕ СОСТОЯНИЕ МИКРОБНЫХ СООБЩЕСТВ ДРЕВНИХ СОЛОИДОВ АРХЕОЛОГИЧЕСКИХ ПАМЯТНИКОВ ЧЕРНОМОРСКОГО ПОБЕРЕЖЬЯ РОССИИ

© 2024 г. Е. В. Рогожина^{а, *}, Л. В. Захарихина^а, А. С. Кизилев^а, М. В. Горленко^б^аСубтропический научный центр РАН, ул. Яна Фабрициуса, 2/28, Краснодарский край, Сочи, 354002 Россия^бМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

*e-mail: RogojinaEW@yandex.ru

Поступила в редакцию 10.03.2023 г.

После доработки 25.09.2023 г.

Принята к публикации 26.09.2023 г.

Проведена комплексная оценка структурно-функционального состояния микробных сообществ разновременных погребенных древних солоидов (почвоподобное образование, похожее на почву, но не имеющее генетически сформировавшихся горизонтов) в открытых археологических шурфах мест стоянок древнего человека, расположенных в среднем течении р. Мзымта Сочинского черноморского побережья в гроте Ахцу и Ахштырской пещере. Отмечены изменения функционального биоразнообразия древних солоидов по сравнению с фоном (аллювиальные почвы, формирующиеся в непосредственной близости к исследуемым солоидам и имеющие сходные с ними мезоморфологические свойства): снижение удельной метаболической активности микробных сообществ в 1.2 раза, исследованных методом мультисубстратного тестирования, и повышение неустойчивости палеомикробных систем по индексу ранцевого распределения спектров потребления субстратов $d > 1$, что характерно для необратимо нарушенных систем. Микробное сообщество древних солоидов претерпело ряд изменений, связанных с антропогенной деятельностью. Анализ основного спектра поглощения субстратов показал, что микробное сообщество солоида грота Ахцу ориентировано на более интенсивное потребление спиртов и аминокислот. Это позволяет предположить поступление органического вещества животного происхождения в культурный слой стоянки древнего человека. В микробиоме солоида Ахштырской пещеры обнаружено присутствие лактококков и бифидобактерий, крайне редко встречающихся в почве и развивающихся в условиях избытка углеводов на богатых сложных средах, например, ферментированном мясе, растительных остатках. В культурном слое пещерной стоянки обнаружено повышение содержания кератинолитических грибов, способных к разложению кератина волос, шерсти, перьев и т.д. Сравнительный анализ таксономической структуры прокариотного сообщества выявил, что для всех изученных почв и древних солоидов, независимо от палеоантропогенного воздействия, характерно доминирование представителей класса Thermolophila, семейств Gaiellaceae и Solirubrobacterales, способных развиваться только при положительных температурах, что предполагает благоприятный климат в период их формирования. Реликтовые почвы грота Ахцу могут являться источником бактерий (родов Janthinobacterium, Lysobacter, Chitinophaga), обладающих биотехнологическим потенциалом и полезными прикладными свойствами.

Ключевые слова: биоиндикаторы, палеоклимат, метаболическая активность, археологический объект, стоянка древнего человека

DOI: 10.31857/S0032180X24020083, **EDN:** XYGFXX

ВВЕДЕНИЕ

Археологическая микробиология — междисциплинарное направление, в рамках которого решается ряд задач из области экологии микробных сообществ, таких как изучение структуры микробных

сообществ и их функциональной активности в зависимости от условий существования (климата более ранних исторических эпох) и степени антропогенного воздействия [6, 7, 18, 21].

Объектами исследований археологической микробиологии являются микробные комплексы

погребенных древних почв разновременных археологических памятников: от мест стоянок первобытного человека эпохи неолита до поселений, курганов, могильников, земляных насыпных валов средневековья (IV тыс. до н.э. — XIV век н.э.). География объектов исследования очень широка и охватывает Италию, в том числе Сицилию [28, 32]; Россию — Северный Кавказ [30], степную зону Нижнего Поволжья [5, 24, 25], Среднерусскую возвышенность [31]; Северный Иран [26], Китай [34], Америку [22] и др.

Микробные сообщества палеопочв рассматривались с точки зрения потенциальных стратиграфических маркеров и индикаторов различных климатических условий, в которых формировались древние почвы [16, 26], в качестве экофактов (биоиндикаторов) различных видов антропогенной деятельности [28] и как природный банк генов, обладающий биотехнологическим потенциалом [12].

Одной из гипотез в области изучения микробиома почв является предположение, что наиболее долгосрочные изменения системы почва—микробиом могут быть оценены только в геологическом масштабе времени. Палеопочвы разных типов и возрастов сохраняют различия в структуре и разнообразии своих микробных сообществ в зависимости от климата и основных факторов почвообразования [23]. Сегодня исследование микробиома как универсального экологического индикатора, который позволяет выявить скрытые до последнего времени из-за некультивируемости почвенные микроорганизмы, получили особую популярность [1]. Методы, основанные на анализе тотальной ДНК и РНК, обладают большой информативностью, однако лишь опосредованно раскрывают экологические и хозяйственно-ценные функции почвенного микробиома [30]. Выделение консорциумов микроорганизмов, обладающих биотехнологическим потенциалом (способность к азотфиксации, гидролизу природных полимеров и ксенобиотиков, синтезу вторичных метаболитов) — важная научная проблема современной микробиологии [12, 23].

Подобно артефактам, микробные комплексы являются ключевыми показателями потребительского поведения человечества в прошлом.

Использование микроорганизмов в качестве биоиндикаторов позволило не только диагностировать антропогенное воздействие на почвы, но и существенно дополняло описание культурных слоев зон деятельности в населенном пункте, уточняя их назначение [30]. Микробиологические характеристики значительно различались в пределах поселений и резко контрастировали с эталонными (современными) почвами за пределами археологических раскопок. Большое количество органических материалов (пищевые отходы, бытовой мусор, экскременты, мочевина), попавших в почву

в древности, вызывали увеличение продуцирования почвенными микроорганизмами ферментов (фосфатазы, уреазы), высокая активность которых сохраняется на протяжении 4000 лет [2, 6]. Степень антропогенного воздействия определяли по массе грибного мицелия и доле гиф темного цвета, а также по количеству кератинофильных грибов [2, 25, 27, 30].

Горные районы играли значительную роль в заселении первобытным человеком евразийского континента в плейстоцене. Представляет интерес реконструкция климатических условий погребения почв стоянок Карахач, Мурадово и Агкворик (Эниэль) (Армянское нагорье, Малый Кавказ) [9]. Пещеры и гроты, расположенные по берегам горных рек Сочинского Причерноморья, также являлись постоянным или временным местом стоянок древнего человека, о чем свидетельствовали археологические находки (орудия труда, кости животных) [10, 11]. Захоронение артефактов и сохранение их до нашего времени происходило одновременно с образованием почвоподобных тел (солоидов) в пространстве, ограниченном пещерой [19].

В настоящей работе представлен комплексный подход к изучению структурно-функциональных особенностей микробных сообществ древних солоидов, который перспективен для подтверждения значимости антропогенеза в эволюции почв, выделения биоиндикаторов, подтверждающих палеолитическую деятельность человека, маркеров в составе микробиома, позволяющих проводить ретроспективную оценку климата.

Подобных примеров исследования древних солоидов в местах обитания первобытного человека комплексом структурных (микробиом) и функциональных (мультисубстратное тестирование) биологических показателей, в литературе не представлено.

Цель работы — изучение структурно-функционального состояния микробных сообществ древних солоидов стоянок древнего человека в горных районах черноморского побережья России.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Образцы солоидов двух археологических памятников, расположенных на правобережной горной террасе р. Мзымта (Сочинское черноморское побережье Кавказа, зона влажных субтропиков), отбирали в открытых шурфах, заложенных при археологических изысканиях. Возраст органо-минеральных горизонтов солоидов устанавливали радиоуглеродным методом: в гроте Ахцу по костям древних животных (8.3 тыс. лет) [10], в Ахштырской пещере по углистой линзе (возраст 24.5 тыс. лет) [11]. Исследуемые солоиды [4], или почвоподобные образования, отвечали всем признакам,

предложенным для их диагностики. Горизонты представляли собой рыхлый тонкодисперсный органо-минеральный материал с (микро)горизонтальной стратификацией *in situ*. Одновременно на тех же склонах долины реки отобрали современные аналоги — аллювиальные серогумусовые почвы под низкотравной растительностью [8]. Оба объекта — грот Ахцу и Ахштырская пещера — связаны с деятельностью древнего человека. Подтверждением этому являлись найденные археологами в гроте Ахцу артефакты — фрагменты кремниевых изделий каменного века, а также кости животных местной фауны (птиц, рыб, лисы, куницы, дикого барана, дикого козла, благородного оленя и бурого медведя) [10]. Стоянка первобытного человека в Ахштырской пещере была открыта в 1936 г. С.Н. Замятинным и хорошо изучена в ходе археологических экспедиций [11]. В Ахштырской пещере были обнаружены кости пещерного медведя — доисторического вида (*Ursus spelaeus*) (подвид бурого медведя), жившего в среднем и позднем плейстоцене и вымершего примерно 15000 л.н. В настоящее время Ахштырская пещера представляет собой археологический памятник, открытый для посещения туристов. Образец солоида Ахштырской пещеры отобрали с зачищенной стенки археологического раскопа, расположенного в 20 м от входа в пещеру. Безусловно, фактор открытости объекта накладывает отпечаток на его микробное сообщество. Однако по сравнению с фоновыми почвами существенное погребение солоида материалом пещеры позволяет, с известной долей вероятности, оценить данное микробное сообщество как образованное в давнюю эпоху. Влажность образцов соответствовала воздушно-сырому состоянию почвы (8%).

Нижняя часть археологического разреза пещеры на глубине 2–2.5 м представлена минеральными горизонтами от галечникового материала до горизонтов суглинков и глин красноземного типа (далее горизонт Bm), отложившихся здесь в плейстоцене в результате аллювиальных процессов. Горизонт Bm, возраст которого датирован 300 тыс. лет до н.э. [11], был увлажнен (28%) в результате близкого расположения подземных вод. Подобные раннеплейстоценовые почвообразующие горизонты морфологически представлены в раскопах и карьерах палеообъектов Малого Кавказа (Северная Армения, Армянское нагорье, стоянка Карахач, 1.9–1.75 млн лет л.н.) красновато-бурыми суглинистыми горизонтами, сформированными на галечниках [9]. Почвоподобный древний минеральный горизонт Bm Ахштырской пещеры также погребен слоем пещерных отложений раздробленной известняковой породы.

В гроте Ахцу солоид погребен плотной сцементированной в результате гидротермальных процессов известняковой породой, являющейся продуктом разрушения стен и потолка грота. Влажность

образцов солоида грота близка к влажности современной почвы (18 и 24% соответственно). Вероятно, это связано с гидроморфными условиями генезиса погребенного солоида, сформированного в пойменных условиях или близких к ним.

Горный рельеф предполагает микрозональность геоклиматических условий. Солоиды двух исследуемых археологических памятников не только принадлежат к разным эпохам, но и формировались в несколько различных гидроморфных условиях. Грот Ахцу (43°56' N, 39°99' E) расположен в 20 км от береговой линии моря примерно в 70 м от уреза р. Мзымта, абсолютная высота составляет 133 м над ур. м., высота над уровнем реки 12 м. Ахштырская пещера (43°53' N, 39°99' E) — расположена ниже по течению от грота, в 15 км от береговой линии моря в скальных выходах в 120 м выше от уреза реки. Устья грота Ахцу и Ахштырской пещеры имеют разную удаленность от открытых поверхностей террас. Устье грота расположено существенно ближе к поверхности невысокой надпойменной террасы реки на низкой гипсометрической отметке. С большой долей вероятности можно предположить, что солоид грота формировался в более гидроморфных условиях и испытывал в большей степени влияние пойменных процессов, чем солоид пещеры.

Химический состав солоидов и почв, влажность образцов и глубина отбора представлены в табл. 1. Солоид грота и отобранные вблизи фоновые почвы значительно менее богаты подвижными формами фосфора и калия, по сравнению с солоидом пещеры и современными почвами ее окрестностей.

Образцы древних солоидов и фоновых почв для микробиологического анализа доставляли в лабораторию в стерильных полиэтиленовых пакетах, освобождали от мелких камней, корней и растительных остатков и хранили в холодильнике при температуре 4°C и естественной влажности от нескольких суток до недели. Для химического анализа образцы отбирали в полотняные мешочки, и после высушивания до воздушно-сухого состояния (при 22°C), измельчали и просеивали (сито с диаметром ячеек 1 мм). Образцы для молекулярно-генетического анализа отбирали с помощью стерильных перчаток и ножа, затем помещали в стерильные пластиковые пробирки с герметичной крышкой, которые замораживали в морозильной камере при температуре –20°C и через несколько дней доставляли в лабораторию Междисциплинарного центра коллективного пользования Казанского (Приволжского) федерального университета для дальнейших исследований.

Химические показатели определяли по общепринятым стандартным методикам [14]: pH_{KCl} — потенциометрически (ионметр pH-121), гумус — по Тюрину в модификации Орлова и Гриндель, фосфор

Таблица 1. Химические свойства древних солоидов и современных почв фона

Показатель	Грот Ахцу	Грот Ахцу (фон)	Ахштырская пещера	Ахштырская пещера, гор. Вм	Ахштырская пещера (фон)
	глубина, см				
	12–30	5–20	20–37	250	5–20
pH H ₂ O	7.60 ± 0.15	7.60 ± 0.09	7.40 ± 0.13	7.12 ± 0.12	7.12 ± 0.16
pH KCl	6.95 ± 0.14	6.9 ± 0.11	6.97 ± 0.08	6.38 ± 0.09	6.38 ± 0.13
Гумус, %	3.85 ± 0.28	5.04 ± 0.32	3.21 ± 0.25	2.45 ± 0.54	4.99 ± 0.93
K ₂ O (по Масловой), мг/кг	209 ± 17	757 ± 115	5636 ± 732	3352 ± 369	398 ± 48
P ₂ O ₅ (по Олсену), мг/кг	219 ± 31	69 ± 10	1375 ± 96	1021 ± 92	988 ± 119
Ca ²⁺ , смоль(экв)/кг	31.37 ± 7.9	47.59 ± 3.8	25.20 ± 2.8	28.94 ± 3.3	56.54 ± 5.9
Mg ²⁺ , смоль(экв)/кг	2.49 ± 0.09	3.08 ± 0.1	5.0 ± 0.4	5.83 ± 0.5	2.95 ± 0.3
Сумма	33.86	50.67	30.20	34.77	59.49
Гидролитическая кислотность, смоль(экв)/кг	0.46 ± 0.09	0.70 ± 0.08	0.46 ± 0.07	0.47 ± 0.07	0.71 ± 0.09
Влажность, %	18	24	8	28	21

подвижный – по Олсену (прибор УСФ 01), калий обменный – по Масловой со спектрометрическим окончанием (прибор Квант-Афа), содержание обменных форм Ca²⁺ и Mg²⁺ – трилонометрическим методом в солевой NaCl вытяжке, гидролитическую кислотность по Каппену, влажность – весовым методом.

Функциональное биоразнообразие. Потенциальную метаболическую активность и функциональное разнообразие прокариотных микробных комплексов оценивали методом мультисубстратного тестирования [3]. В лунки планшета для иммуоферментного анализа вносили набор из 47 тест-субстратов в двух повторностях и минеральные соли, затем добавляли суспензии образцов и индикатор потребления субстратов (трифенилтетразолия бромид). Планшеты инкубировали в термостате при +28°C в течение 72 ч, фотометрически считывали оптическую плотность растворов в ячейках при длине волны 510 нм и на основании полученных данных с помощью программного обеспечения Эко+Log© вычисляли массив коэффициентов функционального биоразнообразия исследуемого микробного сообщества, являющихся характеристическими признаками его состояния [13].

ДНК-метабаркодинг. Прокариотную ДНК анализировали с помощью количественной ПЦР и секвенирования ампликонов гена 16S рРНК. Подготовку библиотек для Illumina MiSeq осуществляли согласно протоколу Preparing 16S Ribosomal RNA Gene Amplicons for the Illumina MiSeq System. Для проведения первого раунда ПЦР готовили смесь, содержащую 2.5 мкл ДНК,

12.5 мкл 2 × KAPA HiFi HotStart ReadyMix и праймеры (прямой – TCGTCGGCAGCGTCAGATGTGTATAAGAGACAGCCTACGGGNGGCWGCAG, обратный – GTCTCGTGGGCTCGGAGATGTGTATAAGAGACAGGACTACHVGGGTATCTAATCC). Амплификацию проводили согласно режиму: 1) 95°C в течение 3 мин, 2) 25 циклов: 95°C в течение 30 с, 55°C – 30 с, 72°C – 30 с, 72°C – 5 мин, удержание при 4°C. Далее ПЦР-продукты очищали с помощью магнитных частиц AMPure XP согласно протоколу. Производили маркировку ДНК индексами согласно протоколу Preparing 16S Ribosomal RNA Gene Amplicons for the Illumina MiSeq System. Для проведения полимеразной цепной реакции (второй раунд ПЦР) помещали пробирку в термоциклер и загружали необходимую программу: 1) 95°C в течение 3 мин (лигирование индексов), 2) 8 циклов: 95°C в течение 30 с, 55°C – 30 с, 72°C – 30 с, 72°C – 5 мин, удержание при 4°C. Повторную очистку проводили согласно протоколу Preparing 16S Ribosomal RNA Gene Amplicons for the Illumina MiSeq System. Смешивали все образцы в эквимоллярных концентрациях и производили качественную и количественную проверку библиотек. Качественную проверку библиотек проводили на чипе Bioanalyzer DNA 1000 Chip, количественную – на Qubit. Секвенирование выполняли на платформе Illumina MiSeq (США) (режим парного чтения 300 пар нуклеотидов). При обработке данных секвенирования использовали алгоритм классификации операционных таксономических единиц (ОТЕ) с открытым референсом (Open-reference OTU), порог классификации 97% сходства, что

обычно соответствует виду. На основе результатов анализа представленности ОТЕ в пробах рассчитывали индексы биоразнообразия Шеннона (Shannon, H), Chao1 (оценка реального числа ОТЕ в микробиоме), Симпсона (Simpson, S):

$$H = -\sum p_i \ln p_i,$$

где p_i — доля i -го вида в сообществе;

$$\text{Sest (ChaoI)} = \text{Sobs} + a^2/2b,$$

где Sest — оцениваемое число ОТЕ, Sobs — наблюдаемое число ОТЕ, a — число ОТЕ, выявленных один раз, b — число ОТЕ, выявленных ровно 2 раза;

$$S = \sum (n_i/N)^2,$$

где n_i — оценка значимости каждого вида (численность i -го вида), N — сумма оценок значимостей, число видов.

Таким образом, исследования представляли собой комплексную оценку микробных сообществ с применением метода оценки функционального состояния прокариотного микробного сообщества (мультисубстратное тестирование (МСТ)) и молекулярно-генетического анализа (ДНК-метабаркодинг), позволяющего оценить таксономическую структуру и видовое разнообразие сообщества, включая некультивируемые формы бактерий. Для выделения кератинолитических (кератинофильных) грибов из почвы применяли метод приманок [15].

Статистическую обработку данных проводили с использованием программ Statistica 8.0, Microsoft Office Excel 2007 и Эко+Лог©.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Параметры функционального биоразнообразия почв. В результате исследований погребенных почвоподобных образований (солоидов) разных исторических эпох Сочинского побережья было установлено снижение функциональной активности микроорганизмов относительно фона

(современные почвы) в результате диагенеза (старения почв), влияния условий формирования и захоронения. Снижение активности микробных сообществ грота и пещеры в результате трансформации во времени подтверждалось уменьшением значений удельной метаболической работы (W) в 1.2 раза относительно фона. W — важный функциональный показатель, характеризующий общую метаболическую активность прокариотного микробного сообщества (метод мультисубстратного тестирования) (табл. 2).

Количество потребляемых субстратов (N) было снижено в гроте в 1.4 раза и близко к фоновым значениям в пещере. Микробное сообщество более древних солоидов пещеры в большей степени сохранило свой исходный функциональный образ. Кластерный анализ интенсивности поглощения субстратов микроорганизмами демонстрировал функциональное сходство микробного сообщества в пещере и фоновых почвах (рис. 1).

В минеральном горизонте Vm пещеры значение W было в 1.2 раза выше, по сравнению с фоном (табл. 2). Здесь отмечено большее потребление основного спектра субстратов (рис. 2), что подразумевает высокую потенциальную метаболическую активность микробного сообщества минерального горизонта Vm, сформированного около 300 тыс. л. н.

В древнем солоиде грота, при небольшом, относительно фона, снижении потребления пентоз и олигосахаридов и более значительном — органических кислот и полимеров, отмечено резкое увеличение потребления спиртов и аминокислот. Можно предположить, что в почвы культурного слоя стоянки древнего человека поступало органическое вещество животного происхождения.

Древние солоиды грота и пещеры имеют равные значения коэффициента $d = 1.41$, что подразумевает нестабильное состояние захороненных прокариотных микробных сообществ (значения индекса $d > 1$ характерны для необратимо нарушенных

Таблица 2. Изменение параметров функционального разнообразия микробного сообщества разновозрастных солоидов и современных почв

Параметр	Грот Ахцу (8.3 тыс. л.н.)	Грот Ахцу (фон)	Ахштырская пещера (24.5 тыс. л.н.)	Ахштырская пещера, гор. Vm (300 тыс. л.н.)	Ахштырская пещера (фон)
Коэффициент рангового распределения спектров потребления субстратов, d	1.41	0.83	1.41	0.65	0.88
Количество потребляемых субстратов, N	27	37	37	37	37
Удельная метаболическая работа, W	1131	1392	1748	2400	2015

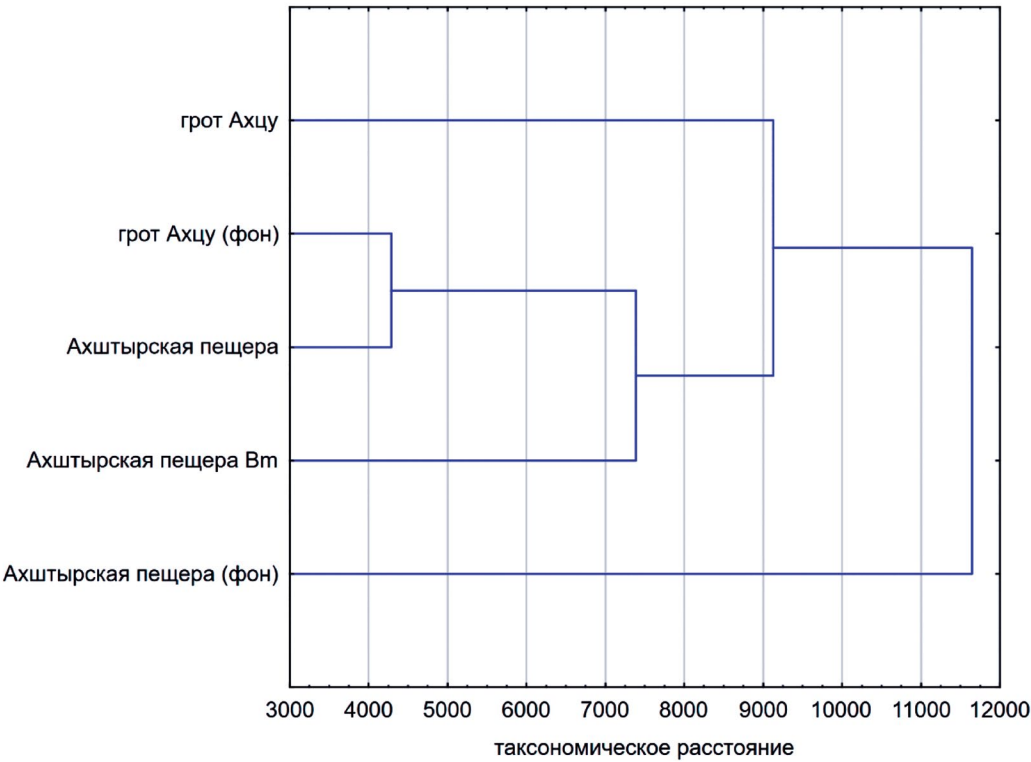


Рис. 1. Кластеризация древних солоидов и современной фоновой почвы по интенсивности потребления основного спектра субстратов (метод МСТ).

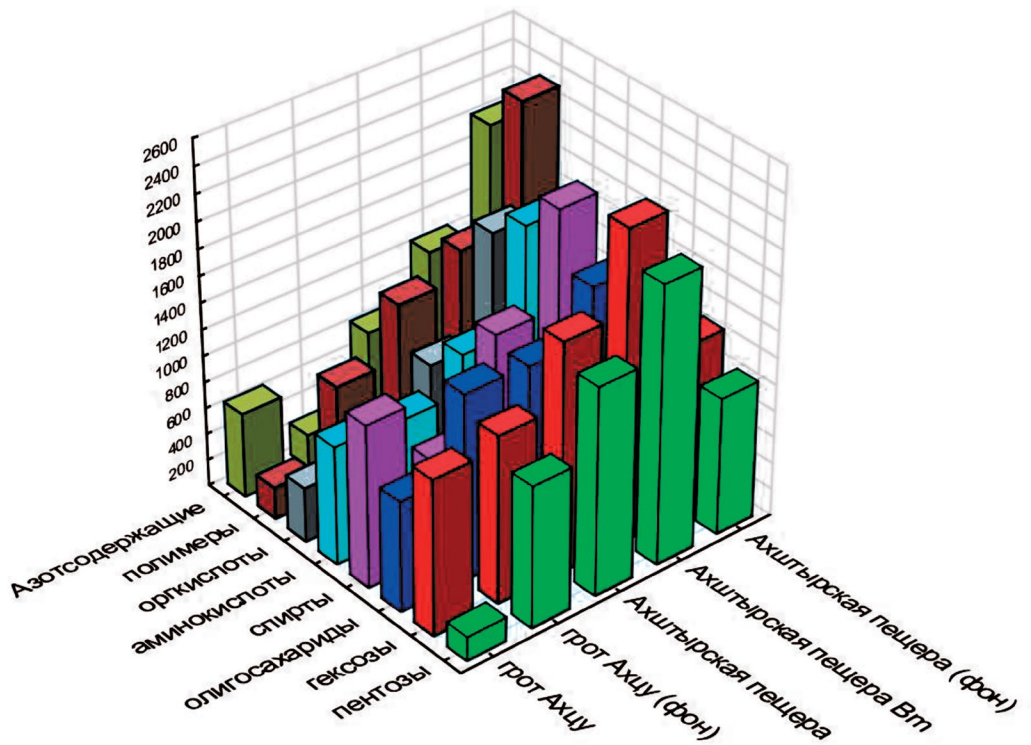


Рис. 2. Интенсивность поглощения субстратов древних солоидов и современной фоновой почвы в относительных единицах.

систем). Эти системы также показывают снижение количества потребленных субстратов N и метаболической работы W .

Значение коэффициента d в древнем минеральном горизонте Vm пещеры составляло 0.6, что характеризует микробное сообщество как стабилизированное, что обусловлено оптимальным увлажнением подземными водами (28%).

Анализ прокариотной ДНК. В исследованиях, опубликованных ранее [33], по результатам секвенирования последовательностей гена 16S рРНК, впервые был представлен сравнительный анализ видового разнообразия бактериального комплекса солоидов изучаемых археологических памятников и современных аллювиальных почв. В древних солоидах грота и пещеры показано снижение содержания бактериальной ДНК и видового разнообразия, а именно — уменьшение значений ОТЕ, индекса Чао 1, индекса Шеннона по сравнению с фоном (табл. 3). Кластеризация результатов секвенирования позволила наблюдать наибольшее генетическое сходство микробиомов древнего солоида, сформированного у входа в грот Ахцу 8.3 тыс. л. н. и современных фоновых почв грота и пещеры (рис. 3), что подтверждает их общий генезис. Микробиомы солоида Ахштырской пещеры 24.5 тыс. лет и особенно минерального горизонта красноземного типа, сформировавшегося в пещере в период плейстоцена 300 тыс. л. н. значительно отличались от фона.

Анализ таксономического состава доминантных групп домена *Bacteria* (филумов и видов, доля которых от общей ДНК составляет >1%) в образцах всех изученных почв подтверждал результаты кластерного анализа. В солоиде грота и фоновой почве было определено по 27 доминантных видов, 6 из которых совпадали. Преобладали представители филумов *Proteobacteria* и *Actinobacteria*, *Chloroflexi*, *Nitrospirae*, *Firmicutes*, *Bacteroidetes*, *Gemmatimonadetes* (табл. S1). Все перечисленные фикумы являлись доминантными в составе прокариотного сообщества (7 фикумов из 37). Соотношение двух

доминантных фикумов *Actinobacteria/Proteobacteria* в солоиде грота имело сходные значения с фоновыми почвами (2.3 и 2.8 соответственно). В солоиде пещеры и его минеральном горизонте Vm значение этого соотношения значительно увеличивается (в 9 и 21 раз соответственно) за счет увеличения доли представителей фикума *Actinobacteria* и снижения доли видов фикума *Proteobacteria* (рис. 4-II). Было предложено использовать соотношение фикумов *Actinobacteria/Proteobacteria* в качестве диагностического показателя, указывающего как на степень минерализации органического вещества в результате диагенеза, так и на условия формирования почв [33]. Структурные различия микробиомов изученных древних солоидов и современных почв проявлялись и в доминировании видов. Интерес представляли виды, содержание которых в погребенном солоиде пещеры значительно различалось (более чем на 5%) по сравнению с фоном. К таким видам относились представители фикума *Actinobacteria* семейства *Pseudonocardiaceae* и семейства *Nocardioidaceae*, содержание которых в солоиде пещеры было на 5–22% выше. Актиномицеты семейств *Pseudonocardiaceae* и *Nocardioidaceae* характеризуются способностью использовать в качестве субстратов сложные органические вещества, кроме того, они засухоустойчивы, что и определило их существенное доминирование в солоиде пещеры. Обнаруженные структурные различия микробиома пещерного солоида по сравнению с фоном обусловлены, в первую очередь, процессом диагенеза, а также более закрытыми условиями его формирования, ограничивающими поступление свежего растительного субстрата и влаги.

Поскольку солоид пещеры содержал культурный слой стоянки, его микробное сообщество претерпело ряд изменений, связанных с антропогенной деятельностью. В микробиоме Ахштырской пещеры было обнаружено присутствие лактококков и бифидобактерий, встречающихся в условиях избытка углеводов на богатых сложных средах, пищевых продуктах, например, ферментированном мясе, субстратах растительного

Таблица 3. Показатели таксономического богатства и индексы биоразнообразия солоидов голоцена (грот Ахцу), плейстоцена (Ахштырская пещера) и фоновых почв

Показатель	Грот Ахцу, 8.3 тыс. л.н.	Грот Ахцу (фон)	Ахштырская пещера, 25 тыс. л.н.	Ахштырская пещера, гор. Vm 300 тыс. л.н.	Ахштырская пещера, (фон)
Видовое богатство, ОТЕ	1732	2685	905	352	2555
Chao 1	1940	2944	977	421	2978
Shannon, H	8.8	9.9	6.7	3.5	9.4
Simpson, S	0.99	0.99	0.96	0.81	0.99

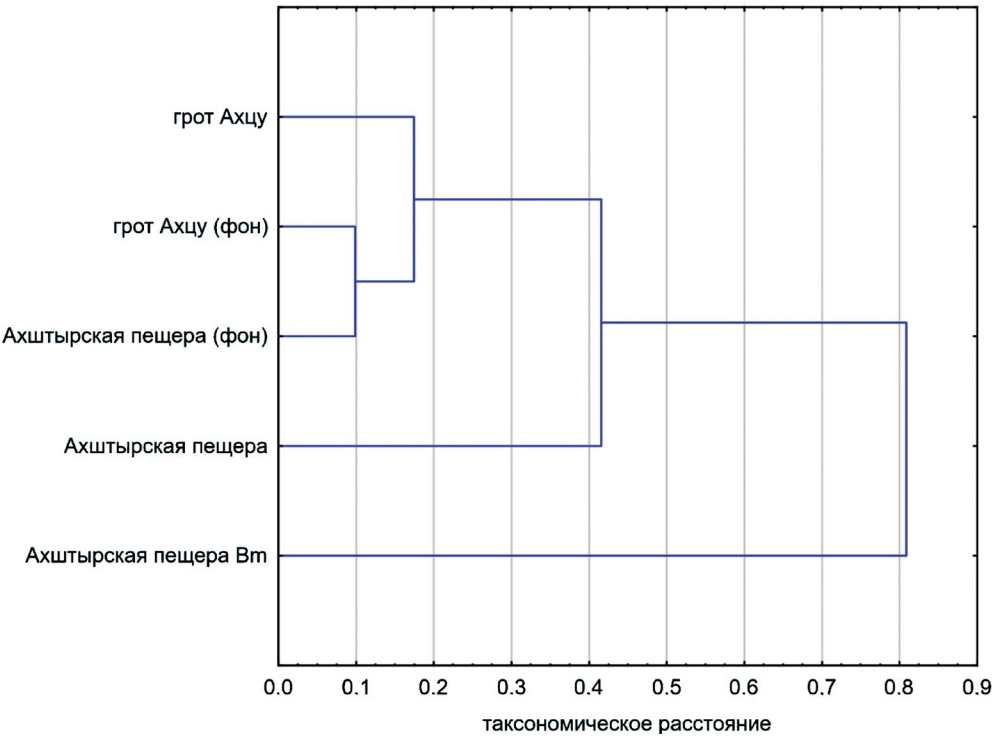


Рис. 3. Кластеризация древних солоидов и современной фоновой почвы по результатам секвенирования последовательностей гена 16S рРНК.

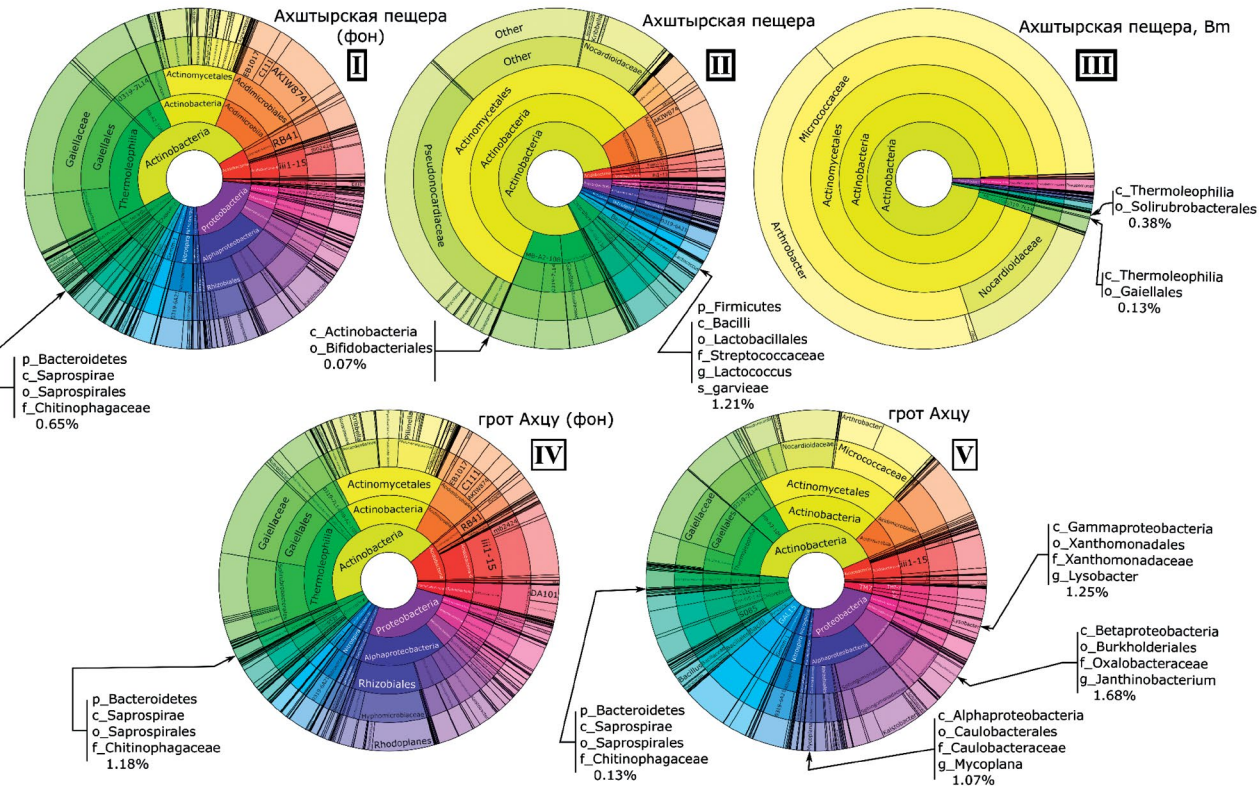


Рис. 4. Филогенетическая карта структуры бактериальной компоненты (%) (по данным секвенирования ампликонов гена 16S рРНК) в образцах солоидов археологических памятников и современных естественных ценозов.

происхождения [35]. Одной из особенностей культурных слоев древнего солоида Ахштырской пещеры являлась повышенная плотность кератинолитических (кератинофильных) грибов, выделенных методом приманок на детском волосе (кератинсодержащем субстрате) (рис. 5), что может подтверждать использование пещеры в качестве жилья древним человеком и временного хранения там животных, добытых человеком при охоте [2].

Микробиом солоида грота, имея сходную с фоновыми почвами таксономическую структуру (рис. 4-IV, 4-V) и незначительно более низкие, по сравнению с фоном, показатели видового разнообразия прокариотного сообщества (ОТЕ меньше в 1.6 раза, а индекс Шеннона – в 1.2 раза (табл. 4)), обладал минимальными показателями метаболической активности, выявленными с помощью метода МСТ.

Результаты секвенирования показали богатую метаболическую историю микробиома солоида грота, сформированного как культурный слой стоянки древних охотников. Вероятно, что там были накоплены сложные и богатые субстраты в результате человеческой деятельности, на которых развивалось микробное сообщество с доминированием видов г-стратегов. С помощью анализа матрицы непараметрических корреляций было выявлено около 100 видов бактерий, в наибольшей степени влияющих на формирование солоида грота (коэффициенты Спирмена от 0.73 до 1.0) (табл. S2). Некоторые виды потенциально могут быть связаны с деятельностью человека, например, представители филума *Chlamydiae* семейства *Parachlamydiaceae* и филума *Firmicutes* класса *Clostridia* семейства *Lachnospiraceae* рода *Blautia*. Известно, что род *Blautia* – анаэробные бактерии с пробиотическими характеристиками, широко встречающихся в фекалиях и кишечнике млекопитающих [36]. Следовательно, имеем дело с законсервированным ДНК, поэтому необходимо с осторожностью относиться к результатам молекулярно-генетического анализа, так как они показывают прошлое экосистемы, а не настоящий метаболический статус. Сегодня микробное сообщество солоида грота не обладает прежней активностью. Низкий метаболический статус обусловлен не только древностью солоида, но и условиями захоронения. Переувлажнение, возможно, являлось основным фактором, влияющим на активность бактерий-аэробов. Можно предположить, что периодическое затопление грота приводило к реакции микроорганизмов на стресс и переходу в неактивное, анабиозное состояние.

Анализ таксономической структуры микробиома минерального горизонта Вм пещеры показал, что ДНК на 96.5% было представлено бактериями филума *Actinobacteria*, 1.5% – филума *Proteobacteria*, 0.9% – *Chloroflexi* (рис. 4-III). При этом было выявлено 5 доминантных видов бактерий, а в числе

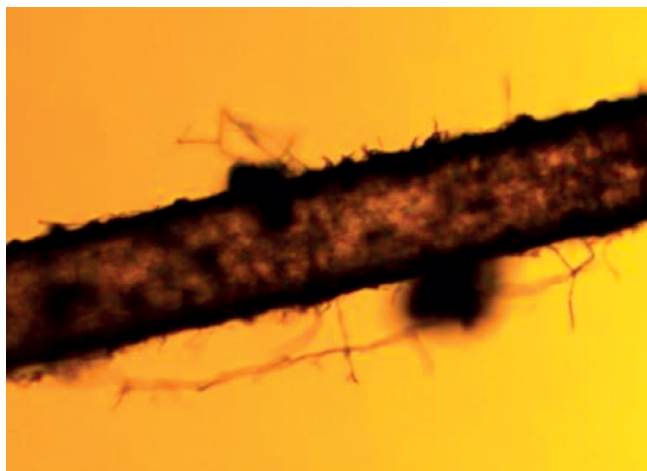


Рис. 5. Кератинофильные грибы солоидов Ахштырской пещеры на волосе современного человека, используемого в качестве приманки.

минорных компонентов бактериального сообщества присутствовали представители термофильных бактерий класса *Thermoleophila*, семейств *Gaiellaceae* (0.1%) и *Solirubrobacterales* (0.4%). Отмечено снижение всех показателей видового разнообразия: число ОТЕ в микробиоме горизонта Вм ниже в 7.3 раза, индекс Шеннона – в 2.8 раза по сравнению с фоном. Вместе с тем именно микробное сообщество минерального горизонта солоида пещеры характеризовалось наибольшими значениями показателей функционального биоразнообразия (*W*, *N*) и более высокой интенсивностью поглощения субстратов по сравнению фоновыми почвами. Таким образом, снижение видового разнообразия микробиома не сопровождалось уменьшением метаболической активности, при этом увлажнение древнего горизонта Вм имело здесь основное значение.

Присутствие в древних солоидах и современных фоновых почвах видов (филум *Actinobacteria*, класс *Thermoleophila*), относящиеся к специфической группе микроорганизмов, обладающих чувствительностью к температурному фактору (мезо- и термофилы), позволило предположить благоприятные климатические условия в периоды их формирования. В ранее опубликованной работе [33] показана возможность применения видов класса *Thermoleophila*, семейства *Gaiellaceae* в качестве хроноиндикаторов аллювиальных почв субтропической зоны, доля ДНК которых снижается пропорционально возрасту почв (рис. 4-II, 4-V).

Биотехнологический потенциал солоидов. Большой интерес представляли доминантные виды, известные в биотехнологии, как продуценты биологически активных веществ: антибиотиков, ферментов, веществ, обладающих противовирусной

активностью и др. Так, в микробиоме древнего солоида грота доминировали представители рода *Janthinobacterium* (1.5%) известные своими бактерицидными, фунгицидными и вирицидными свойствами благодаря высокому содержанию виолацеина в клетках [29], рода *Lysobacter* (1.2%) – продуцентов антибиотиков, гидролитических ферментов, летучих веществ и органических веществ, участвующих в индукции механизмов защиты растений [17], рода *Mycoplana* (1.07%), способных осуществлять активный гидролиз гербицидов в составе микробных консорциумов [20] (рис. 4–V).

Представители рода *Chitinophaga* (0.1%) известны как продуценты нового антибиотика фальцитидина, обладающего активностью в отношении малярии [12]. Присутствие этих микроорганизмов в солоидах и почвах малярийной зоны выглядело вполне естественно.

Можно предположить, что реликтовые солоиды Сочинского черноморского побережья являются источником бактерий с прикладными свойствами, а значит, обладают биотехнологическим потенциалом.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Опробован и представлен комплексный методологический подход в изучении структурно-функционального состояния микробных сообществ разновозрастных солоидов аллювиального типа, сформированных в условиях горного рельефа влажно-субтропической зоны черноморского побережья.

Комплексная оценка древних солоидов позволила прогнозировать благоприятные условия климата, в которых формировались почвы периодов плейстоцена и голоцена (грот Ахцу 8.3 тыс л.н., Ахштырская пещера 24.5 тыс.л.н.), подтвердить присутствие древнего человека, основной деятельностью которого являлась охота, а также выделить увлажнение как наиболее важный фактор, влияющий на процесс диагенеза (старения) почв.

Показана возможность применения видов класса *Thermoleophilia*, семейства *Gaiellaceae*, доля ДНК которых снижается пропорционально возрасту почв, в качестве хроноиндикаторов аллювиальных почв субтропической зоны.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Публикация подготовлена в рамках реализации государственного задания ФИЦ СЦ РАН FGRW-2024-0004 №1022040700994-8-1.5.4;1.5.5;1.5.8;1.5.10

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии у них конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Онлайн версия содержит дополнительные материалы, доступные по адресу <https://doi.org/10.31857/S0032180X24020083>

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Андронов Е.Е., Иванова Е.А., Першина Е.В., Орлова О.В., Круглов Ю.В., Белимов А.А., Тихонов И.А. Анализ показателей почвенного микробиома в процессах, связанных с почвообразованием, трансформацией органического вещества и тонкой регуляции вегетационных процессов // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2015. Вып. 80. С. 83–94.
2. Борисов А.В., Петерс С., Чернышева Е.В., Коробов Д.С., Рейнхольд С. Химические и микробиологические свойства культурных слоев поселений кобанской культуры (XIII IX вв. до н.э.) в окрестностях г. Кисловодска // Вестник археологии, антропологии, этнографии. 2013. № 4 (23). С. 142–153.
3. Горленко М.В., Кожевин П.А. Мультисубстратное тестирование природных микробных сообществ. М.: МАКС Пресс, 2005. 87 с.
4. Горячкин С.В. География экстремальных почв и почвоподобных систем // Вестник РАН. 2022. Т. 92. № 6. С. 564–571. <https://doi.org/10.31857/S0869587322060056>
5. Демкина Т.С. Пространственно-временная динамика состояния микробных сообществ почв степей Волго-Донского междуречья // Аридные экосистемы. 2020. Т. 26. № 1(82). С. 76–83.
6. Каширская Н.Н., Хомутова Т.Э., Кузнецова Т.В., Шишлина Н.И., Борисов А.В. Динамика химических и микробиологических свойств почв пустынно-степной зоны юго-востока русской равнины во второй половине голоцена (IV тыс. до н.э. – XIII в.н.э.) // Аридные экосистемы. 2018. Т. 24. № 1 (74). С. 52–61.
7. Каширская Н.Н., Чернышева Е.В., Хомутова Т.Э., Дущанова К.С., Потапова А.В., Борисов А.В. Археологическая микробиология: теоретические основы, методы и результаты // Российская археология. 2021. № 2 С. 7–18. <https://doi.org/10.31857/S086960630010975-1>
8. Классификация почв России. Смоленск: Ойкумена, 2008. 242 с.
9. Ковалева Н.О., Столпникова Е.М. Вулканические почвенные толщи Малого Кавказа как архив раннеплейстоценовой палеоэкологической информации // Палеонтологический журнал. 2020. 54. С. 872–881.
10. Кулаков С.А., Кизилев А.С., Дятлов А.С. Открытие нового памятника мезолита в Сочинском Причерноморье // Археологические открытия. 2015. Т. 2015. С. 233–234.

11. Кулаков С.А., Кулькова М.А. Предварительная корреляция результатов стратиграфического и литолого-минералогического изучения отложений Ахштырской пещерной стоянки. Палеолит и мезолит Восточной Европы: М., 2011. С. 59–77.
12. Манучарова Н.А., Чепцов В.С., Белов А.А., Воробьева Е.А., Зенова Г.М., Степанов А.Л. Почва как природный банк микробного разнообразия: новые подходы и актуальные аспекты // Вестник Российского фонда фундаментальных исследований. 2020. Т. 106. № 2. С. 88–100.
13. Пат. № 2335543 С2 РФ, МПК С12Q 1/02. Способ мультисубстратного тестирования микробных сообществ и его применение.
14. Практикум по агрохимии / Под ред. Минеева В.Г. М.: Изд-во МГУ, 2001. 687 с.
15. Практикум по микробиологии / Под ред. Нетрусова А.И. М.: Издательский центр “Академия”, 2005. 608 с.
16. Рябогина Н.Е., Якимов А.С. Палинологические и палеопочвенные исследования на археологических памятниках: анализ возможностей и методика работ // Вестник археологии, антропологии и этнографии (палеоэкология). 2010. № 2 (13). С. 186–200.
17. Салливан Р.Ф., Холтман М.А., Зилстра Дж.Дж.Дж., Уайт Дж.Ф., Кобаяши Д.Ю. Таксономическое положение двух агентов биологической борьбы с болезнями растений как Лизобактер энзимогены основан на филогенетическом анализе 16S рДНК, составе жирных кислот и фенотипических характеристиках // Журнал прикладной микробиологии. 2003. № 94. С. 1079–1086.
18. Таргульян В.О., Бронникова М.А. Память почв: теоретические основы концепции, современное состояние и перспективы развития // Почвоведение. 2019. № 3. С. 259–275.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X19030110>
19. Турчинская С.М., Семиколенных А.А., Мазина С.Е., Зазовская Э.П. Изотопный состав углерода и азота компонентов подземных карстовых геосистем на примере экскурсионных пещер Предуралья и Кавказа // Известия Российской академии наук. Серия географическая. 2022. № 86(5). С. 715–730.
<https://doi.org/10.31857/S2587556622050132>
20. Хоробрых Р.Р., Галиулин Р.В., Галиулина Р.А., Башкин В.Н. Управление риском загрязнения водных источников из почвы гербицидом 2.4-Д // Проблемы анализа риска. 2020. № 1.
<https://doi.org/10.32686/1812-5220-2020-17-1-24-29>
21. Чернышева Е.В., Борисов А.В., Коробов Д.С. Биологическая память почв и культурных слоев археологических памятников. М.: ГЕОС, 2016. 245 с.
https://www.rfbr.ru/rffi/ru/books/o_1968437
22. Brockman F.J., Kieft T.L., Fredrickson J.K., Bjornstad B.N., Li S.W., Spangenburg W., Long P.E. Microbiology of vadose zone paleosols in south-central Washington State // Microb. Ecol. 1992. V. 23. P. 279–301.
<https://doi.org/10.1007/BF00164101>
23. Chernov T.I., Kholodov V.A., Kogut B.M., Ivanov A.L. The Method of Microbiological Soil Investigations within the Framework of the Project “Microbiome of Russia” // Dokuchaev Soil Bulletin. 2017. V. 87. P. 100–113.
<https://doi.org/10.19047/0136-1694-2017-87-100-113>
24. Chernov T.I., Zhelezova A.D., Kutovaya O.V., Makeev A.O., Tkachakhova A.K., Bgazhba N.A., Kurbanova F.G., et al. Comparative Analysis of the Structure of Buried and Surface Soils by Analysis of Microbial DNA // Microbiology. 2018. V. 87. P. 833–841.
<https://doi.org/10.1134/S0026261718060073>
25. Demkina T.S., Khomutova T.E., Kashirskaya N.N., Strelovich I.V., Demkin V.A. Microbiological investigations of paleosols of archeological monuments in the steppe zone // Eurasian Soil Sc. 2010. V. 43. P. 194–201.
<https://doi.org/10.1134/S1064229310020092>
26. Frindte K., Lehdorff E., Vlaminc S., Werner K., Kehl M., Khormali F., Knief C. Evidence for signatures of ancient microbial life in paleosols // Sci Rep. 2020. V. 10. P. 16830.
<https://doi.org/10.1038/s41598-020-73938-9>
27. Marfenina O.E., Gorbatovskaya E.V., Gorlenko M.V. Mycological Characterization of the Occupation Deposits in Excavated Medieval Russian Settlements // Microbiology. 2001. V. 70. P. 738–742.
<https://doi.org/10.1023/A:1013152202535>
28. Margesin R., Siles J.A., Cajtham T., Öhlinger B., Kistler E. Microbiology Meets Archaeology: Soil Microbial Communities Reveal Different Human Activities at Archaic Monte Iato (Sixth Century BC) // Microbial Ecology. 2017. V. 73(4). P. 925–938.
<https://doi.org/10.1007/s00248-016-0904-8>
29. Pantanella F., Berlutt F., Passariello C., Sarl, S., Morea C., Schippa S. Violacein and biofilm production in *Janthinobacterium lividum* // J. Applied Microbiology. 2007. V. 102(4). P. 992–999.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2006.03155.x>
30. Peters S., Borisov A.V., Reinhold S., Korobov D.S., Thiemeyer H. Microbial characteristics of soils depending on the human impact on archaeological sites in the Northern Caucasus // Quaternary International. 2014. V. 324. P. 162–171.
<https://doi.org/10.1016/j.quaint.2013.11.020>
31. Semenov M.V., Chernov T.I., Zhelezova A.D., Nikitin D.A., Tkachakhova A.K., Ivanova E.A., Xenofontova N.A. et al. Microbial Communities of Interglacial and Interstadial Paleosols of the Late Pleistocene // Eurasian Soil Sc. 2020. V. 53. P. 772–779.
<https://doi.org/10.1134/S1064229320060101>
32. Siles J.A., Öhlinger B., Cajtham T., Kistler E., Margesin R. Characterization of soil bacterial, archaeal and fungal communities inhabiting archaeological human-impacted layers at Monte Iato settlement (Sicily,

- Italy) // Sci Rep. 2018. V. 8. P. 1903.
<https://doi.org/10.1038/s41598-018-20347-8>
33. *Zakharikhina L.V., Rogozhina E.V., Kizilov A.S.* Paleosols of archaeological sites in the sochi black sea coast // Nveo-Natural Volatiles Essential Oils Journal Nveo. 2021. P. 8004–8036.
<https://www.nveo.org/index.php/journal/article/view/1668>
34. *Zhao X.R., Wu H.-Y., Song X.-D., Yang S.-H., Dong Y., Yang J.-L., Zhang G.-L., et al.* Intra-horizon differentiation of the bacterial community and its co-occurrence network in a typical Plinthic horizon // Science of The Total Environment. 2019. T. 678. P. 692–701.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.305>
35. *Felis G.E., Dellaglio F.* Taxonomy of Lactobacilli and Bifidobacteria // Curr. Issues Intest. Microbiol. 2007. V. 8(2). P. 44–61. PMID: 17542335
36. *Liu X., Mao B., Gu J., Wu J., Cui S., Wang G., Zhao J., Zhang H., Chen W.* Blautia-a new functional genus with potential probiotic properties? // Gut Microbes. 2021 V. 13. P. 1875796.
<https://doi.org/10.1080/19490976.2021.1875796>

Structural and Functional State of Microbial Communities of Ancient Soloids of Archaeological Monuments of the Black Sea Coast of Russia

E. V. Rogozhina^{1, *}, L. V. Zakharikhina¹, A. S. Kizilov¹, and M. V. Gorlenko²

¹*Subtropical Scientific Centre of the Russian Academy of Sciences, Sochi, 354002 Russia*

²*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

**e-mail: rogozhinaew@yandex.ru*

A comprehensive assessment of the structural and functional state of microbial communities of multi-temporal buried ancient soloids (a soil-like formation similar to soil but without genetically formed horizons) in open archaeological pits of ancient human sites located in the middle reaches of the Mzymta River on the Sochi Black Sea coast in the Akhtsu Grotto and Akhshtyrskaya Cave was carried out. Changes in the functional biodiversity of ancient soloids compared to the background (alluvial soils that form in close proximity to the studied soloids and have similar mesomorphological properties) are noted: a decrease in the specific metabolic work (W) of microbial communities by 1.2 times according to the method of multisubstrate testing and an increase in the instability of paleomicrobial systems according to the index of the rank distribution of the spectra of consumption of substrates $d > 1$, which is typical for irreversibly damaged systems. The microbial community of ancient soloids has undergone a number of changes associated with anthropogenic activity. The analysis of the main absorption spectrum of substrates (MST method) showed that the microbial community of the soloid of the Akhtsu Grotto is oriented towards more intensive consumption of alcohols and amino acids, which suggests that organic matter of animal origin entered the cultural layer of the ancient human site. In the microbiome of the soloid of the Akhshtyrskaya cave the presence of lactotococci and bifidobacteria was found, which are extremely rare in soil and develop in conditions of excess carbohydrates on rich complex media, such as fermented meat and plant residues. Also, an increase in the content of keratinolytic fungi capable of decomposing keratin of hair, wool, feathers, etc. was found in the cultural layer of the cave site. Prokaryotic taxonomy in all the studied soils, with or without anthropogenic impact, was characterized by the predominance of the members of the *Thermoleophilia* clade and the families *Gaiellaceae* and *Solirubrobacterales*. Considering that these species require positive temperatures to develop, it suggests that the soils were formed in a mild climate. The Akhtsu grotto paleosols are a promising source of bacteria (genera *Janthinobacterium*, *Lysobacter*, *Chitinophaga*) that may have biotechnological potential.

Keywords: bioindicators, paleoclimate, activity of prehistoric humans

УДК 631.4

ВЛИЯНИЕ ЛЕСОМЕЛИОРАЦИИ НА ЗАПАСЫ УГЛЕРОДА И ДЫХАНИЕ ПОЧВ ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ ЭКОСИСТЕМ ЮЖНОЙ КАРЕЛИИ

© 2024 г. В. Б. Придача^{а, *}, Г. В. Ахметова^{а, **}, Д. Е. Семин^а^аИнститут леса КарНЦ РАН, ул. Пушкинская, 11, Петрозаводск, 185910 Россия

*e-mail: pridacha@krc.karelia.ru

**e-mail: akhmetovagv@gmail.com

Поступила в редакцию 28.05.2023 г.

После доработки 25.09.2023 г.

Принята к публикации 26.09.2023 г.

Представлены результаты исследований динамики запасов почвенного углерода, эмиссии CO₂ и микробного дыхания почвы в ходе посттехногенной сукцессии при проведении лесной рекультивации песчано-гравийного карьера в Южной Карелии. В июле 2021 и 2022 гг. исследованы почвы территорий разных вариантов рекультивации. В 1991 г. на участках были посажены однолетние сеянцы сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.): 1) в песчано-гравийный минеральный грунт (ПП 1, ПП 2); 2) в улучшенный торфом субстрат (ПП 3). Контролем служили естественные почвы – подбуры (Entic Podzol) ненарушенного сосняка брусничного (ПП 4). Определяли общее содержание (органического) углерода, микробную активность (методом базального и субстрат-индуцированного дыхания в лабораторных условиях), эмиссию CO₂ с поверхности почв в полевых условиях. Проведенная оценка свойств посттехногенных почв выявила сходство исследуемых показателей реплантозема ПП 3 и подбура оподзоленного ПП 4, что свидетельствует о положительном влиянии торфяного субстрата на процессы восстановления почвенно-растительного покрова песчано-гравийного карьера. Большие значения запасов углерода (в 6–10 раз) и потоков CO₂ (в 2–4 раза) с поверхности реплантозема (Umbric Leptosol (Novic)) ПП 3 относительно псаммоземов (Skeletal Leptosol) ПП 1 и ПП 2 были обусловлены как интенсивно происходящими процессами накопления органического вещества, так и внесением при посадке растений богатого питательными веществами и диаспорами растений торфяного субстрата. В условиях ПП 1 и ПП 2 отмечены наименьшие величины запасов почвенного углерода, эмиссии CO₂, микробной активности и продуктивности насаждений по сравнению с ПП 3 и ПП 4. Для более точных прогнозных оценок динамики исследуемых показателей нарушенных почв необходимо учитывать их пространственную и временную изменчивость.

Ключевые слова: депонирование углерода, эмиссия CO₂, нарушенные земли, лесная рекультивация, факторы среды

DOI: 10.31857/S0032180X24020092, **EDN:** XYCGQR

ВВЕДЕНИЕ

Почвенный покров, находящийся в непосредственном контакте с атмосферой, гидросферой, литосферой и растительным покровом, занимает ключевую позицию в круговороте биогенных элементов на планете [15]. Являясь крупнейшим хранилищем углерода, лесные почвы играют важную роль в поддержании экосистемных услуг, сохранении биоразнообразия, смягчении последствий глобального изменения климата [51]. Интенсивности депонирования углерода и, напротив, эмиссии CO₂ с поверхности почв являются важнейшими

показателями углеродного баланса наземных экосистем [21, 57]. По последним оценкам, глобальное дыхание почв наземных экосистем варьирует от 68 до 109 Гт С/год [49, 52], что вызывает значительную неопределенность вклада составляющих глобального углеродного баланса.

Стабильность углеродного баланса почв определяется климатическими факторами и характером землепользования [25, 53, 58, 60, 64]. Например, в засушливые годы баланс углерода в почвах может быть положительным и приводить к увеличению запасов углерода за счет уменьшения

минерализационных потерь [24, 45]. На фоне повышения влагообеспеченности почв в последующие годы потери углерода в результате усиления минерализации могут возрасти, вследствие чего общий баланс в почвах будет отрицательным. Изменение баланса углерода за более продолжительные временные интервалы может быть совсем незначительным, поскольку реагировать на изменение погодных условий в первую очередь будет активный пул почвенного углерода, доля которого невелика [36]. Отмечено, что наличие осадков в засушливый период способствует увеличению скорости гетеротрофного дыхания, а их недостаток приводит к снижению биомассы корней и скорости автотрофного дыхания [47].

Многообразие методических подходов для моделирования динамики почвенного углерода приводит к существенным различиям в оценке его содержания в зависимости от региона и типа почв [3, 60]. Так, запасы углерода в метровых толщах почв в естественных лесных биогеоценозах Республики Карелия значительно варьировали в зависимости от их типа и степени гидроморфизма, и составили в сосняках и ельниках 24–434 и 39–402 т/га соответственно [9]. Общий поток CO_2 с поверхности почвы в средневозрастном сосняке черничном в Южной Карелии с мая по сентябрь составил 0.8–6.8 г $\text{CO}_2/(\text{м}^2 \text{ сут})$, где дыхание почвы (35–76%) преобладало над поглощением CO_2 напочвенным покровом (5–23%) [39]. Кроме того, в условиях среднетаежной подзоны Карелии выявлен вклад гетеротрофного дыхания (55–77%) в общую эмиссию CO_2 с поверхности ненарушенных почв сосняка брусничного [30], а также изменения характеристик микробиологической активности, оказывающих влияние на дыхание почвы, для трансформированных почв [10, 16, 17, 29]. На примере альфегумусовых почв контрастных видов землепользования показано 2–3-кратное увеличение содержания углерода микробной биомассы в почвах средневозрастного сосняка относительно почв пашни и сенокоса [17]. В ходе пирогенной сукцессии хвойного древостоя установлено усиление в 1.3–2.4 раза базального дыхания в верхних горизонтах лесных почв [29]. Отмечено, что после сплошных рубок среднетаежных сосняков наибольшая трансформация органического вещества лесных подстилок подзолов происходит при достижении формирующимися древостоями 7-летнего возраста [10, 16].

Интенсивное антропогенное воздействие на наземные экосистемы вызывает существенные изменения структуры почвенного покрова и свойств почв [2, 7, 28], а также процессов депонирования углерода и его эмиссии с поверхности почвы [19, 53, 58]. Кроме того, нарушенные земли, затронутые интенсивным антропогенным воздействием, становятся более уязвимыми к изменениям

климата [57]. Согласно оценкам 2021 г., на территории Арктической зоны Российской Федерации площадь нарушенных горнодобывающими предприятиями земель составляет 185 тыс. га [33]. В Карелии по состоянию на 1 января 2021 г. площадь нарушенных земель, требующих посттехногенной рекультивации почв и восстановления растительных сообществ, составляет 19.4 тыс. га [13]. Известно, что восстановление почвенного и растительного покрова на нарушенных землях после добычи минеральных ископаемых открытым способом представляет собой серьезную проблему [8, 37, 38], поскольку в бореальной зоне даже относительно небольшие изменения режима землепользования могут иметь значительные последствия для глобального цикла углерода.

Восстановление почвенно-растительного покрова техногенных земель тесно связано с процессами образования органического вещества и его накопления в почвах [1, 28], которые наиболее активно происходят на начальных этапах почвообразования. Вместе с тем интенсивность накопления углерода и других биогенных элементов значительно зависит от факторов почвообразования. Использование различных подходов лесной рекультивации может значительно ускорить эти процессы [38, 44, 55]. Отмечают также, что лесовосстановление, как правило, способствует накоплению углерода в почве, смягчая таким образом последствия повышенного содержания CO_2 в атмосфере [44, 63]. Вместе с тем исследования о составляющих углеродного баланса в ходе посттехногенной сукцессии почв таежной зоны немногочисленны [1, 14, 26, 34].

Цель исследования — оценка динамики запасов почвенного углерода, эмиссии CO_2 и микробного дыхания почвы в ходе посттехногенной сукцессии при проведении лесной рекультивации песчано-гравийного карьера (ПГК) в условиях среднетаежной подзоны Карелии. Экспериментальные данные, полученные в условиях начального почвообразования на посттехногенных землях, позволят оценить интенсивность процессов образования, депонирования и эмиссии почвенного углерода при использовании различных методов рекультивации.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Природно-климатические условия и почвы. Исследование проводили в европейской части средней тайги на территории отработанного карьера по добыче песчано-гравийного материала (Южная Карелия, 62.101917 N, 33.969944 E) в июле 2021–2022 гг. Климат в районе исследования относится к субарктическому типу [61] с преобладанием воздушных масс атлантического и арктического происхождения. На территории Карелии в среднем за год выпадает 550–750 мм

Таблица 1. Температура воздуха и количество осадков в районе исследования в период с мая по сентябрь 2021 и 2022 гг. по данным метеостанции “Кондопога” (<https://rp5.ru>)

Месяц	Температура воздуха, °С				Осадки			
	среднемесячная		отклонение (Δ) от нормы		сумма, мм		% от нормы	
	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022
Май	9.4	7.6	0.5	–1.3	78	74	163	154
Июнь	19.2	15.3	5.1	1.2	19	79	31	130
Июль	20.3	19.1	3.2	2.0	32	77	39	94
Август	15.4	18.3	0.4	3.3	103	81	127	100
Сентябрь	8.3	8.8	–1.7	–1.2	62	97	105	164
Среднее за сезон	14.5	13.8	1.5	0.8	59	82	93	128

осадков [31], их максимум приходится на теплый период (350–400 мм). Среднегодовая температура воздуха составляет $+3.6^{\circ}\text{C}$, колеблется от $+17.1^{\circ}\text{C}$ (июль) до -8.4°C (январь) для периода с 1991 по 2020 гг. [31]. Средняя температура воздуха за вегетационный период (май–сентябрь) составляет $+13^{\circ}\text{C}$. В районе проведения исследований вегетационный период 2021 г. характеризовался в июне–июле высокими аномалиями температуры воздуха от климатической нормы ($3.2 < \Delta T_{\text{мес}} < 5.1$) и дефицитом осадков (31–39%) на фоне длительной атмосферной засухи (табл. 1). Теплый в целом сезон 2022 г. ($0.7 < \Delta T_{\text{сез}} < 0.8$) отличался избытком осадков (128%) относительно предыдущего года (82%).

Район исследования расположен в юго-восточной краевой части древнего докембрийского Фенноскандинавского кристаллического щита [35]. Четвертичные отложения представлены флювиогляциальными формами рельефа – узкими озовыми грядами, сложенными песком и гравием. По почвенно-географическому районированию территория относится к Карельской провинции зоны подзолистых почв, глееземов и подзолов средней тайги Европейско-Западно-Сибирской таежно-лесной почвенно-климатической области [32].

Объект исследования – почвы отработанного ПГК общей площадью 4 га и сопредельного ненарушенного 110-летнего сосняка брусничного. После окончания эксплуатации карьера в мае 1991 г. проведена рекультивация территории – посадка однолетних сеянцев сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) на предварительно выровненном участке площадью 2 га [20]. Тогда же на участке площадью около 0.5 га сеянцы высаживали в песчаный техногенный грунт, на поверхность которого предварительно вносили торфяной субстрат. Оценку физико-химических свойств и биологической активности почвы проводили спустя 30 лет в июле 2021–2022 гг. на трех модельных участках (размер

каждого 25×40 м) с разными вариантами рекультивации: 1) посадка сосны в песчано-гравийный минеральный грунт – пробные площади (ПП) 1 и 2; 2) в улучшенный торфом субстрат – ПП 3 (рис. 1). Из-за неоднородности напочвенного покрова ПП 3, дополнительно выделяли микросайты с доминированием зеленых мхов и черники (ПП 3-1), и злаковой растительности (ПП 3-2) (табл. 2). Контролем послужили естественные почвы ненарушенного 110-летнего сосняка брусничного (ПП 4, 30×40 м), оставшегося от существовавшего на данной территории до начала разработки карьера лесного насаждения. Характеристика пробных площадей – информация о полноте древостоя, видовом составе напочвенного покрова, морфологическое описание почв, приведена в работе [20].

Методы исследования почвенных свойств. Для исследования физико-химических свойств почв на каждой ПП были заложены полнопрофильные почвенные разрезы (до материнской породы) в 3-кратной повторности и ряд прикопок (охватывающие два верхних минеральных горизонта) в 7-кратной повторности. Отбор почвенных образцов проводили по генетическим горизонтам. В лабораторных условиях почвенные образцы высушивали до воздушно сухого состояния и просеивали через сито 2 мм. Определение плотности почвы, в связи с ее высокой степенью каменистости (табл. 3), проводили с учетом доли крупнозема согласно предложенному Ф.Р. Зайдельманом методу [12]. Отбор образцов лесной подстилки для определения ее запасов проводили в 7-кратной повторности при помощи рамки размером 20×20 см. В лабораторных условиях подстилку высушивали до воздушно сухого состояния и взвешивали. Рассчитывали коэффициент гигроскопичности для перевода в абсолютно сухой вес.

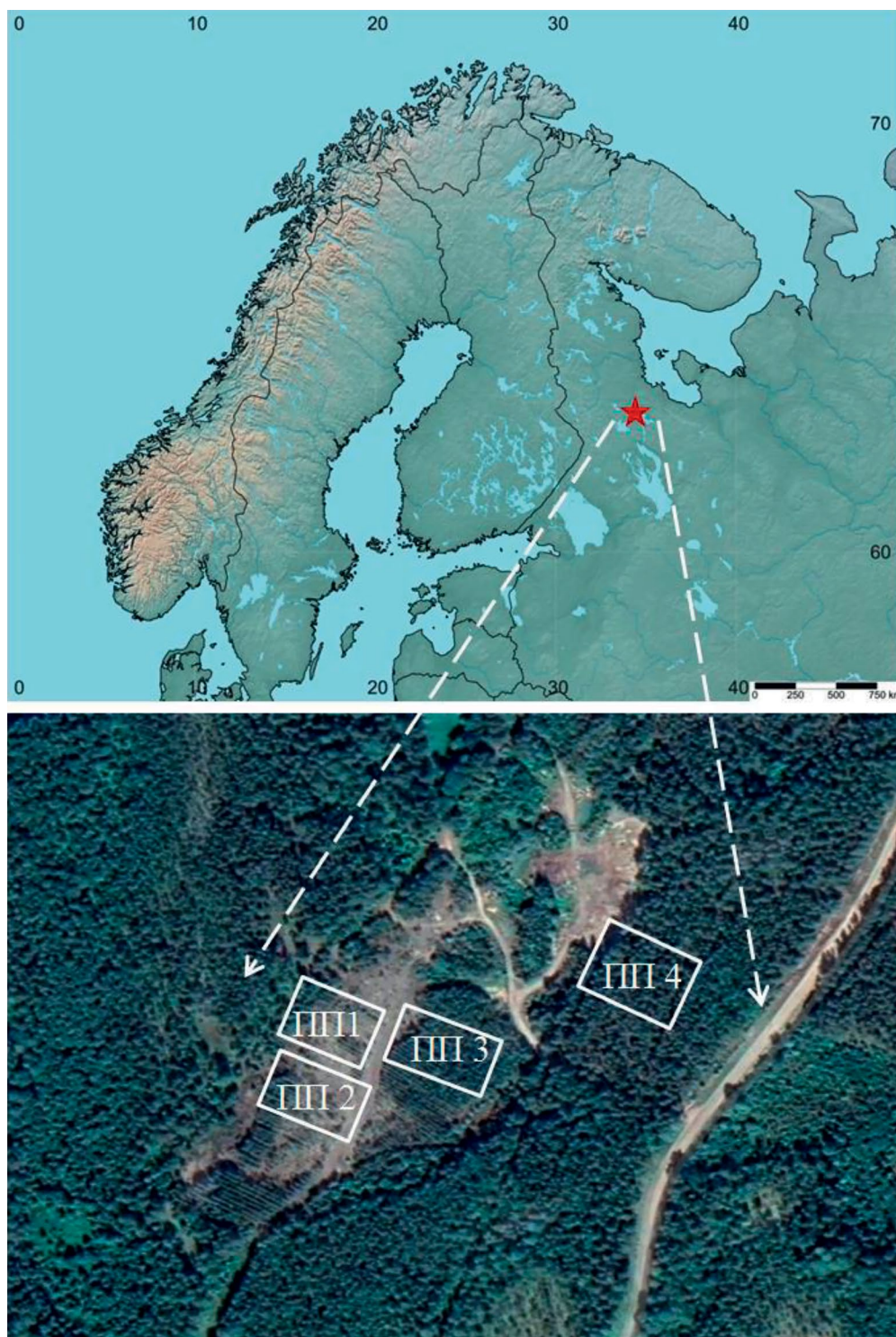


Рис. 1. Местоположение пробных площадей в районе исследования.

Определение содержания органического углерода (soil organic carbon, SOC, %) и общего азота (total nitrogen, TN, %) в почвенных образцах проводили с помощью элементного анализатора PE-2400 (Perkin Elmer, США). Поскольку в исследуемых

почвах карбонаты отсутствуют, то содержание SOC можно принять равным содержанию общего С [36]. Запасы углерода (SOC_{stock} , т/га) лесной подстилки рассчитывали с помощью умножения запасов каждого выделенного слоя подстилки на содержание

Таблица 2. Характеристика древостоя и почвенно-растительного покрова исследуемых пробных площадей

ПП	Древостой (состав, возраст)	Живой напочвенный покров	Почвенный покров, строение профиля
1	Сосняк лишайниковый (10С, 30 лет), бонитет V.9, густота 2680 экз./га, запас древесины 12 м ³ /га	Общее проективное покрытие (ОПП) 60%, доминируют лишайники <i>Stereocaulon tomentosum</i> и <i>Cladonia</i> sp.	Псаммозем серогумусовый на песчано-гравийном грунте: АУ(0–10 см)–ВС(10–20 см)–С(ниже 20 см)
2	С. лишайниковый (10С, 30 лет), бонитет V.2, густота 3280 экз./га, запас древесины 20 м ³ /га	ОПП 50%, доминируют лишайники <i>Cladonia</i> sp. и <i>Stereocaulon tomentosum</i>	
3-1	С. черничный (10С, 30 лет), бонитет II.5, густота 2990 экз./га, запас древесины 144 м ³ /га	ОПП 90%, доминируют <i>Vaccinium myrtillus</i> L., <i>Pleurozium schreberi</i> (Brid.) Mitt, <i>Dicranum scoparium</i> Hedw.	Реплантозем серогумусовый на песчано-гравийном грунте при поверхностном внесении торфяного субстрата: О(0+1/0+0.2 см)–АУ(0–10 см)–ВС(10–25 см)–С(ниже 25 см)
3-2		ОПП 90%, доминируют <i>Calamagrostis arundinacea</i> (L.) Roth, <i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) Beauv., <i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim., <i>Dicranum</i> sp.	
4	С. брусничный (9С1Б+Е ед., 110 лет), бонитет IV.0, густота 1170 экз./га, запас древесины 346 м ³ /га	ОПП 60%, доминируют <i>Vaccinium vitis-idaea</i> L., <i>Pleurozium schreberi</i> (Brid.) Mitt	Подбур оподзоленный на песчано-гравийных флювиогляциальных отложениях: О(0+2 см)–ВFe(0–5 см)–ВF(5–25 см)–ВС(25–50 см)

Примечание. Глубина минеральных горизонтов приведена без учета мощности лесной подстилки.

Таблица 3. Физические показатели почв исследуемых пробных площадей природно-техногенных территорий среднетаежной подзоны Карелии

Показатель	ПП 1			ПП 2			ПП 3			ПП 4		
	горизонт											
	АУ	ВС	С	АУ	ВС	С	АУ	ВС	С	ВFe	ВF	BC
Каменистость, %	31	42	36	34	45	38	17	19	37	5	11	25
Плотность, г/см³	1.5	1.6	1.7	1.6	1.7	1.8	0.9	1.5	1.6	0.8	1.2	1.4

Примечание. Названия почв и мощность их горизонтов приведены в табл. 2.

в ней углерода. Величины SOC_{stock} (т/га) минеральной части почвы рассчитывали для каждого горизонта с учетом его плотности (ρ , г/см³), мощности (h , см) и содержания углерода (SOC , %). Также учитывали степень каменистости почв (st , %), так как изучаемые почвы отличаются высоким содержанием механических частиц более 2 мм:

$$SOC_{stock} = \rho h SOC ((100 - st)/100). \quad (1)$$

Поскольку мощность горизонтов почв разных ПП различается, сравнивали SOC_{stock} в фиксиро-

ванном слое (0–10, 10–30, 30–50 см) всех экспериментальных участков.

Микробиологический анализ почв. Скорость базального (микробного) дыхания почвы (basal respiration, BR, мкг С/(г ч)) определяли по величине выделения CO₂ почвой (корни удалены просеиванием через сито с ячейками 2 мм) после 7 сут предварительной инкубации при температуре воздуха 22°C и 60% полевой влагоемкости [5, 6] с помощью портативного газоанализатора на базе инфракрасного сенсора AZ 7722 (AZ Instrument Corp., Тайвань). Содержание углерода микробной

биомассы в почве (C_{mic} , мкг С/г почвы) определяли методом субстрат-индуцированного дыхания с учетом величины выделения CO_2 из почвы после обогащения ее глюкозой из расчета 10 мг/г почвы (substrate-induced respiration, SIR, мкл CO_2 /(г почвы ч)) и рассчитывали по формуле [40]:

$$C_{mic} = SIR40.04 + 0.37. \quad (2)$$

Коэффициент микробного дыхания (QR) рассчитывали согласно работе [11] как отношение скоростей выделения CO_2 из необогащенной почвы (BR) и почвы, в которую внесен избыток глюкозы (SIR).

Эмиссию CO_2 с поверхности почвы измеряли методом закрытых камер с помощью портативного инфракрасного газоанализатора LI-8100A (LI-Cor Inc., США). Полевые исследования почвенной эмиссии на всех ПП проводили с 12 до 16 ч в июле 2021 и 2022 гг. в дни без осадков с периодичностью 4 раза в месяц. Для проведения измерений на каждой ПП устанавливали по 6 колец из поливинилхлорида диаметром 20 см и высотой 12 см на глубину 6 см. Кольца устанавливали в межкрупной зоне деревьев между растениями травяно-кустарничкового яруса. Расстояние между кольцами составляло 3–5 м. Измерения величины потока CO_2 с поверхности почв проводили в течение 90 с с интервалом в 30 с между измерениями согласно штатной конфигурации прибора [54] в 3-кратной повторности для каждого кольца. Температуру почвы и объемную влажность почвы в корнеобитаемом слое (0–20 см) регистрировали с помощью датчиков температуры почвы (Omega, США) и объемной влажности почвы ECH₂O EC-5 (Decagon Devices, Inc., США) возле каждого кольца в момент измерения эмиссии CO_2 . Принцип работы датчиков влажности почвы ECH₂O EC-5 (Decagon Devices, Inc., США) основан на регистрации диэлектрической проницаемости почвы [54].

Статистический анализ. Статистическую обработку данных проводили с использованием программы Statistica 13.3 (TIBCO Software Inc., США). Статистически значимыми считали различия при $p < 0.05$. Для оценки существенных различий между средними величинами использовали критерий Тьюки и непараметрический критерий Мана-Уитни. Оценку влияния фитоценологических условий и года исследования на почвенную эмиссию CO_2 , температуру и объемную влажность почв проводили с помощью двухфакторного дисперсионного анализа. Анализ взаимосвязи между почвенной эмиссией CO_2 и температурой почв проводили с помощью коэффициентов корреляции Пирсона. На диаграммах и в таблицах приведены средние значения и их стандартные ошибки.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Содержание углерода и азота в почве. Применение различных методов рекультивации территории ПГК оказало значительное влияние на содержание в почве главных биофильных элементов – С и N. Для псаммоземов ПП 1 и ПП 2 по сравнению с почвами ПП 3 и ПП 4 отмечены наименьшие значения SOC (табл. 4) в верхнем минеральном горизонте ($p < 0.05$), его распределение по профилю носит равномерно-аккумулятивный характер – постепенное снижение с глубиной. Величины SOC в исследуемых посттехногенных почвах соотносятся со значениями таковых в почвах, формирующихся на отвалах песчаных карьеров в Республике Коми в условиях искусственного лесовосстановления сосны [27]. Отмечено, что содержание углерода в посттехногенных почвах может быть использовано в качестве индикатора восстановления экосистемы [48, 62]. По сравнению с почвами контрольного участка ПП 4, в почвах ПП 1 и ПП 2 по прошествии 30 лет после начала восстановления в верхних минеральных горизонтах содержание SOC и TN на порядок ниже, что связано с небольшим количеством опада и скудной напочвенной растительностью. Соотношение SOC/TN в почвах ПП 1 и ПП 2 широкое – более 30, что, очевидно, связано с низким качеством опада, который представлен хвоей и лишайниковой растительностью.

В реплантоземах ПП 3-1 и ПП 3-2, напротив, отмечено высокое содержание SOC относительно такового на ПП 1 и ПП 2. Однако относительно контрольных почв ПП 4, маломощная лесная подстилка ПП 3-1 и ПП 3-2 отличается более низкими значениями содержания SOC – в 1.4 и 1.2 раза соответственно ($p < 0.05$). При этом в верхних минеральных горизонтах почв ПП 3-1 и ПП 3-2 содержание SOC достигает схожих значений с природными фоновыми почвами ПП 4 ($p > 0.05$). Распределение SOC по профилю почв ПП 3-1 и ПП 3-2 носит регрессивно-аккумулятивный характер – резкое снижение с глубиной. Подобная закономерность характерна и для TN – максимальные значения отмечены в подстилке (1%) и верхнем подподстилочном минеральном горизонте (0.3–0.6%) ПП 3-1 и ПП 3-2. Величина соотношения SOC/TN в почвах ПП 3 меньше относительно таковой на ПП 1 и ПП 2, что также свидетельствует о лучших условиях трансформации органического материала и обогащении его биогенными элементами. Отмеченное более высокое накопление SOC и TN в корнеобитаемом слое реплантоземов ПП 3-1 и ПП 3-2 относительно псаммоземов ПП 1 и ПП 2 обусловлено, очевидно, положительным действием внесенного на начальном этапе формирования почв торфяного субстрата, а также доминированием высших растений в составе напочвенного покрова [20]. Как известно, появление видов

Таблица 4. Химические и микробиологические свойства почвы исследуемых участков природно-техногенных территорий среднетаежной подзоны Карелии

Горизонт (глубина, см)	SOC, %	TN, %	SOC/TN	BR, мкг С/(г ч)	QR	C _{mic} , мкг С/г	C _{mic} /SOC, %
ПП 1 (Псаммозем серогумусовый)							
AY (0–10)	0.5 ± 0.06 A	0.01 ± 0.002 A	31 ± 1.2 A	0.25 ± 0.02 A	0.03 ± 0.0 A	271 ± 10.4 A	5.63 ± 0.48 A
BC (10–20)	0.4 ± 0.03 A*	0.01 ± 0.0 A*	31 ± 2.7 A*	0.12 ± 0.02 A*	0.06 ± 0.01 A*	71 ± 2.6 A*	1.64 ± 0.36 A*
C (>20)	0.3 ± 0.03 A**	0.01 ± 0.0 A**	24 ± 2.3 A**	0.14 ± 0.02 A**	0.21 ± 0.05 A**	18 ± 1.9 A**	0.59 ± 0.15 A**
ПП 2 (Псаммозем серогумусовый)							
AY (0–10)	0.7 ± 0.04 A	0.04 ± 0.005 B	21 ± 4.6 A	0.28 ± 0.03 A	0.04 ± 0.0 A	264 ± 8.0 A	3.60 ± 0.11 B
BC (10–20)	0.6 ± 0.06 B*	0.02 ± 0.004 B*	34 ± 9.3 A*	0.22 ± 0.02 B*	0.11 ± 0.01 B*	80 ± 3.5 A*	1.39 ± 0.10 B*
C (>20)	0.4 ± 0.02 B**	0.01 ± 0.0 A**	35 ± 1.4 B**	0.25 ± 0.002 B**	0.47 ± 0.13 A**	27 ± 7.3 A**	0.34 ± 0.18 A**
ПП 3-1 (Реплантозем серогумусовый)							
O (0+1)	27.0 ± 1.1 a	1.11 ± 0.07 a	21 ± 1.4 a	31.43 ± 1.62 a	0.37 ± 0.02 a	3442 ± 187 a	1.28 ± 0.08 a
AY (0–10)	6.7 ± 0.63 B	0.34 ± 0.03 C	17 ± 1.0 B	2.72 ± 0.12 B	0.26 ± 0.02 B	416 ± 26 B	0.64 ± 0.04 C
BC (10–25)	0.8 ± 0.18 B*	0.04 ± 0.01 B*	23 ± 5.0 AB*	0.32 ± 0.03 B*	0.17 ± 0.01 C*	75 ± 6.1 A*	1.12 ± 0.16 B*
C (>25)	0.4 ± 0.05 AB**	0.01 ± 0.0 A**	33 ± 5.6 AB**	0.30 ± 0.07 C**	0.21 ± 0.05 A**	72 ± 5.5 B**	0.68 ± 0.32 C**
ПП 3-2 (Реплантозем серогумусовый)							
O (0+0.2)	32.8 ± 0.57 b	1.13 ± 0.063 a	25 ± 1.3 a	41.13 ± 3.26 b	0.28 ± 0.01 b	5768 ± 417 b	1.76 ± 0.11 b
AY (0–10)	8.3 ± 0.53 B	0.57 ± 0.04 D	13 ± 0.5 C	2.49 ± 0.18 B	0.19 ± 0.01 C	533 ± 52 B	0.64 ± 0.04 C
BC (10–25)	2.7 ± 0.52 C*	0.19 ± 0.05 C*	14 ± 1.7 A*	0.85 ± 0.11 C*	0.29 ± 0.01 D*	113 ± 13 B*	0.41 ± 0.11 D*
C (>25)	0.3 ± 0.0 A**	0.04 ± 0.0 B**	7 ± 0.0 C**	0.34 ± 0.04 C**	0.41 ± 0.05 A**	32 ± 2.2 AB**	0.99 ± 0.06 C**
ПП 4 (Подбур оподзоленный)							
O (0+2)	38.3 ± 0.98 c	0.78 ± 0.016 b	42 ± 0.6 b	39.53 ± 3.02 ab	0.22 ± 0.01 b	6491 ± 327 c	1.77 ± 0.08 b
BFe (0–5)	8.0 ± 1.51 B	0.16 ± 0.006 E	24 ± 0.1 A	5.35 ± 0.4 C	0.24 ± 0.02 B	758 ± 34 C	1.02 ± 0.14 D
BF (5–25)	1.3 ± 0.17 C*	0.04 ± 0.0 B*	24 ± 3.4 B*	1.21 ± 0.14 C*	0.23 ± 0.02 D*	247 ± 51 C*	1.34 ± 0.33 A*
BC (25–50)	0.9 ± 0.07 C**	0.03 ± 0.004 B**	22 ± 4.4 AB**	0.50 ± 0.05 C**	0.56 ± 0.06 A**	38 ± 9 A**	0.41 ± 0.06 A**

Примечание. Различные буквы указывают на значимые различия средних ($p < 0.05$) при сравнении свойств каждого горизонта между ПП (a, b, c – для лесной подстилки; A, B, C – для горизонта AY/BFe; A*, B*, C* – для BC/BF; A**, B**, C** – для C/BC).

сосудистых растений значительно стимулирует накопление гумуса в почве, по сравнению с участками, занятыми лишайниковой и моховой растительностью [28].

Запасы почвенного углерода. Сравнительная оценка SOC_{stock} на разных ПП показала его значительное варьирование в зависимости от способа рекультивации (рис. 2). В корнеобитаемом слое (0–50 см) почв ПП 1 и ПП 2 значения SOC_{stock} наиболее низкие (12–16 т С/га) относительно таковых в почвах ПП 3-1, ПП 3-2 и ПП 4 ($p < 0.05$). При этом сопоставление величин SOC_{stock} в псаммоземах выявило сходство показателя ($p > 0.05$) в верхних минеральных слоях (0–10 см) почв ПП 1 и ПП 2, и, напротив, в 1.5 раза более высокие значения SOC_{stock} в слое 10–30 см почв ПП 2 относительно таковых для ПП 1 ($p < 0.05$). Этот факт можно объяснить более высокими показателями продуктивности 30-летних культур сосны на ПП 2 [20] на фоне большей обеспеченности азотом верхних минеральных слоев, следовательно, большим количеством растительного опада относительно таковых на ПП 1.

В реплантоземе ПП 3-1 по сравнению с псаммоземами ПП 1 и ПП 2 величина SOC_{stock} значительно выше ($p < 0.05$) и сопоставима с таковой почв контроля ПП 4 (около 60–70 т/га). Важно отметить внутривертикальные различия в накоплении углерода для природных и посттехногенных почв. Так, если для почв ПП 3-1 на долю подстилки приходится 8% SOC_{stock} , то в лесной подстилке ненарушенных почв ПП 4 величина SOC_{stock} была значимо выше ($p < 0.05$) и составила 37%, что характерно для естественных лесных биогеоценозов [22, 56]. При этом в условиях ПП 3-1 большая часть углерода накапливается в верхнем минеральном наиболее гумусированном слое почвы.

Высокие значения SOC_{stock} выявлены и в почвах ПП 3-2 (около 120 т С/га). Однако на лесную подстилку на ПП 3-2 также, как на ПП 3-1, приходится небольшая доля (4%) от общих запасов. Низкий уровень SOC_{stock} в подстилках формирующихся почв ПП 3-1 и ПП 3-2, очевидно, связан с меньшей мощностью органогенного горизонта и плотностью его сложения относительно таковых для природных ненарушенных почв ПП 4. Вместе с тем

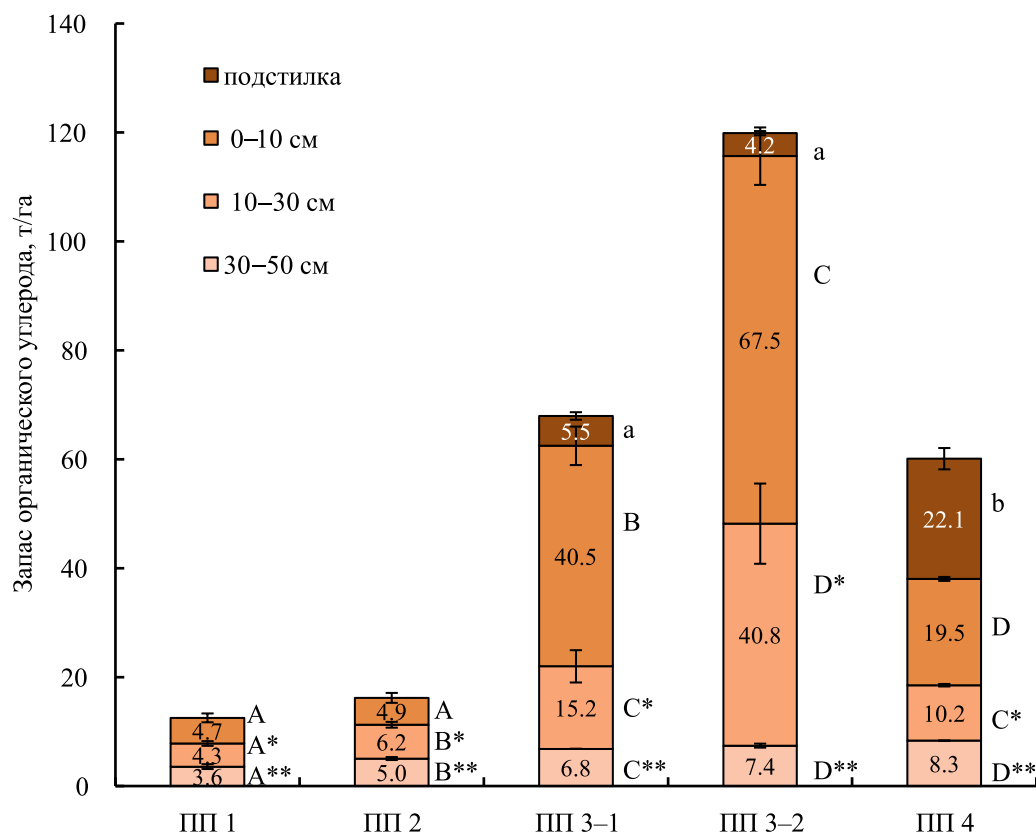


Рис. 2. Запасы углерода (SOC_{stock}) посттехногенных (ПП 1, ПП 2, ПП 3-1, ПП 3-2) и природных почв (ПП 4) среднетаежной подзоны Карелии. Различные буквы указывают на значимые различия средних ($p < 0.05$) при сравнении каждого горизонта между ПП (a, b — для слоя лесной подстилки; A, B, C, D — для слоя 0–10 см; A*, B*, C* — для слоя 10–30 см; A**, B**, C**, D** — для слоя 30–50 см).

половина запасов SOC_{stock} почв ПП 3-2 сосредоточена в минеральном слое 0–10 см. Высокие значения SOC_{stock} отмечены и для нижележащего слоя ПП 3-2 (10–30 см), что свидетельствует о большей мощности слоя почвы, в котором происходят активные процессы гумусоаккумуляции органического вещества. Ниже 30 см эти процессы резко снижают свою активность и различия в запасах углерода в слое 30–50 см всех изученных почв менее значительные. Важно отметить, что, несмотря на одинаковые начальные условия почвообразования для ПП 3-1 и ПП 3-2, более высокое накопление SOC выявлено в почвах ПП 3-2, где в составе живого напочвенного покрова доминирует злаковая растительность. Ранее показано [28], что из травянистых растений именно под злаковой растительностью с густой сетью мелких корней гумусоаккумуляция происходит наиболее активно.

Многие исследователи процессов почвообразования в посттехногенных экосистемах [1, 7, 28] также отмечают наиболее быстрое накопление органического вещества на первых этапах восстановления почвенного покрова. Однако длительность этого периода может значительно варьировать в зависимости от различных факторов, к главным из которых относятся литогенные особенности отвалов [28]. Например, на более бедных отвалах или породах почвообразовательный процесс будет более длительным, что хорошо согласуется с полученными данными о наиболее низких значениях SOC_{stock} в псаммоземах ПП 1 и ПП 2.

Скорость базального дыхания. Сопоставление интенсивности микробного (базального) дыхания почвенных образцов участков посттехногенной и ненарушенной территории выявило значительное варьирование данного показателя (табл. 4). Так, наиболее высокие значения BR отмечены для подстилок реплантоземов ПП 3, достигающие таковых для лесных подстилок естественных почв ПП 4. Вместе с тем в подстилке реплантозема ПП 3-1, сформированной под типичной для среднетаежной зоны растительностью, величина BR в 1.3 раза значимо ниже ($p < 0.05$), чем в маломощной задернованной подстилке ПП 3-2. В минеральных горизонтах посттехногенных почв диапазон значений BR значительно меньше, чем в почвах ПП 4 и составляет от 0.25–0.28 (ПП 1 и ПП 2) до 2.5–2.7 мкг С/(г ч) (ПП 3-1 и ПП 3-2). В условиях всех ПП отмечена тенденция преимущественного снижения величины BR вниз по почвенному профилю. Данные о BR микробоценоза почв позволяют оценить их потенциальную биологическую активность [4, 40]. Полученные нами результаты о BR в целом отражают ожидаемо наиболее высокую микробиологическую активность естественных почв ненарушенного сосняка брусничного относительно посттехногенных почв территории ПГК.

Углерод микробной биомассы. Как известно, C_{mic} тесно связан с SOC, так как является функционально активной частью органического вещества почвы [5, 6, 23], поэтому наблюдаются сходные закономерности изменения содержания данного показателя. В верхних минеральных слоях псаммоземов ПП 1 и ПП 2 значения C_{mic} составляют 260–270 мкг С/г, тогда как в реплантоземах ПП 3-1 и ПП 3-2 – почти в два раза выше и приближаются к значениям, характерным для почв контрольного участка ПП 4 (табл. 4). Ранее была показана чувствительность показателя C_{mic} к смене землепользования [23]. В нижележащих горизонтах почв всех исследуемых ПП уровень содержания C_{mic} , также, как SOC, резко снижается.

Доля C_{mic} в составе SOC (C_{mic}/SOC) служит показателем доступности углерода для почвенных микроорганизмов [4]. Установлено, что для почв контрольного участка ПП 4 этот показатель составляет около 1%, что считается довольно низким значением [18]. Большие значения C_{mic}/SOC говорят о высокой потенциальной доступности углерода и закреплении его в микробной биомассе [41]. Максимальное закрепление SOC в микробной биомассе выявлено в верхних горизонтах почв ПП 1 и ПП 2 (4–5%). В условиях ПП 3-1 и ПП 3-2 этот показатель значимо ниже ($p < 0.05$) и близок к показателям контрольного участка ПП 4. Отмечают также, что со временем при посттехногенном восстановлении почв отношение C_{mic}/SOC может уменьшаться [50].

Коэффициент микробного дыхания (QR) является интегральным показателем биологической активности почв, поскольку отражает одновременно изменения базального (BR) и субстрат-индуцированного дыхания (SIR), может применяться для оценки неблагоприятных условий почвы и окружающей среды [11, 42]. Для почв ПП 1 и ПП 2 получены самые низкие величины QR относительно таковых для ПП 3 и ПП 4 ($p < 0.05$), что связано с дефицитом элементов минерального питания. Самые оптимальные величины QR отмечены для минеральных горизонтов реплантоземов ПП 3-1 и 3-2 (табл. 4). Более высокие значения коэффициента (более 0.3) могут свидетельствовать о нестабильном состоянии почвенного микробного сообщества [11]. Повышенные значения QR подстилок, вероятно, можно объяснить тем, что микробное сообщество подстилки функционирует в условиях постоянного избытка доступного субстрата, поэтому величины BR и SIR органогенных горизонтов различаются в меньшей степени относительно таковых в минеральных горизонтах почв. Тогда как повышение величины QR в нижних горизонтах почв может свидетельствовать о неблагоприятных условиях функционирования микробоценоза.

Эмиссия CO_2 с поверхности почв. Проведенный анализ результатов полевых исследований дыхания

Таблица 5. Результаты двухфакторного дисперсионного анализа влияния фитоценоотических условий и года исследований на почвенную эмиссию CO₂ (ЭМ_{CO₂}), температуру почвы (T_s) и объемную влажность почвы (VWC) (слой 0–20 см)

Показатель	Фактор					
	фитоценоотические условия		год исследования		взаимодействие факторов	
	<i>p</i>	η ²	<i>p</i>	η ²	<i>p</i>	η ²
ЭМ _{CO₂} , мг CO ₂ /(м ² ч)	***	55.0	***	6.9	***	7.6
T _s , °C	***	82.4	ns	0.1	***	1.8
VWC, об.%	***	21.2	***	4.8	***	13.4

Примечание. * *p* < 0.05, ** *p* < 0.01, *** *p* < 0.001, ns— не значимо (*p* > 0.05); η² — сила влияния фактора.

с поверхности почвы и ее гидротермических характеристик в июле 2021 и 2022 гг. выявил значимое влияние как фитоценоотических условий, так и года исследований на величину почвенной эмиссии CO₂ и объемную влажность почвы (табл. 5). Исключение составила температура почвы, которая была более стабильной (*p* > 0.05) в межгодовой динамике относительно других показателей. Следует отметить, что во всех случаях на исследуемые показатели наибольшее влияние оказали фитоценоотические условия, степень влияния которых составила для дыхания почвы, температуры и объемной влажности почвы 55, 82 и 21% соответственно. Наибольшая зависимость температуры почвы от фитоценоотических условий по сравнению с другими показателями может быть обусловлена разной полнотой [20] и, соответственно, сомкнутостью полога древостоев на разных ПП, которая обеспечивает более высокую степень прогрева почвы на ПП 1 и ПП 2 с низкой сомкнутостью крон (0.3–0.4) относительно ПП 3 и ПП 4 с высокими значениями таковой (1.0–1.1).

Значимо меньшие (*p* < 0.05) величины почвенной эмиссии (рис. 3) отмечены в условиях псаммоземов ПП 1 (138.6–117.9 мг CO₂/(м² ч)) и ПП 2 (141.7–167.2 мг CO₂/(м² ч)) по сравнению с реплантоземом ПП 3 (344.9–523.5 мг CO₂/(м² ч)) и естественными почвами ПП 4 (302.9–536.4 мг CO₂/(м² ч)). Вместе с тем значения потока CO₂ с поверхности почв ПП 3 были схожими (*p* > 0.05) с таковыми на ПП 4 в оба года исследования. Факт более высоких значений дыхания почвы в посттехногенных (ПП 3) и фоновых природных условиях (ПП 4) можно объяснить как лучшим плодородием почв ПП 3 и ПП 4 относительно ПП 1 и ПП 2, так и вкладом лесной подстилки [46, 59], а также большим вкладом корневого дыхания вследствие большей биомассы корней более высокопродуктивных древостоев. Представляется вероятным и больший вклад гетеротрофного дыхания в общую эмиссию

CO₂ [43, 57] с поверхности почв ПП 3 и ПП 4, что хорошо согласуется с полученными более высокими значениями показателей функциональной активности микробоценоза почв ПП 3 и ПП 4 относительно таковых для ПП 1 и ПП 2, в частности измеренного в лабораторных условиях почвенного BR, содержания C_{mic} и коэффициента QR.

Кроме того, отмеченные различия могут быть связаны с термическим режимом почвы ПП 1 и ПП 2, температура которых в июле 2021 и 2022 г. в 1.6 раза превышала таковую почв ПП 3 и ПП 4. Проведенная оценка сопряженности изменчивости величины почвенной эмиссии CO₂ на разных ПП и температуры почвы в июле 2021 и 2022 гг. выявила значимую обратную зависимость показателей (*r* = –0.65, *p* < 0.05), ранее отмеченную и другими исследователями [57]. При этом значимой взаимосвязи величины потока CO₂ с поверхности почв и объемной влажности почвы в исследуемом градиенте экологических условий за отмеченный период выявлено не было (*p* > 0.05). Вместе с тем важно отметить значимое увеличение (*p* < 0.05) почвенного дыхания в условиях ПП 3 и ПП 4 (в 1.5 и 1.8 раза соответственно) во влажный сезон 2022 г. относительно засушливого 2021 г. Большая стабилизация значений почвенной эмиссии в межгодовой динамике в условиях ПП 1 и ПП 2, вероятно, может быть обусловлена более высоким испарением влаги вследствие большего прогрева почвы на фоне отсутствия лесной подстилки по сравнению с показателями ПП 3 и ПП 4.

Проведенная в июле 2022 г. сравнительная оценка величины потока CO₂ с поверхности почв ПП 3 с учетом доминирования в составе напочвенного покрова зеленых мхов и черники (ПП 3-1) и злаковой растительности (ПП 3-2) выявила их значимое различие (*p* < 0.05). Так, на фоне схожих внешних условий почвенная эмиссия CO₂ на ПП 3-2 превышала в 1.6 раза таковую на ПП 3-1 и составила 617.9 мг CO₂/м² ч. При этом величина

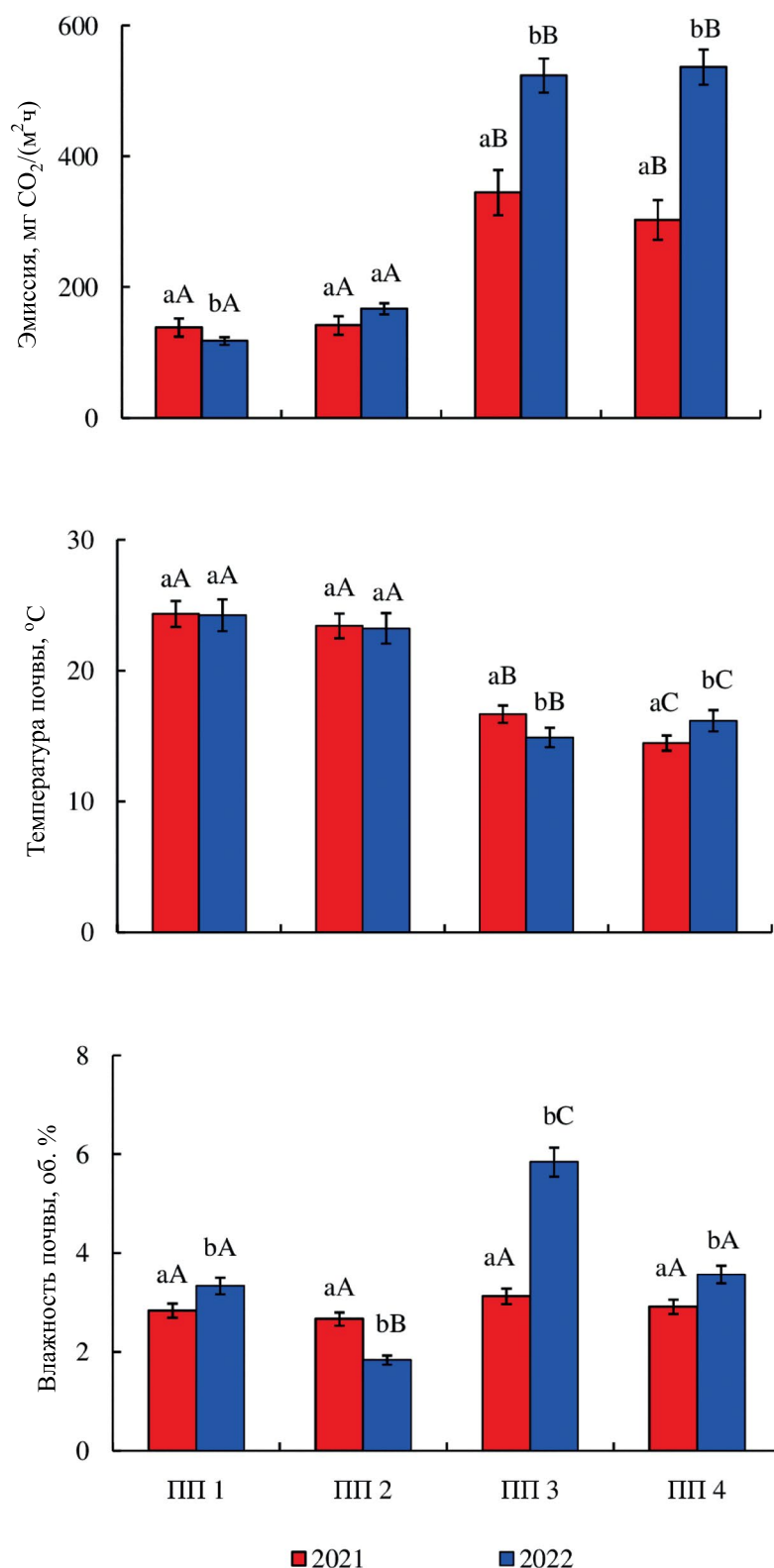


Рис. 3. Пространственно-временные изменения эмиссии CO₂ с поверхности почв, температуры и объемной влажности почвы (слой 0–20 см) посттехногенных (ПП 1, ПП 2, ПП 3) и природных почв (ПП 4) среднетаежной подзоны Карелии в июле 2021 и 2022 г. Различные строчные буквы (а, б) указывают на значимые различия средних ($p < 0.05$) при сравнении одной ПП в разные годы; различные прописные буквы (А, В, С) указывают на значимые различия ($p < 0.05$) между разными ПП за один год.

BR в верхнем наиболее активном минеральном горизонте (0–10 см) была схожей ($p > 0.05$) для микросайта ПП 3-1 и ПП 3-2 и составила 234–257 мг $\text{CO}_2/(\text{м}^2 \text{ ч})$. Отмеченный более высокий уровень почвенного дыхания на ПП 3-2, очевидно, может быть обусловлен большим вкладом автотрофного дыхания вследствие большей биомассы корней злаковой растительности относительно ПП 3-1.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследование влияния различных приемов лесной рекультивации посттехногенной территории ПГК на составляющие углеродного баланса показало существенные различия в интенсивности процессов образования и депонирования почвенного углерода и эмиссии CO_2 с поверхности почвы. Рост сосны на песчано-гравийных минеральных грунтах без удобрения торфяным субстратом (ПП 1 и ПП 2) способствовал образованию и накоплению органического вещества. Однако интенсивность процессов почвообразования была невысокой, о чем свидетельствуют низкие параметры депонирования углерода в почвах, минимальные значения почвенной эмиссии CO_2 и нестабильное состояние микробного сообщества, которое функционирует в неблагоприятных условиях. Прежде всего, это связано с низкой обеспеченностью техногенных грунтов питательными веществами, необходимыми для роста и развития микробоценоза, напочвенного покрова и древесных растений. Вместе с тем использование богатого питательными веществами и диаспорами растений торфяного субстрата при посадке саженцев сосны значительно ускорило процессы восстановления почвенно-растительного покрова и формирования высокопродуктивного древостоя (ПП 3). Значительное накопление органического углерода в реплантоземах индуцирует усиление дыхательной активности почв, в частности увеличение показателей функциональной активности микробоценоза, до значений, характерных для природных ненарушенных почв (ПП 4). Таким образом, превращение нарушенных земель в лесные экосистемы позволяет значительно увеличить депонирование углерода в почве и улучшить свойства техногенных грунтов для более эффективного землепользования. Полученные результаты могут быть использованы для прогнозных оценок трансформации почвенно-растительного покрова посттехногенных экосистем в различных пространственных и временных масштабах.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Финансовое обеспечение исследований осуществлялось из средств федерального бюджета на выполнение государственного задания КарНЦ

РАН (Институт леса КарНЦ РАН). Исследования выполнены на научном оборудовании Центра коллективного пользования Федерального исследовательского центра “Карельский научный центр Российской академии наук”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абакумов Е.А., Гагарина Э.И.* Гумусовое состояние почв заброшенных карьерно-отвалных комплексов Ленинградской области // Почвоведение. 2008. № 3. С. 287–298.
2. *Абакумов Е.А., Гагарина Э.И.* Почвообразование в посттехногенных экосистемах карьеров на Северо-Западе русской равнины. СПб.: Изд-во СПбГУ, 2006. 208 с.
3. *Абакумов Е.В., Поляков В.И., Чуков С.Н.* Подходы и методы изучения органического вещества почв карбоновых полигонов России (обзор) // Почвоведение. 2022. № 7. С. 773–786. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22070024>
4. *Ананьева Н.Д.* Микробиологические аспекты самоочищения и устойчивости почв. М.: Наука, 2003. 223 с.
5. *Ананьева Н.Д., Сусьян Е.А., Рыжова И.М., Бочарникова Е.О., Стольников Е.В.* Углерод микробной биомассы и микробное продуцирование двуокиси углерода дерново-подзолистыми почвами постагрогенных биоценозов и коренных ельников Южной тайги (Костромская область) // Почвоведение. 2009. № 9. С. 1109–1116.
6. *Ананьева Н.Д., Сушко С.В., Иващенко К.В., Васнев В.И.* Микробное дыхание почв подтайги и лесостепи европейской части России: полевой и лабораторный подходы // Почвоведение. 2020. № 10. С. 1276–1286. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20100044>
7. *Андроханов В.А., Курачев В.М.* Почвенно-экологическое состояние техногенных ландшафтов: динамика и оценка. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2010. 224 с.
8. *Арчегова И.Б., Кузнецова Е.Г., Лиханова И.А., Паников А.Н., Хабибуллина Ф.М., Виноградова Ю.А.* Формирование лесных экосистем на посттехногенных территориях в таежной зоне. Сыктывкар: Изд-во Коми НЦ УрО РАН, 2015. 140 с.
9. *Бахмет О.Н.* Запасы углерода в почвах сосновых и еловых лесов Карелии // Лесоведение. 2018. № 1. С. 48–55. <https://doi.org/10.7868/S0024114818010047>
10. *Бахмет О.Н., Медведева М.В.* Изменение свойств почв Карелии в процессе искусственного

- лесовосстановления // Лесоведение. 2013. № 3. С. 38–45.
11. *Благодатская Е.В., Ананьева Н.Д., Мякишина Т.Н.* Характеристика состояния микробного сообщества почвы по величине метаболического коэффициента // Почвоведение. 1995. № 2. С. 205–210.
12. *Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А.* Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
13. Государственный доклад о состоянии окружающей среды Республики Карелия в 2021 г. Петрозаводск, 2022. 263 с.
14. *Гродницкая И.Д., Трефилова О.В., Шишкин А.С.* Агрохимические и микробиологические свойства техногенных почв отвалов (Канско-Рыбинская котловина) // Почвоведение. 2010. № 7. С. 867–878.
15. *Добровольский Г.В., Бабьева И.П., Богатырев Л.Г.* и др. Структурно-функциональная роль почв и почвенной биоты в биосфере. М.: Наука, 2003. 364 с.
16. *Долгая В.А., Бахмет О.Н.* Свойства лесных подстилок на ранних этапах естественного лесовозобновления после сплошных рубок в средней тайге Карелии // Лесоведение. 2021. № 1. С. 65–77. <https://doi.org/10.31857/S0024114821010022>
17. *Дубровина И.А., Мошкина Е.В., Туюнен А.В., Геникова Н.В., Карпечко А.Ю., Медведева М.В.* Динамика свойств почв и экосистемные запасы углерода при разных типах землепользования (средняя тайга Карелии) // Почвоведение. 2022. № 9. С. 1112–1125. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22090052>
18. *Завьялова Н.Е., Васбиева М.Т., Фомин Д.С.* Микробная биомасса, дыхательная активность и азотфиксация в дерново-подзолистой почве Предуралья при различном сельскохозяйственном использовании // Почвоведение. 2020. № 3. С. 372–378. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20030120>
19. *Кадулин М.С., Копчик 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/10.31857/S0032180X21100075>
20. *Костина Е.Э., Ахметова Г.В., Пеккоев А.Н., Харитонов В.А., Крышень А.М.* Формирование растительного покрова при лесной рекультивации песчано-гравийного карьера в Республике Карелия // Растительные ресурсы. 2022. № 3. С. 290–310. <https://doi.org/10.31857/S0033994622030074>
21. *Кудеяров В.Н., Заварзин Г.А., Благодатский С.А., Борисов А.В., Воронин П.Ю., Демкин В.А., Демкина Т.С., Евдокимов И.В., Замолодчиков Д.Г., Карелин Д.В., Комаров А.С., Курганова И.Н., Ларионова А.А., Лопес де Гереню В.О., Уткин А.И., Чертов О.Г.* Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России. М.: Наука, 2007. 315 с.
22. *Кузнецова А.И., Лукина Н.В., Горнов А.В., Горнова М.В., Тихонова Е.В., Смирнов В.Э., Данилова М.А., Тебенкова Д.Н., Браславская Т.Ю., Кузнецов В.А., Ткаченко Ю.Н., Геникова Н.В.* Запасы углерода в песчаных почвах сосновых лесов на западе России // Почвоведение. 2020. № 8. С. 959–969. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20080109>
23. *Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Мостовая А.С., Овсепян Л.А., Телесна В.М., Личко В.И., Баева Ю.И.* Влияние процессов естественного лесовосстановления на микробиологическую активность пост-агрогенных почв европейской части России // Лесоведение. 2018. № 1. С. 3–23.
24. *Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Мякишина Т.Н., Сапронов Д.В., Савин И.Ю., Шорохова Е.В.* Баланс углерода в лесных экосистемах южного Подмосковья в условиях усиления засушливости климата // Лесоведение. 2016. № 5. С. 332–345.
25. *Курганова И.Н., Семенов В.М., Кудеяров В.Н.* Климат и землепользование как ключевые факторы стабильности органического вещества в почвах // Доклады Академии наук. 2019. Т. 489. № 6. С. 646–650. <https://doi.org/10.31857/S0869-56524896646-650>
26. *Лиханова И.А., Кузнецова Е.Г., Лаптева Е.М., Денева С.В., Макеев Б.А.* Почвообразование на карьерах после проведения лесной рекультивации в среднетаежной подзоне на европейском северо-востоке России // Почвоведение. 2021. № 4. С. 502–520. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21040109>
27. *Лиханова И.А., Кузнецова Е.Г., Холопов Е.Г., Денева С.В., Лаптева Е.В.* Почвенное органическое вещество и запасы углерода в почвах техногенных ландшафтов средней тайги европейского Северо-Востока России // Лесохозяйственная информация. 2022. № 3. С. 125–134.
28. *Махонина Г.И.* Экологические аспекты почвообразования техногенных экосистем Урала. Екатеринбург, 2003. 356 с.
29. *Медведева М.В., Бахмет О.Н., Ананьев В.А., Мошников С.А., Мамай А.В., Мошкина Е.В., Тимофеева В.В.* Изменение биологической активности почв в хвойных насаждениях после пожара в средней тайге Карелии // Лесоведение. № 6. 2020. С. 560–574. <https://doi.org/10.31857/S0024114820060066>
30. *Мошкина Е.В., Бахмет О.Н., Медведева М.В., Карпечко А.Ю., Мамай А.В.* Пространственно-временная динамика биологической активности почв в фитогенном поле сосны обыкновенной в средней тайге Карелии // Лесоведение. 2022. № 4. С. 351–363. <https://doi.org/10.31857/S0024114822040076>
31. *Назарова Л.Е.* Климатические условия на территории Карелии // Современные условия водоемов Севера. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2021. С. 7–16.

32. Национальный атлас почв Российской Федерации. М.: Астрель, 2011. 632 с.
33. О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2021 г. Государственный доклад. М.: Минприроды России; МГУ им. М.В. Ломоносова, 2022. 684 с.
34. Почикалов А.В., Ларин Я.А., Арешин А.В., Карелин Д.В. Компоненты бюджета углерода в лесных посадках при рекультивации открытых горных выработок // Лесоведение. 2015. № 6. С. 447–457.
35. Разнообразие почв и биоразнообразие в лесных экосистемах средней тайги / Под ред. Федорец Н.Г. М.: Наука, 2006. 287 с.
36. Семёнов В.М., Козут Б.М. Почвенное органическое вещество. М.: ГЕОС, 2015. 233 с.
37. Сумина О.И. Формирование растительности на техногенных местообитаниях Крайнего Севера России. СПб, 2013. 340 с.
38. Федорец Н.Г., Соколов А.И., Крышень А.М., Медведева М.В., Костина Е.Э. Формирование лесных сообществ на техногенных землях северо-запада таежной зоны России. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2011. 130 с.
39. Ялынская Е.Е. CO₂-газообмен почвы и напочвенного покрова в сосняке черничном // Экология. 1999. № 6. С. 411–415.
40. 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.
41. Anderson T.H., Domsch K.H. Ratios of microbial biomass to total organic carbon in arable soils // Soil Biol. Biochem. 1989. V. 21. № 4. P. 471–479.
42. Ashraf M.N., Waqas M.A., Rahman S. Microbial metabolic quotient is a dynamic indicator of soil health: trends, implications and perspectives (Review) // Eurasian Soil Sc. 2022. V. 55. P. 1794–1803. <https://doi.org/10.1134/S1064229322700119>
43. Baldrian P. Forest microbiome: diversity, complexity and dynamics // FEMS Microbiology reviews. 2017. V. 41(2). P. 109–130. <https://doi.org/10.1093/femsre/fuw040>
44. Boreal forests in the face of climate change / Girona M.M., Morin H., Gauthier S., Bergeron Y. Springer Cham., 2023. 837 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6>
45. Borken W., Savage K., Davidson E., Trumbore S. Effects of experimental drought on soil respiration and radiocarbon efflux from a temperate forest soil // Glob. Chang. Biol. 2006. V. 12. P. 177–193. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001058.x>
46. Chi J., Zhao P., Klosterhalfen A., Jocher G., Kljun N., Nilsson M., Peichl M. Forest floor fluxes drive differences in the carbon balance of contrasting boreal forest stands // Agric. For. Meteorol. 2021. V. 306. P. 108454. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108454>
47. Du Y., Wang Y.-P., Hui D., Su F., Yan J. Significant effects of precipitation frequency on soil respiration and its components – A global synthesis // Glob. Chang. Biol. 2023. V. 29. P. 1188–1205. <https://doi.org/10.1111/gcb.16532>
48. Frouz J., Pižl V., Cienciala E., Kalčík J. Carbon storage in post-mining forest soil, the role of tree biomass and soil bioturbation // Biogeochemistry. 2009. V. 94. P. 111–121. <https://doi.org/10.1007/s10533-009-9313-0>
49. Hursh A., Ballantyne A., Cooper L., Maneta M., Kimball J., Watts J. The sensitivity of soil respiration to soil temperature, moisture, and carbon supply at the global scale // Glob. Chang. Biol. 2017. V. 23(5). P. 2090–2103. <https://doi.org/10.1111/gcb.13489>
50. Insam H., Domsch K.H. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites // Microb. Ecol. 1988. V. 15. P. 177–188.
51. IPCC Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2013. 1535 p.
52. Jian J., Steele M.K., Thomas R.Q., Day S.D., Hodges S.C. Constraining estimates of global soil respiration by quantifying sources of variability // Glob. Chang. Biol. 2018. V. 24(9). P. 4143–4159. <https://doi.org/10.1111/gcb.14301>
53. Karelin D., Goryachkin S.V., Zazovskaya E.P., Shishkov V., Pochikalov A., Dolgikh A., Sirin A., Suvorov G., Badmaev N., Badmaeva N., Tsybenov Yu., Kulikov A., Danilov P., Savinov G., Desyatkin A., Desyatkin R., Kraev G. Greenhouse gas emission from the cold soils of Eurasia in natural settings and under human impact: controls on spatial variability // Geoderma Regional. 2020. V. 22. P. 00290. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00290>
54. LI-8100A. Automated soil CO₂ flux system. LI-8150 Multiplexer. Instruction manual. Nebraska, 2012. 396 p.
55. Liao C., Luo Y., Fang C., Li B. Ecosystem carbon stock influenced by plantation practice: Implications for planting forests as a measure of climate change mitigation // PLoS ONE. 2010. V.5(5). e10867. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010867>
56. Lukina N., Kuznetsova A., Tikhonova E., Smirnov V., Danilova M., Gornov A., Bakhmet O., Kryshen A., Tebenkova D., Shashkov M., Knyazeva S. Linking forest vegetation and soil carbon stock in Northwestern Russia // Forests. 2020. № 11(979). P. 1–19. <https://doi.org/10.3390/f11090979>
57. Luo Y., Zhou X. Soil respiration and the environment. Elsevier, 2010. 333 p. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-088782-8.X5000-1>
58. Macdonald S.E., Landhäusser S.M., Skousen J., Franklin J., Frouz J., Hall S., Jacobs D.F., Quideau S. Forest restoration following surface mining disturbance:

- challenges and solutions // *New Forests*. 2015. V. 46. P. 703–732.
<https://doi.org/10.1007/s11056-015-9506-4>
59. *Morén A.S., Lindroth A.* CO₂ exchange at the floor of a boreal forest // *Agric. For. Meteorol.* 2000. V. 101. P. 1–14.
[https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(99\)00160-4](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(99)00160-4)
60. *Mukhortova L., Schepaschenko D., Moltchanova E., Shvidenko A., Khabarov N., See L.* Respiration of Russian soils: climatic drivers and response to climate change // *Sci. Total Envir.* 2021. V. 785. P. 147314.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147314>
61. *Peel M.C., Finlayson B.L., McMahon T.A.* Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification // *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 2007. V. 11. P. 1633–1644.
<https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
62. *Turcotte I., Quideau S.A., Oh S.W.* Organic matter quality in reclaimed boreal forest soils following oil sands mining // *Org. Geochem.* 2009. V. 40(4). P. 510–519.
<https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.01.003>
63. *Waring B., Neumann M., Prentice I.C., Adams M., Smith P., Siebert M.* Forests and decarbonization – roles of natural and planted forests // *Front. For. Glob. Change*. V. 3(58). P. 1–6.
<https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00058>
64. *Wiesmeier M., Urbanski L., Hobbey E., Lang B., von Lüt-zow M., Marin-Spiotta E., van Wesemael B., Rabot E., Ließ M., Garcia-Franco N., Wollschläger U., Vogel H., Kögel-Knabner I.* Soil organic carbon storage as a key function of soils – A review of drivers and indicators at various scales // *Geoderma*. 2019. V. 333. P. 149–162.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>

Effects of Forest Reclamation on Carbon Stocks and Respiration in Soils of Natural and Technogenic Ecosystems of Southern Karelia

V. B. Pridacha^{1,*}, G. V. Akhmetova¹, and D. E. Semin¹

¹Forest Research Institute, Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences, Petrozavodsk, 185910 Russia

*e-mail: pridacha@krc.karelia.ru

The paper presents the results of studies on soil carbon stock dynamics, CO₂ emissions and soil microbial respiration during post-industrial succession upon reforestation of a sand and gravel pit in southern Karelia. The soils of the territories of different reforestation options were studied in July 2021 and 2022. In 1991, annual Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) seedlings were planted on the plots: 1) in sand and gravel mineral soil (SP 1, SP 2); 2) in peat-improved substrate (SP 3). Natural soils (Entic Podzol) of an undisturbed lingonberry-type pine forest (SP 4) served as the control. Soil total (organic) carbon, microbial activity (by using the basal and substrate-induced respiration method in the laboratory), and CO₂ emission from the soil surface (under field conditions) were determined. The assessment of the properties of post-industrial soils revealed the similarity of the studied parameters in replantozem SP 3 and podzolized podbur SP 4, which indicates a positive effect of peat-enriched substrate on the recovery of the soil and vegetation cover of the sand and gravel pit. The higher values of the carbon stocks (6–10-fold) and CO₂ fluxes (2–4-fold) from the surface of the replantozem (Umbric Leptosol (Novic)) SP 3 relative to those in psammozems (Skeletal Leptosol) of SP 1 and SP 2 are due to intensive organic matter accumulation processes and the application of peat substrate rich in nutrients and plant diaspores during planting. SP 1 and SP 2 had the lowest values of soil carbon stocks, CO₂ emissions, microbial activity, simultaneously with low stand productivity as compared to SP 3 and SP 4. To make more accurate predictions of the dynamics of the said parameters of disturbed soils, it is necessary to take into account their spatial and temporal variability.

Keywords: carbon sequestration, CO₂ emissions, disturbed lands, forest reclamation, environmental factors

БИОПРОДУКТИВНОСТЬ И МИКРОЭЛЕМЕНТНЫЙ СОСТАВ ЗЛАКОВО-БОБОВЫХ ТРАВОСМЕСЕЙ НА ТЕХНОЗЕМЕ ПРИ ВНЕСЕНИИ МИНЕРАЛЬНЫХ УДОБРЕНИЙ

© 2024 г. Л. Н. Болонева^а, *, И. Н. Лаврентьева^а, М. Г. Меркушева^а,

Л. Л. Убугунов^а, В. Л. Убугунов^а, С. Б. Сосорова^а

^аИнститут общей и экспериментальной биологии СО РАН, ул. Сахьяновой, 6, Улан-Удэ, 670047 Россия

*e-mail: ldm-boloneva@mail.ru

Поступила в редакцию 17.03.2023 г.

После доработки 04.08.2023 г.

Принята к публикации 20.09.2023 г.

Оценено влияние посевов злаково-бобовых травосмесей и применения минеральных удобрений на техноземе, созданном после ликвидации хвостохранилища Джидинского вольфрамо-молибденового комбината (Республика Бурятия), на изменение концентраций микроэлементов в растениях и образование дернины. Содержание валовых и подвижных форм ряда микроэлементов в верхнем супесчаном слое технозема было выше, чем в фоновой почве, превосходило медианный фон для почв Забайкалья. По коэффициенту суммарного загрязнения ($Z_c = 18.8$) верхний слой характеризовался как умеренно-опасный, нижний суглинистый – неопасный ($Z_c = 4$). Выявлено, что применение удобрений снижало концентрацию микроэлементов и коэффициенты их накопления в растениях. По интенсивности биологического поглощения большая часть элементов в надземной фитомассе отнесена к группе среднего захвата, в подземной – среднего и интенсивного поглощения, что свидетельствует о ее фитостабилизационной роли. Установлено, что биопродуктивность травосмесей в контроле была низкой. Внесение удобрений увеличивало этот показатель на второй год жизни трав до среднего уровня, на третий – до высокого, а на четвертый год сформировалась дернина, закрепляющая поверхностные слои и способствующая увеличению содержания органического вещества. Результаты исследований могут быть использованы на техноземах, созданных из вскрышных отвалов, для фитостабилизации и инициации накопления органического вещества в них за счет посевов высокопродуктивных многолетних трав и применения минеральных удобрений.

Ключевые слова: микроэлементы, суммарное загрязнение, биологическая рекультивация, продуктивность, коэффициенты биологического поглощения, органическое вещество, фитостабилизация, Западное Забайкалье

DOI: 10.31857/S0032180X24020101, **EDN:** XYAYOA

ВВЕДЕНИЕ

Отличительной геохимической чертой горно-промышленных ландшафтов является трудноконтролируемое рассеяние больших масс веществ с аномально высоким содержанием элементов [27]. По данным [20], техногенные потоки вещества часто на порядок превышают их естественные уровни в экосистемах вблизи рудных месторождений. Насыпные и намывные хвостохранилища отходов переработки руд вольфрамо-молибденовых месторождений, склады аварийных сбросов являются источниками загрязнения подземных и надземных вод, почвенно-растительного покрова

элементами-металлами и другими канцерогенами в концентрациях, угрожающих здоровью населения прилегающих территорий. Такая кризисная экологическая обстановка характерна для природных и агроландшафтов в зоне влияния Джидинского вольфрамо-молибденового комбината в Западном Забайкалье [12, 13, 28, 33, 34, 35] и бывшего Тярныаузского вольфрамо-молибденового комбината в Приэльбрусье [2, 3, 10].

Многолетнее нахождение значительных объемов техногенных песков в горной местности без проведения рекультивационных мероприятий приводит к их развеванию и переносу. Происходит качественное преобразование отходов под воздействием

различных факторов, усиливающих растворимость и миграцию элементов-металлов за пределы зон хранения, увеличивая интенсивность загрязнения окружающей среды. Например, техногенные пески Джидинского вольфрамо-молибденового комбината имеют максимальный показатель суммарного загрязнения (330) с ассоциацией химических элементов $W_{151}Cd_{81}Pb_{43}Mo_{18}Zn_{14}As_{11}Cu_9Sb_9Ni_2$ (нижний индекс — коэффициент концентрации элемента), а загрязненные ими почвы из-за угнетения биологической активности характеризуются низкой способностью к самоочищению [13].

При ликвидации хвостохранилищ определенное количество отходов остается на поверхности почв, поэтому проводится техническая рекультивация нанесением слоев грунта. В горной местности для этих целей используются вскрышные отвалы месторождений, как правило, находящихся вблизи производства [1, 21]. Такие грунты часто имеют не совсем пригодный для растений состав по содержанию макро- и микроэлементов, а также отличаются по форме нахождения элементов-металлов по сравнению с загрязненными ими почвами [16, 39]. Продукция выращиваемых на них растений лимитируется низкой доступностью основных питательных веществ и (или) наличием чрезмерных концентраций потенциально токсичных элементов, которые конкурируют за одни и те же переносчики [47, 52]. Подвижность и фитодоступность микроэлементов контролируется в основном такими химическими процессами, как осаждение—растворение, адсорбция—десорбция и комплексообразование [26, 44, 45, 46]. Использование удобрений может снизить токсичность микроэлементов за счет большей доступности в местах транспорта, усиления биохимических реакций и физиологических процессов в растениях, в том числе водоудерживающей способности тканей растений. Следовательно, поддержка защитных возможностей растений оптимизацией минерального питания является необходимым условием эффективной ремедиации техногенных почв [23, 27].

Биологическая рекультивация грунтов направлена на нормализацию экологических условий окружающих ландшафтов, а также на инициацию почвообразовательного процесса, прежде всего, на накопление органического вещества за счет создания дернового горизонта. Для этого применяются технологии фитостабилизации с посевом высокопродуктивных многолетних трав (злаки и бобовые), которые не являются аккумуляторами элементов-металлов, однако обладают различными механизмами устойчивости для уменьшения подвижности ионов и укрепления субстрата [40, 42, 51]. Это происходит преимущественно за счет абсорбции и аккумуляции металлов корневой системой трав, их адсорбции на поверхности корней, осаждения и связывания органическими

соединениями в ризосфере [22, 41, 48, 49, 50]. Особенности транспорта и распределения металлов в корнях растений определяют их способность накапливать элементы в подземных или надземных органах, обуславливая принадлежность вида к группе исключателей или аккумуляторов соответственно [33].

Биопродуктивность фитоценозов — наиболее подвижный и обобщающий показатель жизненности слагающих травостой видов. Специфический характер реакции растений на условия обитания, от которых зависит формирование биомассы, во многом определяется особенностями строения, развития и распределения их корневой системы. Эти факторы влияют на интенсивность поглощения и накопления макро- и микроэлементов фитомассой травостоев, на обогащение или обеднение почв, на которых они произрастают.

Несмотря на наличие большого числа публикаций по рекультивации нарушенных земель, процессы формирования почвенно-растительного покрова остаются малоизученными, так как имеют четко выраженную региональную и индивидуальную специфику.

Цель исследования — оценка влияния посевов злаково-бобовых травосмесей и минеральных удобрений на биопродуктивность трав, изменение в них концентраций микроэлементов и активизацию формирования дернины в техноземе.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили в 2016–2019 гг. на четвертом рекультивированном участке (рис. 1) территории Джидинского вольфрамо-молибденового комбината (50°25'27" N; 103°18'23" E, высота над уровнем моря — 1034 м). Район относится к горной лесостепи. Климат резко континентальный с продолжительной морозной зимой и коротким жарким летом. Средняя годовая температура составляет –2.3°C, сумма активных температур — 1300°C, продолжительность безморозного периода — 79 дней. Осадков в районе выпадает в среднем 373 мм в год, более 93% которых приходится на май—сентябрь. Метеорологические условия в годы проведения агрохимических опытов несколько различались по температурному режиму и по количеству осадков, которые превышали среднегодовые показатели (табл. 1).

Опытный участок характеризовался выдержанными параметрами технической рекультивации: наличие верхнего 15 см супесчаного слоя и 22–25 см подстилающего легкосуглинистого крупнопылеватого горизонта. Для технической рекультивации использовали вскрышные грунты Инкурского месторождения. На глубине 37(40)–58 см отмечался слой техногенного песка. Такие образования

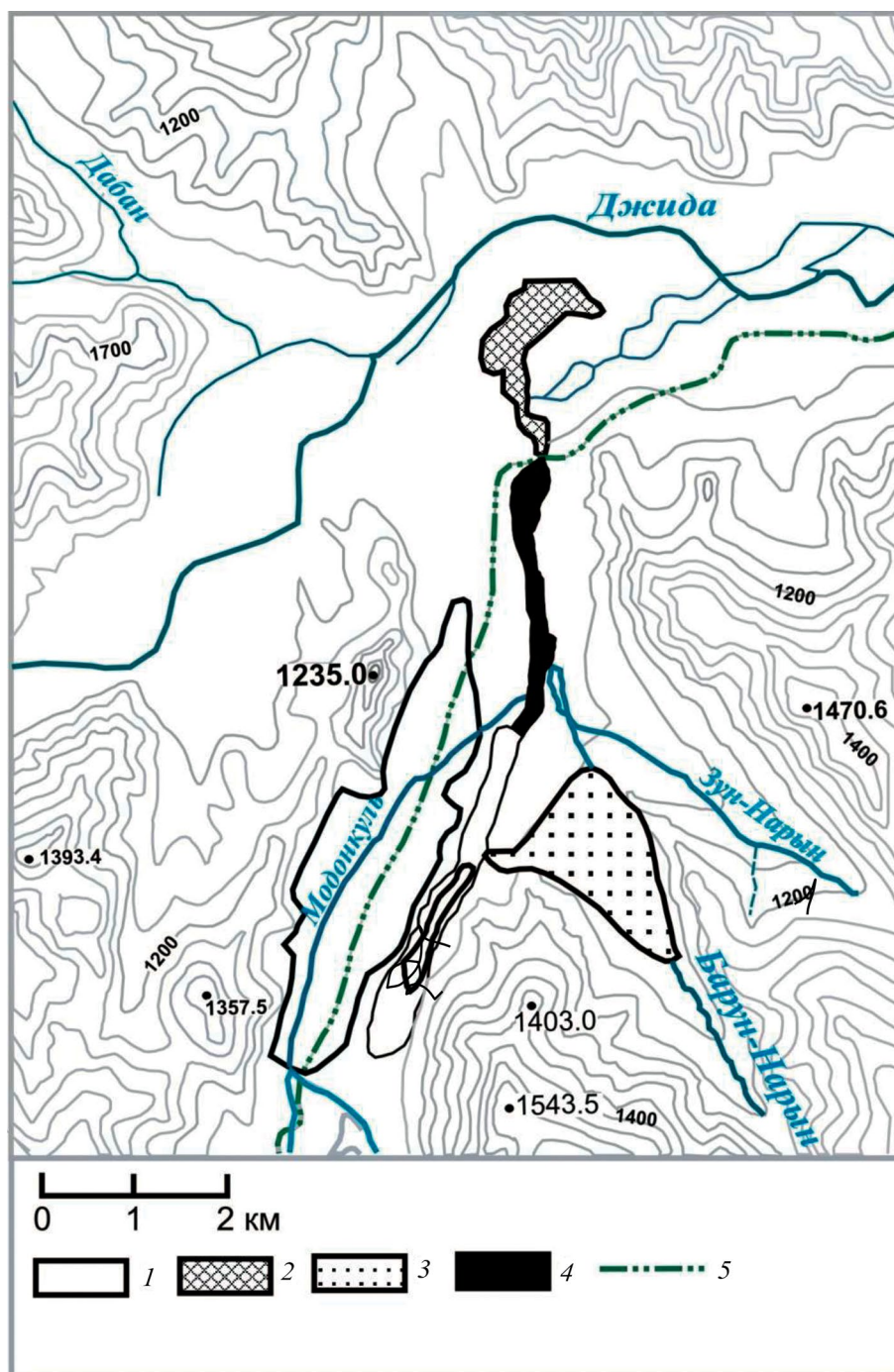


Рис. 1. Расположение хвостохранилищ отходов и рекультивированного участка [13, с дополнениями]: 1 – территория г. Закаменск, 2 – рекультивированный участок, 3 – хвостохранилище отходов, 4 – намывное хвостохранилище, 5 – автодорога.

относятся к техногенным или антропогенным почвам, созданным в ходе рекультивации земель, нарушенных добычей полезных ископаемых [6].

Рекультивационные слои имели близкую к нейтральной реакцию среды, высокие показатели плотности твердой фазы $2.60\text{--}2.65\text{ г/см}^3$,

и сложения ($1.48\text{--}1.51\text{ г/см}^3$), низкую пористость (43%), сильную каменистость (35%). В составе обменных катионов преобладал Са. Установлено, что слои техногенных почв содержали очень низкое количество $C_{орг}$, $N\text{--}NO_3$. Обеспеченность подвижным Р супесчаного слоя очень высокая,

Таблица 1. Метеоусловия в период проведения опытов (по данным метеостанции Цакир)

Год	Месяц												Средне- годовая
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Среднемесячная температура, °С													
2016	−25.9	−16.9	−6.1	2.1	7.7	14.1	18.2	14.4	8.9	−6.2	−18.3	−22.4	−2.5
2017	−25.5	−18.6	−5.9	3.7	10.3	16.0	17.1	14.1	7.3	−2.0	−13.9	−21.5	−1.6
2018	−25.0	−19.1	−6.6	3.1	9.7	15.7	15.9	15.4	6.8	0.1	−16.4	−22.1	−1.9
2019	−25.1	−22.4	−4.9	3.1	7.4	14.8	17.1	14.7	9.7	−1.2	−14.2	−23.3	−2.0
Среднее многолетнее*	−25.4	−18.3	−7.9	1.4	9.0	13.4	15.8	14.4	6.6	−0.9	−14.0	−22.1	−2.3
Осадки, мм													
2016	0.0	4.6	11.4	33.1	52.3	112.6	50.3	148.8	34.9	15.4	10.4	3.4	477
2017	2.5	1.1	2.8	14.5	15.1	68.7	221.4	99.3	27.6	8.7	11.9	1.4	475
2018	1.1	4.8	8.2	28.0	22.9	65.4	106.3	126.2	42.1	13.8	7.5	2	428
2019	0.6	0.3	2.0	8.0	17.0	124	236	122	49.0	10.0	6.0	0.8	576
Среднее многолетнее*	1	1	1	11	49	57	81	110	49	5	4	4	373

Таблица 2. Агрохимическая характеристика техногенной почвы опытного участка

Слой, см		Содержание частиц <0.01 мм, %	рН _{Н₂О}	С _{орг} , %	Подвижные формы, мг/кг		
					N–NO ₃	P ₂ O ₅	K ₂ O
Супесь	0–15	12 ± 0.66	6.7 ± 0.20	0.17 ± 0.04	3.50 ± 0.26	300.0 ± 17.78	75.3 ± 11.14
Суглинок	15–37(40)	29 ± 0.72	6.9 ± 0.10	0.55 ± 0.06	5.60 ± 0.30	154.0 ± 5.00	120.5 ± 10.00
Техноген- ный песок	37(40)–58	4 ± 0.10	5.5 ± 0.09	0.15 ± .01	—	—	—

Примечание. ТП – техногенный песок; прочерк – не определяли.

суглинистого – средняя, обменным К – очень низкая и средняя, соответственно (табл. 2). Техногенная почва соответствовала потенциально плодородному слою, согласно ГОСТ 17.5.1.03–86 [10].

Оценку степени геохимического состояния рекультивационных слоев и фоновой почвы проводили методом сравнения с ПДК(ОДК) [32], медианным содержанием элементов в аллювиальных почвах Западного Забайкалья и средним содержанием элементов в земной коре Забайкалья [15]. Фоновая почва прилегает к зоне месторождения и обогащена элементами, она не может использоваться как эталон [37]. Поэтому были рассчитаны коэффициенты концентрации, показывающие

изменение среднего содержания элемента в техноземе по сравнению не только с фоном, но и с его количеством в земной коре Забайкалья, а также коэффициенты опасности (K_o), характеризующие превышение ПДК (ОДК) [7].

Концентрации всех рассмотренных элементов в фоновой почве превосходили их содержание в земной коре Забайкалья, по ряду элементов (Cd, Co, Ni, Cr, Mn) – медианный фон аллювиальных почв и в 1.4–1.5 раз превышали ПДК (ОДК) по Cr и Ni (табл. 3).

Валовое содержание микроэлементов в техногенной почве было выше медианного фона для почв Забайкалья и в ряде случаев ПДК. Возможно,

Таблица 3. Содержание микроэлементов и железа, коэффициенты концентрации микроэлементов в техногенной почве опытного участка

Грунт	Слой, см	Cd	Pb	Zn	Co	Ni	Mo	Cu	Cr	Mn	Fe
Валовое содержание, мг/кг											
Супесь (эфель)	0–15	3.5	58.8	585.4	22.1	37.7	9.7	98.4	64.8	1600	54100
Суглинок	15–37(40)	0.9	25.0	97.5	20.5	62.2	3.5	50.2	109.0	2200	44400
Техногенный песок	37(40)–58	1.5	199.3	89.2	1.7	15.4	153.5	49.0	44.3	520	16800
Фон – аллювиальная луговая почва	0–21/24	0.8	18.3	79.3	16.3	122.5	2.9	30.8	138.1	1000	43190
Земная кора Забайкалья [18]		0.16	11	35	8	36	1.4	24	65	715	
Медиана почв Забайкалья [14]		0.03	30	74	9.9	26	3.0	23	60	560	
ПДК [44]		3	100	300	50	50	5	100	100	1500**	
Коэффициенты концентрации (относительно фона)											
Супесь (эфель)	0–15	4.4	3.2	7.4	1.4	0.3	3.3	3.2	0.5	1.6	1.3
Суглинок	15–37(40)	1.1	1.4	1.2	1.3	0.5	1.2	1.6	0.8	2.2	1.0
Техногенный песок	37(40)–58	1.9	10.9	1.1	0.1	0.1	52.9	1.6	0.3	0.5	0.4
Коэффициенты концентрации (относительно земной коры Забайкалья)											
Супесь (эфель)	0–15	21.9	5.3	16.7	2.8	1.05	6.9	4.1	1.0	2.2	
Суглинок	15–37(40)	5.6	2.3	2.8	2.6	1.7	2.5	2.1	1.7	3.1	
Техногенный песок	37(40)–58	9.4	18.1	2.5	0.2	0.4	110	2.0	0.7	0.7	
Фон – аллювиальная луговая почва	0–21/24	5.0	1.7	2.3	2.0	3.4	2.1	1.3	2.1	1.4	
Коэффициент опасности (относительно ПДК/ОДК)											
Супесь (эфель)	0–15	7.0	1.8	10.6	0.4	1.9	1.9	3.0	0.6	1.1	
Суглинок	15–37(40)	0.4	0.2	0.4	0.4	0.8	0.7	0.4	1.1	1.5	
Техногенный песок	37(40)–58	3.0	6.2	1.6	0.03	0.8	30.7	1.5	0.4	0.3	
Фон – аллювиальная луговая почва	0–21/24	0.4	0.1	0.4	0.3	1.5	0.6	0.2	1.4	0.7	
Обменные формы, мг/кг											
Супесь (эфель)	0–15	0.9	1.7	41.6	2.4	1.1	<0.2*	7.2	1.0	111.8	Не опр.
Суглинок	15–37(40)	<0.05*	1.2	4.6	3.0	3.5	<0.2*	1.5	4.5	209.5	»
Техногенный песок	37(40)–58	<0.05*	14.9	11.9	0.6	5.0	3.2	0.4	20.7	32.0	»
Фон – аллювиальная луговая почва	0–21/24	<0.05*	0.6	2.7	2.9	7.1	<0.2*	0.5	3.5	316.8	»
ПДК [31]		0.2	6	23	5	4	—	3	6	700	

* Содержание ниже предела обнаружения. ** ПДК [31].

это объясняется привносом веществ из близлежащих участков техногенного песка, не затронутых процессом рекультивации. Наибольшие коэффициенты концентрации и коэффициенты опасности элементов характерны для супесчаного слоя, особенно для Zn и Cd, а концентрации Pb, Ni, Mo, Cu в 3 раза превышали фоновые почвы.

Для оценки степени суммарного загрязнения рекультивационных слоев использован показатель Саета [5]:

$$Z_c = \sum(C_{\text{почва}} : C_{\text{фон}}) - (n - 1),$$

где C — содержание элемента, n — число элементов.

При расчетах учитывали коэффициенты концентраций элементов > 1 , рассчитанных относительно фона. Согласно полученным данным, супесчаный слой характеризовался как умеренно опасный ($Z_c = 18.8$), суглинистый — не опасный ($Z_c = 4.0$) и техногенный песок — опасный ($Z_c = 64.4$). При расчетах Z_c с учетом коэффициентов концентрации элементов > 2 и K_o , категория суммарного загрязнения не изменялась.

По концентрации обменных форм элементов в верхнем 0–15 см слое выявлено превышение ПДК по Cd, Zn, Cu. В суглинистом слое количество элементов соответствовало нормативным показателям. Следует отметить, что подвижность микроэлементов для слоев техногенной и фоновой почвы значительно различалась:

Супесь — Cd(25.7) $>$ Co(10.9) $>$ Cu(7.3) $>$ Zn(7.1) $>$ Mn(7.0) $>$ Pb(2.9) = Ni(2.9) $>$ Cr(1.5) $>$ Mo(1).

Суглинок — Co(14.6) $>$ Mn(9.5) $>$ Ni(5.6) $>$ Pb(4.8) $>$ Zn(4.7) $>$ Cr(4.1) $>$ Cu(3.0) $>$ Mo(2.9) $>$ Cd(2.8).

Фон — Mn(31.7) $>$ Co(17.8) $>$ Ni(4.1) $>$ Zn(3.4) = Mo(3.4) $>$ Pb(3.3) $>$ Cd(3.1) $>$ Cr(2.5) $>$ Cu(1.6).

Для биологической рекультивации использовали сеяные травосмеси с применением минеральных удобрений. Состав первой травосмеси — коострец безостый (*Bromopsis inermis* (Leysser.) Holub) сорта СибНИИСХоз-189 + люцерна изменчивая (*Medicago × varia Martyn*) сорта Флора 5 в соотношении 2:1; второй — коострец безостый + овсяница луговая (*Festuca pratensis* Hudson s. str.) сорта Дединовская 8 + люцерна изменчивая в соотношении 1:1:1. Норма высева семян — 60 кг/га. Посев осуществляли рядковым способом в первой декаде июля.

Схема опытов была единой и состояла из трех вариантов: 1) контроль (без применения удобрений); 2) N30P15K30; 3) N60P30K60. Площадь делянки — 10 м², повторность — четырехкратная.

При закладке опытов минеральные удобрения (аммиачная селитра, двойной суперфосфат, сернокислый калий) вносили во время посева,

в последующие годы — в первой декаде июня, в начале отрастания трав.

Определение основных физических и агрохимических свойств каждого слоя почвогрунта опытного участка выполнялось общепринятыми методами [30]: гранулометрический состав — пипеточным, плотность твердой фазы — пикнометрическим, порозность — расчетным, каменность — ситовым методом, плотность сложения — методом режущего кольца. Содержание Сорг в почве оценивалось по методу Тюрина в модификации Никитина, определяли подвижные формы основных элементов минерального питания: N—NO₃ — фотокolorиметрическим методом с дисульфифеноловой кислотой, N—NH₄ с реактивом Несслера, P₂O₅ и K₂O — из одной вытяжки по методу Чирикова; pH водной вытяжки — потенциометрическим методом. Накопление $C_{\text{орг}}$ и обеспеченность подвижными питательными элементами техногенной почвы после четырех лет выращивания многолетних трав с применением удобрений изучалось в 0–20 см слое.

Содержание микроэлементов в грунтах определяли атомно-эмиссионным методом с ионизацией в индуктивно связанной аргонной плазме (ICP-анализ по методике ПНД Ф.16.1:2.3:3.11-98) на приборе Spectro Arcos (Германия), обменных форм — по методу Крупского—Александровой в модификации ЦИНАО (ацетатно-аммонийная вытяжка pH 4.8). При концентрации элементов меньше предела обнаружения при расчете использовали значения, равные его половине [8].

Изучение биологической продуктивности сеяных трав 2–4 года жизни проводили в последнюю декаду июля в фазу цветения люцерны и — созревания злаковых: надземную фитомассу — укосным методом в 5-кратной повторности с площадок 1 × 1 м, подземную — методом монолитов в слое 0–20 см в 3-кратной повторности. Биопродуктивность травосмесей оценивали по градации Уиттекера [36].

Коэффициенты накопления рассчитывали как отношение содержания элемента в сухой массе растений к количеству его подвижной формы в почве [4], коэффициенты биологического поглощения — как отношение концентрации элемента в золе к его валовому количеству в почве [27]. Содержание микроэлементов в надземной и подземной фитомассах определяли после сухого озоления [29] на спектрометре ICPE-9000 (Япония).

Результаты исследований статистически обработаны с использованием программы Excel.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Важная роль в адаптации растений к высоким концентрациям тяжелых металлов в окружающей среде принадлежит физиолого-биохимическим

Таблица 4. Содержание микроэлементов в сухом веществе сеяных травостоев на техногенной почве при применении минеральных удобрений, мг/кг (среднее за 3 года)

Вариант	Зола, %	Cd	Pb	Zn	Co	Ni	Mo	Cu	Cr	Mn	Fe
Кострец безостый + люцерна изменчивая											
Контроль	<u>7.95</u> 12.9	<u>0.7</u> 2.1	<u>1.5</u> 3.0	<u>22.1</u> 86	<u>1.1</u> 2.8	<u>1.8</u> 7.4	<u>8.0</u> 1.6	<u>1.9</u> 10.7	<u>3.3</u> 25.1	<u>247</u> 1829	<u>995</u> 4272
N30P15K30	<u>7.3</u> 11.0	<u>0.6</u> 1.9	<u>0.2</u> 2.5	<u>10.9</u> 44	<u>0.9</u> 2.3	<u>1.9</u> 5.4	<u>3.0</u> 1.1	<u>1.1</u> 7.0	<u>2.4</u> 16.2	<u>189</u> 1703	<u>967</u> 4351
N60P30K60	<u>6.1</u> 11.8	<u>0.5</u> 2.4	<u>0.4</u> 4.4	<u>18.9</u> 78	<u>0.6</u> 2.7	<u>1.1</u> 3.6	<u>1.8</u> 1.6	<u>1.7</u> 11.5	<u>1.5</u> 16.4	<u>127</u> 1701	<u>627</u> 5470
НСР	<u>0.34</u> 0.26	<u>0.03</u> 0.20	<u>0.25</u> 0.20	<u>1.7</u> 1.39	<u>0.14</u> 0.23	<u>0.15</u> 0.37	<u>0.12</u> 0.28	<u>0.11</u> 0.12	<u>0.24</u> 0.45	<u>11.89</u> 10.36	<u>9.38</u> 68.83
Кострец безостый + овсяница луговая + люцерна изменчивая											
Контроль	<u>7.4</u> 10.0	<u>0.7</u> 1.6	<u>0.3</u> 1.8	<u>22.5</u> 72.4	<u>0.9</u> 2.2	<u>2.1</u> 5.2	<u>5.3</u> 1.4	<u>0.7</u> 8.6	<u>2.8</u> 11.0	<u>357</u> 1590	<u>432</u> 3758
N30P15K30	<u>6.3</u> 8.5	<u>0.7</u> 1.2	<u>0.2</u> 1.7	<u>12.5</u> 58.7	<u>1.0</u> 1.8	<u>1.4</u> 4.9	<u>1.9</u> 1.2	<u>1.4</u> 4.4	<u>2.2</u> 17.0	<u>344</u> 1407	<u>352</u> 2915
N60P30K60	<u>6.8</u> 8.7	<u>0.6</u> 2.0	<u>0.2</u> 1.6	<u>16.7</u> 67.9	<u>0.9</u> 2.1	<u>1.4</u> 4.7	<u>2.6</u> 1.5	<u>1.3</u> 8.1	<u>2.1</u> 15.1	<u>343</u> 1514	<u>198</u> 3202
НСР	<u>0.78</u> 0.10	<u>0.03</u> 0.20	<u>0.03</u> 0.03	<u>0.31</u> 1.75	<u>0.26</u> 0.14	<u>0.15</u> 0.12	<u>0.31</u> 0.08	<u>0.22</u> 0.31	<u>0.37</u> 0.73	<u>4.0</u> 20.03	<u>14.81</u> 124.20
Разнотравно-злаковый луг											
Фон	<u>7.3</u> 13.2	<u>0.3</u> 1.2	<u>4.9</u> 19.7	<u>13.9</u> 43.5	<u>0.7</u> 7.4	<u>1.9</u> 23.4	<u>2.2</u> 4.9	<u>4.9</u> 18.5	<u>1.5</u> 15.9	<u>49.0</u> 644	<u>60.0</u> 6238
Растительность суши [11]		0.035	1.25	30	0.5	2.0	0.5	8.0	1.8	205	
ПДК, МДУ (РФ) [31]		0.3	5	50	1	3	2	30	0.5	300	100

Примечание. Над чертой – содержание элемента в надземной массе; под чертой – в подземной массе.

механизмам. Способность растений поддерживать интенсивность фотосинтеза и дыхания на необходимом уровне, а также сохранение оптимального водного режима и минерального питания обеспечивает их рост и развитие даже в неблагоприятных внешних условиях [18].

Разнотравно-злаковый луг фонового участка расположен на геохимически аномальной почве, и микроэлементный состав растений по сравнению с растениями суши, характеризуется повышенными концентрациями Cd, Pb, Co, Mo и трехкратным превышением ПДК по Cr (табл. 4).

При анализе данных микроэлементного состава сеяных трав обоих опытов по сравнению с растениями фонового участка, выявлены превышения содержания по Cd, Zn, Co, Mo, Cr, Mn, Fe; по

сравнению с растительностью суши – по Cd, Co, Mo, Cr, Mn. В сухом веществе растений в контроле установлено, что концентрации ряда элементов были выше ПДК: Cd – в 2.3 раза, Cr – в 5.6–6.6; Mo – в 2.6–4.0. Влияние минеральных удобрений выразилось в снижении этих показателей.

Количество Mn в зеленой массе растений в первом опыте было в пределах нормы, во втором – несколько повышенное. Особенностью макроэлементного состава первой травосмеси являлось высокое содержание Fe, превосходящее критический уровень (750 мг/кг) в 1.3 раза [17]. Способность растений к поглощению этого элемента различна и, помимо почвенно-климатических условий, также зависит от фазы роста и развития растений. Природное содержание Fe в кормовых травах

изменяется от 18 до 1000 мг/кг сухой массы. Бобовые травы способны накапливать больше Fe, чем злаковые [45]. Разница в концентрациях данного элемента в первой и второй травосмесях обусловлена соотношением слагающих их видов. Однако высокие концентрации Fe не вызвали угнетения развития растений.

Удобрения, как правило, снижали содержание элементов в растениях. Следует отметить барьерную биогеохимическую функцию корневой системы трав, накапливающей значительное количество микроэлементов (кроме Mo), которая в большей степени проявлялась в удобренных вариантах.

Коэффициенты накопления микроэлементов в сухом веществе надземной массы сеяных трав (табл. 5) свидетельствуют о значительном концентрировании Mo. Этот элемент характеризуется безбарьерным типом поглощения, что вызвано его аниогенными свойствами, обуславливающими более высокую подвижность в нейтральной и слабощелочной среде, тогда как большинство других элементов в этих условиях малоподвижны [19]. Следует отметить, что в удобренных вариантах, в связи с большим продуцированием растениями биомассы, коэффициенты накопления Mo в сухом веществе трав обеих травосмесей значительно снижались, приближаясь к уровню фонового участка.

По данным табл. 6, 7 интенсивность биологического поглощения элементов фитомассой сеяных трав практически не различалась по вариантам обоих опытов. Надземная масса растений характеризовалась однотипным набором элементов групп очень интенсивного, среднего и интенсивного накопления, представленных Mo, Mn, и Cd, и более широким спектром элементов группы среднего

захвата. В подземной массе большая часть элементов отнесена к группе среднего и интенсивного накопления, что свидетельствует о ее фитостабилизационной роли.

Общеизвестно, что уровень общих запасов фитомассы растительных сообществ определяется биологическими особенностями возделываемых культур и зависит от свойств почв. Травосмеси с участием бобовых и злаковых трав имеют преимущество перед монокультурами. Они представляют собой надежную оптико-биологическую систему, обеспечивающую рациональное соотношение величин высоты и облиственности растений и конечной их продуктивности [24].

На второй год жизни фитоценозы не различались по запасам общей фитомассы в контроле, их продуктивность оценивалась как низкая (табл. 8). Использование минеральных удобрений в дозе N30P15K30 достоверно увеличивало данный показатель в 2.2–2.7 раза, в дозе N60P30K60 – в 4.3–4.5 раза в первой и во второй травосмеси соответственно.

На третий год жизни сеяных трав отмечено закономерное возрастание их общей фитомассы во всех вариантах. Ее количество в контроле увеличилось в 2.9–3.4 раза, в варианте N30P15K30 – в 3.0–4.0, а при повышенной дозе удобрений – в 1.3 раза в первом и втором опытах соответственно. Продуктивность травосмесей оценивалась как средняя в контроле и высокая в удобренных вариантах. Очевидно, что максимальные запасы общей фитомассы обусловлены лучшим развитием растений люцерны за счет увеличения кустистости в вариантах с пониженной дозой азота.

Таблица 5. Коэффициенты накопления микроэлементов в сухом веществе сеяных травостоев

Вариант	Cd	Pb	Zn	Co	Ni	Mo	Cu	Cr	Mn
Кострец безостый + люцерна изменчивая									
Контроль	0.8	0.9	0.5	0.5	1.6	80.0	0.3	3.3	2.1
N30P15K30	0.7	0.1	0.3	0.4	1.7	30.0	0.2	2.4	1.6
N60P30K60	0.6	0.2	0.4	0.2	1.0	18.0	0.2	1.5	1.1
Кострец безостый + овсяница луговая + люцерна изменчивая									
Контроль	0.8	0.2	0.5	0.4	1.9	53.0	0.1	2.8	3.0
N30P15K30	0.8	0.1	0.3	0.4	1.3	19.0	0.2	2.2	2.9
N60P30K60	0.7	0.1	0.4	0.4	1.3	26.0	0.2	2.1	2.9
Разнотравно-злаковый луг									
Фон	1.2	16.3	5.1	0.2	0.3	22.0	9.8	0.4	0.15

Таблица 6. Коэффициенты биологического поглощения зольных элементов фитомассой сеяных травостоев в зависимости от минеральных удобрений

Фитомасса	Cd	Pb	Zn	Co	Ni	Mo	Cu	Cr	Mn	Fe
Кострец безостый + люцерна изменчивая, контроль										
Надземная	2.6	0.3	0.5	0.6	0.6	10.3	0.2	0.6	1.9	0.2
Подземная	4.7	0.4	1.1	1.0	1.5	1.3	0.8	3.0	8.8	0.6
N30P15K30										
Надземная	2.4	0.04	0.25	0.6	0.7	4.2	0.15	0.5	1.6	0.25
Подземная	4.8	0.4	0.7	0.9	1.3	1.1	0.7	2.3	9.6	0.7
N60P30K60										
Надземная	2.1	0.1	0.5	0.4	0.5	3.0	0.3	0.4	1.3	0.2
Подземная	5.9	0.6	1.1	1.1	0.8	1.4	1.0	2.1	9.0	0.9
Кострец безостый + овсяница луговая + люцерна изменчивая, контроль										
Надземная	2.5	0.07	0.5	0.6	0.7	7.4	0.1	0.6	3.0	0.1
Подземная	4.7	0.3	1.2	1.0	1.4	1.4	0.9	1.9	9.9	0.7
N30P15K30										
Надземная	2.9	0.06	0.3	0.7	0.6	3.0	0.2	0.5	3.4	0.1
Подземная	3.9	0.3	1.2	1.0	1.5	1.5	0.5	3.1	10.3	0.6
N60P30K60										
Надземная	2.7	0.04	0.4	0.6	0.5	4.0	0.2	0.5	3.1	0.05
Подземная	6.5	0.3	1.3	1.1	1.4	1.8	0.9	2.7	9.5	0.7
Фон – разнотравно-монгольскополевцевый луг										
Надземная	5.1	3.7	2.4	0.6	0.2	10.4	2.2	0.14	0.7	0.01
Подземная	11.4	8.2	4.1	3.4	1.4	12.8	4.6	0.9	4.9	1.1
Надземная растительность суши [11]	0.44	1.5	11.76	1.37	1.59	9.69	2.27	1.03	6.86	

Травы обоих опытов, достигнув своего максимального развития, на четвертый год жизни сформировали относительно высокие запасы общей биомассы. При этом не было выявлено достоверных различий в удобренных вариантах первого опыта, а во втором – эффективным оказалось внесение пониженных доз удобрений.

При биологической рекультивации техногенных ландшафтов большое значение имеют размеры формирования дернины под многолетними сеянными травами, инициирующей образование органического вещества в почве. Травосмеси накапливали подземную массу преимущественно в верхнем

0–20 см слое. Это свидетельствует о своеобразном приспособлении растений к специфическим условиям среды обитания и обуславливает эрозионную устойчивость техногенных почв. Ее количество определялось разным соотношением видов в составе травостоя и особенностями строения их корневой системы.

Внесение удобрений увеличивало накопление растениями подземной массы в обеих травосмесях в течение всех лет наблюдения, достигая максимума к четвертому году жизни трав. Ее долевое участие в общих запасах было различным. На второй год жизни трав в первом опыте оно снижалось

Таблица 7. Интенсивность биологического поглощения (A_x) элементов фитомассой сеяных трав при внесении минеральных удобрений

Фитомасса	Группы элементов биологического поглощения			
	очень интенсивного накопления, $A \times 10-100$	среднего и интенсивного накопления, $A \times 1-10$	среднего захвата, $A \times 0.1-1$	слабого захвата, $A \times < 0.1$
Кострец безостый + люцерна изменчивая				
Контроль				
Надземная	Mo	Cd > Mn	Co = Ni = Cr > Zn > Pb > Cu = Fe	
Подземная		Mn > Cd > Cr > Ni > Mo > Zn > Co	Cu > Fe > Pb	
N30P15K30				
Надземная		Mo > Cd > Mn	Ni > Co > Cr > Zn = Fe > Cu	Pb
Подземная		Mn > Cd > Cr > Ni > Mo	Co > Zn = Cu = Fe > Pb	
N60P30K60				
Надземная		Mo > Cd > Mn	Zn = Ni > Co = Cr > Cu > Fe > Pb	
Подземная		Mn > Cd > Cr > Mo > Zn = Co > Cu	Fe > Ni > Pb	
Кострец безостый + овсяница луговая + люцерна изменчивая				
Контроль				
Надземная		Mo > Mn > Cd	Ni > Co = Cr > Zn > Fe = Cu	Pb
Подземная	Mn	Cd > Cr > Ni = Mo > Zn > Co	Cu > Fe > Pb	
N30P15K30				
Надземная		Mn > Mo > Cd	Co > Ni > Cr > Zn > Cu > Fe	Pb
Подземная	Mn	Cd > Cr > Ni = Mo > Zn > Co	Fe > Cu > Pb	
N60P30K60				
Надземная		Mo > Mn > Cd	Co > Ni = Cr > Zn > Cu	Fe > Pb
Подземная		Mn > Cd > Cr > Mo > Ni > Zn > Co	Cu > Fe > Pb	
Фон – разнотравно-монгольскополевцевый луг				
Надземная	Mo	Cd > Pb > Zn > Cu	Mn > Co > Ni > Cr	Fe
Подземная	Mo > Cd	Pb > Mn > Cu > Zn > Co > Ni > Fe	Cr	

с 70% в контроле до 41–33% в удобренных вариантах пропорционально внесенной дозе, а во втором оставалось на уровне 47–48% во всех вариантах. К концу периода наблюдений этот показатель увеличился до 65–67% в первом опыте и до 64% в варианте с пониженной дозой удобрений второго опыта. Биомасса растений трехкомпонентной травосмеси в контроле и в варианте с применением N60P30K60 характеризовалась равным долевым участием надземной и подземной массы,

не превышающим 50%. Таким образом, растения обеих травосмесей накапливали большее количество подземной массы на варианте с применением минеральных удобрений в дозе N30P15K30.

После четырех лет возделывания сеяных травосмесей с применением минеральных удобрений содержание органического вещества в слое 0–10 см возросло по сравнению с его исходным количеством (табл. 9): под первой травосмесью с внесением N30P15K30 – в 1.6 раза, при дозе

Таблица 8. Биологическая продуктивность сеяных травосмесей в зависимости от года жизни трав и минеральных удобрений, г/(м² год)

Вариант	Год жизни трав											
	второй				третий				четвертый			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Кострец безостый + люцерна изменчивая (2 : 1)												
Контроль	299	91	208	2.3	864	272	592	2.2	1080	372	708	1.9
N30P15K30	658	386	272	0.7	1967	1167	800	0.7	1846	602	1244	2.1
N60P30K60	1281	865	416	0.5	1679	943	736	0.8	1925	661	1264	1.9
HCP _{0.5}	38	46	19		88	68	44		89	38	57	
Кострец безостый + овсяница луговая + люцерна изменчивая (1 : 1 : 1)												
Контроль	301	156	145	0.9	1016	648	368	0.6	899	456	443	1.0
N30P15K30	800	422	378	0.9	3182	2590	592	0.2	1826	656	1170	1.8
N60P30K60	1346	706	640	0.9	1798	898	900	1.0	1698	824	874	1.1
HCP _{0.5}	60	59	22		90	66	75		59	35	41	

Примечание. 1 – общая фитомасса; 2 – надземная; 3 – подземная; 4 – отношение подземной фитомассы к надземной.

Таблица 9. Накопление органического углерода и обеспеченность подвижными питательными элементами техногенной почвы после четырех лет выращивания многолетних трав с применением удобрений

Вариант	C _{орг} , %	pH	Подвижные формы, мг/кг		N–NO ₃	N–NH ₄
			P ₂ O ₅	K ₂ O		
Кострец безостый + люцерна изменчивая (2 : 1)						
Контроль	0.19	6.5	358	77	0.45	17.5
N30P15K30	0.27	6.6	400	122	2.30	30.0
N60P30K60	0.45	6.5	375	110	1.70	25.0
HCP _{0,5} от контроля	0.06					
HCP _{0,5} от исходного содержания	0.04					
Кострец безостый + овсяница луговая + люцерна изменчивая (1 : 1 : 1)						
Контроль	0.27	6.7	357	67	1.00	20.0
N30P15K30	0.33	6.4	487	115	4.30	35.0
N60P30K60	0.42	6.2	475	200	3.70	37.5
HCP _{0,5} от контроля	0.05					
HCP _{0,5} от исходного содержания	0.04					

N60P30K60 – в 2.6; под второй травосмесью – в 1.9 и 2.5 раза соответственно. Это связано со структурой корневых систем. Проведенное ранее изучение относительного содержания живых и мертвых корней по фракциям подземной фитомассы в сообществах остепненных пойменных лугов подтвердило закономерность, общую для травянистых биогеоценозов, о недолговечности и постоянном обновлении мелких корней, которые являются стабильным и существенным источником пополнения органического вещества почвы [25]. Фракция мелких корней на 92–98% гумифицирована. Степень развитости поглощающих корней в верхнем слое почвы определяет способность многолетних трав конкурировать за элементы питания, содержащиеся в удобрениях. Длиннокорневищные злаки благоприятнее реагируют (особенно при достаточном увлажнении) на внесение минеральных удобрений. Следует отметить, что вымершая на третий год жизни овсяница луговая образовала мощную мочковатую корневую систему, которая к концу четвертого года травостоя была почти гумифицирована, как и мелкие корни костреца безостого и люцерны посевной. Все это способствовало процессу образования органического вещества в техногенной почве, несмотря на временно небольшие концентрации $C_{орг}$, обусловленные недостаточной длительностью выращивания трав, что неоднократно отмечалось на загрязненных или техногенных почвах [27].

ВЫВОДЫ

1. Установлено, что внесение удобрений способствовало увеличению биопродуктивности сеяных злаково-бобовых травосмесей с низкого уровня в контрольных вариантах до среднего на второй год жизни трав и до высокого – на третий. На четвертый год сформировалась дернина, закрепляющая поверхностные слои техногенной почвы. При этом в обоих опытах наиболее эффективной была доза N30P15K30.

2. Отличия сеяных злаково-бобовых травостоев по биопродуктивности и формированию дернины зависели от соотношения видов в составе смеси. На удобренных вариантах трехкомпонентная травосмесь превосходила двухкомпонентную по этим показателям на 2 и 3 годы жизни трав и практически не отличалась от нее на 4 год вегетации из-за разной интенсивности усвоения элементов минерального питания злаками и бобовыми.

3. Выявлено, что удобрения, оптимизируя обеспеченность НРК в техноземе, снижали концентрацию микроэлементов в растениях и коэффициенты их накопления. Интенсивность биологического поглощения элементов фитомассой сеяных трав практически не различалась по вариантам обоих опытов: большая часть элементов

в надземной фитомассе отнесена к группе среднего захвата, в подземной – среднего и интенсивного поглощения, что свидетельствует о ее фитостабилизационной роли.

4. После четырех лет возделывания сеяных травостоев с применением минеральных удобрений содержание $C_{орг}$ в слое 0–10 см возросло по сравнению с его исходным количеством: под первой травосмесью с внесением N30P15K30 – в 1.6 раза, при дозе N60P30K60 – в 2.6 раза; под второй травосмесью – в 1.9 и 2.5 раза соответственно.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследования выполнены по теме бюджетного проекта № 121030100228-4.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Биологическая рекультивация и мониторинг нарушенных промышленностью земель. Екатеринбург, 2008. 256 с.
2. Богатилов О.А., Бортников Н.С., Карамурзов Б.С., Докучаев А.Я., Гурбанов А.Г. Техногенные месторождения полезных ископаемых: основные аспекты на современном этапе (на примере Тырныаузского месторождения) // Доклады Академии наук. 2014. Т. 456. № 2. С. 213–218.
3. Бортников Н.С., Гурбанов А.Г., Богатилов О.А., Карамурзов Б.С., Докучаев А.Я., Лексин А.Б., Газеев В.М., Шевченко А.В. Оценка воздействия захороненных промышленных отходов Тырныаузского вольфрамо-молибденового комбината на экологическую обстановку (почвенно-растительный слой) прилегающих территорий Приэльбрусья (Кабардино-Балкарская республика, Россия) // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология. 2013. № 5. С. 405–416.
4. Брукс Р.Р. Биологические методы поисков полезных ископаемых. М., 1996. 312 с.
5. Водяницкий Ю.Н. Формулы оценки суммарного загрязнения почв тяжелыми металлами и металлоидами // Почвоведение. 2010. № 10. С. 1276–1280.
6. Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы. М.: Изд-во Юрайт, 2018. 237 с.
7. Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест: Методические указания. М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 1999. 38 с.
8. Головин А.А., Москаленко Н.Н., Ачкасов А.И., Волочков К.Л., Гуляева Н.Г., Гусев Г.С., Килипко В.А.,

- Криночкин Л.В., Морозова И.А., Трефилова Н.Я., Гинзбург Л.Н., Бедер А.Б., Ключев О.С., Колотов Б.А.* Требования к производству и результатам многоцелевого геохимического картирования масштаба 1:200000. М.: Изд-во Ин-та минералогии, геохимии и кристаллохимии редких элементов, 2002. 92 с.
9. ГОСТ 17.5.1.03–86. Охрана природы. Земли. Классификация вскрышных и вмещающих пород для биологической рекультивации земель // Сб. ГОСТов. М.: ИПК Издательство стандартов, 2002. С. 23–28.
 10. *Гурбанов А.Г., Богатилов О.А., Винокуров С.Ф., Карамурзов Б.С., Газеев В.М., Лексин А.Б., Шевченко А.В., Долов С.М., Дударов З.И.* Геохимическая оценка экологической обстановки в районе деятельности Тырныаузского вольфрамо-молибденового комбината (Кабардино-Балкарская республика, Северный Кавказ): источники загрязнения окружающей среды, влияние на соседние территории и меры по реабилитации // Доклады АН. 2015. Т. 464. № 3. С. 328–333.
 11. *Добровольский В.В.* Основы биогеохимии. М.: Академия, 2003. 400 с.
 12. *Дорошкевич С.Г., Смирнова О.К., Дампилова Б.В., Гайдашев В.В.* Оценка состояния почв и растительности г. Закаменска (Бурятия): последствия деятельности Джидинского вольфрамо-молибденового комбината // Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология, геокриология. 2016. № 5. С. 427–441.
 13. *Дорошкевич С.Г., Смирнова О.К., Предеин П.А.* Биологическая активность почв в зоне влияния Джидинского вольфрамо-молибденового комбината (Западное Забайкалье) // Вестник Северо-Восточного научного центра ДВО РАН. 2015. № 2. С. 40–47.
 14. *Иванов Г.М.* Микроэлементы-биофилы в ландшафтах Забайкалья. Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН, 2007. 239 с.
 15. *Ильин В.Б.* Тяжелые металлы и неметаллы в системе почва–растение. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2012. 220 с.
 16. *Ильин В.Б., Сысо А.И.* Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001. 229 с.
 17. *Казнина Н.М.* Физиолого-биохимические и молекулярно-генетические механизмы устойчивости растений семейства *Рoасеае* к тяжелым металлам. Дис. ... докт. биол. наук. Петрозаводск, 2016. 358 с.
 18. *Канищев А.Д., Менакер Г.И.* Среднее содержание 15 рудообразующих химических элементов в земной коре центрального и восточного Забайкалья. Чита: Изд-во Мин-ва геол. РСФСР, 1972. 11 с.
 19. *Кашин В.К.* Содержание микроэлементов в пырее в Западном Забайкалье // Агрохимия. 2020. № 3. С. 55–61.
 20. *Ковда В.А.* Биогеохимические циклы в природе и их нарушение человеком // Биогеохимические циклы в биосфере. М., 1976. С. 19–85.
 21. *Копчик Г.Н.* Современные подходы к ремедиации почв, загрязненных тяжелыми металлами (обзор литературы) // Почвоведение. 2014. № 7. С. 851–868.
 22. *Копчик Г.Н.* Проблемы и перспективы фиторемедиации почв, загрязненных тяжелыми металлами (обзор литературы) // Почвоведение. 2014. № 9. С. 1113–1130.
 23. *Копчик Г.Н., Копчик С.В., Смирнова И.Е., Синичкина М.А.* Влияние деградации и ремедиации почв техногенных пустошей на поглощение элементов питания и тяжелых металлов растениями в Кольской Субарктике // Почвоведение. 2021. № 8. С. 969–982.
 24. *Куц Е.Д., Гребенников В.Г., Шипилов И.А.* Продуктивность многолетних бобово-злаковых травосмесей в связи с ценоотическим взаимодействием растений // Научный журнал Куб.ГАУ. 2011. № 66(2). С. 1–11.
 25. *Меркушева М.Г., Убугунов Л.Л., Корсунов В.М.* Биопродуктивность почв сенокосов и пастбищ сухостепной зоны Забайкалья. Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН, 2006. 515 с.
 26. *Неаман А., Яньез К.* Фиторемедиация почв, загрязненных выбросами медеплавильного производства в Чили: результаты десятилетних исследований // Почвоведение. 2021. № 12. С. 1564–1572.
 27. *Перельман А.И., Касимов Н.С.* Геохимия ландшафта. М.: Астрель, 1999. 764 с.
 28. *Плюснин А.М., Гунин В.И.* Природные гидрогеологические системы, формирование химического состава и реакция на техногенное воздействие (на примере Забайкалья). Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН, 2001. 137 с.
 29. Практикум по агрохимии / Под ред. Минеева В.Г. М.: Изд-во МГУ, 2001. 689 с.
 30. *Саев Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П., Смирнова Р.С., Башаркевич И.Л., Онищенко Т.Л., Павлова Л.Н., Трефилова Н.Я., Ачкасов А.И., Саркисян С.Ш.* Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.
 31. СанПиН 1.2.3685–21 “Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания. 29 января 2021 г. № 62296.

- <https://fsvps.gov.ru/sites/default/files/npa-files/2021/01/28/sanpin1.2.3685-21.pdf>
32. Серегин И.В., Кожевникова А.Д. Роль тканей корня и побега в транспорте и накоплении кадмия, свинца, никеля и стронция // Физиология растений. 2008. Т. 55. С. 5–26.
 33. Смирнова О.К., Плюснин А.М. Джидинский рудный район (проблемы состояния окружающей среды). Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН, 2013. 180 с.
 34. Смирнова О.К., Саранулова А.Е., Цыренова А.А. Особенности нахождения тяжелых металлов в геотехногенных ландшафтах Джидинского вольфрамо-молибденового комбината // Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология, геокриология. 2010. № 4. С. 319–327.
 35. Тимофеев И.В., Кошелева Н.Е. Оценка эколого-геохимического состояния древесных растений в горнопромышленных ландшафтах (г. Закаменск, Республика Бурятия) // Проблемы ботаники Южной Сибири и Монголии: Сб. научн. ст. по материалам XV междунар. научн.-практ. конф. Барнаул: Концепт, 2016. С. 463–472.
 36. Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы. М.: Прогресс, 1980. 327 с.
 37. Чернова О.В., Безуглова О.С. Опыт использования данных фоновых концентраций тяжелых металлов при региональном мониторинге загрязнения почв // Почвоведение. 2019. № 8. С. 1015–1026. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19080045>
 38. Яковлев А.С., Плеханова И.О., Кудряшов С.В., Ай-малетдинов Р.А. Оценка и нормирование экологического состояния почв в зоне деятельности предприятий металлургической компании “Норильский никель” // Почвоведение. 2008. № 6. С. 737–750.
 39. Carrier P., Baryla A., Havaux M. Cadmium distribution and microlocalization in oilseed rape plants (*Brassica napus*) after long-term grown on cadmium-contaminated soil // Planta. 2003. V. 216. P. 939–950. <https://doi.org/10.1007/s00425-002-0947-6>
 40. Dickinson N.M., Baker A.J.M., Doronila A., Laidlaw S., Reeves R.D. Phytoremediation of inorganics: realism and synergies // Intern. J. Phytoremediation. 2009. V. 11. P. 97–114. <https://doi.org/10.1080/15226510802378368>
 41. Greger M., Landberg T. Use of willow in phytoextraction // Int. J. Phytorem. 1999. V. 1. № 2. Pp. 115–123. <https://doi.org/10.1080/15226519908500010>
 42. He Z.L., Yang X.E., Stoffella P.J. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment // J. Trace Elements Medicine Biol. 2005. P. 125–140. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2005.02.010>
 43. Heavy Metals in Soils / Ed. Alloway B.J. N.Y.: Wiley & Sons, 1990. 339 p.
 44. Kabata-Pendias A. Trace Elements in Soils and Plants. Boca Raton, FL: CRC Press, 2011. 548 p.
 45. Klok A. Richtwerte’80. Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden // Mitteilungen VDLUFA. 1980. V. 1/3. P. 9–11.
 46. Nazar R., Iqbal N., Masood A., Khan M., Syeed S., Khan N. Cadmium Toxicity in Plants and Role of Mineral Nutrients in Its Alleviation // Am. J. Plant Sci. 2012. V. 3. 2012. P. 1476–1489. <https://doi.org/10.4236/ajps.2012.310178>.
 47. Padmavathiamma P.K., Li L.Y. Rhizosphere influence and seasonal impact on phytostabilisation of metals -a field study // Water, Air, Soil Pollut. 2012. V. 223. P. 107–124. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0843-4>
 48. Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised. Technical // Regulatory Guidance. Washington, DC: ITRC, 2009. 175 p.
 49. SUMATECS. Sustainable management of trace element contaminated soils -Development of a decision tool system and its evaluation for practical application. Final Research Report / Ed. Puschenreiter M. Vienn: Universitat fur Bodenkultur Wien (BOKU), 2008. 314 p.
 50. Wang F., Li Y., Zhang Q., Qu J. Phytoremediation of cadmium, lead and zinc by *Medicago sativa* L. (alfalfa): A study of different period // Bulgarian Chem. Commun. 2015. V. 47. P. 167–172.
 51. White P.J., Brown P.H. 2010. Plant nutrition for sustainable development and global health // Annals of Botany. 2010. V. 105. P. 1073–1080. <https://doi.org/10.1093/aob/mcq085>

Bioproductivity and Trace Element Composition of Cereal-Legume Grass Mixtures in Technozem when Applying Mineral Fertilizers

L. N. Boloneva¹, I. N. Lavrentieva¹, *, M. G. Merkusheva¹, L. L. Ubugunov¹,
V. L. Ubugunov¹, and S. B. Sosorova¹

¹*Institute of General and Experimental Biology SB RAS, Ulan-Ude, 670047 Russia*

**e-mail: ldm-boloneva@mail.ru*

The influence of sowing cereal-legume grass mixtures and application of mineral fertilizers on technozem created after the liquidation of the tailing dump of the Dzhida tungsten-molybdenum combine (Republic of Buryatia) on the change of trace element concentrations in plants and formation of turf, limiting the spread of pollutants and reducing environmental risks was assessed. The content of gross and mobile forms of some trace elements in the upper sandy loam layer of technozem was higher than in the background soil, exceeded the median background for the soils of Transbaikalia and in some cases the maximum permissible concentrations, and by the coefficient of total pollution ($Z_c = 18.8$) it was characterized as moderately hazardous, the lower loam – non-hazardous ($Z_c = 4$). It was revealed that the application of fertilizers reduced the concentration of trace elements and their accumulation coefficients in plants. According to the intensity of biological uptake, most of the elements in the aboveground phytomass belonged to the group of medium capture, in the underground – medium and intensive uptake, which indicates its phytostabilizing role. It was found that bioproductivity of grass mixtures in the control was low. Fertilizer application increased this indicator in the second year of grasses life to the average level, in the third year – to a high level, and in the fourth year turf was formed, fixing the surface layers and contributing to the increase of organic matter compared to its initial amount. The research results can be used on technozems created from overburden dumps for phytostabilization and initiation of organic matter accumulation in them by sowing high-yielding perennial grasses and applying mineral fertilizers.

Keywords: technogenic soil, trace elements, total pollution, biological remediation, perennial grasses, productivity, biological absorption coefficients, organic matter, phytostabilization, Western Transbaikalia

ПОЛИМАСШТАБНЫЕ ОЦЕНКИ ВАРЬИРОВАНИЯ ЭРОДИРУЕМОСТИ ПОЧВ В УСЛОВИЯХ ВЫСОКОЙ НЕОДНОРОДНОСТИ ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА СЕВЕРНОЙ ЛЕСОСТЕПИ СРЕДНЕРУССКОЙ ВОЗВЫШЕННОСТИ

© 2024 г. Д. В. Фомичева^а, А. П. Жидкин^а, М. А. Комиссаров^{б, *}

^аПочвенный институт им. В.В. Докучаева, Пыжжевский пер., 7, стр. 2, Москва, 119017 Россия

^бУфимский Институт биологии УФИЦ РАН, пр-т Октября, 69, Уфа, 450054 Россия

*e-mail: mkomissarov@list.ru

Поступила в редакцию 12.05.2023 г.

После доработки 26.06.2023 г.

Принята к публикации 27.09.2023 г.

Важным направлением эрозиоведения является изучение эродлируемости почв, т.е. ее способности противостоять смывающему действию водного потока и капель дождя. Значения эродлируемости почв используются в эрозионных моделях и позволяют рассчитывать темпы смыва/намыва. Цель исследования заключалась в оценке эродлируемости почв и варьирования данного показателя на разных по площади участках в северной части Среднерусской возвышенности. Установлено, что эродлируемость почв (К-фактор) определяется преимущественно содержанием органического вещества. Средние значения К-фактора серых лесных почв, в 1.5 раза выше, чем у несмытых черноземов. С увеличением степени эродлированности возрастают значения К-фактора, например в ряду: не-, слабо-, средне- и сильносмытых черноземов со следующими средними значениями: 38, 42, 44, 57 кг ч/(МДж мм) соответственно. Серые лесные почвы в большей степени подвержены риску деградации от эрозии, чем черноземы, при прочих равных условиях, за счет их большей эродлируемости и меньшей мощности гумусированной толщи. Применение различных способов интерполяции значений К-фактора слабо повлияло на изменения средних расчетных по модели WaTEM/SEDEM темпов эрозии почв, даже в условиях высокой контрастности почвенного покрова. При изменении масштабного уровня оценок эродлируемости почв (переходе от среднего к крупному масштабу, либо от крупного к среднему масштабу) отклонение средних расчетных темпов эрозии почв составило менее 15%.

Ключевые слова: К-фактор, WaTEM/SEDEM, серые лесные почвы (Luvic Retic Greyzemic Phaeozems), чернозем, эрозия

DOI: 10.31857/S0032180X24020116, **EDN:** XXTYIJ

ВВЕДЕНИЕ

Среди всех видов деградации почвенного покрова – эрозия почвы занимает доминирующую позицию. Планетарные эрозионные потери плодородного почвенного вещества оцениваются в 35×10^9 т в год, причем эти потери увеличиваются на 2.5% ежегодно [31]. В России ежегодные эрозионные потери почвенного вещества составляют более 500 млн т [7], причем преобладает водный тип эрозии. В течение последних 20 лет темпы прироста эродированных земель каждые пять лет составляют 6–7%, т.е. около 1.5 млн га в год [1].

Интенсивность развития эрозионных процессов зависит от природных (почвы, климата, рельефа,

растительности) и антропогенных (обработки почвы, вырубki лесов, вида/интенсивности орошения и т.п.) факторов. При этом в аспекте почвенного фактора и темпов смыва наиболее важным свойством почвы является ее подверженность (податливость) к эрозии. Существует ряд близких терминов, определяющих данное свойство почвы. В англоязычной литературе термин “erodibility” был введен в 1930 г. [37], его можно перевести как “эродлируемость” или “смываемость” почв. В отечественной литературе в 1945 г. Соболев и Пономарева [23] стали использовать термин “противоэрозионная устойчивость почвы”, который означает способность почвы противостоять смывающему действию водного потока или совместному

действию потока воды и капель дождя [11]. “Противоэрозионная устойчивость почвы” имеет обратное значение по смыслу терминам “эродируемость” и “смываемость”, но все они характеризуют один процесс. В настоящее время в отечественной литературе по эрозиоведению используют все указанные термины: “эродируемость”, “смываемость” или “противоэрозионная устойчивость почв”. Стоит отметить, что помимо научно-теоретического интереса, данные по эродируемости почв имеют и практическое применение. Так, количественные значения эродируемости почв (К-фактор) используются как входной параметр для большинства эрозионных моделей (USLE, RUSLE, MUSLE, CREAMS, WEPP, EUROZEM, SWAT, MMF, WaTEM/SEDEM и др.) при расчете темпов эрозионно-аккумулятивных процессов.

Оценка количественных значений эродируемости почв на основе многочисленных экспериментов проводилась в течение второй половины XX в. по всему миру. В СССР при разработке моделей эрозии почв [17, 25, 27] исследователи ставили натурные эксперименты, направленные на определение скорости размыва почв [18], устойчивости почв к размыву в зависимости от их свойств [10]. Проводили как длительные/мониторинговые натурные наблюдения, так и “ускоряли” получение данных по эродируемости почв путем моделирования естественных осадков методом дождевания с различной интенсивностью [26].

В США изначально для определения эродируемости почв использовали стоковые площадки со следующими параметрами/критериями: 1) уклон 9%, длина – 22.1 м; 2) участок находится под паром. В этом случае эродируемость почв определяется как отношение среднегодовых потерь почвы и эрозионного индекса осадков. В последующем параметры вышеописанной стоковой площадки будут приняты в концепцию “эталонного/единичного участка” в эрозионном моделировании. Авторы [47] систематизировали огромный массив данных из нескольких тысяч наблюдений с этих стоковых площадок и разработали номограмму эродируемости почв. Позднее было выведено уравнение зависимости эродируемости почв от содержания органического вещества, гранулометрического состава, структуры и водопроницаемости почв [48]. Со временем номограммы и уравнения стали применять в разных странах и на разных типах почв.

Значительное количество разработанных уравнений расчета К-фактора приведено в обзоре [43]. Наиболее распространенным и используемым считается уравнение Ренарда [42] (формула (1)), поскольку оно адаптировано для большинства типов почв, а размерность переведена из британской имперской/американской системы измерения в международную:

$$K = \left[\frac{2.1 \times 10^{-4} M^{1.14} (12 - OM) +}{+ 3.25(s - 2) + 25(p - 3) / 100} \right] 0.1317, \quad (1)$$

где $M = (m_{\text{silt}} + m_{\text{vfs}}) (100 - m_c)$; m_c – содержание илстой фракции (<0.002 мм), %; m_{silt} – содержание пылевой фракции (0.002–0.05 мм), %; m_{vfs} – содержание фракции очень мелкого песка (0.05–0.1 мм), %; OM – содержание органического вещества, %; s – класс структуры почвы (1 – очень мелкозернистый, 2 – мелкозернистый, 3 – средний или крупнозернистый, 4 – блочный, пластинчатый или массивный); p – класс фильтрации (1 – очень быстро, ..., 6 – очень медленно).

Многочисленные эксперименты [6, 13, 20] показали, что для расчета эродируемости почв Восточно-Европейской равнины, возможно применение номограммы [47], несмотря на различия в размерности фракций. Позднее были выполнены более детальные исследования по влиянию различных факторов на эродируемость почвы, в частности, концентрации взвешенных наносов [16], плотности почвы [14], влажности почвы и температуры воды [15, 29].

Для некоторых регионов со специфичным почвенным покровом потребовалась существенная доработка уравнения эродируемости. Например, Гогичаишвили [2] разработал номограмму К-фактора для пахотных почв Грузии с учетом их каменистости, поскольку наличие камней или щебня в почве создают эффект мульчи.

В настоящее время создана карта эродируемости почв (в масштабе 1 : 100000) на всю территорию Европейского Союза [40], что позволило исследователям перейти к количественным оценкам темпов эрозионно-аккумулятивных процессов на данную обширную территорию. В России первые оценки смываемости зональных типов почв проводились Соболевым [22]. Существуют работы, в которых эродируемость рассматривалась как входной параметр для оценок эрозии почв с использованием эрозионных моделей (например [32, 50, 51]). Однако представление данных об эродируемости почв в виде карт различного масштаба или базы данных, необходимых для подобных оценок, для территории России в настоящее время отсутствует. Эрозионные модели, как и большинство методов оценки эрозии почв, изначально разрабатывались и апробировались на объектах детального масштаба. Современное эрозионное моделирование, как правило, проводится на растровой основе с размером ячейки 20 × 20 м или 30 × 30 м, что соответствует детальному масштабу. Однако современное программное обеспечение ГИС и производительность компьютеров позволяют проводить вычислительные операции (с учетом такого пространственного разрешения) и на большие площади – в десятки, сотни тысяч га и более, т.е. позволяют проводить оценки эрозии почв на объекты среднего масштаба

с детализацией крупного масштаба. В связи с этим возникает необходимость учета погрешностей изменения масштабов исследований при оценке входных параметров эрозионного моделирования, в частности при оценках эродированности почв.

Цель исследования заключается в оценке эродированности почв и варьирования данного показателя на разных по площади/масштабу участках в пределах Мценского района Орловской области с контрастным сочетанием и мозаичностью серых лесных почв и черноземов разной степени эродированности.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объект исследования — почвы сельскохозяйственных полей по периферии г. Мценск (Мценский район, Орловская область). Данная территория расположена в пределах хорошо дренированных междуречий р. Оки и двух ее притоков р. Зуши и р. Лисицы (рис. 1а). Исследования проводили в двух масштабах. Поля агрохозяйства компании ООО “Отрадаагроинвест” площадью 10 тыс. га (рис. 1б) были изучены с детальностью среднего масштаба. В последующем этот участок будем называть “Мценский”. Внутри “Мценского” участка был выбран малый водосбор площадью 42 га для крупномасштабных оценок эродированности почв (рис. 1с). Водосбор расположен вблизи д. Ломовец. Далее этот водосбор будем называть “Ломовец”.

Участок “Мценский”. Рельеф участка увалистый, с преобладанием покатых (крутизной от 2° до 5°) выпуклых рассеивающих склонов средней длины (200–500 м), с максимальными (~320 м) абсолютными высотами в верховьях р. Зуши. Климат территории умеренно-континентальный с умеренно-морозной зимой и теплым, иногда жарким летом (D_{fb} в соответствии с классификацией Кеппена-Гейгера [41]). Среднегодовое количество осадков составляет +4.5°C, самого холодного месяца (январь) — -9.4°C, самого теплого (июль) — +19.0°C. В среднем за год на территории исследований выпадает 546 мм осадков, причем на зимний период приходится 178 мм, а на летний 366 мм. Снежный покров устойчив с декабря по март и достигает 26 см. Средние месячные скорости ветра невелики и достигают 4.0–4.4 м/с.

В структуре земельного фонда района и области исследований преобладают земли сельскохозяйственного назначения с высокой долей распаханности. В Орловской области в целом площадь пашни составляет 1328.6 тыс. га (53% от площади области) (<https://rosstat.gov.ru/>). Почвенный покров характеризуется высокой степенью неоднородности; распространены серые лесные почвы и черноземы; материнская порода представлена в основном лёссовидными суглинками и частично древнеаллювиальными отложениями.

Участок “Ломовец”. На малом водосборе “Ломовец” большая часть территории (97%) водосбора, за исключением дна ложбины, распаханна.

На участке “Мценский” было заложено 217 точек обследования и опробования почв, а на малом водосборе “Ломовец” дополнительно — 45.

На исследуемых точках с помощью почвенного бура Эдельмана проводили бурение до иллювиального горизонта (В), в среднем до глубины 1 м. Проводили диагностику типовой (подтиповой) принадлежности и детальное описание морфологических свойств почв. Местоположение точек фиксировали с помощью GPS-навигатора. Для проведения лабораторных исследований отбирали образцы почв с глубины 0–25 см. Отбор образцов проводили в смешанной пробе из трех повторностей. Почвы описывали по классификации почв России 1977 г. [8]. При диагностике серых лесных почв особое внимание уделяли цвету гумусового горизонта и наличию/степени выраженности переходных горизонтов A_1A_2 и A_2B .

Эродированность почв рассчитывали по формуле (1). Почвенное органическое вещество в образцах исследовали методом Тюрина с фотоколориметрическим окончанием [4], гранулометрический состав почвы — методом седиментации [3]. Классы фильтрации и структуры почв определяли по данным о текстуре почв (гранулометрическом составе) согласно [38]. Данный метод широко используется для разных типов почв и в разных физико-географических условиях [28, 34, 40]. Почти все проанализированные образцы почв имеют текстурный класс пылеватый суглинок “silt loam”, что соответствует 3 классу фильтрации (табл. 1) и 3 классу структуры [30, 38].

Таблица 1. Классы фильтрации по основным классам гранулометрического состава почв [38]

Класс фильтрации	Текстурный класс
1	Песок (Sand)
2	Супесь (Loamy sand, sandy loam)
3	Суглинок, пылеватый суглинок (Loam, silt loam)
4	Опесчаненный тяжелый суглинок, тяжелый суглинок (Sandy clay loam, clay loam)
5	Тяжелый суглинок пылеватый, опесчаненная глина (Silty clay loam, sand clay)
6	Илистая глина, глина (Silty clay, clay)

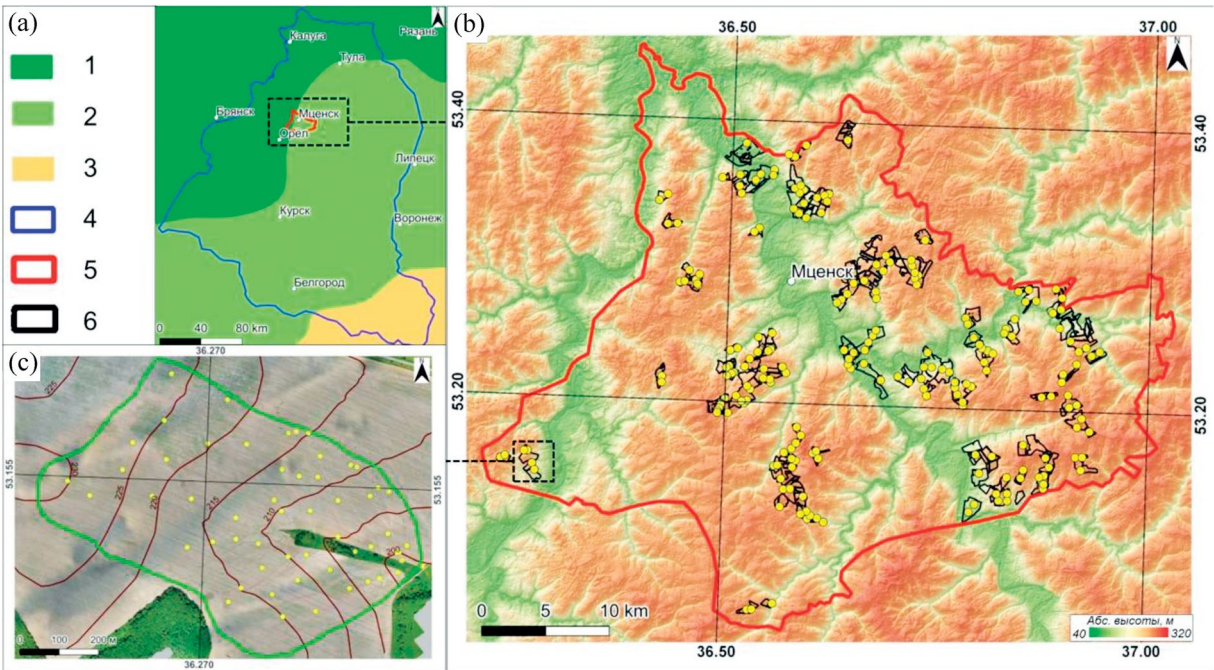


Рис. 1. Положение и рельеф участков исследования с точками опробования почв: а – участок “Мценский” (природно-климатические зоны: 1 – лесная, 2 – лесостепная, 3 – степная; 4 – границы Среднерусской возвышенности); б – участок “Мценский” (границы: 5 – участка, 6 – полей); с – участок “Ломовец” (границы водосбора обозначены зеленым цветом).

Отметим, что существует иной подход к оценке класса структуры по размеру агрегатов. Распахи- ваемые серые лесные почвы и черноземы выше- лоченные и оподзоленные имеют средневзвешен- ный диаметр агрегатов от 2.0 до 4.5 мм, согласно некоторым литературным данным [12, 19]. Данный размер агрегатов соответствует 2 классу структуры (табл. 2).

Таким образом, использование разных спосо- бов оценок свидетельствует о том, что исследован- ные почвы относятся к 2 либо 3 классу структуры. Различия в расчетных значениях К-фактора при использовании 2 или 3 классов структуры состав- ляют <7%. Аналитические измерения размеров структурных агрегатов могли бы в некоторой сте- пени снизить данную неопределенность, тем не менее, данная погрешность является незначитель- ной относительно иных допущений, используемых при расчете эродированности почв – в частности, и темпов эрозии почв – в целом. Кроме того, важ- но отметить, что измерение структуры почв на ис- следованном участке площадью 10 тыс. га позволя- ет уточнить данную неопределенность лишь в точ- ках обследования, а при интерполяции данных на всю территорию все равно остаются существенные неопределенности.

В настоящей работе использовали 3 класс струк- туры почв, согласно наиболее часто употребляемой

Таблица 2. Классы структуры почвы [38]

Класс струк- туры	Размер структурных агрегатов
1	Очень мелкозернистые: 1–2 мм
2	Мелкозернистые: 2–5 мм
3	Средне- или крупнозернистые: 5–10 мм
4	Блочные, плитчатые или массивные: >10 мм

методике оценок эродированности почв [28, 30, 33, 34, 40, 49]. Отметим, что развитие почвенно-дегра- дационных процессов способствует увеличению размеров агрегатов [12, 19] и, как следствие, увели- чению класса структуры. Полевые оценки морфо- логических свойств исследованных почв свидетель- ствуют об их высокой степени деградации в целом на участке исследования, в связи с чем использо- ванный в расчетах 3 класс структуры, оцененный по текстурному классу, представляется наиболее реалистичным.

Для определения влияния вариабельно- сти эродированности почв на моделируемые темпы

эрозионно-аккумулятивных процессов были рассчитаны среднесуточные темпы ливневой эрозии с помощью модели WaTEM/SEDEM [44–46]. Использовали одинаковые входные параметры за исключением эродируемости. R-фактор (эрозионный индекс осадков) принят равным 320 МДж мм/(м² ч год), согласно [39]. С-фактор (фактор растительности и севооборота, характеризующий почвозащитную роль возделываемых культур относительно чистого пара) принят равным 0.40, согласно данным по доле участия культур в составе севооборота и агроэрозионному индексу культур в данной зоне по Ларионову [13]. LS-фактор (фактор длины и крутизны склона) рассчитывали в программе WaTEM/SEDEM автоматически на основе цифровой модели рельефа и уравнений [36]. Цифровая модель рельефа была получена в результате съемки БПЛА и приведена к рекомендуемому для расчета по модели размеру ячейки 20 × 20 м.

Картографические работы производили с помощью программ QGIS и ArcGIS, статистическую обработку данных проводили в программе Statistica.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Почвенный покров и свойства почв. Крупномасштабные исследования малого водосбора “Ломовец” свидетельствуют о слабой контрастности почвенного покрова: на приводораздельных участках доминируют светло-серые лесные почвы (Luvic Greyzemic Phaeozems [35]; индекс таксона почвы — Л₁), а на склонах — серые лесные почвы (Luvic Retic Greyzemic Phaeozems; Л₂); степень смытости почв варьирует от несмытых до сильносмытых. Ареалы намывных почв преимущественно приурочены к не распахиваемому днищу ложбины.

Содержание органического вещества в пределах малого водосбора “Ломовец” изменяется от 1.2 до 3.4%, коэффициент вариации составляет 19% в 45 образцах. Среднее содержание органического вещества в серых лесных почвах несколько выше, чем в светло-серых лесных почвах (рис. 2а). Коэффициент вариации содержания илистой фракции (<0.002 мм) на малом водосборе “Ломовец” составил 16% для 45 образцов. Светло-серые лесные почвы характеризуются большим разбросом содержания органического вещества и илистой фракции по сравнению с серыми лесными почвами, как следствие отмечается большее варьирование значений К-фактора.

В свою очередь, исследования в среднем масштабе на участке “Мценский” выявили очень высокую неоднородность почвенного покрова. Данный участок расположен на границе лесной и лесостепной природных зон. В северной и центральной частях участка “Мценский” преобладают вариации светло-серых и серых лесных почв; в южной части — сочетания серых и темно-серых

лесных почв (Luvic Greyzemic Phaeozems; Л₃) с черноземами оподзоленными (Luvic Greyzemic Chernic Phaeozems; Ч_{оп}) и выщелоченными (Luvic Chernozems; Ч_в). Разнообразие почв участка “Мценский” отражается в вариативности содержания органического вещества. В пахотных горизонтах почв данный показатель значительно варьирует от 0.8 до 8.5% (рис. 2а), коэффициент вариации составил 42% в 217 образцах, что в 2 раза выше, чем на малом водосборе “Ломовец”. Высокое содержание органического вещества характерно для черноземов, расположенных на приводораздельных участках в южной и юго-восточной частях “Мценского” участка. Содержание органического вещества в пахотных горизонтах серых лесных почв ниже, чем в черноземах. При этом выявлен высокий разброс содержания органического вещества в пахотных горизонтах серых лесных почв: от 0.8 до 7%.

Варьирование содержания органического вещества в пределах одних и тех же типов почв, вероятно, определяется степенью их эродированности. Так, снижение содержания органического вещества до 1–3% отмечается на склонах долин рек и балок, особенно это заметно в районе д. Шеино и д. Свобода, и к юго-западу от г. Мценск.

Гранулометрический состав почв на участке “Мценский” среднесуглинистый с крайне однообразным содержанием физической глины (<0.01 мм). Содержание фракции ила (<0.002 мм) изменяется средне: от 4 до 26% (рис. 2б). Коэффициент вариации этой фракции составил 17% для 217 образцов почв. Темно-серые лесные почвы и черноземы в основном характеризуются чуть более высоким содержанием илистой фракции и меньшим разбросом значений в отличие от светло-серых и серых лесных почв. В целом содержание илистой фракции в светло-серых и серых лесных почвах на участке “Мценский” и на малом водосборе “Ломовец” довольно близки.

Эродируемость почв в точках обследования. Среднее значение эродируемости почв, выражаемая в расчетном показателе К-фактора, на малом водосборе “Ломовец” достаточно высокое и составляет 67 кг ч/(МДж мм) (рис. 2с). Однако разброс значений и пространственная вариативность низкие, коэффициент вариации составил лишь 7% для 45 образцов. Светло-серые лесные почвы и серые лесные почвы на участке “Ломовец” характеризуются более высокими значениями К-фактора, чем аналогичные подтипы почв на остальной части участка “Мценский”.

В свою очередь, исследования в среднем масштабе на участке “Мценский” выявили существенное пространственное варьирование К-фактора от 25 до 87 кг ч/(МДж мм), среднее значение К-фактора составляет 57 кг ч/(МДж мм). Коэффициент

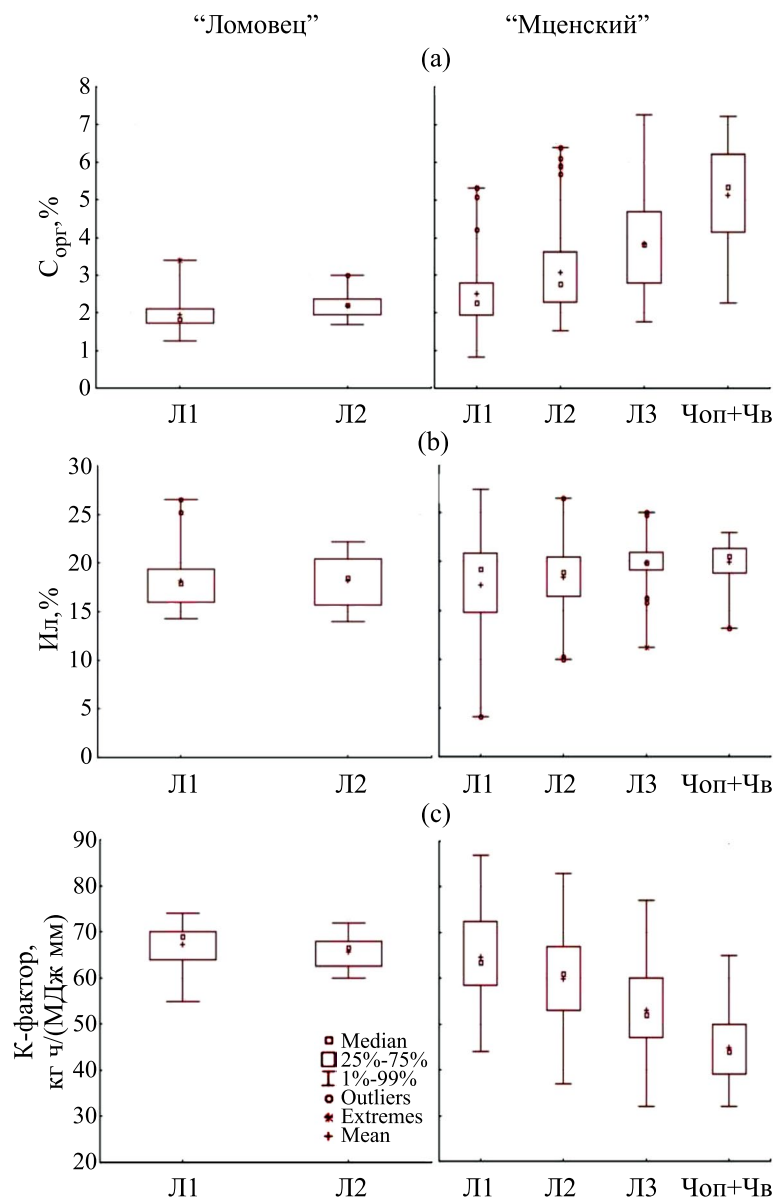


Рис. 2. Варьирование показателей в разных типах почв на участке "Ломовец" и "Мценский": а – содержание органического вещества (%); б – количество илистой фракций ($<0.002\ мм$, %); с – К-фактор ($кг\ ч/(МДж\ мм)$).

вариации эродированности почв в 217 образцах составил 20%.

Серные лесные почвы характеризуются высокими средними значениями эродированности почв: $52\ кг\ ч/(МДж\ мм)$ в темно-серых лесных почвах, $61\ кг\ ч/(МДж\ мм)$ в серых лесных и $63\ кг\ ч/(МДж\ мм)$ в светло-серых лесных. Значения К-фактора для неэродированных черноземов оподзоленных и выщелоченных оказались значительно ниже, и в среднем составили $38\ кг\ ч/(МДж\ мм)$. Значения К-фактора для неэродированных черноземов оподзоленных и выщелоченных участка "Мценский" близки к оценкам средних значений К-фактора

черноземов выщелоченных и типичных в Курской области равных $35\ кг\ ч/(МДж\ мм)$ [9] и в Белгородской области, равных также $35\ кг\ ч/(МДж\ мм)$ [5].

На участке "Мценский" варьирование эродированности почв определялось преимущественно вариабельностью содержания органического вещества (коэффициент корреляции $R^2 = -0.88$), которое в свою очередь зависит от типа почв и степени их эродированности. В ряду почв участка "Мценский" светло-серые лесные, серые лесные, темно-серые лесные и черноземы оподзоленные и выщелоченные (Чоп+Чв) отчетливо проявляется уменьшение

значений К-фактора за счет увеличения содержания органического вещества (рис. 2b, 2c).

Связь между эродированностью почв и их степенью эродированности при среднемасштабных исследованиях оказалась не столь очевидной (рис. 3). Для серых лесных почв, анализируемых в целом по участку “Мценский”, отсутствует четкая статистическая связь между эродированностью почв и их степенью эродированности. Данный эффект, вероятно, обусловлен низкой точностью диагностики подтипа и степени эродированности серых лесных почв. Например, среднесмытая темно-серая лесная почва очень похожа по морфологическим свойствам на несмытую или слабосмытую светло-серую лесную почву. Гумусовые горизонты этих почв обладают светло-серым окрасом, слабой оструктуренностью и относительно малой мощностью. В свою очередь, степень текстурной дифференциации зачастую искажается в результате распахивания и турбации верхних почвенных горизонтов. Кроме того, в условиях высокой неоднородности почвенного покрова представляется крайне затруднительным определение эталонных мощностей гумусированной толщи, что приводит к искажению диагностики степени эродированности серых лесных почв по остаточной мощности гумусированной толщи. В результате, вероятно, значительная часть эродированных темно-серых лесных почв была отнесена к светло-серым и серым лесным подтипам почв. Таким образом, не была выявлена связь между К-фактором и степенью эродированности почв (рис. 3a), но была выявлена четкая взаимосвязь между К-фактором и подтипом серых лесных почв (рис. 2b).

В свою очередь, исследования в среднем масштабе на участке “Мценский” выявили четкую связь между эродированностью черноземов и степенью их эродированности. Средние значения К-фактора возрастают в ряду не-, слабо-, средне- и сильносмытых черноземов со следующими значениями 38, 42, 44, 57 кг ч/(МДж мм) соответственно. Диапазон варьирования К-фактора сильносмытых черноземов не пересекается с диапазоном остальных степеней смытости черноземов. Следовательно, в сильносмытых черноземах происходит резкий скачок увеличения К-фактора за счет значительного снижения содержания органического вещества вследствие запахивания переходного горизонта A_1 либо даже горизонта В.

Отметим, что черноземы очень четко отличались от серых лесных почв по хорошей (от поровато-зернистой до мелкокомковатой) структуре пахотного горизонта. Таким образом, установлено, что черноземы отчетливо отличаются от серых лесных почв меньшими значениями К-фактора (рис. 2b), но при увеличении степени смытости черноземов значения К-фактора возрастают. Сильноэродированные черноземы оказались близки по

содержанию органического вещества и значениям К-фактора к серым лесным почвам.

Увеличение эродированности почв при увеличении их степени эродированности позволяет сделать важный вывод о динамике развития эрозионных процессов во времени. Воздействуя на почвенный покров, эрозия способствует увеличению эродированности (снижению противозерозионной устойчивости) почв, в результате темпы эрозии увеличиваются, что в свою очередь приводит к еще большему увеличению эродированности почв и еще большему увеличению темпов эрозии. Таким образом, основываясь на формуле модели WaTEM/SEDEM, можно заключить, что увеличение эродированности почв влечет дальнейшее увеличение темпов смыва. При прочих равных условиях с продолжающимся ухудшением структуры деградированных почв увеличение интенсивности эрозии почв может иметь кумулятивный эффект. Данное предположение в некоторой степени спорно и требует дальнейших исследований и, возможно, корректировки формулы расчета К-фактора.

Серые лесные почвы характеризуются относительно малой мощностью гумусированной толщи и при этом изначально достаточно высокой эродированностью. Таким образом, серые лесные почвы обладают значительно более высокими рисками деградации от эрозии по сравнению с черноземами. Данное предположение подтверждается результатами лабораторного эксперимента по моделированию эрозионных процессов на дождевальной установке. В частности установлено, что на агро-серых почвах формирование поверхностного стока наступает раньше и количество смытого почвенного материала значительно больше, чем на агрочерноземах [24].

Для двух масштабов исследования на малом водосборе “Ломовец” и участке “Мценский” были построены вариограммы значений К-фактора (рис. 4). Данные графики показывают, насколько сильно варьирует показатель эродированности почв в зависимости от расстояния между точками обследования. На малом водосборе “Ломовец” (рис. 4a) отсутствует четкий тренд изменения варьирования значений эродированности почв при увеличении расстояния между точками также, как и в целом для всех серых лесных почв участка “Мценский” (рис. 4b).

При этом выявлен четкий тренд увеличения варьирования значений эродированности черноземов при увеличении расстояния между точками (рис. 4d). Вероятно, данный тренд обусловлен варьированием К-фактора в черноземах разной степени эродированности (рис. 3b). При этом ареалы черноземов значительно разбросаны по южной и юго-восточной части участка “Мценский”. В результате существенное варьирование К-фактора

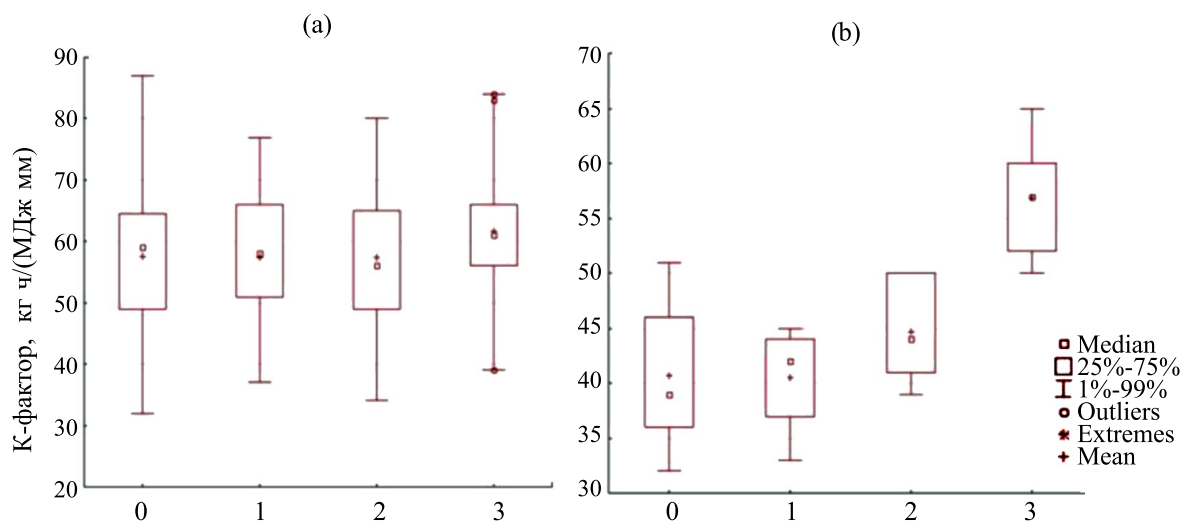


Рис. 3. Параметры варьирования К-фактора на участке “Мценский” в серых лесных почвах (а) и черноземах (б) разной степени эродированности: 0 — несмытые, 1 — слабосмытые, 2 — среднесмытые, 3 — сильносмытые.

в различных типах и подтипах почв разной степени эродированности способствует выраженному увеличению разброса данного показателя при увеличении расстояния между точками обследования в среднем масштабе (рис. 4б).

Картографирование эродированности почв. Значения эродированности почв (К-фактора) используются в первую очередь для эрозионного моделирования, при этом недостаточно значений эродированности почв в точках обследования, необходимо создание карт интерполированных значений данного показателя. Существуют различные способы интерполяции. В данном исследовании были использованы следующие наиболее часто применяемые методы: а) среднее арифметическое по точкам обследования (единое значение для участка); б) “простой кригинг” (выполнялся в SAGA GIS); в) “сплайн-интерполяция” (выполнялся в ArcGIS 10.5); г) “обратно взвешенных расстояний” (выполнялся в ArcGIS 10.5).

Кроме того, отметим, что был опробован один из самых современных методов почвенной картографии — метод множественной регрессии [21]. Однако применение данного метода на исследованных участках выявило низкую связь К-фактора с морфометрическими характеристиками рельефа. Предсказательная способность модели была крайне низкой на обоих участках, значения R^2 не превысили 0.15. В связи с этим данный метод интерполяции не был использован в дальнейшем анализе.

Результаты применения различных методов интерполяции оказались очень близки между собой. Построенные карты и гистограммы распределения интерполированных значений эродированности почв представлены на рис. 1S, 2S, 3S. Отчетливо видны

небольшие различия в пространственной структуре эродированности почв, особенно в крупном масштабе на малом водосборе “Ломовец”, при достаточно однородных распределениях рядов данных К-фактора в гистограммах. Полученные карты эродированности почв были использованы для дальнейшего расчета темпов эрозионно-аккумулятивных процессов (рис. 4S, 5S).

Влияние различных методов интерполяции эродированности почв на расчетные темпы эрозионно-аккумулятивных процессов. Расчетные среднееголетние темпы эрозии почв, оцененные в крупном масштабе на малом водосборе “Ломовец” оказались достаточно близки к средним оценкам темпов эрозии почв в среднем масштабе на участке “Мценский”. Так, расчетные темпы эрозии почв на малом водосборе “Ломовец” изменяются от 10.0 до 13.5 т/га в год (рис. 5); на участке “Мценский” от 10.8 до 11.3 т/га в год (рис. 6) в зависимости от метода интерполяции значений эродированности почв. Близость средних темпов смыва разномасштабных участков свидетельствует о высокой степени репрезентативности выбранного малого водосбора по отношению к окружающей водосбор “Ломовец” территории участка “Мценский”.

Полученные результаты свидетельствуют о достаточно высоком сходстве средних по участкам темпов эрозии почв при разных методах интерполяции эродированности почв. В крупном масштабе при использовании детальных данных малого водосбора “Ломовец” и в среднем масштабе при использовании среднемасштабных данных участка “Мценский” варьирование расчетных темпов эрозии почв при разных методах интерполяции эродированности почв оказалось менее 3%.

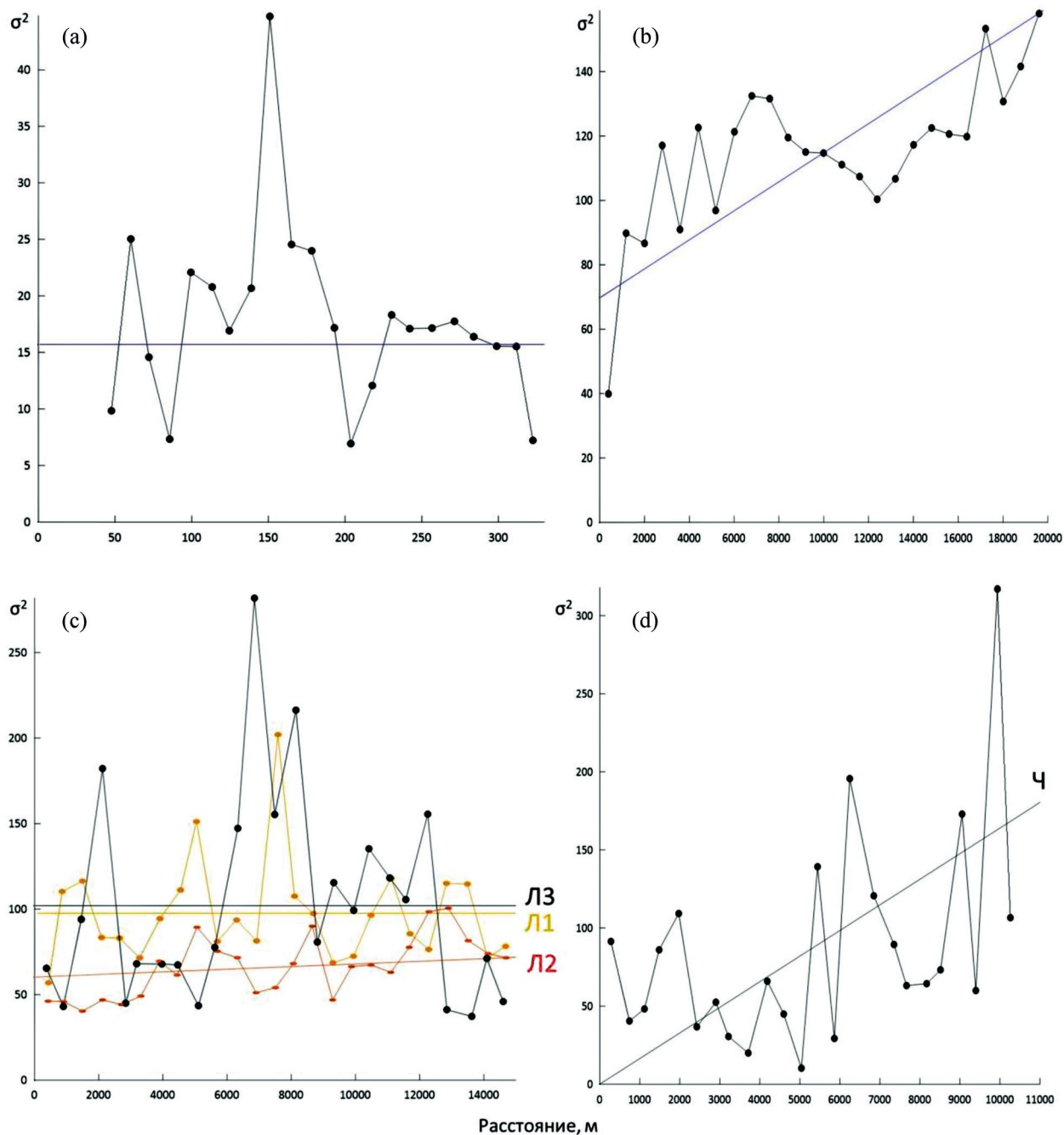


Рис. 4. Вариограммы эродированности почв во всех точках обследования малого водосбора “Ломовец” (а); во всех точках обследования участка “Мценский” (б); в точках с серыми лесными почвами участка “Мценский” (с); в точках с черноземами участка “Мценский” (д).

Однако использование среднемасштабных оценок эродированности почв участка “Мценский” для крупномасштабных оценок эрозии участка “Ломовец” привело к искажению расчетных темпов эрозии почв в среднем на 15%. Так, при использовании среднего арифметического значения эродированности почв участка “Мценский” расчетные темпы эрозии почв на малом водосборе “Ломовец” оказались заниженными на 15%.

При использовании методов картографической интерполяции значений эродированности почв участка “Мценский” расчетные темпы эрозии почв на малом водосборе “Ломовец” оказались завышенными на 12–17%.

Полученные отклонения в крупном масштабе при использовании среднемасштабных оценок эродированности почв объясняются высокой

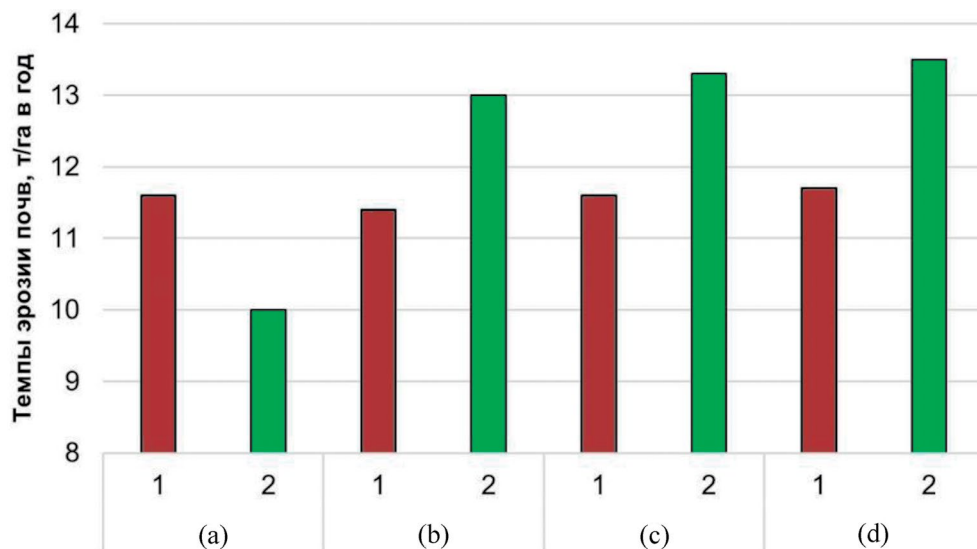


Рис. 5. Средние темпы эрозии почв на малом водосборе “Ломовец”, рассчитанные на основе разных способов интерполяции К-фактора: а – среднее арифметическое по точкам обследования; б – “простой кригинг”; с – “сплайн”; d – “обратно взвешенных расстояний” по данным в точках обследования участков: 1 – “Ломовец”, 2 – “Мценский”.

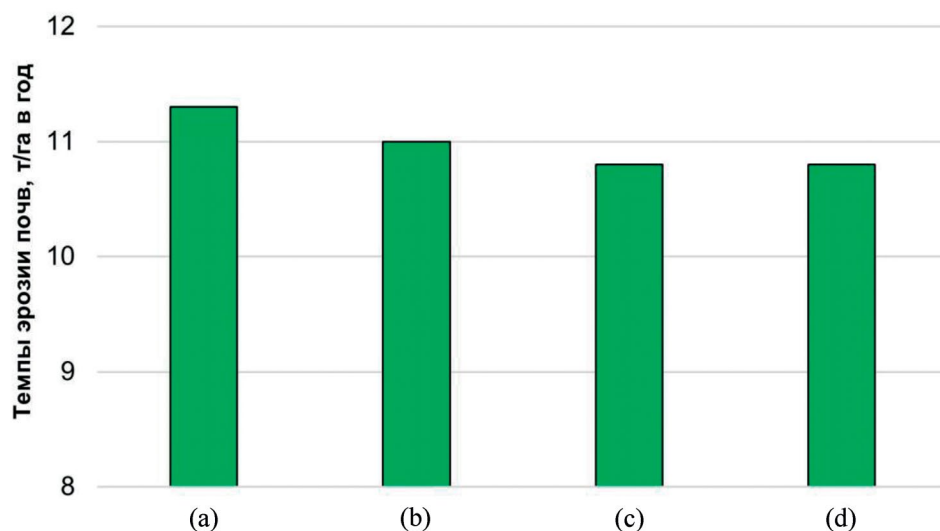


Рис. 6. Средние темпы эрозии почв на участке “Мценский”, рассчитанные на основе разных способов интерполяции К-фактора: а – среднее арифметическое по точкам обследования; б – “простой кригинг”; с – “сплайн”; d – “обратно взвешенных расстояний”.

степенью контрастности почвенного покрова участка “Мценский”. Среднее арифметическое по участку “Мценский” значение эродированности почв складывается из значений данного показателя в разных типах почв разной степени эродированности, то есть из ряда значений с большой амплитудой. Ранее отмечалось, что максимальные значения К-фактора были выявлены для светло-серых

лесных почв, а минимальные для неэродированных черноземов. Таким образом, полученные для малого водосбора “Ломовец” (с преобладанием светло-серых лесных почв) отклонения, вероятно, являются максимальными для данного участка.

В связи с этим, данное отклонение расчетных темпов эрозии почв можно считать условно максимальной погрешностью при изменении

масштабного уровня (переходе от среднего к крупному масштабу, либо от крупного к среднему масштабу) оценок эродированности почв участка “Мценский”. Важно отметить, что данная территория характеризуется высокой контрастностью почвенного покрова. Полученные отклонения в 15% при изменении масштабного уровня исследований в таких условиях неоднородности почвенного покрова представляются низкими, т.е. значительно меньше, чем иные погрешности эрозионного моделирования, связанные, например, с изменениями эрозионного потенциала осадков в условиях климатических флуктуаций, оценкой противоэрозионной стойкости сельскохозяйственных культур и способов обработки почвы, и т.д.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенные исследования на границе северной лесостепной зоны и лесной зоны Среднерусской возвышенности выявили существенные различия в эродированности серых лесных почв и черноземов. Серые лесные почвы характеризуются высокими значениями эродированности, выражаемой в расчетном показателе К-фактора. Средние значения К-фактора подтипов серых лесных почв варьируют от 52 до 63 кг ч/(МДж мм), что в 1.5 раза больше, чем у несмытых выщелоченных и оподзоленных черноземов. Таким образом, свойства серых лесных почв (относительно малая мощность гумусированной толщи и высокая эродированность) способствуют значительно большим рискам деградации этих почв от эрозии по сравнению с черноземами. При увеличении степени смытости и снижении содержания органического вещества в черноземах их средняя эродированность возрастает до 57 кг ч/(МДж мм) (в сильносмытых).

При прочих равных условиях и допущении о продолжении деградации почв с дальнейшим ухудшением структуры почв можно предположить, что эродированность черноземов будет увеличиваться при увеличении степени их смытости. Следовательно, интенсивность эрозии почв с течением времени, вероятно, может ускориться. Воздействуя на почвенный покров, эрозия способствует увеличению эродированности (снижению противоэрозионной устойчивости) почв, в результате темпы эрозии увеличиваются, что в свою очередь приводит к еще большему увеличению эродированности почв и еще большему увеличению темпов эрозии.

На исследованной территории варьирование значений К-фактора определялось преимущественно вариативностью содержания органического вещества (коэффициент корреляции $R^2 = -0.88$) при достаточно однородном гранулометрическом составе почв.

Исследования в крупном масштабе (на малом водосборе) не выявили какого-либо тренда

изменения варьирования значений К-фактора при увеличении расстояния между точками. Исследования в среднем масштабе (при расстояниях между точками обследования от первых сотен метров до 20 км) выявили направленный тренд увеличения варьирования значений К-фактора при увеличении расстояния между точками обследования, преимущественно за счет варьирования эродированности черноземов.

Применение различных способов интерполяции значений К-фактора практически не повлияло на изменения средних расчетных по модели WaTEM/SEDEM темпов эрозии почв в крупном и среднем масштабах исследования. При изменении масштабного уровня (переходе от среднего к крупному масштабу, либо от крупного к среднему масштабу) оценок эродированности почв отклонение средних расчетных темпов эрозии почв составило 15%. В условиях высокой контрастности почвенного покрова, полученные отклонения представляются низкими, значительно ниже, чем иные погрешности эрозионного моделирования.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено при поддержке гранта Российского научного фонда, проект № 22-17-00071, <https://rscf.ru/project/22-17-00071/>.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии у них конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Онлайн версия содержит дополнительные материалы, доступные по адресу <https://doi.org/10.31857/S0032180X24020116>

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Глушко А.Я. Влияние водной и ветровой эрозии на земельный фонд юга европейской части России // Известия Дагестанского гос. педагогического университета. Естественные и точные науки. 2010. № 1. С. 75–85.
2. Гогичаишвили Г.П. Эродированность пахотных почв Грузии в период ливневого стока // Почвоведение. 2012. № 2. С. 218–218.
3. ГОСТ 12536–2014. Грунты. Методы лабораторного определения гранулометрического (зернового) и микроагрегатного состава.
4. ГОСТ 26213–91. Почвы. Методы определения органического вещества.
5. Жидкин А.П., Смирнова М.А., Геннадиев А.Н., Лукин С.В., Заздравных Е.А., Лозбенев Н.И. Цифровое моделирование строения и степени эродиро-

- ванности почвенного покрова (Пороховский район Белгородской области) // Почвоведение. 2021. № 1. С. 17–30.
<http://doi.org/10.31857/S0032180X21010159>
6. Заславский М.Н. Эрозия почв. М.: Мысль, 1979. 243 с.
 7. Иванов А.Л., Савин И.Ю., Столбовой В.С., Аветян С.А., Шишконокова Е.А., Кашистанов А.Н. Карта агрогенной эродированности почв России // Доклады РАН. Науки о Земле. 2020. Т. 493. № 2. С. 99–102.
<https://doi.org/10.31857/S2686739720080095>
 8. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 223 с.
 9. Козлов Д.Н., Жидкин А.П., Лозбенев Н.И. Цифровое картографирование эрозионных структур почвенного покрова на основе имитационной модели смыва (северная лесостепь Среднерусской возвышенности) // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2019. № 100. С. 5–29.
<https://doi.org/10.19047/0136-1694-2019-100-5-35>
 10. Кузнецов М.С. К вопросу о методике исследования эродированности почв // Эрозия почв и русловые процессы. 1973. Вып. 3. С. 126–134.
 11. Кузнецов М.С., Глазунов Г.П., Григорьев В.Я. Методы изучения эрозионных процессов. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1986. 104 с.
 12. Кузнецова И.В. Агрофизическая характеристика типичных мощных черноземов Курской области // Агрофизическая характеристика почв степной и сухостепной зон Европейской части СССР. М.: Колос, 1977. С. 38–52.
 13. Ларионов Г.А. Эрозия и дефляция почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1993. 200 с.
 14. Ларионов Г.А., Бушуева О.Г., Добровольская Н.Г., Кирюхина З.П., Литвин Л.Ф. Эродированность модельной почвы различной плотности // Почвоведение. 2011. № 8. С. 995–999.
 15. Ларионов Г.А., Бушуева О.Г., Добровольская Н.Г., Кирюхина З.П., Краснов С.Ф., Литвин Л.Ф. Влияние температуры воды и влажности почвы на эродированность образцов чернозема (модельный опыт) // Почвоведение. 2014. № 7. С. 890–896.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X14070107>
 16. Ларионов Г.А., Добровольская Н.Г., Кирюхина З.П., Литвин Л.Ф. Влияние взвешенных наносов на эродированность почв // Почвоведение. 2008. № 7. С. 871–876.
 17. Мирицхулава Ц.Е. Инженерные методы расчета и прогноз водной эрозии. М.: Колос, 1970. 239 с.
 18. Мирицхулава Ц.Е. К вопросу устойчивости связных грунтов размыву // Тр. Грузинского НИИГиМ. 1957. Вып. 18–19. С. 485–493.
 19. Мищенко А.В., Карпова Д.В., Иванова Е.А., Абдулханова Д.Р., Петросян Р.Д. Структурное состояние пахотных серых лесных почв Владимирского ополья при различных способах обработки // Агрохимический вестник. 2020. № 5. С. 9–16.
<https://doi.org/10.24411/1029-2551-2020-10061>
 20. Несмеянова Г.Я., Пацкевич З.В. Эрозионно-опасные земли Нечерноземной зоны РСФСР // Эрозия почв и русловые процессы. М., 1981. Вып. 8. С. 30–41.
 21. Пузаченко Ю.Г. Математические методы в экологических и географических исследованиях. М.: Академия, 2004. 408 с.
 22. Соболев С.С. Развитие эрозионных процессов на территории Европейской части СССР и борьба с ними. М.–Л.: Изд-во АН СССР, 1948. Т. 1. 307 с.
 23. Соболев С.С., Пономарёва С.И. К изучению противозерозной стойкости почв // Почвоведение. 1945. № 9–10. С. 495–496.
 24. Соболев Н.В., Габбасова И.М., Комиссаров М.А. Влияние различной интенсивности дождей и крутизны склонов на развитие эрозии почв в Южном Предуралье (модельный опыт) // Почвоведение. 2017. № 9. С. 1134–1140.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X17090064>
 25. Сурмач Г.П. Водная эрозия и борьба с ней. Л.: Гидрометеиздат, 1976. 256 с.
 26. Сухановский Ю.П. Модификация методики дождевания стоковых площадок для исследования эрозии почв // Почвоведение. 2007. № 2. С. 215–222.
 27. Швец Г.И. Формирование водной эрозии, стока наносов и их оценка. Л.: Гидрометеиздат, 1974. 184 с.
 28. Addis H.K., Klik A. Predicting the spatial distribution of soil erodibility factor using USLE nomograph in an agricultural watershed, Ethiopia // Int. Soil Water Conserv. Rev. 2015. V. 3(4). P. 282–290.
<https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.11.002>
 29. Alekseev V.V., Aleksandrov R.I., Vasiliev S.A., Chuchkalov S.I. Study of the relation between soil erodibility and hydrological characteristics // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. 2019. V. 341(1). P. 012110.
<https://doi.org/10.1088/1755-1315/341/1/012110>
 30. Belasri A., Lakhouili A., Halima O.I. Soil erodibility mapping and its correlation with soil properties of

- Oued El Makhazine watershed, Morocco // *Forestry*. 2017. V. 8(9). P. 3208–3215.
31. *Borrelli P., Robinson D.A., Fleischer L.R., Lugato E., Ballabio C., Alewell C., Meusburger K., et al.* An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion // *Nature Commun.* 2017. V. 8. P. 2013.
<https://doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7>
 32. *Buryak Z.A., Narozhnyaya A.G., Gusarov A.V., Beylich A.A.* Solutions for the spatial organization of cropland with increased erosion risk at the regional level: A case study of Belgorod Oblast, European Russia // *Land*. 2022. V. 11(9). P. 1492.
<https://doi.org/10.3390/land11091492>
 33. *Centeri C., Szalai Z., Jakab G., Barta K., Farsang A., Szabó S., Bíró, Z.* Soil erodibility calculations based on different particle size distribution measurements // *Hungarian Geograph. Bull.* 2015. V. 64(1). P. 17–23.
<https://doi.org/10.15201/hungeobull.64.1.2>
 34. *Imani R., Ghasemieh H., Mirzavand M.* Determining and mapping soil erodibility factor (case study: Yamchi Watershed in Northwest of Iran) // *Open J. Soil Sci.* 2014. V. 4. P. 168–173.
<https://doi.org/10.4236/ojss.2014.45020>
 35. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. 2015. FAO, Rome. 182 p.
 36. *McCool D.K., Foster G.R., Mutchler C.K., Meyer L.D.* Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation // *Transactions of the ASAE*. 1989. V. 32(5). P. 1571–1576.
<https://doi.org/10.13031/2013.31192>
 37. *Middleton H.E.* Properties of soils which influence soil erosion // *USDA. Technical Bulletin*. 1930. V. 178. 16 p.
 38. National soils handbook. US Department of Agriculture-Soil Conservation Service // *Agriculture handbook*. 1983. No. 430. Washington.
 39. *Panagos P., Borrelli P., Meusburger K., Yu B., Klik A., Lim K.J., Yang J.E., et al.* Global rainfall erosivity assessment based on high-temporal resolution rainfall records // *Scientific Reports*. 2017. V. 7. P. 1–12.
<https://doi.org/10.1038/s41598-017-04282-8>
 40. *Panagos P., Meusburger K., Ballabio C., Borrelli P., Alewell C.* Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS // *Sci. Total Environ.* 2014. V. 479–480. P. 189–200.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.010>
 41. *Peel M.C., Finlayson B.L., McMahon T.A.* Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification // *Hydrology Earth System Sci.* 2007. V. 11. P. 1633–1644.
<https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
 42. *Renard K.G., Foster G.R., Weesies G.A., McCool D.K., Yoder D.C.* Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) // *USDA Agriculture Handbook* 1997. No. 703. 404 p.
 43. *Song Y., Liu L., Yan P., Cao T.* A review of soil erodibility in water and wind erosion research // *J. Geograph. Sci.* 2005. V. 15. P. 167–176.
<https://doi.org/10.1007/BF02872682>
 44. *Van Oost K., Cerdan O., Quine T.A.* Accelerated fluxes by water and tillage erosion on European agricultural land // *Earth Surface Processes and Landforms*. 2009. V. 34. P. 1625–1634.
<https://doi.org/10.1002/esp.1852>
 45. *Van Oost K., Govers G., Desmet P.* Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage // *Landscape Ecology*. 2000. V. 15. P. 577–589.
<https://doi.org/10.1023/A:1008198215674>
 46. *Van Rompay A., Verstraeten G., Van Oost K., Govers G., Poesen J.* Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach // *Earth Surface Processes and Landforms*. 2001. V. 26(11). P. 1221–1236.
<https://doi.org/10.1002/esp.275>
 47. *Wischmeier W.H., Johnson C.B., Cross B.V.* A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites // *J. Soil Water Conserv.* 1971. V. 26. P. 189–193.
 48. *Wischmeier W.H., Smith D.D.* Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning // *Agricultural handbook*. 1978. No. 537. Washington. 65 p.
 49. *Yang X., Gray J., Chapman G., Zhu Q., Tulau M., McInnes-Clarke, S.* Digital mapping of soil erodibility for water erosion in New South Wales, Australia // *Soil Res.* 2017. V. 56(2). P. 158–170.
<https://doi.org/10.1071/SR17058>
 50. *Zhidkin A., Fomicheva D., Ivanova N., Dostál T., Yurova A., Komissarov M., Krasa J.* A detailed reconstruction of changes in the factors and parameters of soil erosion over the past 250 years in the forest zone of European Russia (Moscow region) // *Int. Soil Water Conserv. Res.* 2022. V. 10(1). P. 149–160.
<https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.06.003>

51. Zhidkin A., Gennadiev A., Fomicheva D., Shamshurina E., Golosov V. Soil erosion models verification in a small catchment for different time windows with changing cropland boundary // *Geoderma*. 2023. V. 430. P. 116322. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116322>

Multiscale Estimates of Soil Erodibility' Variation Under Conditions of High Soil Cover Heterogeneity in the Northern Forest-Steppe of the Central Russian Upland

D. V. Fomicheva¹, A. P. Zhidkin¹, and M. A. Komissarov^{2, *}

¹*Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia*

²*Ufa Institute of Biology UFRS RAS, Ufa, 450054 Russia*

*e-mail: mkomissarov@mail.ru

One of the important scopes in erosion science is the study of soil erodibility, i.e. its ability to resist the destructing action of water flow and raindrops. The values of soil erodibility are used in erosion models and make it possible to calculate the rate of soil matter loss/accumulation. The purpose of this study was to assess the soil erodibility and variation of this indicator in different scale areas in the northern forest-steppe of the Central Russian Upland. It has been established that the calculated indicator of soil erodibility (K-factor) is depended mainly by the content of organic matter. The average K-factor values of unwashed grey forest soils are more than one and a half times higher than those of unwashed chernozems. With an increase in the degree of erosion, the values of the K-factor also increase, for example, in the series: non-, weakly, medium- and strongly eroded chernozems with the following average values: 38, 42, 44, 57 kg h/(MJ mm), respectively. It has been found that grey forest soils are much more liable to risk of degradation from erosion than chernozems, other things being equal, due to their greater erodibility and lower thickness of the humus layer. The use of various methods of K-factor interpolation had little effect on changes in the average soil erosion rates calculated by the WaTEM/SEDEM model, even under conditions of high soil cover contrast. With a change in the scale level of soil erosion estimates (transition from a medium to a large scale, or from a large to a medium scale), the deviation of calculated average soil erosion rates was less than 15%.

Keywords: K-factor, WaTEM/SEDEM, Oryol Oblast, grey forest soils (Luvic Retic Greyzemic Phaeozems), chernozem, erosion

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.4:574.24

ЭКОТОКСИЧНОСТЬ ПЫЛИ РАЗНЫХ
ФУНКЦИОНАЛЬНЫХ ЗОН ГОРОДА МОСКВЫ© 2024 г. О. В. Николаева^а, * (<http://orcid.org/0000-0003-4024-7334>), С. А. Кулачкова^б,
А. А. Астайкина^б, М. С. Розанова^б, О. А. Чистова^а^а Учебно-опытный почвенно-экологический центр МГУ им. М.В. Ломоносова,
Чашниково, микрорайон Агробиостанция, Московская область, 141592 Россия^б МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

*e-mail: nikolaevalisovitskaya@gmail.com

Поступила в редакцию 19.04.2023 г.

После доработки 31.07.2023 г.

Принята к публикации 20.09.2023 г.

Проведена оценка экотоксичности пыли разных функциональных зон в трех районах Москвы. Экотоксичность устанавливалась по реакции высших растений с использованием нового подхода к реализации метода биотестирования и по изменению биомассы и дыхания микроорганизмов в селитебных и транспортных зонах по сравнению с рекреационными. Предложенный способ оценки экотоксичности городской пыли по фитотестированию при моделировании поступления пылевых отложений на почвоподобные субстраты позволил решить основную методическую трудность – выбор контроля. На примере райграса пастбищного (*Lolium perenne* L.) установлено, что годовые объемы пылевых выпадений при высоких нагрузках в метровой зоне от дорожного полотна не проявляют токсичности, в то время как трехлетние – подавляют растения до 27% относительно контроля. Достоверных отличий между фитотоксичностью пыли различных функциональных зон не выявлено, она не коррелировала ни с одним из изученных свойств пыли (содержанием углерода органического вещества ($C_{орг}$), pH, электропроводностью, влагоемкостью, гранулометрическим составом). Базальное дыхание и содержание углерода микробной биомассы ($C_{мик}$) пыли были максимальны в рекреационных зонах города (3.1–7.2 мкг C–CO₂/г ч) и 314–435 мкг/г соответственно), снижались на 27–71% в селитебных и на 76–81% в транспортных. Установлены значимые корреляции базального дыхания и $C_{мик}$ с $C_{орг}$ ($r_s = 0.57$ и 0.61 соответственно, $p < 0.05$, $n = 49$). Высокие значения микробного метаболического коэффициента qCO_2 пыли и незначительная доля $C_{мик}$ в $C_{орг}$ свидетельствуют о неблагоприятных условиях для микроорганизмов.

Ключевые слова: городская пыль, свойства пыли, фитотестирование, базальное дыхание, микробная биомасса

DOI: 10.31857/S0032180X24020129, EDN: XXTTXM

ВВЕДЕНИЕ

Термин “городская пыль” (далее пыль) подразумевает совокупность твердых частиц различного размера, от <1 до 100 мкм [67], аккумулирующихся на любой поверхности земли в условиях города [66]. Частным и наиболее изучаемым видом городской пыли является дорожная пыль, аккумулирующаяся на обочинах автодорог.

К основным источникам пыли в городах относят пыление почв и грунтов, автотранспорт, применение противогололедных материалов (ПГМ), выбросы промышленных предприятий, строитель-

ство и снос зданий и сооружений, цветение растений [14, 52]. Многообразие источников образования пыли обуславливает сложность ее состава, представленного органическими и минеральными частицами естественного и техногенного происхождения. Многие из веществ, входящих в состав пыли в городах, обладают доказанной токсичностью по отношению к живым организмам [17]. Особая роль в их формировании в крупных городах принадлежит автотранспорту. Коррозия корпусов транспортных средств, истирание автомобильных колодок, выщелачивание ограждений и дорожных знаков, истирание шин и дорожного

полотна, неполное сгорание автомобильного топлива и его утечки, использование омывающих жидкостей и применение ПГМ обуславливают присутствие широкого спектра поллютантов в дорожной пыли [40, 58, 62]. Среди доминирующих загрязняющих веществ в составе пыли: тяжелые металлы, нефтепродукты, сажа, полициклические ароматические углеводороды, соли ПГМ [40, 62]. Неудивительно, что городская пыль может выступать интегральным показателем, характеризующим качество городской среды [37]. Способность тонких гранулометрических фракций пыли мигрировать на значительные расстояния из-за ветрового переноса обуславливает повышенные риски для здоровья людей [29]. Наибольшую опасность представляют частицы размером $<10 \text{ мкм}$ (PM_{10} , где PM — particulate matter — термин, обозначающий смесь твердых частиц и капель жидкости, обнаруженных в воздухе) [61]. В связи с беспрепятственным проникновением в органы дыхательной системы человека эта группа частиц является причиной комплекса заболеваний, в том числе онкологических [44].

В настоящее время в мире отмечается интенсивный рост исследований, посвященных изучению абиотических характеристик пыли и источников ее образования [39, 41]. Среди наиболее актуальных тематик — оценка содержания и распределения потенциально опасных компонентов городской пыли, из которых особое внимание уделяется тяжелым металлам [27, 33, 38, 39, 68]. Разнообразные свойства пыли Москвы изучены сотрудниками МГУ им. М.В. Ломоносова. Физические, физико-химические и химические свойства, в том числе содержание загрязняющих веществ в городской пыли, подробно охарактеризованы на географическом факультете МГУ [6, 13, 43, 64]. Особое внимание уделено исследованиям содержания тяжелых металлов и металлоидов в различных фракциях пыли [6, 42, 65]. Исследования микростроения, особенностей влияния пыли на формирование городских почв, микробиологического состава активно ведутся на факультете почвоведения МГУ [14, 21, 22, 35, 45]. В последние три года появились исследования пылевого загрязнения таких городов России, как Тюмень [46], Сургут [51], Челябинск [47], Севастополь [4], а также публикации, в которых проводится сравнение некоторых особенностей пылевого загрязнения среди группы городов России (Уфа, Пермь, Тюмень, Челябинск, Нижний Тагил, Магнитогорск, Нижний Новгород, Ростов-на-Дону, Мурманск, Екатеринбург) [59].

Однако экотоксичность пыли, как способность вызывать неблагоприятные эффекты в отношении функционирования биологических компонентов экосистем, является почти не изученным вопросом. Особенно перспективными для оценки опасности пыли по отношению к живым организмам окружающей среды выглядят методы биотестирования.

Суть биотестирования заключается в оценке токсичности исследуемых объектов окружающей среды на основе реакций лабораторных тест-организмов по определенным, поддающимся учету характеристикам. Ключевое преимущество методов биотестирования заключается в их способности дать интегральную оценку тестируемого объекта [26, 56], учитывая воздействие всех потенциально опасных веществ в конкретных условиях.

Для расчета абсолютных значений экотоксичности тест-параметры исследуемых объектов сравнивают с тест-параметрами контроля, в качестве которого служат незагрязненные объекты.

Анализ международной литературы показал, что исследований пыли методами биотестирования проводилось крайне мало (найден только 13 статей), и в основном в работах использовали водных организмов. В настоящее время не существует общепринятых стандартов биотестирования пыли в отличие от почв. Во многом это связано с методическими трудностями, ключевой среди которых является вопрос выбора контроля — эталонной пыли, относительно которой сравниваются результаты подавления изучаемых параметров живых организмов [17]. При использовании водных организмов эталоном служит чистая вода — элюатный метод, а тестирование пыли осуществляется на водных вытяжках. Однако при тестировании наземных экосистем, в частности почв, показано, что для всесторонней оценки тестируемых объектов более подходящими являются аппликатные методы (контактные), предполагающие проведение тестирования непосредственно на твердом субстрате в связи со слабым переходом многих токсикантов в водные вытяжки [23]. При этом контролем является эталонная почва — почва, не содержащая загрязняющих веществ. Учитывая поликомпонентность пыли и большое разнообразие присутствующих в ней веществ с различным потенциалом перехода в водные экстракты, для корректной оценки экотоксичности стоит рекомендовать аппликатные способы биотестирования.

Среди различных организмов, применяемых для биотестирования почв, одними из наиболее чувствительных являются высшие растения [18, 49]. Собственные исследования по экотоксикологической оценке почв придорожных территорий показали, что среди контактных биотестов именно высшие растения демонстрировали наибольшую чувствительность к транспортному загрязнению [53].

В настоящем исследовании предложен новый подход к фитотестированию пыли путем моделирования ее поступления на поверхность модельного субстрата и проведения его апробация. В качестве исследуемого объекта использовали почвоподобный субстрат, на поверхность которого внесена пыль, а в качестве контроля — этот же субстрат без пыли.

Известно, что микроорганизмы являются неотъемлемым компонентом экосистем, выполняющим широкий спектр биосферных функций. Обладая высокими адаптивными способностями, они встречаются практически повсеместно и способны развиваться в самых разнообразных средах: почвенных, водных, воздушных [36]. Вызывает большой интерес изучение параметров жизнедеятельности микроорганизмов пыли (биомассы и дыхания) и сравнение этих параметров между различными функциональными зонами города с разной антропогенной нагрузкой в некоторых районах Москвы.

Цель работы — оценка экотоксичности пыли по реакции высших растений путем апробации нового подхода к реализации метода фитотестирования, а также анализ дифференциации пыли разных функциональных зон по биомассе и дыханию микроорганизмов в трех районах Москвы.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объекты исследования и схема отбора проб. Объектом исследования служила городская пыль, отобранная в августе 2021 г. на трех ключевых участках площадью ~0.5 км² в Северо-Западном и Западном округах Москвы (рис. 1). Первый участок располагался на территории района Хорошево-Мневники и Шукинского парка (СЗАО) (далее по тексту — участок Хорошево-Мневники), второй — в районе Филевский парк (ЗАО), третий — в районе Раменки (ЗАО). Количество точек опробования — 15, 17 и 18 соответственно в каждом из перечисленных районов. Отбор проб пыли осуществляли в трех функциональных зонах: в селитебной — на проезжих частях дворов многоэтажных домов, в транспортной — на автодорогах и в рекреационной — на пешеходных дорожках парков. Селитебные зоны всех районов представлены дворами с многоэтажными домами. Транспортные зоны характеризуются 2- и 4-полосными дорогами в районах Филевский парк и Хорошево-Мневники, а также 2- и 6-полосными — в Раменках. Рекреационная зона участка Хорошево-Мневники представлена сквером, а Филевского парка и Раменок — парком. В каждой зоне точки сбора пыли размещали случайным образом через 50–100 м друг от друга.

Участки Хорошево-Мневники и Филевский парк расположены на второй надпойменной террасе р. Москвы, сложенной аллювиальными разнотекстурными песками, супесями и суглинками, залегающими на донской морене, или перекрывающими ее аллювиально-флювиогляциальными отложениями. Участок Раменки находится на Теплостанской возвышенности, четвертичные отложения представлены валунными суглинками московской морены [16]. В почвенном покрове селитебных зон и участков, прилегающих

к транспортным зонам, доминируют урбостратоземы и техноземы, созданные при благоустройстве территорий с нанесением поверхностного слоя согласно [20], в рекреационных зонах могут встречаться природные урбостратифицированные почвы: в Хорошево-Мневниках — ржавоземы, в Филевском парке — дерново-подзолистые и дерново-элювоземы типичные и оглеенные, в Раменках — дерново-подзолистые [57].

В рассматриваемых районах основными источниками загрязнения окружающей среды являются автодорожный и железнодорожный транспорт, теплоэлектростанции и котельные, могут оказывать влияние предприятия промышленных зон “Очаково”, “Западный порт”, “Филевский парк”, “Октябрьское поле” и строительные работы при частичном перепрофилировании или переназначении не востребуемых объектов. Интенсивность движения на исследованных 2–4-полосных автодорогах в середине буднего дня составляла 400–650 транспортных средств в час, на 6-полосной превышала эту величину в 3 раза.

Пробы пыли отбирали при стабильной температуре воздуха (20–25°C) и отсутствии осадков не менее чем 2 дня до момента сбора пыли. Отбор проводили с помощью пластиковой щетки и совка с поверхностей, покрытых асфальтом, в парках поверхности были также деревянными или покрытыми плиткой. Точки отбора представляли собой прямоугольные участки одинаковой площади по 2.5 м² (5 × 0.5 м) вдоль бордюра. Сбор проб с каждого участка проводили единообразно до полного удаления видимой пыли.

Количественное распределение пыли в функциональных зонах города было неравномерным. Средний вес пыли, собираемой с площадки 2.5 м², составил 200 г в селитебной зоне, 100 г — в транспортной, 50 г — в рекреационной. Каждый полученный образец делили на две части и собирали на месте в отдельные пластиковые контейнеры: в стерильные контейнеры объемом 25 мл с последующим замораживанием в лаборатории (–14°C) и нестерильные контейнеры объемом 200 мл с последующим хранением в воздушно-сухом состоянии. Пробы замораживали для последующего анализа дыхания пыли, а воздушно-сухие пробы предназначались для реализации фитотестирования и исследования физических, химических и физико-химических свойств пыли.

Методы исследования. Методы исследования физических, химических и физико-химических свойств. Бихроматную окисляемость пыли определяли методом Тюрина в модификации Никитина с титриметрическим окончанием [19]. Значения, полученные при использовании данного метода, условно отражают содержание органического углерода

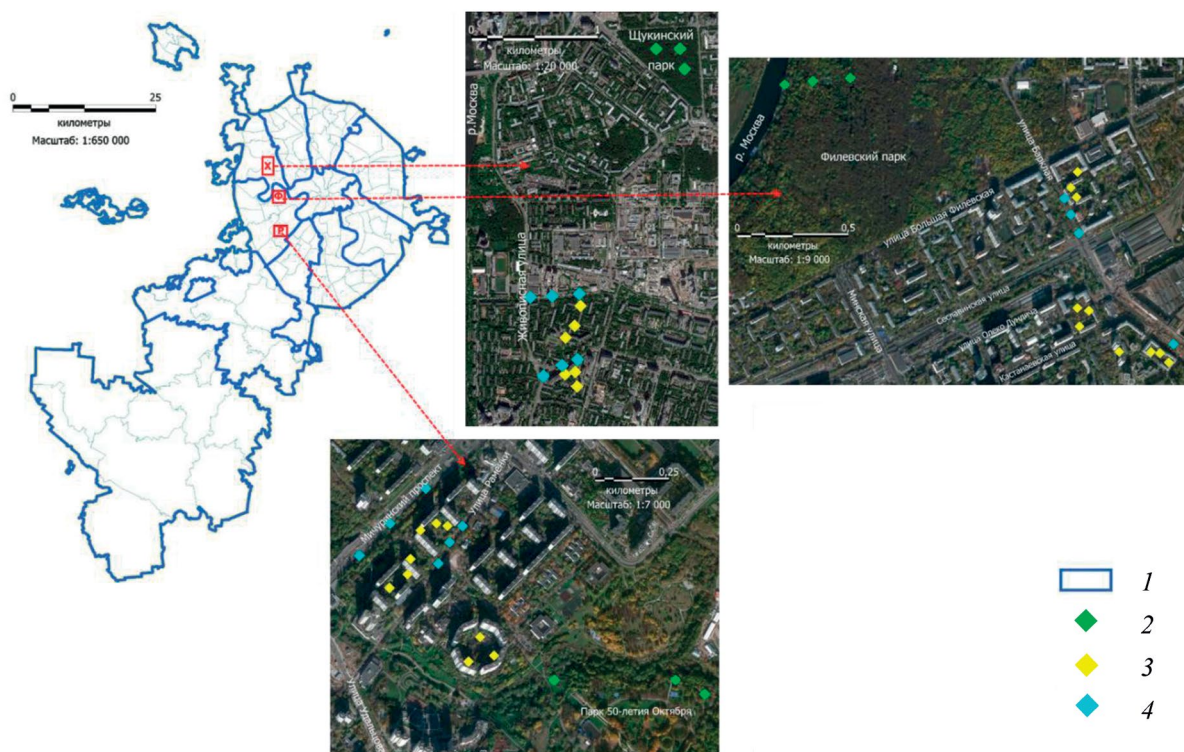


Рис. 1. Расположение участков отбора проб пыли в трех районах г. Москвы: Х – Хорошево-Мневники, Ф – Филевский парк, Р – Раменки, 1 – границы административных районов, 2 – рекреационная зона, 3 – селитебная зона, 4 – транспортная зона.

($C_{орг}$) в пыли, однако нельзя исключать частичного окисления других ее компонентов.

Определение рН пылевой суспензии ($pH_{вод}$) проводили при соотношении пыль : вода 1 : 2.5 с помощью рН-метра HI 8314 (Hanna Instruments, Германия) с комбинированным электродом HI 1230 [9].

Электропроводность пылевой суспензии (ЕС) измеряли при соотношении пыль : вода 1 : 5 кондуктометром DiST 4 WP (Hanna Instruments, Германия) [8]. Полную влагоемкость (ПВ) пыли, а также почвогрунта для реализации фитотестирования определяли методом трубок [5].

Содержание PM_{10} в пыли диагностировали методом лазерной дифрактометрии на приборе Analysette 22 MicroTec (Fritsch, Германия). Перед инструментальным анализом воздушно-сухую пыль просеивали через сито с диаметром отверстий 2 мм для удаления крупных компонентов и обрабатывали пирофосфатом натрия для диспергирования агрегированных частиц.

Методы фитотестирования. Фитотестирование осуществляли лабораторным методом в соответствии с международными принципами OECD [55] и US EPA [54], рекомендованными для почв и других сред. Из списка культур, рекомендованных

для целей фитотестирования, был выбран райграс пастбищный (*Lolium perenne* L.) по причине широкой распространенности данной культуры в составе газонов города Москвы [24]. Райграс – одна из основных культур, высеваемых в Москве, так как она характеризуется неприхотливостью и устойчивостью к повышенным температурам и заморозкам. Различными исследованиями показана чувствительность этой культуры к токсикантам разных классов [48, 60].

Новизной способа фитотестирования пыли является модификация тест-системы, представляющей в данном случае не пыль саму по себе, а пыль, нанесенную на поверхность почвогрунта, что аналогично поступлению пыли в реальных условиях на почвенный покров города. В качестве среды, загрязняемой пылью, выбран покупной почвогрунт “3D Универсальный” фирмы “Гера” (Россия), представленный смесью верхового и низинного торфа с добавлением речного песка и комплекса удобрений (N_{250} мг/л, P_{2O_5} 275 мг/л, K_2O 275 мг/л, pH 5.5–7.0). В реализованном подходе (рис. 2) контролем выступал почвогрунт без внесения пыли.

Для оценки фитотоксичности пыли выбран комплекс контролируемых параметров роста и развития растений: длина корня проростка,

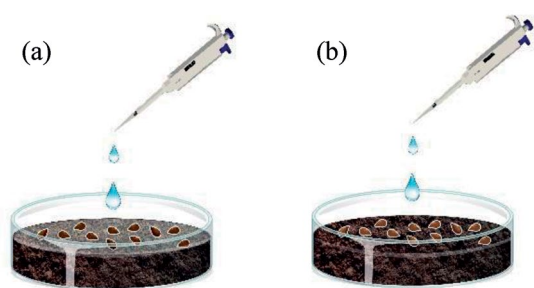


Рис. 2. Схема реализации фитотестирования городской пыли: (а) — испытываемая проба (слой снизу вверх: почвогрунт, пыль, семена), (б) — контрольная проба (почвогрунт, семена).

длина стебля проростка (надземная часть растения) и всхожесть семян. Наиболее чувствительным параметром в фитотестировании почв, как правило, является длина корня [15]. Так как городская пыль — новый объект изучения и аналогичных исследований пока нет, в методическом плане было важно понять отклик каждого тест-параметра.

Фитотестирование проводили в трех повторностях. В стерильные чашки Петри диаметром 5 см помещали 4 г воздушно-сухого почвогрунта. Далее на его поверхности равномерно размещали пыль в количестве 3.9 г, что примерно соответствовало высокому уровню поступления пыли на поверхность почв придорожных территорий в Москве в пределах метровой зоны от дорожного полотна, где пылевые выпадения максимальны. Эта величина получена путем пересчета среднесуточного поступления пыли на 1 м² поверхности почв и грунтов вблизи дорожного полотна в Москве (в пределах метровой зоны) (1.77 г/м² согласно [2]) на площадь поверхности чашки Петри. На поверхность субстрата в чашке Петри равномерно по каплям вносили дистиллированную воду в количестве, соответствующем 60% от его ПВ аналогично методике тестирования почв [12]. При расчете учитывали, что влагоемкость почвогрунта и пыли разные, поэтому итоговое количество воды для добавления в чашки Петри определяли как сумму количества воды, необходимой для достижения 0.6ПВ_{пыли} и 0.6ПВ_{почвогрунта}. На поверхности увлажненного субстрата в чашках Петри размещали по 10 семян райграсса. Чашки с семенами накрывали крышками, укладывали в герметичные пластиковые пакеты для предотвращения испарения влаги и инкубировали при комнатной температуре в течение 7 сут. По истечении срока экспозиции в каждой чашке оценивали всхожесть семян. Затем ростки растений отмывали от почвы, размещали на бумажных салфетках, где с помощью линейки

измеряли длину главного корня и надземной части, учитывали всхожесть. Токсичность пыли оценивали по степени изменения параметров роста и развития растений (длина корня, длина стебля, всхожесть) в испытываемых пробах относительно контрольных по формуле:

$$T(\%) = (A - B) \times 100/A,$$

где T — токсичность пыли, A — среднее значение параметра в контрольной пробе, B — среднее значение параметра в испытываемой пробе.

Интересно, что предварительные исследования, проведенные на части образцов с внесением годового объема пыли (по 1.3 г на чашку Петри), не выявили токсичности пыли, а при увеличении массы пыли до уровня трехлетнего периода ее поступления на поверхность придорожных территорий токсичность проявлялась. Поэтому финальное фитотестирование, описанное выше, проводили при внесении массы пыли, поступающей на поверхность почвы за 3 года (3.9 г на чашку Петри).

Исследования проводили в 3 этапа с учетом трудоемкости эксперимента. Каждый этап предполагал анализ экотоксичности пыли одного района. С учетом трех повторностей эксперимента общее число семян для исследования 1 пробы пыли составило 30 шт. В ходе тестирования всего объема проб были проанализированы параметры роста 1710 растений.

Методы исследования дыхания и биомассы микроорганизмов. Реакцию микроорганизмов оценивали путем анализа интенсивности базального дыхания, а также определения микробной биомассы методом субстрат-индуцированного дыхания [1].

После отбора образцы пыли хранили в замороженном виде (при -14°C) и перед анализом готовили в соответствии с ISO 18400-206-2018: сначала выдерживали неделю в холодильнике (при $+4^{\circ}\text{C}$), затем навески воздушно-сухой пыли массой 2 г помещали в пенициллиновые флаконы объемом 15 мл, увлажняли до 60% от ПВ и инкубировали в течение 3 сут при комнатной температуре ($22-23^{\circ}\text{C}$). Базальное дыхание определяли за 24 ч инкубации, выражали в мкг $\text{C}-\text{CO}_2/(\text{г ч})$. Субстрат-индуцированное дыхание определяли через 2–3 ч инкубации после добавления раствора глюкозы с концентрацией 10 мг/г пыли. Анализ проб воздуха проводили на газовом хроматографе модели Кристаллюкс 4000 М, время отбора начальных и конечных проб строго фиксировали. Углерод микробной биомассы ($\text{C}_{\text{мик}}$) рассчитывали по формуле:

$$\text{C}_{\text{мик}} (\text{мкг C/г пыли}) = \text{СИД} \cdot 40.04 + 0.37 [28].$$

Все измерения проведены в трехкратной повторности. Оценивали микробный метаболический

коэффициент $q\text{CO}_2$, отражающий удельное дыхание микробной биомассы, представляющий собой отношение скорости базального дыхания к микробной биомассе ($\text{мкг С} - \text{CO}_2 / (\text{мг С}_{\text{мик}} \text{ ч})$).

Обработка данных. Статистическую обработку результатов исследований проводили в программах Microsoft Excel 11 и Statistica 12. Для нормально распределенных данных (устанавливали по критерию Уилка–Шапиро) определяли значимость отличий с помощью t -критерия Стьюдента и рассчитывали коэффициенты корреляций Пирсона. Для отличных от нормальных данных применяли непараметрические методы (тест Манна–Уитни и коэффициент корреляции Спирмена r_s).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Физические, химические и физико-химические свойства пыли. Изучение базовых свойств пыли (рис. 3) было важно для понимания их отличий от почв и дальнейшего ответа на вопрос о возможных причинах экотоксичности пыли. Сравнивая изученные свойства городской пыли со свойствами почв [10], можно отметить следующие особенности: пыль характеризуется меньшими значениями содержания $\text{C}_{\text{орг}}$ и большей щелочностью по сравнению с почвами, в то время как значения их влагоемкости похожи. Увеличение значений pH городской пыли по сравнению с почвами можно связать с ПГМ, стеклоомывающими жидкостями и выщелачиванием бетонных материалов дорожной инфраструктуры (бордюров и др.). Твердые поверхности дорожного полотна и пешеходных зон, являющиеся локациями накопления пыли, препятствуют вымыванию этих компонентов в отличие от почв, имеющих свободный дренаж.

Анализируя различия в свойствах пыли между функциональными зонами Москвы, можно отметить ряд закономерностей.

Наблюдается четкая единообразная дифференциация содержания $\text{C}_{\text{орг}}$ в пыли между селитебными ($2.4 \pm 0.5\%$) и транспортными зонами ($1.4 \pm 0.3\%$) в каждом исследованном районе города (уровень статистической значимости $p < 0.05$). Рекреационные зоны города по данному параметру можно охарактеризовать как переменные ($\text{C}_{\text{орг}}$ составляет от 1.2 ± 0.3 до $3.0 \pm 0.3\%$).

Значения pH варьируют в диапазоне 7.6–8.6. Стоит отметить постоянство pH пыли в селитебных зонах изученных районов (от 8.1 ± 0.2 до 8.3 ± 0.2), а в транспортных и рекреационных зонах значения варьируют сильнее. Интересно, что значения pH статистически достоверно ($p < 0.05$) отличаются между районом Хорошево-Мневники и двумя другими районами. Учитывая постоянство pH в селитебных зонах всех изученных районов, можно предположить, что снижение pH в транспортных

и рекреационных зонах района Хорошево-Мневники связано с локальными особенностями, возможно, с меньшими нагрузками ПГМ.

Влагоемкость пыли селитебных и транспортных зон характеризуется близкими значениями и варьирует в диапазоне 30–40%. В рекреационных зонах двух из трех изученных районов отмечаются более высокие показатели — 46 ± 6 и $70 \pm 14\%$. Рекреационные зоны статистически значимо отличаются от других ($p < 0.1$).

Максимум значений ЕС в селитебных и рекреационных зонах составил 138 мкСм/см. В пыли транспортных зон двух из трех районов наблюдаются большие значения — до 650 мкСм/см.

Отмечаются близкие значения содержания частиц PM_{10} в пыли селитебных и транспортных зон. Значимые отличия ($p < 0.01$) между ними установлены только в одном из трех районов города (Филевский парк). Для парковых рекреационных зон характерно в 2 раза меньшее содержание частиц PM_{10} по сравнению с транспортными и селитебными зонами ($p < 0.05$). Исключением стала рекреационная зона района Хорошево-Мневники, представленная сквером. По содержанию PM_{10} она не отличалась от транспортных и селитебных зон. Вероятно, сквер, окруженный дорогами, испытывает более высокую среднюю пылевую нагрузку на единицу площади, чем большие по размеру парки.

Обобщая полученные результаты, можно отметить 2 отличия между функциональными зонами всех изученных районов: 1) содержание $\text{C}_{\text{орг}}$ характеризуется в 2 раза большими значениями в селитебных зонах по сравнению с транспортными, 2) пыль обладает наиболее легким гранулометрическим составом (уменьшением содержания частиц PM_{10}) в рекреационных зонах, представленных крупными парками.

Полученные данные находятся в соответствии с результатами других исследований московской пыли [64]. Сравнивая результаты со свойствами пыли других городов России (Тюмень, Сургут, Челябинск, Алушта, Ялта, Севастополь), можно отметить сходство по таким параметрам, как pH и ЕС, а отличиями является большее содержание $\text{C}_{\text{орг}}$ в пыли Москвы. По содержанию PM_{10} в дорожной пыли города, для которых были найдены данные, можно ранжировать так Севастополь > Алушта, Москва, Тюмень > Сургут.

Оценка экотоксичности пыли по фитотестированию. Результаты фитотестирования с использованием райграсса пастбищного (рис. 4) показали, что экотоксичность, установленная по снижению параметров роста и развития растений относительно контроля, варьировала от 2 до 27%. Самым чувствительным параметром, показавшим наибольшие значения токсичности, оказалась длина корня, близкие значения получены по параметру длина

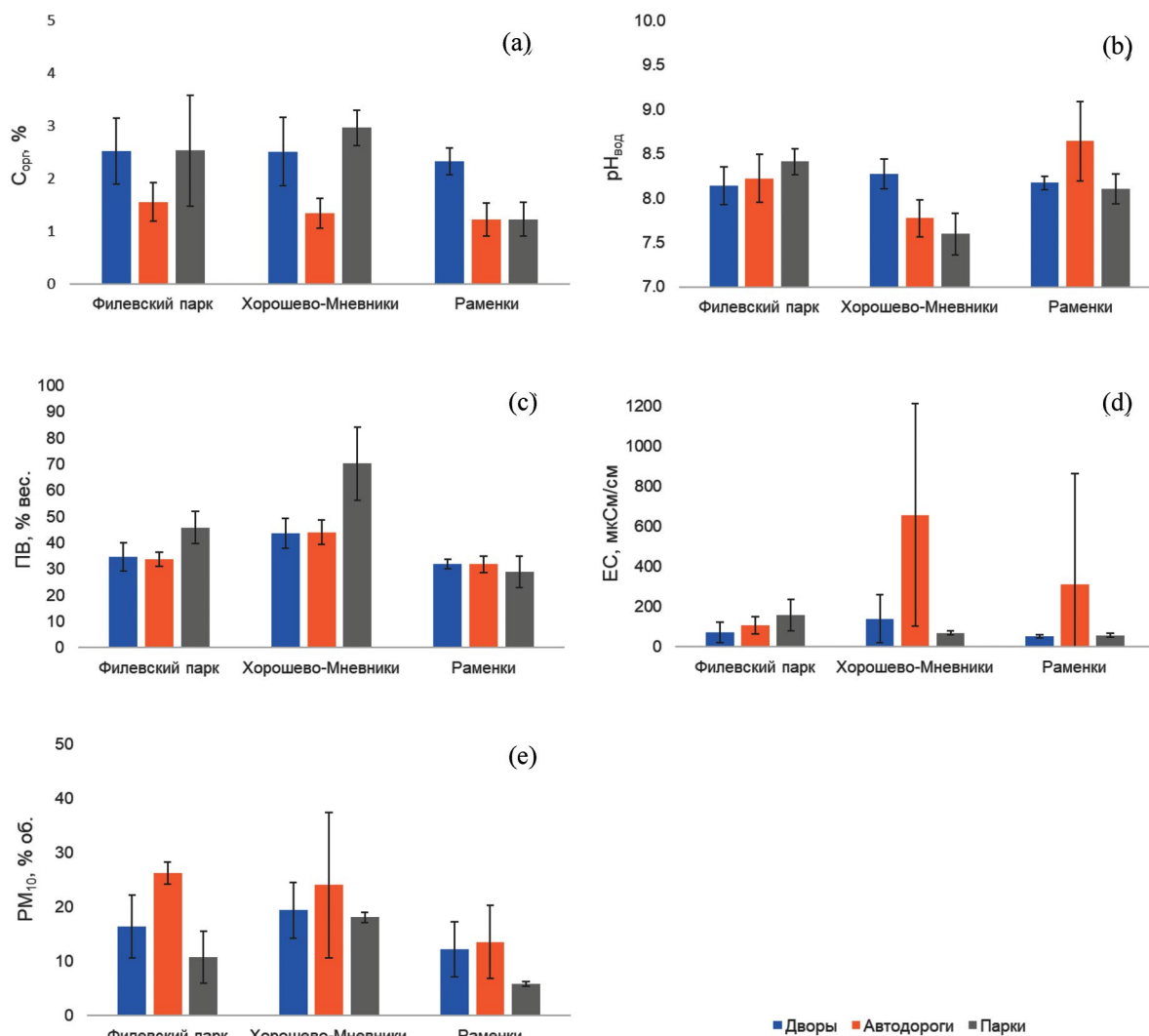


Рис. 3. Физические, химические и физико-химические свойства пыли: содержание органического углерода (а), pH (б), полная влагоемкость (с), удельная электропроводность (д), содержание частиц PM_{10} (е).

стебля и наименьшие значения продемонстрировал параметр всхожесть. В методическом плане важно отметить, что анализ параметра всхожесть является самым простым и быстрым с точки зрения получения результатов, однако использование его как единственного — недостаточно, так он дает заниженные результаты экотоксичности. В настоящей работе использовали значения параметра длина корня как основные.

По параметру длина корня установлено, что значения экотоксичности статистически значимо не отличаются между функциональными зонами. Даже на пробы пыли, собранные в рекреационных зонах, растения реагировали аналогично селитебным и транспортным, что было неожиданным. Однако между двумя районами города из трех были установлены статистически достоверные отличия

экотоксичности ($p < 0.01$). Это наблюдение кажется интересным для дальнейшего анализа фитотоксичности пыли в разных районах Москвы, смещая фокус с функциональных зон на районы в целом. По параметру длина корня наиболее высокие значения отмечены в районе Хорошево-Мневники (в селитебных и рекреационных зонах), в то время как районы Филевский парк и Раменки были похожи между собой, демонстрируя в 1.5–2 раза меньшие значения. Обращаясь к свойствам пыли в районе Хорошево-Мневники для понимания отличий от других районов (рис. 3), можно отметить наименьшие значения pH в селитебных и рекреационных зонах по сравнению с районами Филевский парк и Раменки, наибольшие значения ЕС в некоторых точках транспортных зон и наибольшее содержание PM_{10} в рекреационных зонах. Известно, что

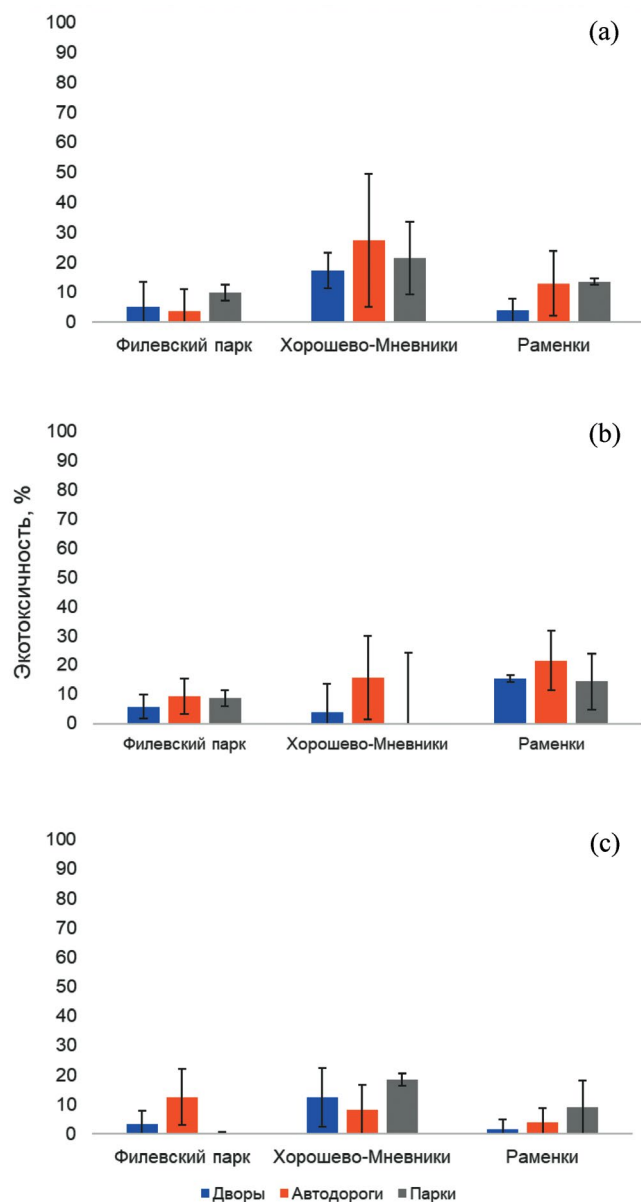


Рис. 4. Оценка экотоксичности пыли методом фитотестирования по параметрам: длина корня (а), длина стебля (б) и всхожесть семян (с).

чем меньше pH, тем больше биодоступность тяжелых металлов [32]. Высокие значения ЕС говорят о присутствии легкорастворимых солей, что может негативно сказаться на растениях путем изменения особенностей минерального питания [34]. Известно, что чем больше содержание PM_{10} , тем потенциально большая концентрация поллютантов может присутствовать в пыли [31]. Для территории Москвы установлено, что во фракции PM_{10} дорожной пыли города в среднем содержится в 1.2–6.4 раза больше тяжелых металлов и металлоидов, чем в нефракционированной пыли в целом [64].

Так как достоверных корреляций экотоксичности пыли с изученными свойствами не обнаружено (табл. 1), можно предположить, что повышение экотоксичности пыли в районе Хорошево-Мневники может быть связано с более высоким содержанием в ней загрязняющих веществ.

Интересно отметить, что фитотоксичность поверхностного слоя городских почвогрунтов трехлетнего возраста в транспортных зонах г. Москвы составляет 20–45% [53]. Эти значения получены в зоне интенсивного пылевого загрязнения на расстоянии 1–6 м от дорожного полотна. В настоящей работе максимальные значения экотоксичности пыли достигали 27%. Таким образом, вклад пыли в фитотоксичность почв может быть значительным.

Из вышесказанного следует, что пыль — опасный компонент городской экосистемы. Значения экотоксичности, отражающие ситуацию трехгодичного поступления пыли на почвенный покров в зонах максимальной нагрузки (в непосредственной близости от дорожного полотна), говорят о ее негативном воздействии на растительные организмы. В практическом плане можно сказать, что минимизация образования и своевременная уборка пыли являются целесообразными мерами, направленными на улучшение экологической ситуации в городе. Кроме того, полученные данные о фитотоксичности пыли могут использоваться при разработке сроков замены почвогрунтов на

Таблица 1. Коэффициенты корреляции фитотоксичности пыли с ее свойствами

Токсичность по параметру	$C_{орг}$	pH	ЕС	ПВ	PM_{10}
Длина корня	–0.08	–0.10	0.36	0.36	0.30
Длина стебля	–0.31	0.47	0.39	–0.50	0.05
Всхожесть семян	–0.01	–0.40	–0.18	0.26	0.15

Примечание. Корреляции получены по всему массиву образцов пыли в количестве 54 шт.

$C_{орг}$ — содержание органического углерода в пыли, pH — кислотность пыли, ЕС (electrical conductivity) — удельная электропроводность пыли, ПВ — полная влагоемкость пыли, PM_{10} — содержание частиц размером <10 мкм в общем объеме частиц пыли.

придорожных территориях для эффективного развития газонов.

Базальное дыхание и биомасса микроорганизмов. Базальное дыхание коррелировало с содержанием микробного углерода и поэтому закономерности их распределения были одинаковые ($r_s = 0.81$, $p < 0.05$). Установлены значимые корреляции базального дыхания и микробной биомассы с содержанием углерода органического вещества ($r_s = 0.57$ и 0.61 соответственно, $p < 0.05$, $n = 50$). Наибольшей интенсивностью базального дыхания и содержания микробной биомассы при условии сопоставимого количества органического вещества характеризовалась пыль парковых территорий. Средние значения составили $3.1\text{--}7.2$ мкг $\text{C-CO}_2/(\text{г}\cdot\text{ч})$ и $314\text{--}435$ мкг/г соответственно (рис. 5). Доля снижения интенсивности базального дыхания пыли селитебной зоны по сравнению с парком варьировала от 27% в районе Хорошево-Мневники до 71% в районе Филевский парк, в транспортной зоне – 76 и 81% соответственно. Низкое базальное дыхание и микробная биомасса в пыли с автодорог обусловлены засолением, установленном по повышенной электропроводности водных вытяжек из пыли, наибольшим содержанием частиц PM_{10} и наименьшим содержанием $\text{C}_{\text{орг}}$ по сравнению с другими функциональными зонами. Достоверных отличий показателей биологической активности транспортных

зон между районами не выявлено. В районе Раменки, где пыль парка характеризовалась меньшим содержанием $\text{C}_{\text{орг}}$, чем пыль в селитебной зоне, снижения базального дыхания в селитебной зоне по сравнению с парком не отмечено. В транспортной зоне снижение базального дыхания относительно парка составило 52%. Содержание углерода микробной биомассы снижалось в пыли селитебной зоны районов Хорошево-Мневники и Филевский парк на 35 и 51%, в пыли транспортной зоны – на 69–71%. В районе Раменки отмечено такое же снижение микробной биомассы в транспортной зоне по сравнению с парком – на 73%.

Исследований микробного дыхания пыли найти не удалось, поэтому обратимся к значениям дыхания городских почв. По литературным данным они могут варьировать от 0.64 ± 0.45 в Москве [63] до $0.22\text{--}2.04$ в селитебной и $0.13\text{--}1.58$ мкг $\text{C-CO}_2/(\text{г}\cdot\text{ч})$ в промышленных зонах городов Московской области [11]. В данном исследовании величины базального дыхания пыли из транспортных зон и частично из селитебных зон (Филевский парк) укладываются в эти диапазоны, а в пыли из парков базальное дыхание было выше. Содержание $\text{C}_{\text{мик}}$ в городских почвах Московской области по литературным данным варьировало в пределах $300\text{--}700$ мкг/г в селитебной зоне и $150\text{--}300$ мкг/г в промышленной зоне [11]. Полученное значение содержания $\text{C}_{\text{мик}}$

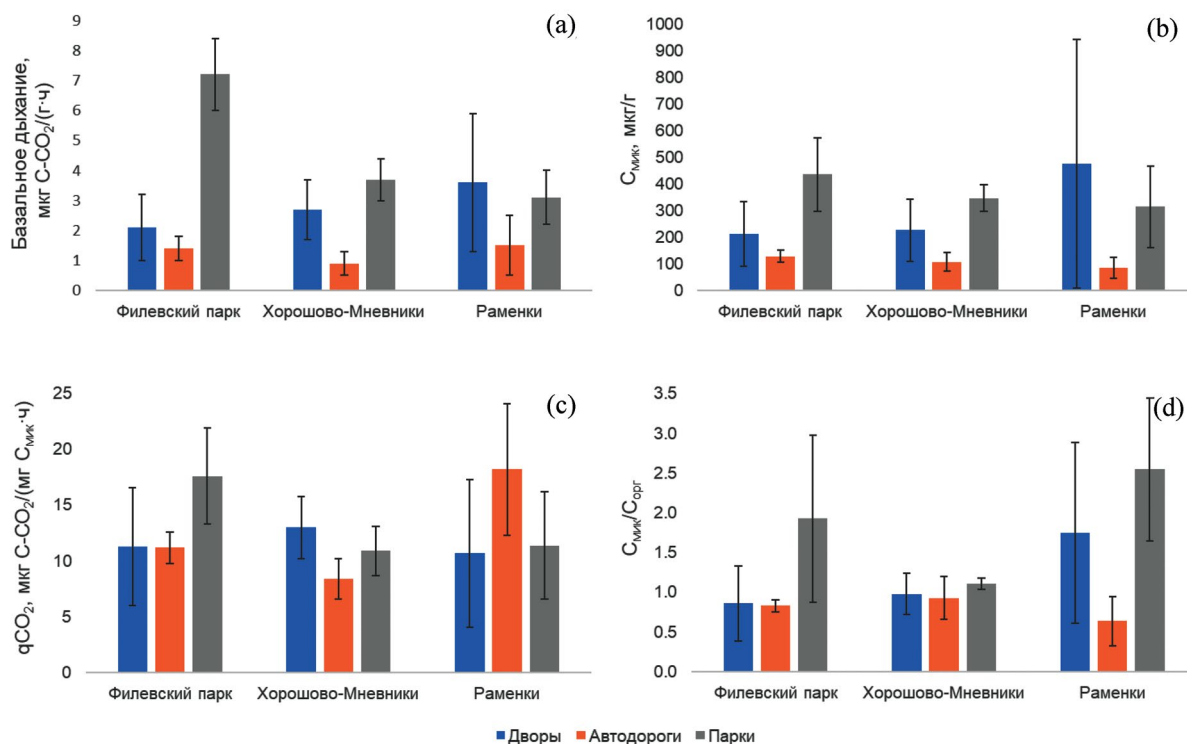


Рис. 5. Оценка параметров микробиологического состояния пыли: базальное дыхание (а), углерод микробной биомассы (б), метаболический коэффициент $q\text{CO}_2$ (с), доля микробного углерода в общем органическом углероде (д).

в пыли из транспортных зон было немного ниже известных значений для почв, в пыли из селитебной и парковой зоны — сопоставим с ними.

Удельное микробное дыхание ($q\text{CO}_2$) в образцах пыли оказалось очень высоким, в среднем варьировало от 8.4 до 18.2 мкг С— CO_2 /(мг С_{мик} ч). При близком содержании микробной биомассы в пыли дорог самый высокий $q\text{CO}_2$ наблюдался в районе Раменки, что характеризует наиболее стрессовые условия функционирования микроорганизмов здесь. Во дворах Раменок, напротив, отмечалось самое сбалансированное дыхание микробиоты среди всех районов.

Удельное дыхание микроорганизмов пыли, установленное на всех участках, существенно превышало таковое в городских почвах. Это указывает на неблагоприятные условия для функционирования микробиоты в пыли. В исследовании [11] показано, что $q\text{CO}_2$ значимо не различался для селитебной, рекреационной и промышленной зон города и варьировал в пределах 0.74–6.26 мкг С— CO_2 /(мг С_{мик} ч), но был больше в промышленных зонах на 30–90%. Значения $q\text{CO}_2$ пыли выше в 3–10 раз, а большие величины могут быть и в пыли у автодорог, и в парках, что свидетельствует о напряженных условиях функционирования микроорганизмов в пыли любых частей города.

Отношение $\text{C}_{\text{мик}}/\text{C}_{\text{орг}}$ служит индикатором доступности углерода, в случае с почвами — высокие величины этого показателя выступают индикаторами здоровья почв. Во всех исследованных районах $\text{C}_{\text{мик}}/\text{C}_{\text{орг}}$ было выше в парковых зонах и варьировало по средним значениям в пределах 1.1–2.55. В районах Филевский парк и Хорошево-Мневники доля микробного углерода в общем органическом была близка в селитебной и транспортной зонах и составляла около 0.9%, тогда как в Раменках минимальное содержание микробного углерода в пыли крупных автодорог диагностировало наихудшие для микроорганизмов условия. Доля микробного углерода в общем органическом углероде пыли была сопоставима с показателями для городских почв Московского региона, и ее снижение в наиболее загрязненной транспортной зоне также подтвердило имеющиеся данные о наименьшем $\text{C}_{\text{мик}}/\text{C}_{\text{орг}}$ для промышленных зон города по сравнению с селитебными и рекреационными [11].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Апробация способа оценки экотоксичности городской пыли моделированием поступления пылевых отложений на городские почвогрунты показала его состоятельность. Данный способ может быть перспективным для реализации фитотестирования пыли, так как решает вопрос выбора контроля. Кроме того, можно использовать аналогичную

модель для реализации биотестирования пыли и на других тест-организмах окружающей среды, контактирующих с пылью.

2. На примере райграсса пастбищного (*Lolium perenne* L.), являющегося одной из самых распространенных культур в составе газонов Москвы, установлено, что годовой объем пылевых выпадений на почвогрунты в зонах максимальной нагрузки (в пределах 1 м от дорожного полотна) не проявляет токсичности, в то время как трехлетний — подавляет растения до 27% относительно контроля.

3. Достоверных различий между фитотоксичностью пыли различных функциональных зон не установлено. Она не коррелировала ни с одним из изученных свойств пыли (содержанием органического углерода, рН, электропроводностью, влагоемкостью, гранулометрическим составом).

4. В отличие от растений параметры жизнедеятельности микроорганизмов выявляли различия между функциональными зонами. Базальное дыхание и микробная биомасса пыли были максимальны в рекреационных зонах города (3.1–7.2 мкг С— CO_2 /(г ч) и 314–435 мкг/г соответственно), снижаясь на 27–71% в селитебных и на 76–81% в транспортных зонах города. Установлены значимые корреляции базального дыхания и микробной биомассы с содержанием углерода органического вещества ($r_s = 0.57$ и 0.61 соответственно, $p < 0.05$, $n = 50$).

5. Повышенные показатели микробного метаболического коэффициента $q\text{CO}_2$ пыли по сравнению с городскими почвами и невысокая доля микробного углерода в общем органическом углероде свидетельствуют об ухудшении условий для микроорганизмов в пыли по сравнению с почвами.

6. Пыль — особый компонент городской экосистемы, дифференцированный по состоянию микробиоты и оказывающий токсическое воздействие на растительные организмы. Представляется целесообразным и своевременным усиление внимания к биотестированию и биоиндикации пыли, изучению ее свойств и содержания загрязняющих веществ для понимания причин экотоксичности.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы выражают благодарность А.И. Николаевой, И.В. Николаеву, В.В. Прониной за помощь и содействие в проведении отбора проб городской пыли, а также С.С. Лисовицкой за графический дизайн рис. 2.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 22-24-00211, <https://rscf.ru/project/22-24-00211/>.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии у них конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ананьева Н.Д., Сусьян Е.А., Рыжова И.М., Бочарникова Е.О., Стольников Е.В.* Углерод микробной биомассы и микробное продуцирование двуокиси углерода дерново-подзолистыми почвами постагрогенных биогеоценозов и коренных ельников южной тайги (Костромская область) // Почвоведение. 2009. № 9. С. 1108–1116.
2. *Ачкасов А.И., Башаркевич И.Л., Варава К.В., Самеев С.Б.* Загрязнение снегового покрова под влиянием противогололедных реагентов // Разведка и охрана недр. 2006. № 9–10. С. 132–137.
3. *Безбердая Л.А.* Тяжелые металлы в дорожной пыли города Алушты // Экологические проблемы промышленных городов: сборник научных трудов по материалам 8-й Международной научно-практической конференции, Саратов, 20–22 апреля 2017 г. Саратов: Саратовский гос. техн. ун-т им. Ю.А. Гагарина, 2017. С. 119–123.
4. *Безбердая Л.А., Касимов Н.С., Черницова О.В., Лычагин М.Ю., Ткаченко А.Н.* Тяжелые металлы и металлоиды в почвах, дорожной пыли и их фракции РМ₁₀ в Севастополе: уровни, источники и опасность загрязнения // Почвоведение. 2022. № 12. С. 1571–1591.
5. *Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А.* Методы исследования физических свойств почв. М., 1986. 242 с.
6. *Власов Д.В., Касимов Н.С., Кошелева Н.Е.* Геохимия дорожной пыли (Восточный округ Москвы) // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, география. 2014. № 3. С. 23–33.
7. *Власов Д.В., Кукушкина О.В., Кошелева Н.Е., Касимов Н.С.* Уровни и факторы накопления металлов и металлоидов в придорожных почвах, дорожной пыли и их фракции РМ₁₀ в Западном округе Москвы // Почвоведение. 2022. № 5. С. 538–555.
8. *Воробьева Л.А.* Теория и практика химического анализа почв. М.: ГЕОС, 2006, 400 с.
9. *Воробьева Л.А., Глебова Г.И., Горшкова Е.И.* Физико-химические методы исследования почв. М., 1980.
10. Доклад “О состоянии окружающей среды в городе Москве в 2021 году” / Под ред. Кульбачевского А.О. М., 2022. 234 с. <https://www.mos.ru/eco/documents/doklady/view/271573220/>
11. *Иващенко К.В., Ананьева Н.Д., Васенев В.И., Кудряков В.Н., Валентины Р.* Биомасса и дыхательная активность почвенных микроорганизмов в антропогенно-измененных экосистемах // Почвоведение. 2014. № 9. С. 1077–1088.
12. *Капелькина Л.П., Бардина Т.В., Бакина Л.Г.* Методика выполнения измерений всхожести семян и длины корней проростков высших растений для определения токсичности техногенно загрязненных почв. М-П-2006. ФР.1.39.2006.02264. СПб., 2009.
13. *Кошелева Н.Е.* и др. Физико-химические свойства дорожной пыли Москвы // Снежный покров, атмосферные осадки, аэрозоли: технология, климат и экология. 2018. С. 86–91.
14. *Ладонин Д.В., Пляскина О.В.* Изотопный состав свинца в почвах и уличной пыли Юго-восточного административного округа г. Москва // Почвоведение. 2009. № 1. С. 106–118.
15. *Лисовицкая О.В., Терехова В.А.* Фитотестирование: основные подходы, проблемы лабораторного метода и современные решения // Доклады по экологическому почвоведению. 2010. № 1. Вып. 13. С. 1–18.
16. *Макарова Н.В., Григорьева С.В.* Геоморфологическое районирование территории Москвы в новых границах // Геоморфология. 2018. № 4. С. 56–68.
17. *Николаева О.В., Кулачкова С.А., Астайкина А.А., Федосеева Е.В., Терехова В.А.* Экоотоксичность городской пыли: существующие практики и перспективы применения биотестирования. // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2022. № 3. С. 3–19.
18. *Николаева О.В., Терехова В.А.* Совершенствование лабораторного фитотестирования для экотоксикологической оценки почв // Почвоведение. 2017. № 9. С. 1141–1152.
19. *Орлов Д.С., Гришина Л.А.* Практикум по химии гумуса. М., 1981.
20. Постановление Правительства Москвы от 27 июля 2004 г. N514-ПП “О повышении качества почвогрунтов в городе Москве”. <https://docs.cntd.ru/document/3654347>
21. *Прокофьева Т.В., Шишков В.А., Кирюшин А.В., Калущин И.Ю.* Свойства твердых (пылеаэрозольных) атмосферных выпадений придорожных территорий г. Москвы // Известия РАН. Сер. Географическая. 2015. № 3. С. 107–120.
22. *Прокофьева Т.В., Шоба С.А., Лысак Л.В.* и др. Органические компоненты и биота в составе городского атмосферного пылеаэрозоля: потенциальное влияние на городские почвы // Почвоведение. 2021. № 10. С. 1247–1261.
23. *Пукальчик М.А., Терехова В.А., Карпунин М.М., Вавилова В.М.* Сравнение элюатных и контактных методов биотестирования при оценке почв, загрязненных тяжелыми металлами

- лоидами // Почвоведение. 2019. № 4.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X19040117>
24. Раджабов Р.А., Дорожкина Л.А., Янишевская О.Л. Анализ существующего положения по выполнению озеленительных работ в г. Москве и совершенствованию технологии выращивания газонов // Известия Тимирязевской сельскохозяйственной академии. 2007. № 3. С. 128–131.
 25. Сергина Н.М., Брызгина Е.О., Сущенко Р.В., Азарова М.Д. Исследования загрязнения мелкодисперсной пылью воздушной среды в парковых зонах большого промышленного города // Вестник Волгоградского гос. архитектурно-строительного ун-та. Сер. Строительство и архитектура. 2022. № 4(89). С. 231–239.
 26. Терехова В.А. Биотестирование экотоксичности почв при химическом загрязнении: современные подходы к интеграции для оценки экологического состояния (обзор) // Почвоведение. 2022. № 5. С. 586–599.
 27. Acosta J.A., Acosta J.A., Gabarrón M., Faz A., Martínez-Martínez S., Zornoza R., Arocena J.M. Influence of population density on the concentration and speciation of metals in the soil and street dust from urban areas // Chemosphere. 2015. V. 134. P. 328–337. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.038>
 28. 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(3). P. 215–221.
 29. Bao C., Yong M., Bi L., Gao H., Li J., Bao Y., Gomboludev P. Impacts of underlying surface on the dusty weather in central Inner Mongolian steppe, China // Earth and Space Science. 2021. V. 8(9). P. 1–17. <https://doi.org/10.1029/2021EA001672>
 30. Bezberdaya L., Kosheleva N., Chernitsova O., Lychagin M., Kasimov N. Pollution Level, Partition and Spatial Distribution of Benzo(a)pyrene in Urban Soils, Road Dust and Their PM10 Fraction of Health-Resorts (Alushta, Yalta) and Industrial (Sebastopol) Cities of Crimea // Water. 2022. V. 14(4). P. 561. <https://doi.org/10.3390/w14040561>
 31. Cai Y., Li F., Zhang J., Zhu X., Li Y., Fu J., Chen X., Liu Ch. Toxic metals in size-fractionated road dust from typical industrial district: Seasonal distribution, bioaccessibility and stochastic-fuzzy health risk management // Environ. Technol. Innovation. 2021. V. 23. P. 101643. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101643>
 32. Cheng Z., Lee L., Dayan S., Grinshtein M., Shaw R. Speciation of heavy metals in garden soils: evidence from selective and sequential chemical leaching // J. Soils Sediments. 2011. V. 11. P. 628–638. <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0351-6>
 33. Dong S., Zhang S., Wang L., Ma G., Lu X., Li X. Concentrations, speciation, and bioavailability of heavy metals in street dust as well as relationships with physiochemical properties: A case study of Jinan City in East China // Environ. Sci. Pollut. Res. Int. 2020. V. 27(28). P. 35724–35737. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09761-6>
 34. Gałuszka A., Migaszwski Z.M., Podlaski R., Dołęgowska S., Michalik A. The influence of chloride deicers on mineral nutrition and the health status of roadside trees in the city of Kielce, Poland // Environ. Monit. Assess. 2011. V. 176. P. 451–464. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1596-z>
 35. Glushakova A.V., Kachalkin A.V., Prokof'eva T.V., Lysak L.V. Enterobacteriaceae in soils and atmospheric dust aerosol accumulations of Moscow city // Current Research in Microbial Sciences 2022. V. 3. P. 100124. <https://doi.org/10.1016/j.crmicr.2022.100124>
 36. Hawksworth D.L. The magnitude of fungal diversity: the 1,5 million species estimate revisited // Mycological Research. 2001. V. 105 (12). P. 1422–1432. <https://doi.org/10.1017/S0953756201004725>
 37. Haynes H.M., Taylor K.G., Rothwell J., Birne P. Characterisation of road-dust sediment in urban systems: a review of a global challenge // J. Soils Sediments. 2020. V. 20. P. 4194–4217. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02804-y>
 38. Ivaneev A.I., Brzhezinskiy A.S., Karandashev V.K., Ermolin M.S., Fedotov P.S. Assessment of sources, environmental, ecological, and health risks of potentially toxic elements in urban dust of Moscow megacity, Russia // Chemosphere. 2023. V. 321. P. 138142. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138142>
 39. Jayarathne A., Egodawatta P., Ayoko G.A., Goonetilleke A. Transformation processes of metals associated with urban road dust: A critical review // Critical Rev. Environ. Sci. Technol. 2019. V. 49 (18). P. 1675–1699. <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1579630>
 40. Jeong H., Ryu J.-S., Ra K. Characteristics of potentially toxic elements and multiisotope signatures (Cu, Zn, Pb) in non-exhaust traffic emission sources // Environ. Pollut. 2022. V. 292(3). P. 118339. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118339>
 41. Kaonga C.C., Kosamu I.B.M., Utembe W.R. A Review of Metal Levels in Urban Dust, Their Methods of Determination, and Risk Assessment // Atmosphere. 2021. V. 12(7). P. 891. <https://doi.org/10.3390/atmos12070891>
 42. Kasimov N.S., Vlasov D.V., Kosheleva N.E. Enrichment of road dust particles and adjacent environments with metals and metalloids in eastern Moscow // Urban Clim. 2020. V. 32(4). P. 100638. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2020.100638>
 43. Kasimov N.S., Kosheleva N.E., Vlasov D.V., Nabelkina K.S., Ryzhov A.V. Physicochemical properties of road dust in Moscow // Geogr. Environ. Sustain. 2019. V. 12(4). P. 96–113. <https://doi.org/10.24057/2071-9388-2019-55>
 44. Kim K.H., Kabir E., Kabir S. A review on the human health impact of airborne particulate matter // Environ. Int. 2015. V. 74. P. 136–143. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>

45. Kolesnikova V.M., Salimgareeva O.A., Ladonin D.V., Vertyankina V.Y., Shelegina A.S. Morphological and Mineralogical Characteristics of Atmospheric Micro-particles and Chemical Pollution of Street Dust in the Moscow Region // *Atmosphere*. 2023. V. 14. P. 403. <https://doi.org/10.3390/atmos14020403>
46. Konstantinova E., Minkina T., Konstantinov A., Sushkova S., Antonenko E., Kurasova A., Loiko S. Pollution status and human health risk assessment of potentially toxic elements and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dust of Tyumen city, Russia // *Environ. Geochem. Health*. 2022. V. 44. P. 409–432. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00692-2>
47. Krupnova T.G., Rakova O.V., Gavrilkina S.V., Antoshkina E.G., Baranov E.O., Yakimova O.N. Road dust trace elements contamination, sources, dispersed composition, and human health risk in Chelyabinsk, Russia // *Chemosphere*. 2020. V. 261. P. 127799. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127799>
48. Kwok C.K., Yang S.M., Mak N.K., Wong C.K., Liang Y., Leung S.Y., Young L. *et al.* Ecotoxicological study on sediments of Mai Po marshes, Hong Kong using organisms and biomarkers // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2010. V. 73 (4). P. 541–549. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.01.012>
49. Lors C., Ponge J.F., Aldaya M.M., Damidot D. Comparison of solid and liquid phase bioassays using eco-scores to assess contaminated soils // *Environ. Pollut.* 2011. V. 159(10). P. 2974–2981. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.04.028>
50. Moskovchenko D., Pozhitkov R., Ukarkhanova D. Geochemistry of street dust in Tyumen, Russia: influence of traffic load // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2022. V. 29. P. 31180–31197. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-18013-0>
51. Moskovchenko D., Pozhitkov R., Soromotin A., Tyurin V. The Content and Sources of Potentially Toxic Elements in the Road Dust of Surgut (Russia) // *Atmosphere*. 2022. V. 13. P. 30. <https://doi.org/10.3390/atmos13010030>
52. Nazzal Y., Rosen M., Al-Rawabdeh A. Assessment of metal pollution in urban road dusts from selected highways of the Greater Toronto Area in Canada // *Environ. Monitoring Assessment*. 2013. V. 185. P. 1847–1858. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2672-3>
53. Nikolaeva O., Tikhonov V., Vecherskii M., Kostina N., Fedoseeva E., Astaikina A. Ecotoxicological effects of traffic-related pollutants in roadside soils of Moscow // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2019. V. 172. P. 538–546. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2019.01.068>
54. OCSPP 850.4230: Early Seedling Growth Toxicity Test, EPA 712-C-010 (US Environmental Protection Agency), Washington. 2012.
55. OECD. Test No. 208: Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Section 2 OECD Publishing. Paris, 2006. 21 p. <https://doi.org/10.1787/20745761>
56. Pandard P., Devillers J., Charissou A.M., Poulsen V., Jourdain M.J., Férard J.F., Grand C., Bispo A. Selecting a battery of bioassays for ecotoxicological characterization of wastes // *Sci. Total Environ.* 2006. V. 363(1–3). P. 114–125. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.12.016>
57. Prokof'eva T.V., Martynenko I.A. Urban soil surveys: The case of Moscow, Russia. Soils within cities. Stuttgart: Catena Soil Science, 2017. P. 129–139.
58. Rybak J., Wróbel M., Krzyżnińska R., Rogula-Kozłowska W., Olszowski T. Is Poland at risk of urban road dust? Comparison studies on mutagenicity of dust // *Environ. Poll.* 2022. V. 314. P. 120337. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120337>
59. Seleznev A., Ilgasheva E., Yarmoshenko I., Malinovsky G. Coarse technogenic material in urban surface deposited sediments (USDS) // *Atmosphere*. 2021. V. 12(6). P. 754. <https://doi.org/10.3390/atmos12060754>
60. Sverdrup L.E., Krogh P.H., Nielsen T., Kjaer C., Sten-ersen J. Toxicity of eight polycyclic aromatic compounds to red clover (*Trifolium pratense*), ryegrass (*Lolium perenne*), and mustard (*Sinapsis alba*) // *Chemosphere*. 2003. V. 53(8). P. 993–1003. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138142>
61. US EPA, 2022. United States Environmental Protection Agency. Particulate matter (PM) Basics. 2022. <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>. Accessed on July, 23
62. Van Bohemen H.D., Van de Laak W.H.J. The influence of road infrastructure and traffic on soil, water, and air quality // *Environ. Managem.* 2003. V. 31. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2802-8>
63. Vasenev V.I., Stoorvogel J.J., Plyushchikov V.G., Ananyeva N.D., Ivashchenko K.V., Romzaykina O.N. Basal respiration as a proxy to understand spatial trends of CO₂ emissions in the Moscow region // *RUDN J. Agronomy Animal Industries*. 2016. V. 4. P. 94–107. <https://doi.org/10.22363/2312-797X-2016-4-94-107>
64. Vlasov D., Kosheleva N., Kasimov N. Spatial distribution and sources of potentially toxic elements in road dust and its PM₁₀ fraction of Moscow megacity // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 761. P. 143267. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143267>
65. Vlasov D.V., Vasil'chuk J.Y., Kosheleva N.E., Kasimov N.S. Contamination levels and source apportionment of potentially toxic elements in size-fractionated road dust of Moscow // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2023. V. 30. P. 38099–38120. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24934-1>
66. Wang J., Yu J., Gong Y, Wu L., Ya Z., Wang J., Gao R., Liu W. Pollution characteristics, sources and health risk of metals in urban dust from different functional areas in Nanjing, China // *Environ. Res.* 2021. V. 201. P. 111607. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2021.111607>

67. World Health Organization (WHO). Hazard Prevention and Control in the Work Environment: Airborne Dust. 1999.
https://www.who.int/occupational_health/publications/en/oehairbornedust3.pdf
68. Wu Y., Lu X. Physicochemical properties and toxic elements in bus stop dusts from Qingyang, NW China // Scientific Reports. 2018. V. 8(1). P. 12568.
<https://doi.org/10.1038/s41598-018-30452-3>

Ecotoxicity of Dust from Different Functional Areas of Moscow

**O. V. Nikolaeva^{1, *}, S. A. Kulachkova², A. A. Astaykina², M. S. Rozanova²,
and O. A. Chistova¹**

¹*Educational and Experimental Soil and Ecological Center of Lomonosov Moscow State University, Chashnikovo, 141592 Russia*

²*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

**e-mail: nikolaevalisovitskaya@gmail.com*

There are only few studies in the world on ecotoxicity of urban dust as its ability to cause adverse effects to living organisms. The aim of the research is to assess the ecotoxicity of dust by the reaction of higher plants using a new approach, as well as to analyze the differentiation of microbial reaction on dust from recreational, residential and transport functional areas of three Moscow districts. The proposed approach of the urban dust ecotoxicity assessment by the modeling of dust transfer on urban soils proved its consistency and resolved the main methodological difficulty of biotesting – the issue of control choosing. Applying ryegrass (*Lolium perenne* L.), it was found that the annual volume of dust deposition on soils in Moscow does not perform toxicity, while a three-year volume suppresses plants up to 27% relative to the control. No significant differences between the phytotoxicity of dust in different functional areas was found, and phytotoxicity did not correlate with any of the studied properties of dust (organic carbon content, pH, electrical conductivity, moisture capacity, particle size distribution). In contrast to plants, the parameters of the vital activity of microorganisms in dust revealed differences between functional areas. Basal respiration and microbial dust biomass were maximal in the recreational areas of the city (3.1–7.2 $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ and 314–435 $\mu\text{g g}^{-1}$ respectively), decreasing by 27–71% in residential and 76–81% in the transport ones. Significant correlations of basal respiration and microbial biomass with organic carbon content were observed.

Keywords: urban dust, dust properties, higher plants bioassay, basal respiration, microbial biomass