

Номер 8

ISSN 0032-180X

Август 2023



ПОЧВОВЕДЕНИЕ

www.sciencejournals.ru

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.



СОДЕРЖАНИЕ

Номер 8, 2023

ХИМИЯ ПОЧВ

Эмиссия метана рисовыми полями Ростовской области

Д. Н. Гарькуша, Ю. А. Фёдоров, Н. С. Тамбиева, Е. В. Мельников 889

Надмолекулярные образования из молекул гуминовых веществ
и их фрактальная организация

*Г. Н. Федотов, Е. В. Шеин, Д. А. Ушкова, О. А. Салимгареева,
И. В. Горепекин, Д. И. Потапов* 903

ФИЗИКА ПОЧВ

Годовой бюджет углеродсодержащих биогенных парниковых газов при смешанном
землепользовании: Львовский район как модельный объект Центрального Черноземья

*Д. В. Карелин, О. Э. Суховеева, М. В. Глаголев, А. С. Добрянский,
А. Ф. Сабреков, И. В. Замотаев* 911

БИОЛОГИЯ ПОЧВ

Цианобактерии в гиполитных горизонтах почв оазиса Ларсеманн, Восточная Антарктида

Н. В. Величко, Д. Е. Рабочая, А. В. Долгих, Н. С. Мергелов 925

АГРОХИМИЯ И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

Содержание различных форм калия в почвенном профиле
дерново-подзолистой почвы Предуралья

Н. Е. Завьялова, М. Т. Васбиева, Д. Г. Шишков, О. В. Иванова 943

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

Эколого-геохимическое состояние почвенного покрова г. Гусиноозерска в зоне влияния
угольной ГРЭС

Д. Г. Сычева, Н. Е. Кошелева 953

Возможность использования зонирования залежной растительности по вегетационным
индексам для оценки накопления органического вещества в постагрогенных почвах

*К. Г. Гиниятуллин, И. А. Сахабиев, С. С. Рязанов, Е. В. Смирнова,
Д. В. Тишин, Л. И. Латыпова* 970

Макрофауна и органическое вещество в постагрогенных песчаных и супесчаных почвах
северо-запада Смоленской области (Россия)

*Д. А. Терехова, М. А. Смирнова, А. П. Гераськина, О. В. Шопина,
А. И. Кузнецова, И. М. Бавшин, Г. В. Клинк, П. Р. Енчилик,
В. Р. Хохряков, М. И. Герасимова, И. Н. Семенов* 981

Оценка устойчивости почв к загрязнению наночастицами платины методами биодиагностики

*А. Н. Тимошенко, С. И. Колесников, В. С. Кабакова, Н. А. Евстегнеева,
Т. В. Минникова, К. Ш. Казеев, Т. М. Минкина* 997

Contents

No. 8, 2023

Soil Chemistry

- Methane Emissions from Rice Fields of the Rostov Region
D. N. Gar'kusha, Yu. A. Fedorov, N. S. Tambieva, and E. V. Mel'nikov 889
- Supramolecular Formations of Humic Substance Molecules and Their Fractal Organization
G. N. Fedotov, E. V. Shein, D. A. Ushkova, O. A. Salimgareeva, I. V. Gorepekin, and D. I. Potapov 903

Soil Physics

- Annual Carbon Budget of Biogenic Greenhouse Gases under Mixed Land Use: Lgov District as a Model Object of the Central Chernozem Zone, Russia
D. V. Karelin, O. E. Sukhoveeva, M. V. Glagolev, A. S. Dobryanskiy, A. F. Sabrekov, and I. V. Zamotaev 911

Soil Biology

- Cyanobacteria in Hypolithic Horizons of Soils in the Larsemann Hills, East Antarctica
N. V. Velichko, D. E. Rabochaya, A. V. Dolgikh, and N. S. Mergelov 925

Agricultural Chemistry and Fertility of Soils

- The Content of Various Forms of Potassium in the Soil Profile of the Sod-Podzolic Soil of the Pre-Urals
N. E. Zavyalova, M. T. Vasbieva, D. G. Shishkov, and O. V. Ivanova 943

Degradation, Rehabilitation, and Conservation of Soils

- Ecological and Geochemical State of Soil Cover in Gusinoozersk in the Zone of Influence of Coal Thermal Power Plant
D. G. Sycheva and N. E. Kosheleva 953
- Possibility of Using Zoning of Fallow Vegetation according to Vegetation Indices to Assess the Patterns of Accumulation of Organic Matter in Post-Agrogenic Soils
K. G. Giniyatullin, I. A. Sahabiev, S. S. Ryazanov, E. V. Smirnova, D. V. Tishin, and L. I. Latypova 970
- Macrofauna and Organic Matter in Postagrogenic Sandy Soils at the NW Smolensk Region (Russia)
D. A. Terekhova, M. A. Smirnova, A. P. Geraskina, O. V. Shopina, A. I. Kuznetsova, I. M. Bavshin, G. V. Klink, P. R. Enchilik, V. R. Khokhryakov, M. I. Gerasimova, and I. N. Semenov 981
- Assessment of Soil Resistance to Contamination by Platinum Nanoparticles by Biodiagnostic Methods
A. N. Timoshenko, S. I. Kolesnikov, V. S. Kabakova, N. A. Evstegneeva, T. V. Minnikova, K. Sh. Kazeev, and T. M. Minkina 997
-

УДК 552.578

ЭМИССИЯ МЕТАНА РИСОВЫМИ ПОЛЯМИ РОСТОВСКОЙ ОБЛАСТИ

© 2023 г. Д. Н. Гарькуша^а, * (ORCID: 0000-0001-5026-2103), Ю. А. Фёдоров^а,
Н. С. Тамбиева^б, Е. В. Мельников^с^аИнститут наук о Земле Южного федерального университета, ул. Р. Зорге, 40, Ростов-на-Дону, 344090 Россия^бГидрохимический институт, пр. Стачки, 198, Ростов-на-Дону, 344090 Россия^сООО “Энергия”, Промышленное ш., 7, Пролетарск, 347540 Россия

*e-mail: gardim1@yandex.ru

Поступила в редакцию 19.01.2023 г.

После доработки 10.04.2023 г.

Принята к публикации 11.04.2023 г.

Проанализированы результаты полевых измерений камерным методом потоков метана в атмосферу с рисовых полей Ростовской области (юг Европейской России). Помимо измерения потоков метана в фазы всходов и полной спелости риса, в воде и различных горизонтах обводненных почв рисового чека определены концентрация метана и сероводорода, Eh, pH, плотность и влажность. Поток метана в атмосферу с рисового чека варьировал в диапазоне от 0.195 до 0.531 мг CH₄/(м² ч) и в фазе полной спелости риса в среднем был в 2.1 раза выше, чем в фазе всходов. Скорость потока метана в атмосферу с поверхности необводненных почв, расположенных между рисовыми чеками, в среднем была в 4.9–12.1 раз ниже, чем скорость его потока с рисовых чеков, изменяясь в пределах 0.034–0.045 мг CH₄/(м² ч). Показано, что после обводнения рисовых чеков в изолированных слое воды почвах снижаются значения Eh и, как следствие, происходит увеличение концентраций метана в почвах и его потоков в атмосферу. Согласно проведенной оценке, суммарная эмиссия метана рисовыми полями Ростовской области ориентировочно достигает 1.253 т/сут или 150 т/год, что составляет 0.4–1.5% от годового выделения метана почвами Ростовской области.

Ключевые слова: почвы рисовых чеков, парниковые газы, анаэробные газы, сероводород

DOI: 10.31857/S0032180X23600051, **EDN:** OIJNQM

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время одной из актуальных экологических проблем является глобальное изменение климата, обусловленное увеличением содержания в атмосфере Земли парниковых газов (CO₂, CH₄, N₂O и пары H₂O) [8, 34, 35]. Несмотря на относительно низкие концентрации метана в атмосфере, из-за своей высокой поглощающей способности теплового излучения Земли, он является вторым по значимости парниковым газом после CO₂ [42].

Большая часть атмосферного метана имеет биогенное (биогенное) происхождение и полностью контролируется потоками с земной поверхности [29, 43]. Общая эмиссия метана в атмосферу оценивается в 500–600 Тг в год с ежегодными колебаниями в стоках и источниках [45]. Одним из основных антропогенных источников эмиссии современного биогенного метана в атмосферу служат рисовые поля (рисовые чеки), относящиеся к своеобразному переходному (между наземными и аквальными) типу техногенного ландшафта [41]. Эмиссия метана с 1 м² рисовых полей нередко

превосходит аналогичные показатели расположенных в тех же широтах болотных экосистем. Этот факт объясняется меньшим окислением метана в пределах рисовых чеков, поскольку из них он выносится в атмосферу по стеблям риса, избегая воздействия метанооксилирующих бактерий [2, 44].

По оценкам Межправительственной группы экспертов по изменению климата с рисовых полей мира ежегодно выделяется от 20 до 100 Тг в год [34], что составляет 3–20% от общего объема глобальных выбросов из всех природных и антропогенных источников. Эти значения эмиссии метана основаны на полевых измерениях его потоков с рисовых полей в США, Испании, Италии, Китае, Индии, Австралии, Японии и Таиланде. Следует отметить, что на территории бывшего СССР (юг Одесской области) в середине 80-х годов прошлого века сотрудниками МГУ им. М.В. Ломоносова проведены немногочисленные натурные измерения камерным методом эмиссии метана в атмосферу из затопленных под культуру риса почв [11, 12].

Имеющиеся оценки суммарной эмиссии метана с рисовых полей бывшего СССР [1, 13] и со-

временной России [6, 19, 20] выполнены расчетным путем на основе осредненных значений (20 и 40 г $\text{CH}_4/(\text{м}^2 \text{ год})$), полученных по результатам полевых измерений потоков метана с рисовых полей мира, расположенных во влажных тропиках и субтропиках, и приведенных в работах [22, 33, 37]. Согласно оценкам [6], общая годовая эмиссия метана для рисовых полей России составляет 0.1 млн т, а для бывшего СССР варьирует от 0.14 [1] до 0.25 [13] млн т. При этом вклад рисовых полей России в общий выброс метана в аграрном секторе страны в среднем не превышает 2.5% [19].

Известно, что температура является одним из важных факторов, контролирующих образование, концентрацию и потоки метана из почв и рисовых чеков [3, 24, 36, 38, 44]. Поэтому оценка эмиссии метана, основанная на натурных измерениях его потоков на рисовых полях в России, расположенных в умеренной климатической зоне, будет несколько отличаться от вышеприведенных расчетных значений. Имеющиеся различия в технологиях выращивания риса в умеренной климатической зоне и зоне влажных тропиков и субтропиков (например, [44]) также будут влиять на ежегодную эмиссию метана рисовыми полями страны.

Цель работы — оценка скорости потока метана в атмосферу рисовыми полями Ростовской области на основе натурных измерений на одном из рисовых чеков сельхозпредприятия ООО “Энергия” (пос. Валуйский, Пролетарский район Ростовской области).

Особенности рисосеяния в Ростовской области. По сведениям Южного филиала ФГБУ “Центр Агроаналитики” 2020 г. [23], Ростовская область находится на третьем месте среди регионов России по севу риса — 14.3 тыс. га, уступая Краснодарскому краю — 117.0 тыс. га и Республике Дагестан — 20.2 тыс. га. В настоящее время в Ростовской области выращиванием риса занимаются сельхозпредприятия, расположенные на правом и левом берегах оз. Маныч, в Мартыновском, Волгодонском и Багаевском районах. Наиболее крупными предприятиями являются АО “Цимлянский” (Мартыновский район), ООО “Маныч-Агро” (Багаевский район), ООО “Энергия” и ООО “Приманьчестский” (Пролетарский район), ООО “Мелиоратор” и СПК “Большовский” (Волгодонской район). Таким образом, в Ростовской области имеется два массива рисосеяния [10]: первый (I) расположен на правом и левом берегах Веселовского и Пролетарского водохранилищ, созданных на реке Западный Маныч (между г. Пролетарском и станицей Багаевской), и второй (II) — в пойме Дона (рис. 1). В хозяйствах первого и второго массивов посевы под рисом составляют чуть более 10 и 4 тыс. га соответственно.

В Ростовской области, являющейся самым северным регионом рисосеяния в России и мире,

рисовые поля создаются на обвалованных почвах, заливаемых небольшим слоем воды на полгода (весна—лето). На полях нарезаются борозды, чтобы по ним пошла вода при затоплении. При этом поверхность почв должна быть с перепадами рельефа не более 2 см для равномерного распределения воды и предотвращения смыва семян. Посев риса начинают, когда температура почвы на глубине 5 см поднимается выше 12–14°C. Такие условия в зоне рисосеяния в Ростовской области создаются к концу апреля—началу мая [10].

В Ростовской области применяется укороченное затопление, т.е. первоначальный слой воды создается немедленно вслед за посевом, кроме случая с глубокой заделкой семян в почву. На период прорастания риса вода сбрасывается, а постоянный ее слой создается на поле в фазе полных всходов (2–3 листа). Уборку риса проводят в начале—середине сентября. Все работы по посадке, уходу и сбору урожая осуществляются механизированным способом.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Натурные измерения скорости потока метана в атмосферу с обводненных почв рисового чека 1 в фазы всходов (2–3 листа) и полной спелости риса (перед его уборкой), а также с почв обвалования, расположенных между рисовыми чеками (рис. 2), проводили 28 мая и 9 сентября 2021 г. Помимо измерения потоков метана, в различных горизонтах обводненных почв рисового чека определяли концентрацию метана и сероводорода ($\Sigma\text{H}_2\text{S}$), значения Eh и pH, плотность и влажность почв (табл. 1, 2). В воде рисового чека определяли температуру, минерализацию, содержание взвешенных веществ, pH и концентрацию метана. В сентябре 2021 г. концентрацию метана определяли в воде рядом расположенного рисового чека 2 (координаты: 47°01'34.64" N, 41°21'44.39" E), в котором рис был посажен раньше на 2 недели. Кроме этого, 11 июня 2022 г. дополнительно проводили измерения концентрации метана и сероводорода, а также вышеобозначенных физико-химических показателей в воде и обводненных почвах двух рисовых чеков (табл. 3), в том числе чека 1, на котором в 2021 г. поставлены эксперименты по определению эмиссии метана, описываемые в настоящей работе.

Почвы рисового массива, в состав которого входят исследуемые чеки, на большей части площади представлены солонцеватыми разностями темно-каштановых почв.

Отбор проб воды и почв, в том числе в рисовых чеках, и последующее определение метана в них проводили согласно аттестованным методикам [16, 17] с добавлением методических приемов, описанных в работах [3, 25]. Для отбора проб почв

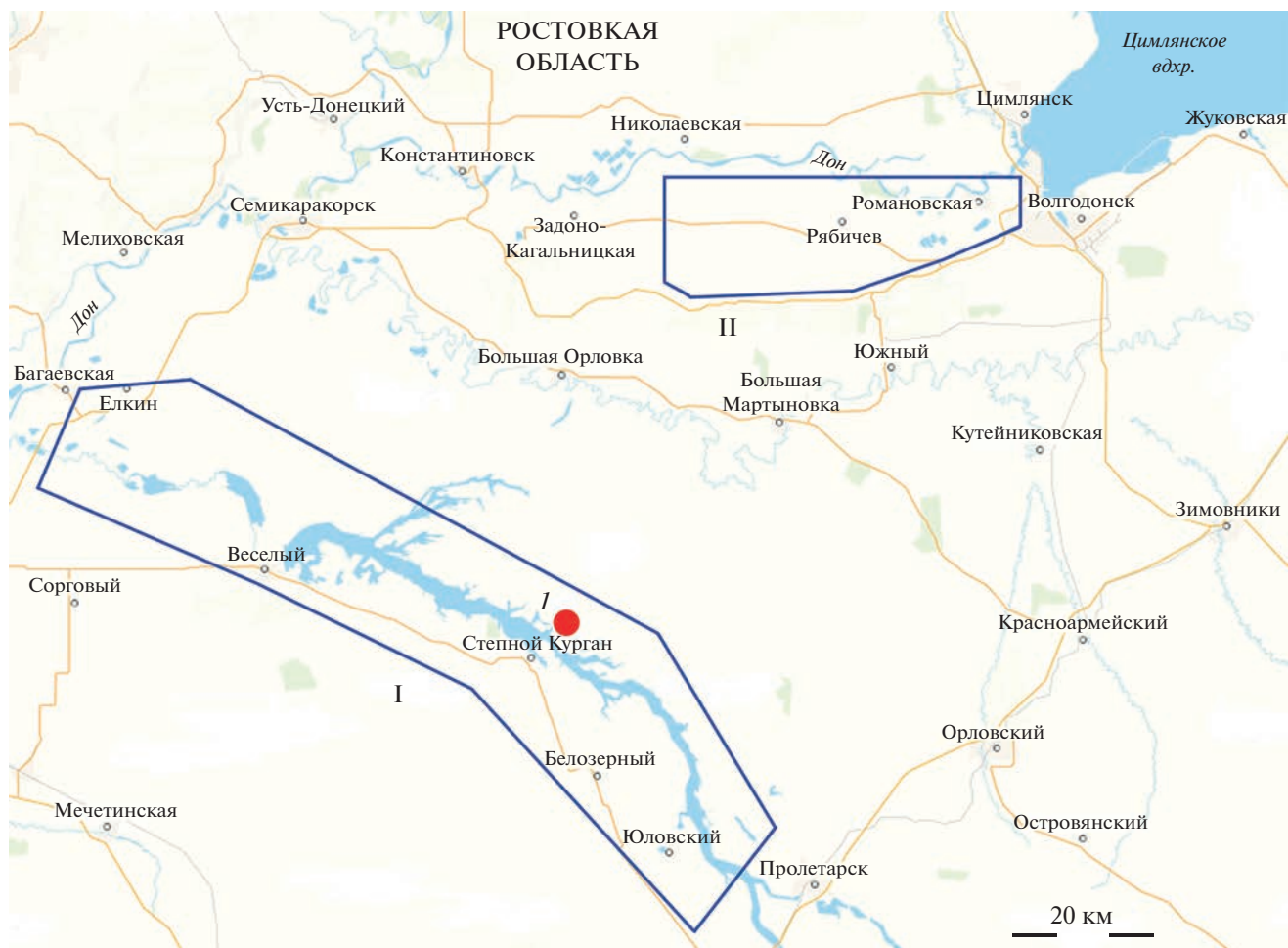


Рис. 1. Местоположение массивов (I, II) рисосеяния в Ростовской области. Красной точкой (I) указан район проведения натурных измерений потоков метана с рисового чека.

между рисовыми чеками выполняли почвенную прикопку, в стенках которой в слое 0–2 см устройством-мерником отбирали по 3 мл почв. Затопленные почвы рисовых чеков сначала отбирали с помощью специально сконструированной пластиковой трубки длиной 500 мм и диаметром 45 мм с острозаточенными краями и фторопластовым поршнем. Затем из различных горизонтов (максимум до 25 см) извлеченного керна отбирали устройством-мерником по 3 мл почв и вносили в стандартные стеклянные флаконы полной вместимостью 42 мл, заполненные до риски (фиксированный воздушный объем 5 мл) дистиллированной водой с консервантом (HgCl_2). Флаконы приспособлены для парового анализа, имеют навинчивающиеся пластмассовые крышки с отверстиями для ввода иглы, резиновыми и фторопластовыми вкладышами для герметизации. После герметизации пробу энергично встряхивали, доводя отобранные почвы до однородного состояния во избежание процессов образования и окисления метана внутри них. Одновременно с

отбором проб почв в заранее взвешенные и пронумерованные бюксы отбирали навеску почв для определения плотности и влажности.

Концентрацию метана в пробах почв и воды определяли на газовом хроматографе Хроматэк-Кристалл 5000.2 с дозатором равновесного пара на пламенно-ионизационном детекторе [16, 17]. Выполнение измерений массовой доли сульфидной серы ($\Sigma \text{H}_2\text{S}$) в обводненных почвах основано на переводе сульфидов в сероводород действием соляной кислоты, с последующей отдувкой сероводорода азотом особой чистоты в раствор гидроксида натрия и определением сульфид-ионов фотометрическим методом с N,N-диметил-п-фенилендиаминном [18].

Значения pH, Eh и температуры измеряли с помощью портативного ионизатора Экотест 2000 сразу после отбора проб. Минерализацию и содержание взвешенных веществ в воде рисового чека определяли по общепринятым в системе Росгидромета стандартным методикам [21].

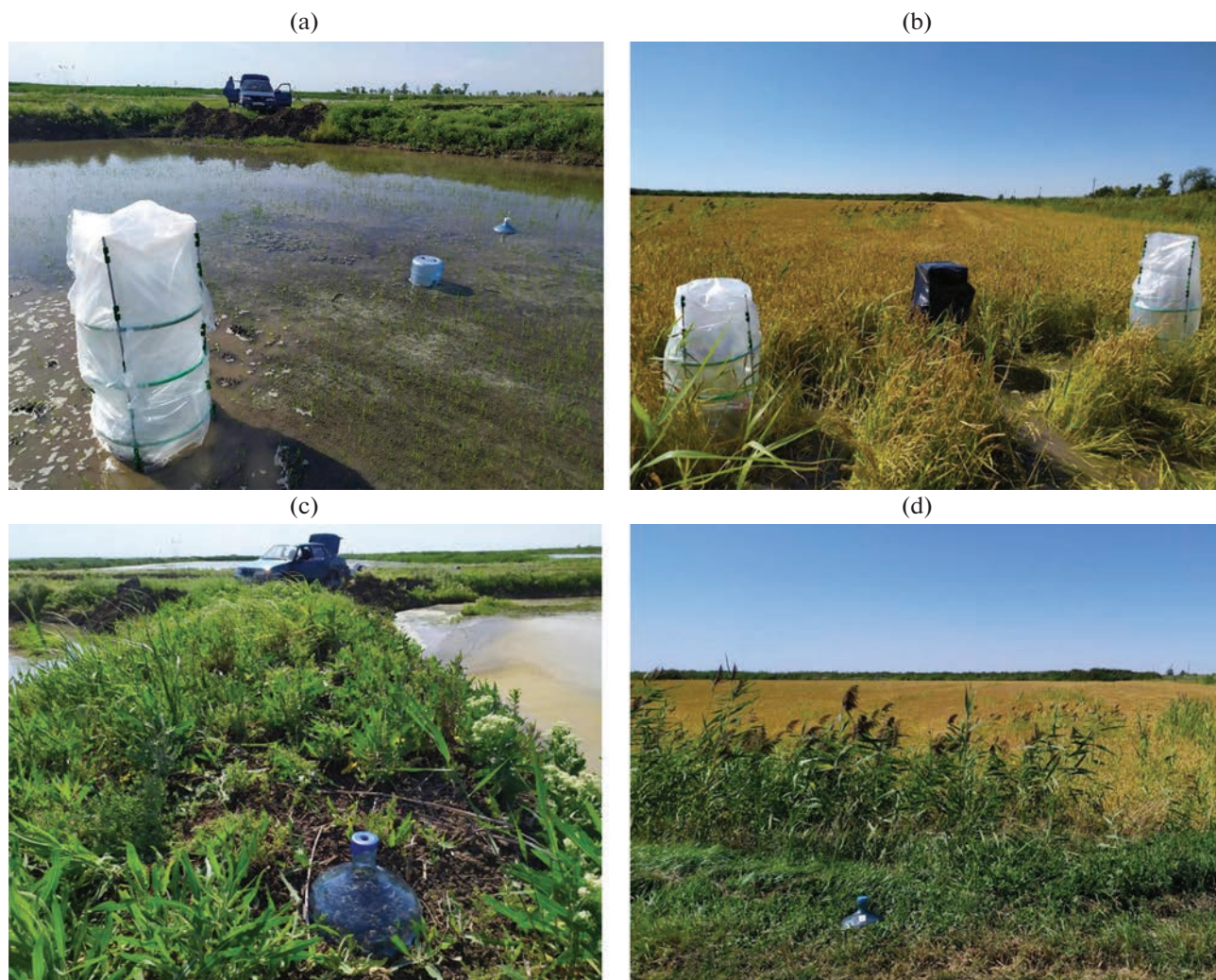


Рис. 2. Эксперименты по измерению потоков метана с рисового поля (а — фаза всходов и б — фаза полной спелости риса) и с поверхности почв, расположенных между рисовыми чеками (с — май и d — сентябрь 2021 г.).

Определение эмиссии метана с поверхности рисовых чеков и почв обвалования заключалось в непосредственном измерении скорости его потока камерным методом с помощью стационарных накопительных камер-ловушек [4, 25, 32] различного размера и конструкции.

В период проведения исследований для измерения потоков метана в фазе всходов риса (май 2021 г.) в рисовом чеке 1 установили две камеры-ловушки: малую ловушку 1 с объемом воздушной фазы 3000 см³ и площадью основания 539 см² и большую ловушку 2 с объемом воздуха 293422 см³ и площадью основания 2206 см². Экспозиция ловушек в накопительном режиме составляла от 70 до 120 мин. Накопительную камеру, расположенную между большой и малой ловушками (рис. 2а), а также камеру-ловушку с черной полиэтиленовой пленкой (рис. 2б) использовали в экспери-

менте для определения потоков CO₂, результаты которого в настоящей работе не обсуждаются.

В период проведения исследований для измерения потоков метана в фазе полной спелости риса (сентябрь 2021 г.) в рисовом чеке 1 установили две большие камеры-ловушки: ловушку 1 с объемом воздушной фазы 293422 см³ и площадью основания 2206 см² и ловушку 2 с объемом воздуха 353000 см³ и площадью основания 2206 см². Экспозиция ловушек в накопительном режиме составляла от 130 до 210 мин.

В оба периода для измерения потоков метана в атмосферу с поверхности почв обвалования, расположенных между рисовыми чеками, установили малые накопительные камеры-ловушки 3 с объемом воздушной фазы 3000 и 4000 см³ и площадью основания 539 см² (рис. 2с, 2д). Экспозиция данных ловушек в накопительном режиме

Таблица 1. Результаты исследования рисового чека 1 в фазу входов риса, 28.05.2021 г.

Местоположение стационарной камеры (ловушки) на потоки метана	Объем воздушной фазы в ловушке, см ³ /площадь основания ловушки, см ²	Время отбора проб на поток CH ₄ /экспозиция	Концентрация CH ₄ , мкл в 2 см ³ воздуха, отобранного шприцем в ловушке*	Средняя скорость потока CH ₄ , мг CH ₄ /(м ² ч)/мг CH ₄ /(м ² сут)	Вола рядом с ловушками		Почвы рядом с ловушками			
					температура, °C/pH	концентрация CH ₄ , мкл/лм ³ /минерализация, мг/лм ³	горизонт отбора проб, см	концентрация CH ₄ , мкг/г в.п./концентрация CH ₂ S, мг/г в.п.	плотность, г/см ³ /влажность, %	pH/ Eh, мВ
Ловушка 1. Поставлена в рисовом чеке	3000 539	15 ч 25 мин 0 мин	0.010 (1)	0	31.0 8.52	0.87–1.28 (2) 1035	0–2	0.065 <0.005	1.639 30.0	7.62 168.6
Ловушка 2. Поставлена в рисовом чеке	293 422 2206	16 ч 35 мин 70 мин	0.022–0.025 0.023 (3)	0.217 5.208			2–5	0.050 <0.005	1.442 26.4	7.52 108.2
Ловушка 3. Поставлена на необводненных темно-каштановых почвах между рисовыми чеками	4000 539	15 ч 40 мин 0 мин	0.010 (1)	0	—	—	—	—	—	—
Ловушка 3. Поставлена на необводненных темно-каштановых почвах между рисовыми чеками	4000 539	17 ч 30 мин 110 мин	0.011 (2)	0.254 6.096	—	—	—	—	—	—
Ловушка 3. Поставлена на необводненных темно-каштановых почвах между рисовыми чеками	4000 539	16 ч 00 мин 0 мин	0.010 (1)	0	—	—	0–2	0.013–0.018 (2) —	—	—
Ловушка 3. Поставлена на необводненных темно-каштановых почвах между рисовыми чеками	4000 539	17 ч 10 мин 70 мин	0.011–0.013 (2)	0.045 1.080	—	—	—	—	—	—

* В данном столбце в числителе приведены пределы измерения, в знаменателе – средние значения, в скобках – количество измерений.

Таблица 2. Результаты исследования рисового чека 1 в фазу “полной спелости” риса, 09.09.2021 г.

Местоположение стационарной камеры (ловушки) на потоки метана	Объем воздушной фазы в ловушке, см ³	Время отбора проб на поток CH ₄ /экспозиция	Концентрация CH ₄ , мкг в 2 см ³ воздуха, отобранного шприцем в ловушке*	Средняя скорость потока CH ₄ , мкг CH ₄ /(м ² ч)/мкг CH ₄ /(м ² сут)	Вода рядом с ловушками		Почвы рядом с ловушками			
					температура, °C/pH	концентрация CH ₄ , мкг/лм ³ /минерализация, мкг/лм ³	горизонт отбора проб, см	концентрация CH ₄ , мкг/г в.п./концентрация ΣH ₂ S, мкг/г в.п.	плотность, г/см ³ /влажность, %	pH/ Eh, мВ
Ловушка 1. Поставлена в рисовом чеке	293422 2206	12 ч 50 мин 0 мин	0,010 (1)	0	19,0 7,43	1,07–4,52(6) 632	0–2	0,034 – 0,070 – 1,44 – 0,12 – 0,046 –	1,534 32,4 1,612 26,9 1,865 26,5 1,720 27,3 –	7,44 13,1 7,26 –114,4 7,30 –101,0 7,34 –93,6 –
Ловушка 2. Поставлена в рисовом чеке	353000 2206	15 ч 20 мин 150 мин 16 ч 20 мин 210 мин 13 ч 20 мин 0 мин	0,012 (2) 0,013–0,014 (2) 0,009 (1)	0,372 8,928 0,466 11,18 0 0,517 12,41 0,531 12,74	–	–	2–5 5–10 10–15 0–2	–	–	–
Ловушка 3. Поставлена на необводненных темно-каштановых почвах между рисовыми чеками	3000 539	12 ч 15 мин 0 мин 14 ч 15 мин 120 мин 16 ч 15 мин 240 мин	0,008 (1) 0,011–0,012 (2) 0,016–0,018 (2)	0 0,034 0,816 0,044 1,056	–	–	0–2	0,026 –	1,264 17,9	6,58 246,7

* В данном столбце приведены пределы измерения, в скобках – количество измерений.

Таблица 3. Результаты исследования рисовых чеков 1 и 3 в фазу всходов риса, 11.06.2022 г.

Местоположение станции отбора проб	Координаты точки отбора проб	Вода в рисовых чеках		Затопленные почвы рисовых чеков			
		температура, °C рН	концентрация CH_4 , мкл/дм ³ / минерализация, мг/дм ³	горизонт отбора проб, см	концентрация CH_4 , мкг/г в.п. концентрация $\Sigma\text{H}_2\text{S}$, мг/г в.п.	плотность, г/см ³ /влажность, %	рН/Eh, мВ
Рисовый чек 1	47°01'34.62" N, 41°21'22.39" E	29.0 8.01	1.64–5.54 (2) 648	0–2	$\frac{0.115}{0.211}$	$\frac{1.405}{37.0}$	$\frac{7.19}{-10.8}$
				2–5	$\frac{0.025}{<0.005}$	$\frac{1.368}{31.6}$	$\frac{7.29}{-12.8}$
				0–2	$\frac{0.030}{<0.005}$	$\frac{1.800}{31.2}$	$\frac{7.34}{132.1}$
Рисовый чек 3, точка 3-1	47°02'25.55" N, 41°17'07.86" E	28.0 8.22	3.02–3.93 (2) 6723	2–5	$\frac{0.052}{<0.005}$	$\frac{1.606}{27.0}$	$\frac{7.29}{158.8}$
				5–10	$\frac{0.083}{<0.005}$	$\frac{2.090}{25.3}$	$\frac{7.27}{-1.0}$
				0–2	$\frac{0.028}{0.006}$	$\frac{1.235}{31.1}$	$\frac{6.91}{28.4}$
Рисовый чек 3, точка 3-2, в 100 м северо-восточнее точки 3-1	47°02'27.51" N, 41°17'05.60" E			2–5	$\frac{0.021}{<0.005}$	$\frac{1.849}{29.0}$	$\frac{7.03}{73.8}$
		–	1.75 –	5–10	$\frac{0.044}{<0.005}$	$\frac{1.834}{27.4}$	$\frac{7.07}{75.5}$
				10–15	$\frac{0.014}{<0.005}$	$\frac{1.857}{22.0}$	$\frac{7.19}{62.7}$
				20–25	$\frac{0.063}{<0.005}$	$\frac{1.819}{22.2}$	$\frac{7.08}{75.4}$

составляла 70 и 120–240 мин соответственно в мае и сентябре.

Применяемые малые ловушки (с объемом воздушной фазы 3000 и 4000 см³) представляют собой пластиковые (поликарбонатные) емкости с открытым основанием и герметичной крышкой со специальным отверстием для забора газовой фазы. Перед измерением данные ловушки устанавливали на поверхность почв (в том числе обводненных почв в рисовых чеках), врезая в почву на глубину 1.2–2.3 см, при этом крышку ловушки оставляли открытой на 10–15 мин для удаления метана, который может выделяться из почвы при врезании ловушки. Затем крышку ловушки закрывали, и шприцем через определенный интервал времени отбирали через специальное отверстие 2 мл пробы газовой смеси и вводили в стандартные стеклянные флаконы для парофазного анализа.

Накопительные камеры-ловушки большего размера сконструированы из пластиковых опор с металлическим стержнем, пластиковых обручей и полиэтиленовой пленки (толщиной 60 мкм). Внутри каждой из больших ловушек, с целью перемешивания воздуха и выравнивания концентраций метана в ее объеме, на одной из опор снизу закрепляли работающий на батарейках небольшой вентилятор. Отбираемые из ловушек шприцем (через полиэтиленовую пленку) с указанной выше периодичностью пробы воздуха объемом 2 мл вводили в стандартные стеклянные флаконы для парофазного анализа, заполненные водой с консервантом (HgCl₂). После отбора пробы отверстие в полиэтиленовой пленке ловушки заклеивали липкой герметичной лентой.

Во всех случаях сразу после установки ловушек отбирали холостую пробу (экспозиция 0 мин). При этом каждый отбор проб проводили в нескольких повторностях (параллельные пробы). Определение концентрации метана в газовой смеси стандартного флакона выполняли с помощью парофазного анализа по методике [17]. Расчет величин потока (F) метана (мг CH₄/(м² ч)) проводили по формуле:

$$F = (CV_1 \times 10000 \times 0.0007 / (V_2 ST)) \times 60,$$

где C — разность между концентрациями метана в 2 см³ воздуха, отобранного шприцем в ловушке через время T и холостой пробе, мкл; V_1 — объем воздушной фазы в ловушке, см³; V_2 — объем воздушной фазы, отобранной шприцем в ловушке, см³; S — площадь основания (входного отверстия) ловушки, см²; T — длительность экспонирования ловушки, мин; 10000 — коэффициент для пересчета в м², см²/м²; 0.0007 — коэффициент для пересчета мкл в мг; 60 — коэффициент для пересчета в часы, мин/ч.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В период натурных измерений потоков метана на рисовом чеке 1 в фазе всходов (конец мая 2021 г.) концентрация метана в его воде (столб воды до 8–10 см) рядом с ловушками составляла 0.87–1.28 мкл/дм³ (2 пробы), значения pH воды — 8.52, температура воды в 15 ч 30 мин — 31°C, содержание взвешенных веществ — 31.3 мг/дм³, минерализация — 1035 мг/дм³.

Год спустя, концентрация метана в воде этого рисового чека в фазе всходов (начало июня 2022 г.) составляла 1.64–5.54 мкл/дм³ (2 пробы), значения pH воды — 8.01, температура воды в 13 ч 30 мин — 29°C, минерализация — 648 мг/дм³.

В это же время (начало июня 2022 г.) в воде рисового чека 3, расположенного на значительном удалении от рисового чека 1 (с другого края рисового массива), концентрация метана варьировала в пределах 1.75–3.93 мкл/дм³ (в среднем 2.88 мкл/дм³; 3 пробы), значения pH воды составляли 8.22, температура воды в 12 ч — 28°C, минерализация — 6723 мг/дм³. Отметим, что сразу после посадки риса по всей площади рисового чека 3 было внесено большое количество азотных удобрений, с чем, вероятно, связана высокая минерализация его вод. Кроме этого, на значительной площади рисового чека 3, особенно в районе точки 3-2, куда было внесено наибольшее количество азотных удобрений, на поверхности обводненных почв зафиксированы многочисленные газовые пузырьки диаметром до 5–6 мм, их периодический отрыв от почв и поступление в атмосферу; при этом гнилостный, сульфидный и прочие запахи не ощущались. При поднесении горящей спички к поверхности воды над отрывающимися от дна пузырьками газа огонь не вспыхивал. Наряду с низкими концентрациями метана и сероводорода в воде и донных отложениях рисового чека, это свидетельствует о неметановом и несероводородном составе пузырей газа. Внесение большого количества азотных удобрений, вероятно, привело к активизации в аэробном водном слое и на поверхности почв процессов нитрификации с окислением аммиачных форм азота и образованием нитратов [9]. В переходных между аэробной и слабоанаэробной обстановками условиях, наблюдаемых в период исследований в 0–2 см слое затопленных почв (точка 3-2, Eh = 28.4 мВ), по всей видимости, произошла интенсификация процессов денитрификации с образованием как молекулярного азота (N₂), так и газообразных монооксида и диоксида азота (NO и N₂O) [7, 9], являющихся следующими по значимости после метана парниковыми газами, выделяемыми с орошаемых рисовых полей [27].

В период натурных измерений потоков метана на рисовом чеке 1 в фазе полной спелости риса (сентябрь 2021 г.) концентрация метана в воде

(столб воды до 8–10 см) рядом с ловушками варьировала в пределах 1.07–4.52 мкл/дм³ (в среднем 2.56 мкл/дм³; 6 проб), значения pH воды – 7.43, температура воды в 13 ч – 19°C, минерализация – 632 мг/дм³. Концентрация метана в воде рядом расположенного рисового чека 2, в котором был более спелый рис, составляла 4.62–11.4 мкл/дм³ (2 пробы). В целом, средняя концентрация метана в воде рисовых чеков по всем пробам, отобраным в период исследований в 2021–2022 гг. (13 проб), составила 2.57 мкл/дм³, что на порядок меньше средней концентрации метана в воде нижнего течения р. Дон – 44.9 мкл/дм³ (по [26]).

В мае 2021 г. концентрация метана в верхнем 10-сантиметровом горизонте обводненных почв рисового чека 1 изменялась в диапазоне 0.050–0.065 мкг/г влажной почвы (в среднем 0.058 мкг/г в.п.), с максимальными концентрациями в поверхностном слое 0–2 см. В сентябре концентрация метана в обводненных почвах этого рисового чека заметно увеличилась в 5–10 см горизонте, а в целом по вертикали отобранного зерна варьировала в пределах от 0.034 до 1.44 мкг/г влажной почвы (в среднем 0.34 мкг/г в.п.). В то же время по всему отобранному зерну обводненных почв в сентябре относительно мая уменьшились значения pH и Eh: pH от 7.47–7.62 (в мае) до 7.26–7.44 (в сентябре) и Eh от 6.4–168.6 (в мае) до –114.4...+13.1 мВ (в сентябре).

В июне 2022 г. концентрация метана в верхнем пятисантиметровом слое обводненных почв рисового чека 1, характеризующихся слабовосстановительной средой (Eh = –12.8...–10.8 мВ) и нейтральным pH (7.19–7.29), составила 0.025–0.115 мкг/г в.п., с максимальными значениями так же как в мае 2021 г. в поверхностном слое 0–2 см. В этом слое выявлена максимальная за все периоды наблюдений концентрация сероводорода – 0.211 мг/г в.п. и влажность обводненных почв – 37%.

Концентрация метана в обводненных почвах рисового чека 3 в июне 2022 г. варьировала в пределах 0.014–0.083 мкг/г (в среднем 0.042 мкг/г; 8 проб), с максимальными значениями в нижних горизонтах. Значения Eh изменялись от –1.0 до +158.8 мВ, pH – от 6.91 до 7.34. Концентрация сероводорода была ниже предела обнаружения (<0.005 мг/г), за исключением одной пробы, отобранной в слое 0–2 см, для которого характерны минимальные значения pH и одно из наименьших значений Eh в данный период наблюдений.

В целом, концентрация метана в затопленных почвах рисовых чеков по всем пробам, отобраным в период исследований в 2021–2022 гг. (17 проб), варьировала в пределах 0.014–1.44 мкг/г (в среднем 0.136 мкг/г, медиана – 0.052 мкг/г). Данные концентрации, если не учитывать единичное “аномальное” значение (1.44 мкг/г), являются

очень низкими для водных объектов [26]. Вероятно, это обусловлено относительно высокими значениями Eh, которые, наряду с содержанием легкоразлагаемого органического вещества [3, 26, 31], являются важным фактором, контролирующим образование метана метаногенными археями как в донных отложениях водоемов и водотоков [26], так и в почвах [3, 23, 43], в том числе в затопленных почвах рисовых чеков [31, 46]. Например, согласно экспериментам [46], критическое значение Eh почвы для активизации образования метана составляло приблизительно от –150 до –160 мВ, при этом в пределах –230...–150 мВ зависимость образования метана от значений Eh почвы была обратно экспоненциальной [46]. В работе [31] значительное увеличение скорости потоков метана из затопленных почв наблюдалось, когда окислительно-восстановительный потенциал почвы был менее –100 мВ. Следует отметить, что метаногены, повсеместно распространенные в почвах [38], в аэробных условиях не погибают, а только подавляются, что позволяет им при осушении рисовых чеков поддерживать численность своей популяции в состоянии низкой активности [28], а при формировании анаэробных условий и наличии питательного субстрата быстро увеличить численность и продукцию метана [38].

Нехарактерное (аномальное) для остального массива данных значение концентрации метана (1.44 мкг/г), зафиксированное в 5–10 см слое затопленных почв рисового чека 1 в сентябре 2021 г., можно объяснить интенсивными процессами метаногенеза в этом слое, обусловленными, помимо анаэробных условий (Eh = –101.0 мВ), наличием в локальных точках повышенных количеств легкоразлагаемого органического вещества, представленного как полуразложившимися растительными остатками (стеблями, корнями и т.д.), так и выделяемыми корнями риса органическими соединениями (корневыми экссудатами) [2, 39].

Для почв обвалования, расположенных между рисовыми чеками, наблюдается возрастание концентраций метана с 0.013–0.018 в мае до 0.026 мкг/г в.п. в сентябре 2021 г. В целом, уровень концентраций метана в почвах обвалования не выходит за пределы фоновых концентраций, характерных для автоморфных почвенных разностей Восточно-Европейской равнины [15]. Значения pH 6.58 в почвах обвалования, измеренные в сентябре, были заметно меньше, чем значения pH обводненных почв, что согласуется со сведениями [40] о повышении pH почв при затоплении. Величина Eh сухих почв составляла 246.7 мВ, что существенно выше, чем в обводненных почвах рисовых чеков.

Анализ корреляционных зависимостей между метаном и исследованными физико-химически-

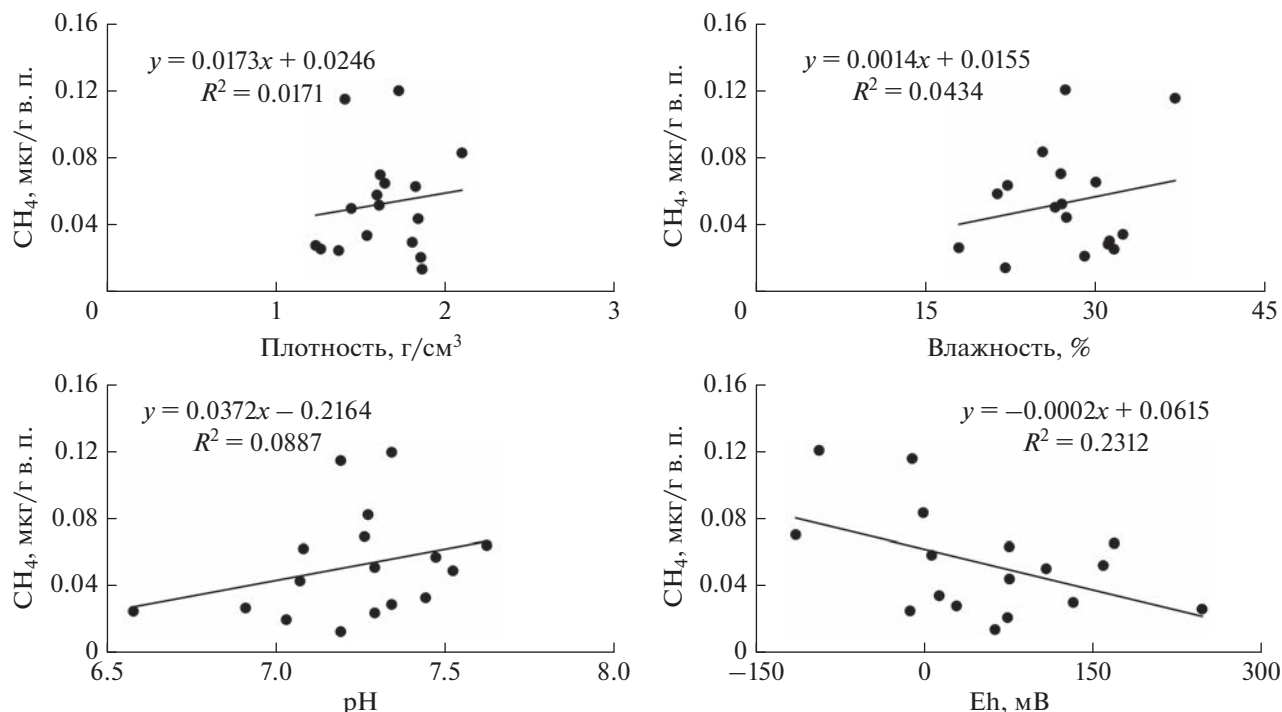


Рис. 3. Зависимость концентраций метана от физико-химических показателей в исследованных обводненных и сухих почвах. При построении зависимостей исключена аномальная концентрация метана (1.44 мкг/г в.п.), не характерная для остального массива данных.

ми показателями почв для всего массива данных (рис. 3) показывает наличие значимой обратной связи между концентрациями метана и значениями Eh ($r = -0.48$, $P < 0.01$), что подтверждает вышесказанное о показателе Eh, как одном из важных факторов, контролирующем образование метана. Также просматриваются менее выраженные незначимые прямые связи ($P > 0.05$) концентраций метана со значениями pH ($r = 0.30$), влажности ($r = 0.21$) и плотности почв ($r = 0.13$).

Данные экспериментальных измерений показывают, что величина эмиссии метана с рисового чека 1 варьирует в фазе всходов в диапазоне от 0.195 до 0.254 мг $\text{CH}_4/(\text{м}^2 \text{ ч})$ (в среднем мг $\text{CH}_4/(\text{м}^2 \text{ ч})$) и в фазе полной спелости риса — от 0.372 до 0.531 мг $\text{CH}_4/(\text{м}^2 \text{ ч})$ (в среднем 0.472 мг $\text{CH}_4/(\text{м}^2 \text{ ч})$). Следовательно, в среднем скорость потока метана в фазе полной спелости риса (в сентябре) была в 2.1 раза выше, чем в фазе всходов (в мае). В свою очередь, скорость потока метана в атмосферу с поверхности почв, расположенных между рисовыми чеками, была в среднем в 4.9 раз (в мае) — 12.1 раз (в сентябре) ниже, чем скорость его потока с рисовых чеков, и составляла 0.045 и 0.034–0.044 мг $\text{CH}_4/(\text{м}^2 \text{ ч})$ соответственно в мае и сентябре.

Из анализа литературных источников ([40, 44] и ссылок в них) и вышеприведенных данных, в

том числе корреляционных связей, следует, что до затопления рисовых полей в почвах преобладают окислительные процессы, обуславливающие минимальные концентрации метана в них и его потоки в атмосферу. После затопления изолированные слоем воды почвы теряют запас кислорода, что приводит к уменьшению окислительно-восстановительного потенциала (значений Eh), активизации процесса метаногенеза, как следствие, происходит увеличение концентрации метана в обводненных почвах рисовых чеков и последующий его перенос с их поверхности в атмосферу. При этом время между затоплением почвы и началом метаногенеза для различных типов почв варьирует в зависимости от структуры и физико-химических свойств почв, но обычно это происходит в течение нескольких дней или недель после затопления [40, 44].

Известны три механизма, с помощью которых метан, образуемый в затопленных почвах, может переноситься в атмосферу [5, 44]: диффузия через слой воды, выделение в составе газовых пузырьков и пассивный транспорт метана через ячейки аэренхимы риса. Считается, что большая часть метана (около 90%) поступает в атмосферу в результате пассивного транспорта через аэренхиму, поскольку этот путь позволяет избежать окисления значительной части метана в системе почва–вода [44]. Метановые пузырьки, образующиеся

при перенасыщении метаном порового пространства затопленной почвы и пробивающиеся на ее поверхность, обычно вносят небольшой вклад в перенос метана в атмосферу, который уменьшается по мере роста растений [30]. При постановке описываемых в настоящей статье экспериментов из-за низких концентраций метана в почвах выделение газовых пузырьков не наблюдалось, что исключает какой-либо заметный вклад этого механизма в установленные нами значения скорости потоков метана. Однако, как отмечено авторами [30], в начале сезона, при наличии большого количества органических веществ в почвах или их внесения в качестве удобрений, газовый перенос может являться важным механизмом транспорта метана в атмосферу. Что касается диффузии метана через вышележащий слой воды, то она считается незначительной (1–2%), поскольку диффузия газов через воду гораздо медленнее транспортировки через воздушное пространство аэренхимы растений [44].

Образование сероводорода для исследованных рисовых чеков в целом не характерно, однако единичное обнаружение заметных концентраций $\Sigma \text{H}_2\text{S}$ (0.211 мг/г в.п.) в слое 0–2 см затопленных почв с восстановительной обстановкой свидетельствует о протекании процесса сульфатредукции в верхнем слое почв некоторых участков.

В работе [40] представлен большой объем сводной информации о варьировании величин эмиссионных потоков метана, экспериментально измеренных на рисовых полях в различных странах мира. Обобщение этих данных показывает, что потоки метана с рисовых полей изменяются в пределах от 0.02 до 99 мг $\text{CH}_4/(\text{м}^2 \text{ ч})$ и существенно варьируют не только в течение вегетационного периода, но и в течение суток [40]. Значительный диапазон варьирования (около 5000 раз) обусловлен сильным различием как в пространстве, так и во времени нескольких факторов, от которых зависят скорости образования и эмиссии метана. Такими факторами, помимо климата, являются тип и текстура почвы, ее физико-химические характеристики (Eh, pH, содержание лабильных органических веществ), сорт и фаза роста риса, а также режим затопления и объем внесения органических и минеральных удобрений [40, 44, 47]. Экспериментально измеренные значения скоростей потоков для затопленных каштановых почв рисовых чеков Ростовской области (0.195–0.531 мг $\text{CH}_4/(\text{м}^2 \text{ ч})$, в среднем – 0.365 мг $\text{CH}_4/(\text{м}^2 \text{ ч})$) входят в вышеприведенный диапазон варьирования, при этом находятся ближе к его минимальному пределу. Отметим, что полученные значения эмиссии метана для рисовых чеков Ростовской области в целом на порядок ниже значений его эмиссии из затопленных под культуру риса почв юга Одесской области, бывшей УССР, со-

ставляющих 0.11–5.9 мг $\text{CH}_4/(\text{м}^2 \text{ ч})$ – для чернозема южного и 4.0–8.3 мг $\text{CH}_4/(\text{м}^2 \text{ ч})$ – для лугово-болотных (глеевых) почв [11, 12]. Возможными основными причинами более низкой эмиссии метана могут являться отличия в технологии выращивания риса, в типах почв, а также в климатических условиях Ростовской области, как самого северного региона рисосеяния в мире.

Для расчета суммарной эмиссии метана в атмосферу рисовыми чеками Ростовской области воспользуемся значениями средней скорости потоков метана с их поверхности, составляющей 0.365 мг $\text{CH}_4/(\text{м}^2 \text{ ч})$, а также данными по площади сева риса в Ростовской области в 2020 г., составляющей 14.3 тыс. га (или 143 млн м^2) [23]. Как отмечено ранее, в Ростовской области применяют укороченное затопление, когда слой воды создается с момента получения полных всходов (конец мая) и сохраняется до начала полной спелости риса (начало сентября).

Согласно расчетам суммарная эмиссия метана рисовыми полями Ростовской области составляет 1.253 т/сут (или 1.8 тыс. $\text{м}^3/\text{сут}$). Если принять, что время эмиссии метана рисовыми полями Ростовской области составляет в среднем 120 сут в году (с мая по сентябрь), то его годовая эмиссия будет равняться около 150 т (214 тыс. м^3) или 0.4–1.5% от годовой эмиссии метана почвами Ростовской области (9675–40663 т/год (по [4])). Вероятно, что данная величина суммарной эмиссии метана в атмосферу с поверхности рисовых чеков Ростовской области является несколько заниженной, поскольку не включает результаты натурных измерений потоков метана в фазы кущения и цветения, по оценкам [47] характеризующимся максимальными сезонными скоростями эмиссии метана.

Если полученную среднюю величину (0.365 мг $\text{CH}_4/(\text{м}^2 \text{ ч})$) пересчитать на всю площадь рисовых полей России (около 200 тыс. га (по [19, 20])), то суточная эмиссия метана рисовыми полями страны составит 17.5 т, а годовая эмиссия – около 2100 т (или 0.0021 млн т). Данная величина составляет всего 2.1% от ранее выполненной расчетным путем оценки (0.1 млн т, по [6]) на основе осредненных значений, которые получены по результатам измерений на рисовых полях, расположенных в иных климатических зонах мира.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В период исследований величина эмиссии метана в атмосферу с поверхности обводненных почв рисового чека варьировала в диапазоне от 0.195 до 0.531 мг $\text{CH}_4/(\text{м}^2 \text{ ч})$ и в фазе полной спелости риса в среднем была в 2.1 раза выше, чем в фазе всходов. Скорость потока метана в атмосфе-

ру с поверхности почв обвалования, расположенных между рисовыми чеками, в среднем была в 4,9–12,1 раз ниже, чем скорость его потока с рисовых чеков, изменяясь в пределах 0,034–0,045 мг $\text{CH}_4/(\text{м}^2 \text{ ч})$. До затопления рисовых полей в почвах преобладают окислительные процессы, обуславливающие низкие концентрации метана в них и его потоки в атмосферу. После обводнения рисовых чеков изолированные слоем воды почвы теряют запас кислорода, что приводит к уменьшению в них окислительно-восстановительного потенциала (значений Eh), активизации процесса метаногенеза и, как следствие, к возрастанию концентраций метана в обводненных почвах рисовых чеков и потоков метана в атмосферу с их поверхности. По ориентировочным оценкам суммарная эмиссия метана рисовыми полями Ростовской области составляет 1,253 т/сут или около 150 т/год, или 0,4–1,5% от годового выделения метана почвами Ростовской области. Полученные на основе полевых измерений значения скорости потоков метана с рисовых полей Ростовской области могут быть использованы предприятиями юга России, осуществляющими инвентаризацию парниковых газов в аграрной сфере.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 22-27-00671, <https://rscf.ru/project/22-27-00671/> в Южном федеральном университете.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бажин Н.М. Метан в окружающей среде: аналитический обзор // Экология. Серия аналитических обзоров мировой литературы. Сер. Экология. Вып. 93. Новосибирск: ГПНТБ СО РАН, 2010. 56 с. <https://elibrary.ru/item.asp?id=12992797>. Дата обращения 27.10.2022.
2. Гарькуша Д.Н., Федоров Ю.А. Влияние растений на процессы цикла метана в донных отложениях и ризосфере почв // Сибирский экологический журн. 2016. № 6. С. 919–934.
3. Гарькуша Д.Н., Федоров Ю.А., Тамбиева Н.С. Метан в почвах различных географических зон России // Известия РАН. Сер. географическая. 2018. № 3. С. 47–55. <https://doi.org/10.7868/S2587556618030068>
4. Гарькуша Д.Н., Федоров Ю.А., Трубкин Р.Г., Крукиер М.Л. Концентрация и эмиссия метана в различных типах почв Ростовской области // Вопросы степеведения. 2022. № 4. С. 13–24.
5. Геннадиев А.Н., Пиковский Ю.И., Цибарт А.С., Смирнова М.А. Углеводороды в почвах: происхождение, состав, поведение (обзор) // Почвоведение. 2015. № 10. С. 1195–1209.
6. Израэль Ю.А., Назаров И.М., Нахутин А.И., Яковлев А.Ф., Гитарский М.Л. Вклад России в изменение концентрации парниковых газов в атмосфере // Метеорология и гидрология. 2002. № 5. С. 17–27.
7. Кудеяров В.Н. Эмиссия закиси азота из почв в условиях применения удобрений (аналитический обзор) // Почвоведение. 2020. № 10. С. 1192–1205.
8. Кудеяров В.Н., Демкин В.А., Гиличинский Д.А., Горячкин С.В., Рожков В.А. Глобальные изменения климата и почвенный покров // Почвоведение. 2009. № 9. С. 1027–1042.
9. Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Велл Р., Лофтфильд Н., Флесса Х. Газообразные потери и трансформация минерального азота в пахотной буроземной почве в зависимости от влажности // Агрохимия. 2007. № 10. С. 5–13.
10. Макаров В.В., Середа М.В. Особенности агротехники возделывания риса в Ростовской области // Научный журн. КубГАУ. 2012. № 79. С. 1–10.
11. Минько О.И., Каспаров С.В., Аммосова Я.М. Газообразные вещества — продукты метаболизма микробных ценозов переувлажненных почв // Журн. общей биологии. 1987. Т. 48. № 2. С. 182–193.
12. Минько О.И., Каспаров С.В., Аммосова Я.М., Зборищук Н.Г. Образование газообразных углеводов орошаемыми почвами // Биологические науки. 1989. № 1. С. 106–112.
13. Назаров И.М., Фридман А.И., Фридман Ш.Д. и др. Антропогенная эмиссия метана в странах СНГ и Прибалтики // Метеорология и гидрология. 1992. № 11. С. 15–20.
14. Олейник О.А. Мелиоративное состояние земель рисовых оросительных систем Ростовской области // Научный журн. Российского НИИ проблем мелиорации. 2011. № 4. С. 1–19.
15. Пиковский Ю.И., Смирнова М.А., Геннадиев А.Н., Завгородняя Ю.А., Жидкин А.П., Ковач Р.Г., Кошовский Т.С. Параметры нативного углеводородного состояния почв различных биоклиматических зон // Почвоведение. 2019. № 11. С. 1307–1321.
16. РД 52.24.511–2013. Массовая доля метана в донных отложениях. Методика измерений газохроматографическим методом с использованием анализа равновесного пара. Ростов-на-Дону: Росгидромет, ГУ “Гидрохимический институт”. 2013. 19 с.
17. РД 52.24.512–2012. Объемная концентрация метана в водах. Методика измерений газохроматографическим методом с использованием анализа равновесного пара. Ростов-на-Дону: Росгидромет, ГУ “Гидрохимический институт”. 2012. 23 с.
18. РД 52.24.525–2011. Массовая доля сульфидной серы в донных отложениях. Методика выполнения измерений фотометрическим методом с N,N-диметил-п-фенилендиаминном. Ростов-на-Дону: Росгидромет, ГУ “Гидрохимический институт”, 2011. 26 с.
19. Романовская А.А. Выбросы метана и закиси азота в аграрном секторе России // Метеорология и гидрология. 2008. № 2. С. 87–97.
20. Романовская А.А., Коротков В.Н., Смирнов Н.С., Карабань Р.Т., Трунов А.А. Оценка вклада землепользования в антропогенную эмиссию парнико-

- вых газов на территории России в течение 2000–2011 гг. // Метеорология и гидрология. 2014. № 3. С. 5–18.
21. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. Боевой Л.В. Ростов-на-Дону: НОК, 2009. Ч. 1. 1044 с.
 22. Руководящие принципы национальных инвентаризаций парниковых газов. Программа МГЭИК по национальным кадастрам парниковых газов. Хаяма, Канагава: МГЭИК, 2006. 26 с. chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.un-gsp.org/sites/default/files/documentos/ghg_booklet_russian_final.pdf. Дата обращения 27.10.2022.
 23. С 2017 по 2020 год урожайность риса в Ростовской области выросла на 23%. ФГБУ “Центр Агроаналитики”. 08.06.2021 г. <https://specagro.ru/news/202106/v-rostovskoy-oblasti-aktivno-razvivaetsya-proizvodstvo-risa>. Дата обращения 27.10.2022.
 24. Федоров Ю.А., Сухоруков В.В., Трубник Р.Г. Аналитический обзор: эмиссия и поглощение парниковых газов почвами. Экологические проблемы // Антропогенная трансформация природной среды. 2021. Т. 7. № 1. С. 6–35. <https://doi.org/10.17072/2410-8553-2021-1-6-34>
 25. Федоров Ю.А., Гарькуша Д.Н. Эмиссия метана почвами степной зоны Ростовской области // Известия Русского географического общества. 2010. Т. 142. Вып. 2. С. 45–52.
 26. Федоров Ю.А., Тамбиева Н.С., Гарькуша Д.Н., Хорошевская В.О. Метан в водных экосистемах. Ростов-на-Дону: ЗАО “Ростиздат”, 2007. 330 с.
 27. Akiyama H., Yagi K. Direct N₂O emissions from rice paddy fields: Summary of Available Data // Global Biogeochemical Cycles. 2005. V. 19. P. GB1005. <https://doi.org/10.1029/2004GB002378>
 28. Conrad R. Control of microbial methane production in wetland rice fields // Nutr. Cycl. Agroecosys. 2002. V. 64. P. 59–69. <https://doi.org/10.1023/A:1021178713988>
 29. Conrad R. The global methane cycle: recent advances in understanding the microbial processes involved // Env. Microbiol. Rep. 2009. V. 1. P. 285–292. <https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2009.00038.x>
 30. Denier van der Gon H.A.C., Neue H.U. Influence of organic matter incorporation on the methane emission from a wetland rice field // Global Biogeochem. Cycl. 1995. V. 9. P. 11–22.
 31. Gaihre Y.K., Wassmann R., Villegas-Pangga G. Impact of elevated temperatures on greenhouse gas emissions in rice systems: Interaction with straw incorporation studied in a growth chamber experiment // Plant and Soil. 2013. V. 373. P. 857–875. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1852-4>
 32. Gar'kusha D.N., Sukhorukov V.V. Methane Emissions by Reed Formations on the Azov Sea Coast // OnLine J. Biol. Sci. 2019. V. 19. P. 286–295. <https://doi.org/10.3844/ojbsci.2019.286.295>
 33. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. IPC-IGES-OECD-IEA, Japan, 2000. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/english>
 34. IPCC Climate Change 1996. Scientific and technical analysis of impacts, adaptations and mitigation // Contribution of working group II to the second assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. London: Cambridge University Press, 1996. 1535 p.
 35. IPCC Climate Change 2014. Synthesis Report // Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland, 2014. 151 p.
 36. Khalil M.A., Shearer M.J. Decreasing emissions of methane from rice agriculture // Int. Congress Series. 2006. V. 1293. P. 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.ics.2006.03.003>
 37. Matthews E., Fung I., Lerner J. Methane emission from rice cultivation: geographic and seasonal distribution of cultivated areas and emission // Global Biogeochem. Cycles. 1991. V. 5. P. 3–24. <https://pubs.giss.nasa.gov/abs/ma03400p.html>. Дата обращения 27.10.2022
 38. Nazaries L., Murrell J.C., Millard P., Baggs L., Singh B.K. Methane, microbes and models: Fundamental understanding of the soil methane cycle for future predictions // Environ. Microbiol. 2013. V. 15. P. 2395–2417. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.12149>
 39. Nguyen C. Rhizodeposition of organic C by plants: mechanisms and controls // Sustainable Agriculture. Dordrecht: Springer, 2009. P. 97–123. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2666-8_9
 40. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual. Workbook. V. 2. Module 4: Agriculture. P. 1–20. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs5c.html>
 41. Saunio M., Stavert A.R., Poulter B., Bousquet P., Canadell J.G. et al. The Global Methane Budget 2000–2017 // Earth Sys. Sci. 2020. V. 12. P. 1561–1623. <https://doi.org/10.5194/essd-12-1561-2020>
 42. Seinfeld J.H. Insights on Global warming // AIChE J. 2011. V. 57. P. 3259–3284. <https://doi.org/10.1002/aic.12780>
 43. Serrano-Silva N., Sarria-Guzman Y., Dendooven L., Luna-Guido M. Methanogenesis and methanotrophy in soil: A review // Pedosphere. 2014. V. 24. P. 291–307. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(14\)60016-3](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(14)60016-3)
 44. Smartt A.D., Brye K.R., Norman R.J. Methane Emissions from Rice Production in the United States: A Review of Controlling Factors and Summary of Research // Greenhouse Gases. Ch.: 8. London: In-Tech, 2016. P. 179–207. <https://doi.org/10.5772/62025>
 45. Wallenius A.J., Dalcin Martins P., Slomp C.P., Jetten M.S.M. Anthropogenic and Environmental Constraints on the Microbial Methane Cycle in Coastal Sediments // Front. Microbiol. 2021. V. 12. P. 631621. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.631621>
 46. Wang Z.P., Delaune R.D., Patrick W.H., Jr., Masscheleyn P.H. Soil Redox and pH Effects on Methane Production in a Flooded Rice Soil // Soil Sci. Soc. Am. J. 2009. V. 57. P. 382–385. <https://doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700020016x>
 47. Wang Z.-Y., Xu Y.-C., Li Z., Guo Y.-X., Wassmann R., Nene H.U., Lantin R.S., Buendia L.V. Methane emission from irrigated rice fields and its control // Acta Agron. Sinica. 2001. V. 27. P. 757–768.

Methane Emissions from Rice Fields of the Rostov Region

D. N. Gar'kusha^{1, *}, Yu. A. Fedorov¹, N. S. Tambieva², and E. V. Mel'nikov³

¹*Institute of Earth Sciences of the Southern Federal University, Rostov-on-Don, 344090 Russia*

²*Hydrochemical Institute, Rostov-on-Don, 344090 Russia*

³*Agricultural enterprise LLC "Energy", Proletarsk, 347540 Russia*

**e-mail: gardim1@yandex.ru*

On the example of the Rostov region, the results of measurements by the chamber method of methane fluxes into the atmosphere from rice fields are analyzed. In addition to measuring methane fluxes in the phases of "germination" and "full ripeness" of rice, concentrations of methane and hydrogen sulfide, Eh, pH, density and humidity were determined in the water of the rice check and various horizons of watered soils. The rate of methane flow into the atmosphere from the surface of the rice check varied in the range from 0.195 to 0.531 mg CH₄/(m² h) and in the "full ripeness" phase of rice was on average 2.1 times higher than in the "germination" phase. The rate of methane flow into the atmosphere from the surface of soils located between rice checks was on average 4.9–12.1 times lower than the rate of its flow from rice checks, varying within 0.034–0.045 mg CH₄/(m² h). It is shown that after watering rice checks in soils isolated by a layer of water, Eh values decrease and, as a consequence, there is an increase in methane concentrations in soils and its fluxes into the atmosphere. According to the assessment, the total methane emission by rice fields of the Rostov region approximately reaches 1.253 tons per day or 150 tons/year, which is 0.4–1.5% of the annual methane release by the soils of the Rostov region.

Keywords: rice check soils, greenhouse gases, anaerobic gases, hydrogen sulfide, emission

УДК 631.4

НАДМОЛЕКУЛЯРНЫЕ ОБРАЗОВАНИЯ ИЗ МОЛЕКУЛ ГУМИНОВЫХ ВЕЩЕСТВ И ИХ ФРАКТАЛЬНАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ

© 2023 г. Г. Н. Федотов^а, *, Е. В. Шеин^а, Д. А. Ушкова^а, О. А. Салимгареева^а,
И. В. Горепекин^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 15.12.2022 г.

После доработки 21.03.2023 г.

Принята к публикации 05.04.2023 г.

При изучении водоустойчивости обнаружено, что при капиллярном контакте почв с водой в воду выделяются сферические частицы размером несколько сот нанометров. Проведенные исследования показали, что подобные частицы переходят в воду из любых содержащих гумус объектов: почв, торфов, гуминовых кислот, гуматов, фульвокислот. Элементный микроанализ подобных частиц, выделенных из дерново-подзолистой почвы, показал, что они состоят преимущественно из органического вещества. Частицы представляют собой ранее неоднократно обнаруживаемые надмолекулярные образования из специфического органического вещества почв. Известно, что гуминовые вещества почв фрактально организованы, и в воде они существуют в виде фрактальных кластеров размером несколько сот нанометров (Ф-кластеров), образованных частицами-молекулами гуминовых веществ размером около 10 нм. Это позволило предположить, что выделяемые из содержащих гумус образцов надмолекулярные образования представляют собой Ф-кластеры. Исходя из высокой устойчивости надмолекулярных образований гуминовых веществ к распаду на частицы-молекулы следует, что гуминовые вещества в почвах должны обладать фрактально-кластерной организацией.

Ключевые слова: Ф-кластеры, почвенные гели, рентгеновский микроанализ, пространственная организация гуминовых веществ

DOI: 10.31857/S0032180X22601608, **EDN:** OIAGUS

ВВЕДЕНИЕ

При изучении водоустойчивости почв обнаружено, что при капиллярном контакте почвенных агрегатов с водой их водоустойчивость постепенно снижается. Одновременно с этим из них выделяются и переходят в контактирующую с почвой воду сферические частицы размером 300–800 нм [14]. Исходя из гелевых представлений о структуре почв [10, 11], можно ожидать, что подобные сферические частицы являются фрагментами органо-минеральных гелей, но большее о них сказать было сложно.

Однозначной информации о природе этих частиц нет было, хотя их симметричность и отсутствие углов и ребер позволяли предположить их образование из значительно более мелких частиц, имеющих, вероятно, органическую природу. При этом на основе их размера и вытекающего из него огромной молекулярной массы [6] можно было предположить, что они представляют собой надмолекулярные образования (НМО) из гуминовых веществ [27]. Существование подобных НМО

(вторичных структур) из гуминовых веществ хорошо известно [2, 4, 6, 7, 13] и не вызывает сомнений. Однако информации о них накоплено не очень много, а их роль в образовании почвенной структуры целенаправленно не исследовали.

Цель работы – изучение возможности выделения надмолекулярных образований в воду из почв и почвоподобных объектов и исследование природы выделяющихся частиц (НМО).

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В качестве объектов исследования использовали: гуминовую кислоту (ГК), выделенную из подзолистой почвы (ЦЛГБЗ Тверская область), фульвокислоту (ФК), выделенную из дерново-подзолистой почвы (окрестности поймы р. Яхромы), гуматы из бурого угля (ООО НВЦ “Агротехнологии”) и из торфа (Humic Land), а также образцы почв, отобранные из верхних горизонтов:

чернозема выщелоченного (Орловская область);
чернозема типичного (Саратовская область);

краснозема (Чаква);
темно-серой лесной почвы (окрестности г. Суздаль);
бурозема (Краснодарский край, пос. Дагомыс);
дерново-подзолистой почвы (окрестности поймы р. Яхромы);
горно-луговой почвы (Крым, Долгоруковская яйла),
а также верхового и низинного торфов, перегной и вермикомпоста.

Электронно-микроскопическое исследование проводили в лаборатории экологического почвоведения при помощи растрового электронного микроскопа (РЭМ) JEOL-6060A (JEOL, Япония) с вольфрамовым катодом.

При подготовке образцов 5 г почвы добавляли к 100 г воды и перемешивали в течение 20–30 мин. Полученную суспензию центрифугировали 10 мин при 4000 об./мин на центрифуге Eppendorf 5804. Полученную жидкость 1 мл или раствор ГК или гуматов 1 мл (концентрацией 10 г/л) разбавляли водой в 100, 1000, 10000 и 100000 раз, чтобы получить образец, на котором НМО, во-первых, находились на расстоянии друг от друга, во-вторых, на единицу обзорной площади их приходилось достаточно много. Задача исследования состояла в получении качественных представлений о наличии/отсутствии в образцах НМО. Из полученных разбавленных образцов отбирали аликваты объемом 5 мкл и наносили на столики для РЭМ, на которых на углеродном скотче закрепляли атомно-гладкие пластинки слюды размером 5 × 5 мм. Образцы высушивали, а перед исследованием напыляли золото, используя установку JFC-1600 (JEOL, Япония).

Для выяснения химического состава НМО, содержащий их раствор, наносили на поверхность золотой фольги, подсушивали каплю на воздухе, затем вновь наносили каплю раствора. Этот процесс продолжали до образования хорошо различимого слоя на поверхности пластинки. Затем проводили рентгено-локальный микроанализ при помощи энергодисперсионного спектрометра РЭМ JEOL-6060A.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Для проверки возможности возникновения НМО из ГК и ФК изучали образцы, полученные при нанесении на слюду растворов ГК и ФК из дерново-подзолистой почвы (рис. 1а, 1б). На полученной микрофотографии видны НМО разного размера от 100 нм и больше.

На следующем этапе исследования проводили проверку существования НМО в растворах гума-

тов из торфа и бурого угля (рис. 1с, 1д). Видно, что размер частиц соответствует уровню НМО. При этом гуматы из торфа в несколько раз крупнее гуматов из бурого угля.

Видно, что НМО выделяются также из торфов, перегной и вермикомпоста — из всех объектов, в которых содержатся гуминовых веществ (рис. 2). При изучении НМО растворимого органического вещества, выделяющихся из почв (рис. 2), отмечено, что в зависимости от типа почв их размеры меняются. Самые мелкие НМО характерны для краснозема и бурозема, а самые крупные — для горно-луговой почвы. Разные размеры НМО растворимого органического вещества, выделяющихся из почв различных типов, по-видимому, связаны как с изменением соотношения в них ГК, ФК и гумина, так и с разным содержанием многовалентных катионов в этих почвах и соответственно в НМО.

Для получения дополнительной информации о природе НМО изучали влияние на них свойств растворов и пробоподготовки почвенных образцов. Так, изменение pH растворов гуматов приводит к изменению размеров НМО в них (рис. 1е–1г). Наиболее мелкие НМО существуют в растворах гуматов с высокими pH, а наиболее крупные НМО в растворах с низкими pH. Можно предположить, что высокие значения pH уменьшают количество молекул гуминовых веществ, участвующих в создании НМО.

На микрофотографиях (рис. 3) представлены НМО, выделенные из образцов почв, подвергнутых высушиванию или нагреванию. Видно, что в этих случаях происходит увеличение размеров НМО.

При помощи рентгеновского микроанализа проводили полуколичественное определение элементного состава НМО, выделенных из дерново-подзолистой почвы. Они содержат примерно 95% углерода, а остальное приходится на оксиды кремния и алюминия¹, т.е. основой являются гуминовые вещества. Подобная оценка состава дает приблизительные результаты, но однозначно подтверждает предположение о преимущественно органической природе НМО.

Представленные результаты свидетельствуют, что в виде НМО существуют ГК, ФК, гуматы и гуминовые вещества почв, т.е. НМО наблюдаются везде, где присутствуют гуминовые вещества. Изучение растворов ГК различными методами

¹ При рентгеновском микроанализе элементы с атомным номером до натрия определяются плохо, поэтому с целью получения полуколичественной информации о составе надмолекулярных образований программный расчет проводили, принимая за 100% сумму элементов углерода, алюминия и кремния.

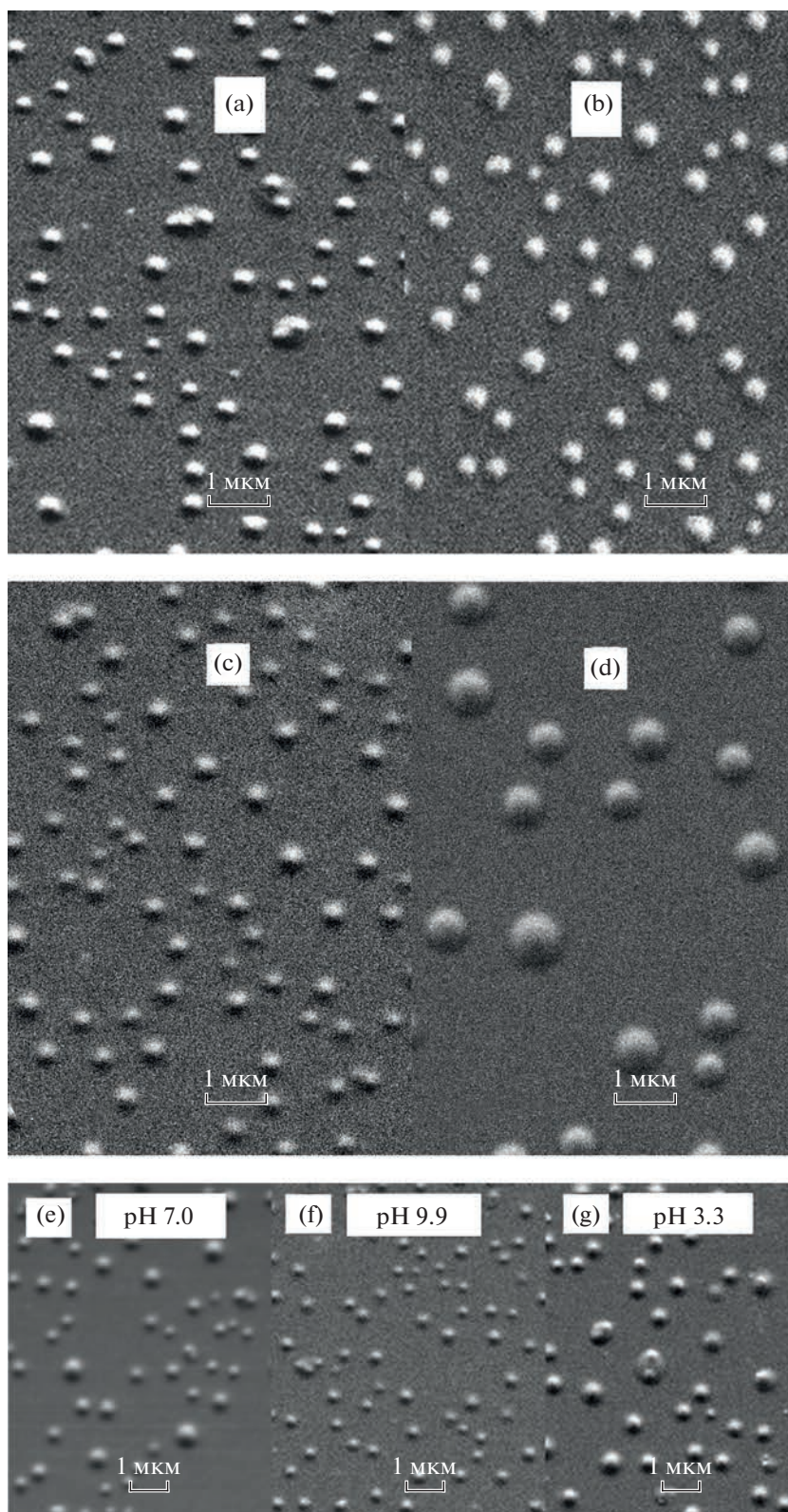


Рис. 1. Ф-кластеры гуминовой кислоты из подзолистой почвы (а) и фульвокислот из дерново-подзолистой почвы (b), а также гуматов из бурого угля (с) и торфа (d) при нейтральных рН и Ф-кластеры гуматов из бурого угля при различных рН (e–g).

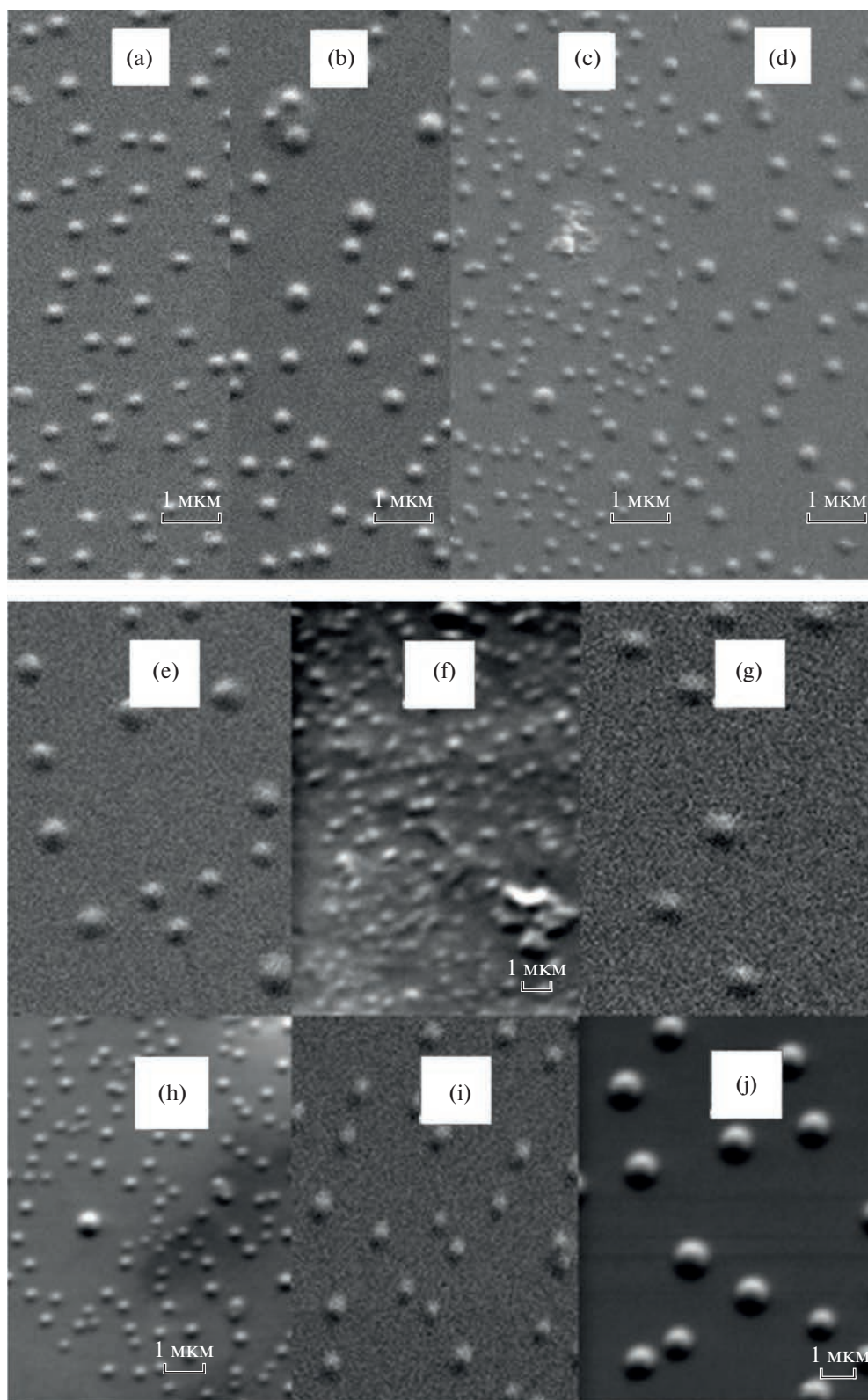


Рис. 2. Ф-кластеры, выделяющиеся из верхового (а) и низинного (b) торфов, перегной (c), вермикомпоста (d) и различных почв: e – чернозема, f – краснозема, g – серой лесной, h – бурозема, i – дерново-подзолистой, j – горно-луговой.

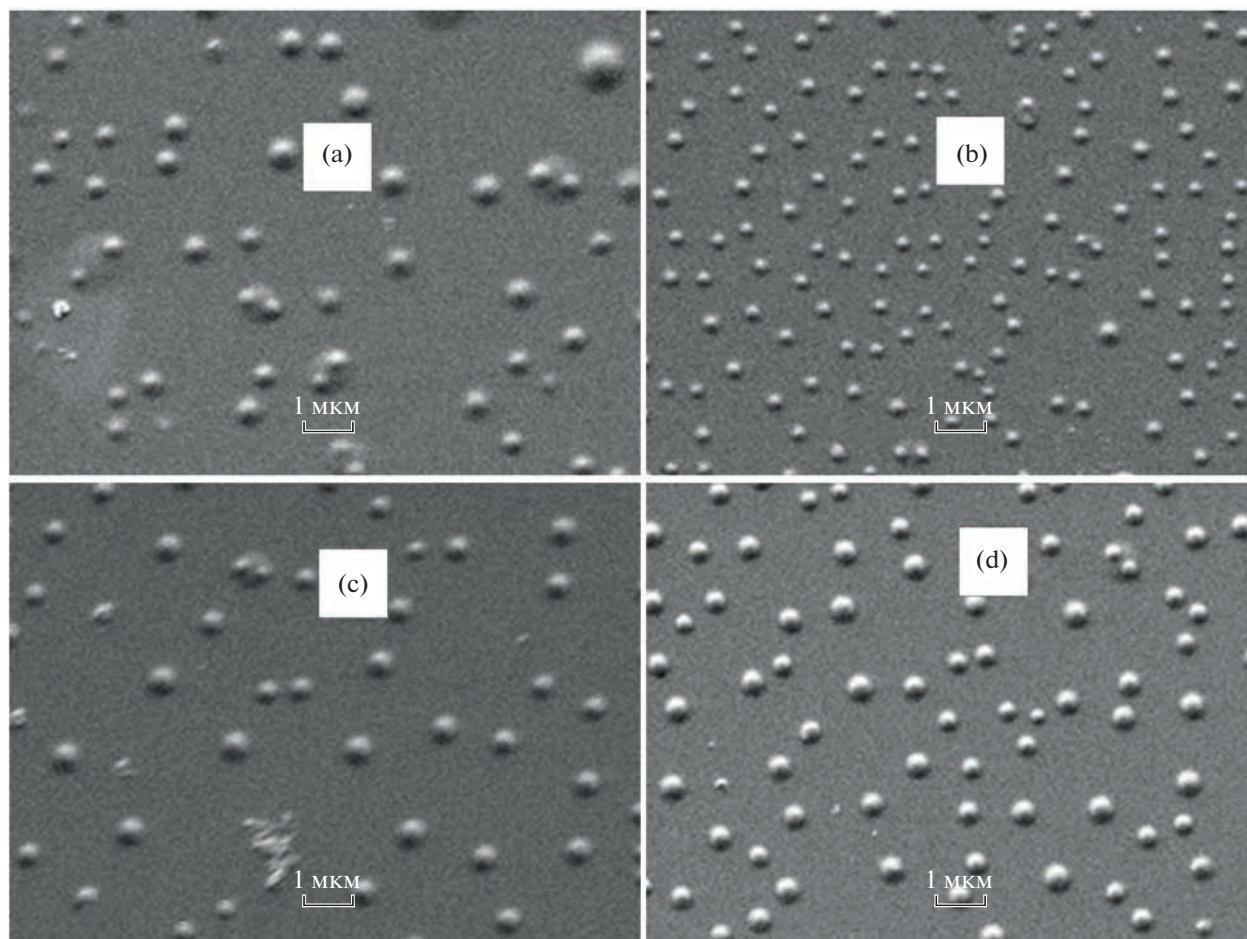


Рис. 3. Φ -кластеры, выделяющиеся из образцов дерново-подзолистой почвы с разной предысторией (а — воздушно-сухая, b — исходная, c — автоклавированная при 145°C, d — абсолютно-сухая).

[19, 23, 24, 26], включая малоугловое рассеяние нейтронов, показало, что НМО из частиц-молекул² ГК имеют фрактальную организацию [18] и представляют собой фрактальные кластеры размером 100–200 нм (Φ -кластеры). Схематичное изображение Φ -кластера представлено на рис. 4. Аналогичные результаты о фрактальной организации не только ГК, но и других гуминовых веществ (фульвокислот и гумина) получены в работах [17, 21, 22, 26]. Эти данные позволяют предположить, что наблюдаемые НМО гуминовых веществ являются Φ -кластерами.

² Ввели термин частица-молекула гуминовых веществ, так как при употреблении термина молекула гуминовых веществ, в первую очередь, возникают представления о структурной организации гуминовых веществ — расположении в молекуле атомов и связей, а также о молекулярном весе. При этом на второй план отходит то, что молекулы гуминовых веществ представляют собой коллоидные частицы, имеют размер, форму, поверхность раздела фаз и определенные свойства этой поверхности.

Следует отметить, что исследование образцов почв различной зональности, проведенное при изучении образцов почв методом малоугловое рассеяние нейтронов [12], показало, что для них всех характерно существование фрактальной организации коллоидной составляющей почв — почвенных гелей, находящихся в почвах, в том же размерном диапазоне. Причем информация по строению ГК в растворах (по фрактальной размерности и интервалу существования фрактальности в системе) совпадала с этой информацией по строению гуминовых веществ в почвах. Из этого следовало, что Φ -кластеры из гуминовых веществ могут являться основой почвенных гелей.

Исследования были проведены примерно 15–20 лет назад, в основном, химиками и практически не нашли применения в почвоведении. Прежде всего, это связано с тем, что не ясно, сколько гуминовых веществ существует в почвах в виде Φ -кластеров, а сколько в виде отдель-

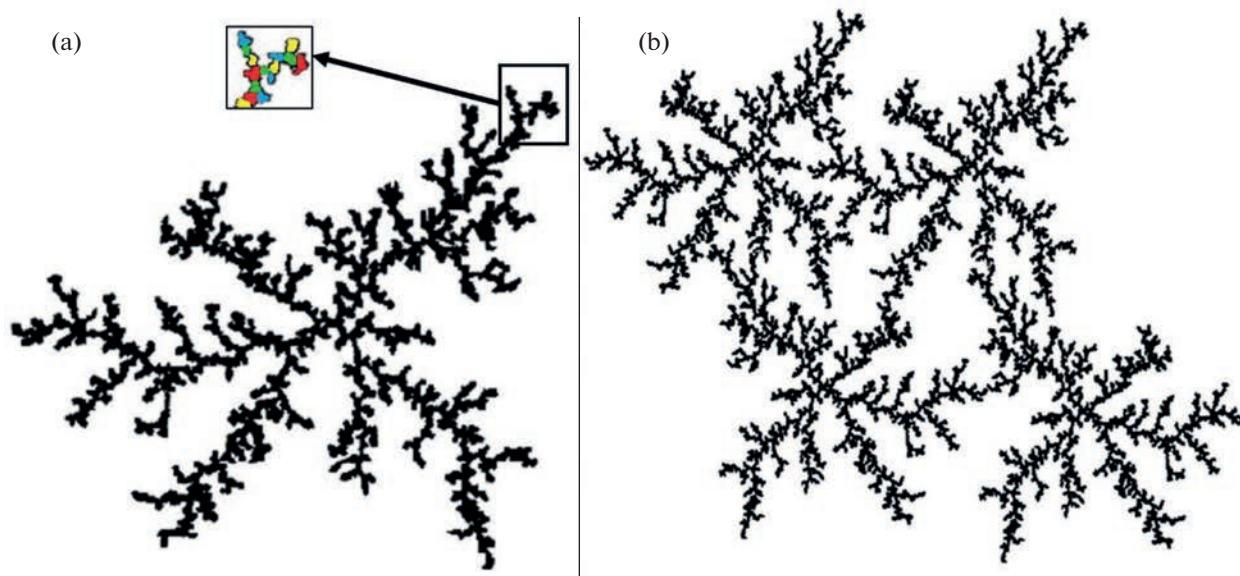


Рис. 4. Схема Φ -кластера, созданного из 2000 частиц (а), с выделенным участком, состоящим из нескольких частиц-молекул гуминовых веществ, и группа из нескольких взаимопроникающих Φ -кластеров (б).

ных частиц-молекул. Данный вопрос является важным, так как существование частиц-молекул гуминовых веществ в виде НМО и высокая прочность связей между частицами-молекулами гуминовых веществ в НМО свидетельствовало бы о заметном изменении их химической активности.

Свойство, характеризующее прочность связей между частицами-молекулами гуминовых веществ в НМО, для растворов ГК хорошо изучено при исследовании значений критических концентраций агрегирования [3, 15]. Отмечено, что изменения, связанные с самоассоциацией молекул ГК, были заметны уже при концентрации 1 мг/л, а завершение данной стадии агрегирования происходило при концентрациях, не превышающих 15–20 мг/л. Агрегирование в растворах гуминовых кислот при концентрации 10–30 мг/л наблюдали и другие исследователи³ [21, 23], считая, что формирование кластеров из ГК происходит посредством нековалентных взаимодействий [3, 16, 20, 25].

По-видимому, образование Φ -кластеров связано с тем, что частицы-молекулы гуминовых

веществ имеют мозаичную дифильную поверхность [5] и, взаимодействуя между собой через гидрофобные участки поверхности, образуют Φ -кластеры. Именно дальное действие гидрофобных взаимодействий [1] обеспечивает столь высокое сродство между частицами гуминовых веществ, что заставляет проявляться агрегацию при столь малых концентрациях.

В почвенных растворах концентрация гуминовых веществ на много порядков выше критических концентраций (10–30 мг/л) образования из частиц-молекул ГК Φ -кластеров. Данные для ГК по критическим концентрациям агрегации и единство строения частиц гуминовых веществ позволяют предположить, что все гуминовых веществ должны существовать в гелях почв и в почвенных растворах практически исключительно в виде Φ -кластеров, а воздействия на почвы, меняющие Φ -кластеры, могут менять почвенные гели, что должно приводить к изменению свойств почв [8, 9].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Суммируя данные по НМО и фрактальности гуминовых веществ, можно сказать, что

- все гуминовые вещества существуют в почвах и растворах в виде НМО,
- наблюдаемые НМО являются Φ -кластерами,
- коллоидная составляющая почв (гели) фрактально организована, и, по-видимому, основой

³ Косвенно информация о высокой прочности НМО из гуминовых веществ подтверждается нашими экспериментальными данными. При приготовлении образцов для РЭМ разбавляли растворы, содержащие НМО в 10000 и в 100000 раз, но при этом на слюду из раствора переходили НМО. Если бы они не обладали высокой прочностью, то при разбавлении они бы распадались на частицы-молекулы гуминовых веществ и становились бы невидимыми для РЭМ.

почвенных гелей являются надмолекулярные образования из гуминовых веществ (Ф-кластеры).

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при финансовой поддержке работы РНФ (проект № 22-14-00107).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Виноградова О.И.* Особенности гидродинамического и равновесного взаимодействия гидрофобных поверхностей. Дис. ... докт. физ.-мат. наук. М., 2000. 175 с.
2. *Глебова Г.И.* Определение размера и формы частиц гумусовых кислот с помощью электронной микроскопии // Почвоведение. 1972. № 7. С. 115–117.
3. *Евдокимов И.П., Лосев А.П.* Природные нанообъекты в нефтегазовых средах М.: РГУ нефти и газа им. И.М. Губкина, 2008. 104 с.
4. *Лактионов Н.И., Рыбакова Ю.А., Сысоев Л.А., Чаплыгин В.И.* Особенности строения гидрозолей гуминовых кислот и гуматов натрия // Почвоведение. 1992. № 7. С. 129–133.
5. *Милановский Е.Ю.* Гумусовые вещества почв как природные гидрофобно-гидрофильные соединения. М.: ГЕОС, 2009. 186 с.
6. *Орлов Д.С.* Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1990. 325 с.
7. *Орлов Д.С., Глебова Г.И.* Электронномикроскопические исследования гумусовых кислот // Агрохимия. 1972. № 7. С. 131–136.
8. *Потапов Д.И., Шваров А.П., Горепекин И.В., Салимгареева О.А., Федотов Г.Н.* Влияние пробоподготовки почвенных образцов на их теплогидрофизические свойства и аллелотоксичность // Почвоведение. 2022. № 3. С. 315–325.
9. *Савченко Е.Г.* Воздействие высушивания и нагревания почв на подвижность питательных веществ // Почвоведение. 2004. № 3. С. 322–331.
10. *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.
11. *Федотов Г.Н., Добровольский Г.В.* Возможные пути формирования нано- и микроструктур в гумусовых веществах почвенных гелей // Почвоведение. 2012. № 8. С. 908–920.
12. *Федотов Г.Н., Третьяков Ю.Д., Иванов В.К., Ку克林 А.И., Пахомов Е.И., Исламов А.Х., Початкова Т.Н.* Фрактальные коллоидные структуры в почвах различной зональности // Докл. АН РФ. 2005. Т. 405. № 3. С. 351–354.
13. *Ширишова Л.Т.* Полидисперсность гумусовых веществ почв. М.: Наука, 1991. 85 с.
14. *Шоба С.А., Шеин Е.В., Уикова Д.А., Грачева Т.А., Салимгареева О.А., Федотов Г.Н.* Физико-химические аспекты водоустойчивости почв // Доклады РАН. Науки о Земле. 2023. Т. 508. № 1. С. 139–143.
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. *Langford C.H., Melton J.R.* When should humic substances be treated as dynamic combinatorial systems // Humic Substances: Molecular Details and Applications in Land and Water Conservation N.Y.: Taylor & Francis, 2005. P. 65–78.
17. *Malekani K., Rice J.A., Lin J.S.* Fractal character of humin and its components // Fractals. 1997. V. 5. P. 83–100.
18. *Mandelbrot B.B.* The fractal geometry of nature. N.Y.: W.H. Freeman & Co, 2000. 468 p.
19. *Osterberg R., Mortensen K.* Fractal dimension of humic acids. A small angle neutron scattering study // European Biophysics J. 1992. V. 21. № 3. P. 163–167.
20. *Reid P.M., Wilkinson A.E., Tipping E., Jones M.N.* Aggregation of humic substances in aqueous media as determined by light-scattering methods // Eur. J. Soil Sci. 1991. V. 42. № 2. P. 259–270.
21. *Rice J.A., Lin J.S.* Fractal nature of humic materials // Environ. Sci. Technol. 1993. V. 27. P. 413–414.
22. *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.
23. *Senesi N., Rizzi F.R., Dellino P., Acquafredda 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.
24. *Senesi N., Rizzi F.R., Dellino P., Acquafredda 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.
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. *Wilkinson K.J., Senesi N., Senesi N., Wilkinson K.J.* Biophysical chemistry of fractal structures and processes in environmental systems. England: John Wiley & Sons, 2008. 323 p.
27. *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. № 12. P. 1826–1854.

Supramolecular Formations of Humic Substance Molecules and Their Fractal Organization

**G. N. Fedotov^{1, *}, E. V. Shein¹, D. A. Ushkova¹, O. A. Salimgareeva¹,
I. V. Gorepekin¹, and D. I. Potapov¹**

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

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

When studying water stability, it was found that when capillary contact of soils with water, spherical particles of several hundred nanometers in size are released from them into the water. Studies have shown that such particles pass into water from any humus-containing objects - soils, peat, humic acids, humates, fulvic acids. Elemental microanalysis of such particles isolated from sod-podzolic soil showed that they consist mainly of organic matter. These particles are previously repeatedly detected supramolecular formations (SF) from specific organic matter of soils. It is known that humic substances of soils are fractally organized, and in water they exist in the form of fractal clusters several hundred nanometers in size (F-clusters) formed by particles-molecules of humic substances about 10 nm in size. This allowed us to assume that the supramolecular formations isolated from humus-containing samples are F-clusters. Based on the high resistance of supramolecular formations of humic substances to decomposition into particles-molecules, it follows that humic substances in soils should have a fractal-cluster organization.

Keywords: F-clusters, soil gels, X-ray microanalysis, fractal cluster organization of humic substances

УДК 574.4:631.47

ГОДОВОЙ БЮДЖЕТ УГЛЕРОДСОДЕРЖАЩИХ БИОГЕННЫХ ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ ПРИ СМЕШАННОМ ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИИ: ЛЬГОВСКИЙ РАЙОН КАК МОДЕЛЬНЫЙ ОБЪЕКТ ЦЕНТРАЛЬНОГО ЧЕРНОЗЕМЬЯ

© 2023 г. Д. В. Карелин^а, О. Э. Суховеева^а, М. В. Глаголев^б, А. С. Добрянский^а,
А. Ф. Сабреков^с, И. В. Замотаев^а

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

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

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

*e-mail: dkarelin7@gmail.com

Поступила в редакцию 13.01.2023 г.

После доработки 27.02.2023 г.

Принята к публикации 05.04.2023 г.

Проведено комплексное исследование годового баланса биогенных углеродсодержащих парниковых газов в границах Льговского административного района в Черноземной зоне Европейской части России (Курская область). Источниками данных послужили полевые оценки обмена диоксида углерода (CO₂) и метана (CH₄) между почвой и атмосферой, надземных и подземных запасов фитомассы, параметризованные по этим данным имитационные модели, официальная статистическая и метеорологическая информация, а также литературные данные. Обводненные поля фильтрации сахарного комбината отвечают за 26% эмиссии CH₄ с территории Льговского района, хотя они занимают лишь около 0.04% его площади. Максимум эмиссии CO₂ из почвы отмечен при ее объемной влажности около 30%. Эмиссия CH₄, наоборот, минимальна в диапазоне влажности 0–30%, а с повышением этого показателя начинает линейно расти, достигая максимума на открытой поверхности непроточных водоемов, а среди них — на обводненных полях фильтрации. Другим существенным источником CH₄ являются открытые компостные хранилища (22%). Однако наибольшим по территориальному вкладу источником CH₄ служат водохранилища и пруды (43%). Среди главных антропогенных нетто-источников CO₂ на территории района — сжигание всех видов ископаемого топлива транспортом (22.3%). В отличие от CH₄, поток которого в основном определяется мощными точечными источниками, величина вклада отдельных экосистем в нетто-бюджет CO₂ положительно коррелирует с их площадной представленностью. Расчет суммарного бюджета обоих парниковых газов при переводе в CO₂-эквивалент показывает, что наблюдаемый в настоящее время небольшой нетто-сток CO₂ на территории района (–6.4 г С м^{–2} год^{–1}) решительно перекрывается местными источниками метана (+95 г С–CO₂-экв. м^{–2} год^{–1}). Обсуждается влияние видов землепользования и методов расчета на С-баланс рассматриваемой территории, а также оцениваются способы ее трансформации в углеродно-нейтральное состояние.

Ключевые слова: Naplic Chernozem, диоксид углерода, метан, углеродный баланс

DOI: 10.31857/S0032180X23600038, **EDN:** OIHACP

ВВЕДЕНИЕ

В крайне востребованном в современном мире научном фронте изучения и предсказания углеродного баланса и обмена климатически активных газов между наземными экосистемами и атмосферой, огромное число исследований посвящено либо глобальным обобщениям на уровне биосферы, континентов и крупных биомов [15, 27, 31], либо, напротив, исследованиям местных экосистем, таких как отдельно взятый однородный лесной массив, границы которого часто

определяются просто размерами отклика измерительных систем, оценивающих территориальный нетто-баланс CO₂ [22, 26]. При этом промежуточные уровни пространственного масштаба, в частности, участки территории, объединяющие принципиально различные экосистемы и объекты, затрагиваются значительно реже.

Это также касается отдельных оценок углеродного баланса антропогенных и природных экосистем, которые, как правило, не рассматриваются вместе на единой территории. В то же вре-

мя, если расчет С-баланса ведется в пределах условных границ для подобной неоднородной и достаточно обширной территории, где есть как природные, так и антропогенные объекты, то возникает вопрос о том, как и где проводить такие границы? На наш взгляд, здесь возможны два подхода: (1) рассматривать отдельно взятый водный бассейн (границы водораздела), либо (2) использовать существующие административные границы в том случае, если рассматриваемая административная единица имеет давнюю историю.

В первом случае рассматривается крупная и относительно автономная экосистема, включающая автоморфные, аккумулятивные и транзитные участки, которая способствует замыканию на себе потоков биогенных веществ. В этом качестве могут служить как относительно малые водосборы [37], так и крупнейший на планете бассейн Амазонки [12]. Во втором подходе условно проведенные административные границы, позволяют воспользоваться накопленной информацией, включая оцифрованную историю использования этой территории человеком за значительный период времени. Отсюда следует, что надо использовать старые и устойчивые в своих пределах административные единицы, под эти требования могут подходить национальные парки, частные владения и другие крупные выделы. Наличие долговременных исторических данных позволяет применять к таким территориям прогноз на основе моделирования изменений климата и землепользования.

Другим хорошо развитым направлением исследований в обсуждаемой области является расчет углеродного следа (carbon footprint, в исходной терминологии), что связано, главным образом, с антропогенными источниками С-содержащих парниковых газов (ПГ) в произвольных масштабах. Согласно наиболее наукоемкому определению, это “общее количество выбросов диоксида углерода (CO_2) и метана (CH_4), вызванное определенной популяцией или деятельностью, с учетом всех соответствующих источников, поглощения и накопления в пространственных и временных границах этой популяции или деятельности” [36]. Однако, если речь идет об определенной территории, такие расчеты, основанные на антропогенных источниках, обычно не учитывают природную составляющую баланса ПГ. Например, установлено, что дыхание почвы в селитебных зонах может составлять до 16.5% от общей эмиссии CO_2 с их территории [13, 20].

Следуя этим предпосылкам, в представленной работе попытались восстановить современный нетто-баланс основных биогенных С-содержащих парниковых газов CO_2 и CH_4 для отдельно взятого, имеющего давнюю историю административного района РФ (Льговский район Кур-

ской области), где хорошо представлены как природные, так и антропогенные экосистемы и объекты. Основными задачами было максимально учесть не только антропогенные, но и естественные составляющие баланса, выяснить их относительный вклад, оценить общую величину баланса и потенциальные пути его трансформации в состоянии углеродной нейтральности или стока углерода.

ОБЪЕКТ ИЗУЧЕНИЯ

Льговский район (<https://kursk.ru/region/control/page-44081>, рис. 1), имеющий площадь 1030 км², является старой административной единицей на хорошо освоенных землях Курской области, входящей в Центрально-Черноземный регион России. Эта зона важна тем, что с начала XIX в. служит бессменной главной житницей страны. Составляя лишь 1% территории и 5.3% населения России, Черноземье сейчас производит более 15% всей сельхозпродукции РФ (Росстат, <https://rosstat.gov.ru/statistic>). Именно наличие преобладающих здесь черноземов (в основном, *Нарпич Чернозем*) накладывается на типичный в этом отношении Льговский район консервативные особенности территориальной структуры, которая мало меняется во времени. С небольшими изменениями границ исследуемый район известен начиная с конца XVIII в. (<https://kursk.ru/region/history/>) и уже более 200 лет остается преимущественно аграрным [6]. Основным направлением местного хозяйства является пашенное земледелие, в советский период к нему добавилось и промышленное производство, в частности сахарный завод [3] на основе местного выращивания свеклы. В постсоветский период здесь происходили процессы снижения плотности сельского населения [6] при одновременном сокращении сахарного производства. Отток сельского населения, по-видимому, связан не только с общими демографическими проблемами и урбанизацией, но и с технологическим прогрессом в сельском хозяйстве, что способствует снижению потребности в человеческих ресурсах. Пашни занимают здесь половину площади; среди доступных для распашки земель нераспаханными остаются только некоторые пойменные участки, наиболее выраженные склоны сухих балок и защитные леса. Селитебные площади и промышленные зоны занимают сейчас 10.8%, дороги – 0.1%.

Особое положение в территориальной структуре района занимает ресурсно- и энергоемкое сахарное производство, поскольку его неотъемлемой частью являются поля фильтрации, представляющие собой сеть прямоугольных углублений в почве (карт), окруженных валами, куда сливается дефека (фильтрационный осадок) с неочищенными сточными водами [3]. Площадь



Рис. 1. Географическое положение изучаемого района (на врезке) и ключевые элементы местного ландшафта (Google Earth, снимок Landsat 31.08.2018): 1 – пашни, 2 – водохранилище, 3 – поля фильтрации сахарного завода в окрестностях г. Льгов, 4 – селитебная территория, 5 – широколиственный лес. Обводненные карты полей фильтрации – темно-синие и ярко-зеленые оттенки; дренированные карты, зарастающие растительностью – темно-зеленые оттенки.

этой сети действующего Льговского завода составляла в разные годы от 70 до 120 га, в настоящее время поля фильтрации всех форм использования занимают 175 га. Общее техногенное воздействие в данном случае определяется как токсичностью самих отходов, так и площадью отчуждаемых плодородных земель. Неиспользуемые поля фильтрации могут самовосстанавливаться, их также рекультивируют или вторично используют под огороды. При этом сама закрытая форма полей, периодическое обводнение и физико-химические особенности слагающих их почв формируют особые условия существования почвенной биоты [3]. Все это делает их специфическими объектами особого антропогенного ландшафта, который представляет интерес для изучения баланса парниковых газов.

Несмотря на высокую степень аграрной освоенности, на территории района сохранились природные экосистемы, такие как остаточные массивы широколиственных лесов (10%), пойменные и балочные участки лесостепей (14.7%), а также реки, озера и старицы (2%).

Такое разнообразие биотопов на территории Льговского района и одновременно типичность его территориальной структуры для Черноземья делают его привлекательным объектом моделирования.

МЕТОДЫ И ДОПУЩЕНИЯ

Методы восстановления баланса CO_2 включали полевые измерения его потоков, методы имитационного моделирования, расчеты по официальным данным административной статистики и метеоданным, а также сведения из научной литературы. Измерения потоков закрытым камерным методом были использованы для оценки валового дыхания почвы (сумма корневого и микробного дыхания почвы, включая почвенную подстилку) в лесах, на степных участках и залежах разного возраста, для оценки обмена на поверхности водных объектов и на поверхности льда и снега зимой, на поверхности свалок, компостных хранилищ, на пастбищах и сенокосах, а также на полях фильтрации сахарного завода. Измерения проводили во все сезоны года инфракрасными CO_2 -анализаторами по многолетней отработанной методике [21]. Использовали как затемненные, так и прозрачные камеры цилиндрической или кубической формы, разной площади (от 100 до 1600 cm^2) и объема (от 1 до 64 л), при разной экспозиции (от 1 до 60 мин), в зависимости от характера объектов и величины потоков. Дополнительно использовали автоматическую камеру (LiCor, Небраска, США) для детальных суточных оценок, а для водных объектов – специальные плавающие на поверхности

камеры (площадью 0.16 м²) при экспозициях от 10 до 30 мин. В качестве полевых анализаторов CO₂ применяли приборы на основе датчиков AZ (AZ Instruments, Тайвань, описание см. [21]; а также LiCor-8100A (Небраска, США).

Для полевого определения концентраций и потоков метана применяли лазерный газоанализатор Picarro G4301 (Калифорния, США). Для лабораторного анализа проб воздуха на содержание CO₂ и CH₄ при более длительной экспозиции в камерах использовали газовый хроматограф “Кристалл 5000.2” (ЗАО “Хроматэк”, г. Йошкар-Ола, Россия) с пламенно-ионизационным детектором. Нетто-баланс метана между почвой и атмосферой оценивали во всех упомянутых биотопах в тех же камерах, в которых оценивали почвенную эмиссию CO₂. Измерения метана также проводились во все сезоны года. Оценку почвенной эмиссии CO₂ и нетто-баланса CH₄ в исследуемых биотопах проводили на основе полевых измерений с интегрированием за год по методу трапеции.

Общий массив единичных полевых измерений, проводившихся в 2020–2022 гг., с учетом повторностей составил 5675 замеров потоков CO₂ и 338 замеров потоков CH₄. На хроматографе проанализированы 154 пробы воздуха на содержание обоих газов. При полевых измерениях газовых потоков дополнительно фиксировали атмосферное давление, температуру воздуха в камерах, объемную влажность и температуру почвы в слое 0–10 см. Расчет потоков проводили с помощью классического уравнения Клапейрона–Менделеева по разности концентраций газов, площади и объему измерительной системы, температуре воздуха и атмосферному давлению.

Измерения эмиссии CO₂ из почвы с помощью закрытых камер использовали при восстановлении годового нетто-баланса на залежах разного возраста, степных участках и полях фильтрации при наличии в последнем случае растительности. Для таких экосистем применяли балансовый метод оценки годового обмена углерода по разнице между чистой первичной продукцией и микробным дыханием, обычно применяемый при широких площадных оценках [24]. Чистую первичную продукцию разделяли для надземной и подземной частей оценивали по рекомендованным для степных экосистем регрессионным уравнениям для максимальных сезонных запасов живой и мертвой фитомассы [11]. Данные по запасам надземной и подземной фитомассы были получены ранее для всех стадий самовосстановления степных сообществ [21]. Дополнительно в 2020–2021 гг. провели аналогичные оценки на зарастающих участках полей фильтрации. Для расчета доли микробного дыхания в общем дыхании почвы применяли известный лабораторный метод субстрат-индуцированного дыхания, часто использу-

емый для травяных сообществ на черноземах [34]. При недостатке собственных данных использовали усредненное для луговых и травяных сообществ значение доли микробного дыхания в почве, равное 55% [24].

Имитационное моделирование использовали при восстановлении нетто-баланса CO₂ для различных видов сельскохозяйственных культур на пашнях района в 2020 г. Площади посевов по видам культур оценивали на основе данных статистики, полученных в администрации Льговского района. Для расчетов применяли широко известную модель DNDC [17, 25], ранее хорошо зарекомендовавшую себя при оценке нетто-баланса углерода основных культур, выращиваемых в черноземной зоне [32]. Для верификации модели использовали оригинальные данные по дыханию почвы под разными культурами. Заметим, что в модели DNDC затраты топлива при обработке полей не учитываются, и поэтому в настоящей обобщающей модели они входят в категорию общей эмиссии от техники и транспорта, работающего на ископаемом топливе.

Для оценки нетто-баланса CO₂ в лесах, защитных лесополосах и лесопарках применяли имитационную модель CBM-CFS3 [23], параметризованную в настоящем случае для лесостепной подзоны европейской территории России по данным лесоустройства Льговского района и местным климатическим условиям (рассчитано В.И. Грабовским). Эмиссию CO₂ в селитебных зонах оценивали по наиболее релевантным литературным данным, полученным для аналогичных урбанизированных территорий г. Курска [29], а также на основе собственных измерений в избранных поселениях.

Для площадных оценок использовали как космические снимки из открытых источников (Landsat, Google Earth), так и съемку с помощью БПЛА. Наличие компостных хранилищ, а также свалок определяли с помощью прямых учетов в населенных пунктах, а также с помощью космических снимков.

Помимо территориальных экосистем и выделов, обладающих определенной площадью (табл. 1), оценивали эмиссию CH₄ и CO₂ от животноводства, а также эмиссию CO₂ от сжигания топлива ТЭЦ, транспортом, сельхозтехникой и от дыхания людей.

Эмиссии CO₂ от местной промышленности, ТЭЦ, коммунальных служб, автомобильного и железнодорожного транспорта рассчитывали на основе данных Росстата (<https://rosstat.gov.ru/statistic>), статистических данных, полученных в районной администрации Льговского района, а также на основе рекомендованных пересчетных коэффициентов [7, 8]. Эмиссию CO₂ от сжигания топлива сельскохозяйственной техникой на по-

Таблица 1. Природные и антропогенные экосистемы, объекты и их площади, участвующие в расчетах общего углеродного бюджета Льговского района Курской области

Категория	Площадь, га	Доля от площади района, %
Селитебная территория и промышленные объекты	11179.2	10.8
Дороги	100.2	0.1
Реки	279.4	0.3
Озера, водохранилища, пруды, обводненные старицы	4620	4.5
Компостные ямы и отвалы, свалки	25	0.024
Пашни и огороды	51985	50.5
Сады, сенокосы, пастбища и многолетние культуры	8000	7.8
Многолетние залежи и лесостепи	2800	2.7
Заросшие балки и овраги	7000	6.8
Леса, лесозащитные полосы, парки	11400.1	11.1
Поймы водных объектов	5390	5.2
Поля фильтрации осушенные	135.1	0.13
Поля фильтрации обводненные	40	0.039
Район в целом	102954	100

лях рассчитывали на основе рекомендованных норм расхода топлива при различных операциях подготовки, ухода и сбора урожая для различных культур и рекомендованных коэффициентов для перевода расхода топлива в эмиссию [4, 8–10]. Оценку валового дыхания населения проводили на основе административных данных о численности жителей, исходя из усредненной оценки 1 кг CO₂ чел.⁻¹ сут⁻¹ [5].

Для оценки эмиссий CH₄ и CO₂ от животноводства применяли углеродный калькулятор Cool Farm Tool (<https://app.coolfarmentool.org/>).

Эмиссии с запечатанных территорий (здания, дороги с твердым покрытием) принимали равными нулю.

Для пересчета выбросов метана в CO₂-эквивалент применяли коэффициент 25, соответствующий 100-летнему потенциалу глобального потепления, на основе рекомендаций [36], хотя в последнее время этот показатель считается недооцененным и по обновленным оценкам составляет 28 [19]. Этот коэффициент отражает существенно большую поглощающую способность молекул метана в отношении инфракрасного излучения и большее время их жизни в атмосфере по сравнению с CO₂.

Необходимые для восстановления годового баланса CO₂ метеоданные получали по метеостанции г. Курска (ВНИИГМИ-МЦД <http://aisori-m.meteo.ru/waisori/index.xhtml?idata=8>). Базовым для комплексного моделирования послужил

2020 г., поскольку по нему было получено наибольшее количество данных по всем источникам.

Статистическую обработку данных проводили в пакете IBM SPSS Statistics v.27.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Нетто-баланс CO₂ и его составляющие. Все выделенные в ходе расчетов экосистемы и компоненты общего бюджета CO₂ Льговского района, а также их площади (в случаях, когда это понятие применимо) приведены в табл. 1. На рис. 2 представлена рассчитанная по комплексной модели структура бюджета CO₂ рассматриваемого района. В его энергосистеме значительную часть потребностей в электроэнергии покрывает Курская атомная станция, что существенно сокращает углеродный след как отдельного жителя, так и промышленных производств. Еще одной причиной незначительного вклада промышленности является ликвидация и закрытие многих нерентабельных заводов и предприятий района за последний период. Поэтому среди нетто-источников CO₂ наибольшим по вкладу ожидаемо оказался транспорт на ископаемом топливе, включая работу сельхозтехники на полях, что определяет 22.3% общего бюджета этого газа. Селитебные территории оказались на втором месте среди источников (9.9%). Вклад наименее значительных по площади нетто-источников CO₂, к которым относятся открытые компостные хранилища (4.1% общего бюд-

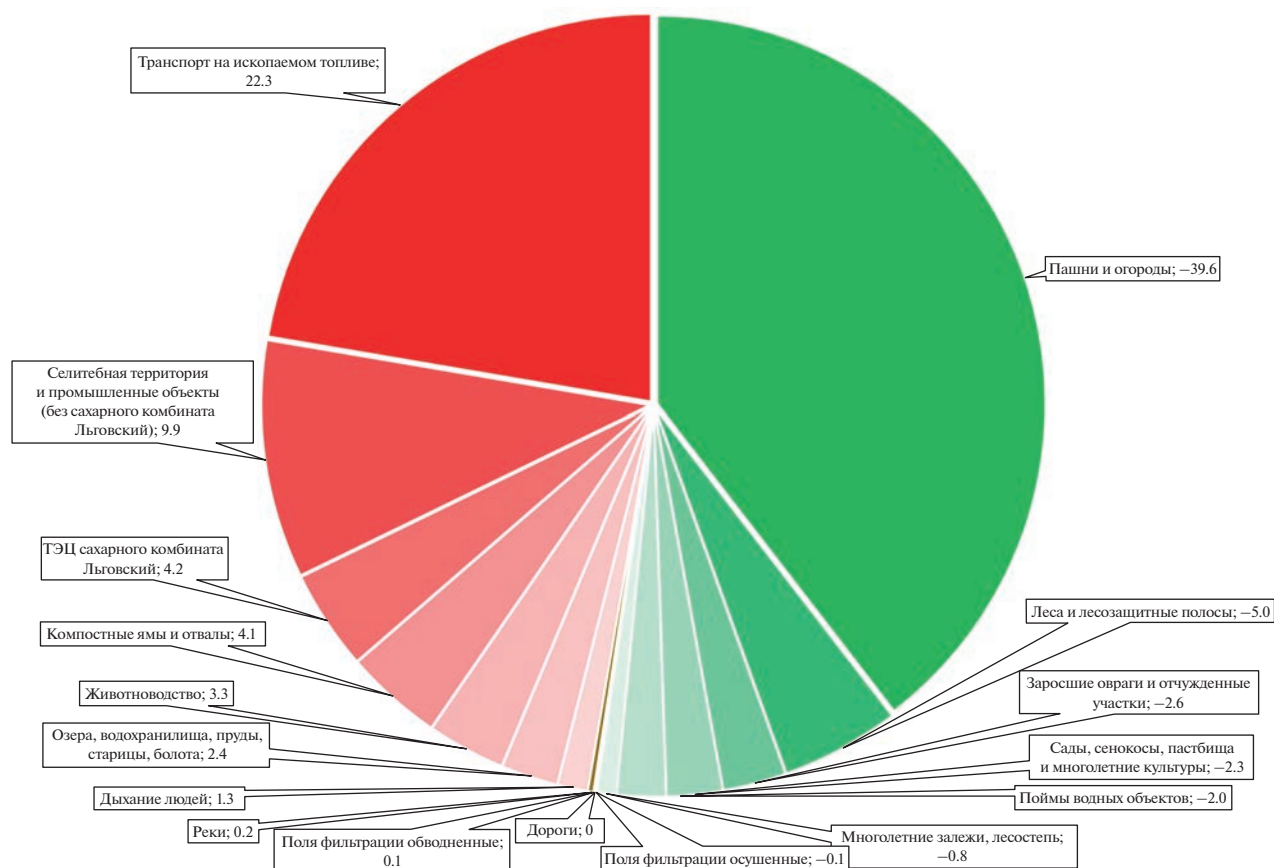


Рис. 2. Структура годового бюджета CO₂ на территории Льговского района в 2020 г. Общий баланс составляет -6.4 г С (CO₂) м⁻² год⁻¹. Зелеными оттенками обозначены стоки CO₂ из атмосферы, красным — источники. Плотность цвета и размер сектора отражают степень вклада данной категории (экосистемы или объекта) в общий бюджет. Отрицательные величины обозначают сток углерода из атмосферы, положительные — источник в атмосферу.

жета), тем не менее разделил третью позицию с общими выбросами ТЭЦ сахарного комбината (4.2%), что связано с обнаруженными здесь наиболее высокими удельными потоками CO₂ среди всех рассмотренных объектов и биотопов.

Среди нетто-стоков CO₂ на территории района решающий вклад в общий бюджет углерода вносят пашни (39.6%, без учета отчуждения урожая). Естественные лесные и травяные экосистемы, хотя и являются нетто-стоками углерода, благодаря своим сравнительно небольшим площадям, демонстрируют незначительное участие (5 и 2% соответственно). В целом, нетто-баланс CO₂ на территории моделируемого района с учетом всех антропогенных и природных источников представляет собой слабый сток из атмосферы: -6.4 г С м⁻² год⁻¹, что следует рассматривать, как состояние баланса, близкое к нейтральному.

Если сравнить суммарные вклады антропогенных и природных составляющих баланса CO₂ на территории Льговского района, то преобладаю-

щими оказываются антропогенные (89.4%), среди которых доминируют пашни. Причем, если в большинстве случаев антропогенные слагаемые являются нетто-источниками CO₂, а природные — нетто-стоками, то пашни представляют исключение из этого правила. Это соответствует территориальной представленности антропогенных экосистем (85%), по сравнению с природными. В целом для различных слагаемых баланса CO₂ характерна высокая положительная корреляция между их площадью и степенью участия в общем балансе (рис. 3а). Такой результат говорит о том, что различие в их вкладах больше определяется занимаемой площадью, чем мощностью удельных потоков.

Нетто-баланс CH₄ и его составляющие. В отличие от результатов, полученных при расчетах бюджета CO₂, все оценки потоков метана основывались на данных собственных полевых измерений в течение года или выполнялись с помощью С-калькуляторов, применяемых для животноводства. Как видно на рис. 3б, при сравнении

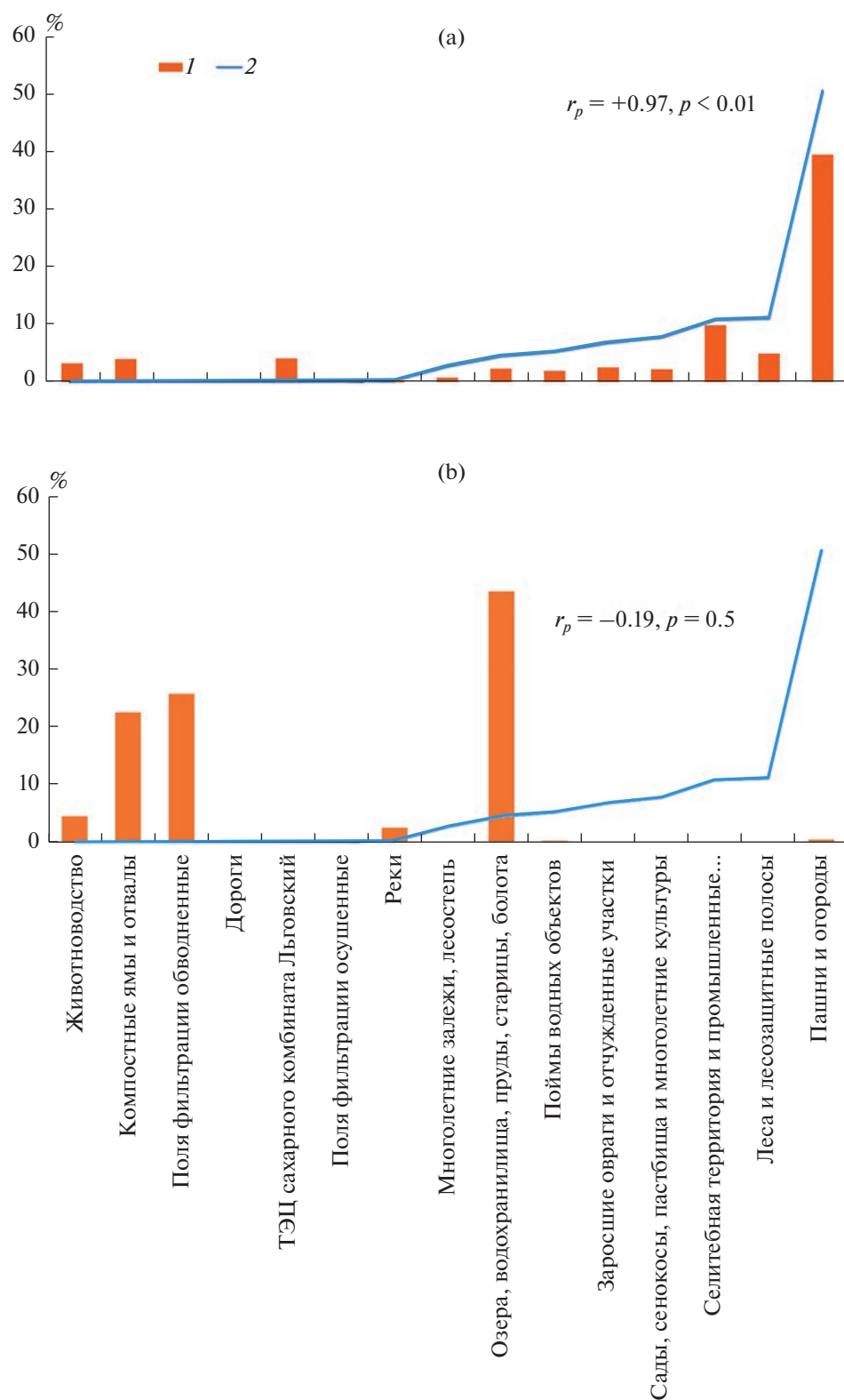


Рис. 3. Связь между долевым участием различных категорий территориальных выделов и объектов в нетто-балансе (1) CO_2 (a) и нетто-балансе CH_4 (b) по сравнению с их площадью представленностью (2) в Львовском районе. Выделы ранжированы по возрастанию площади. r_p — коэффициент корреляции Пирсона.

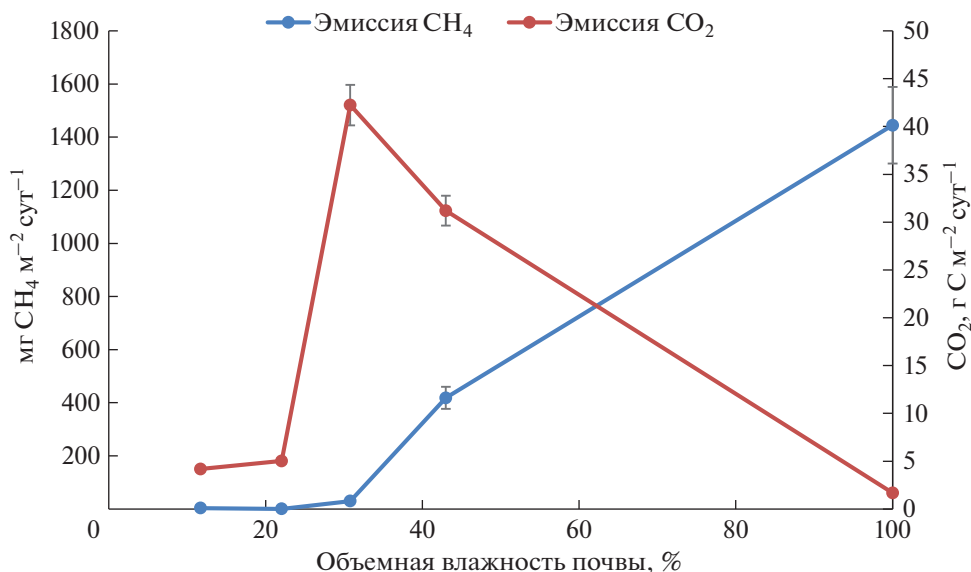


Рис. 4. Зависимость эмиссии CO₂ и CH₄ от объемной влажности почвы в слое 0–8 см (поля фильтрации сахарного завода г. Льгов, Курская область, 2019–2020 гг.). Приведены средние величины эмиссии газов за бесснежный сезон и их стандартные ошибки.

вкладов различных слагаемых бюджета CH₄ существенным отличием от бюджета CO₂ является отсутствие корреляционной связи между относительными площадями выделенных источников и степенью их участия в балансе CH₄ ($r_p = -0.19, p = 0.5$). Из этого следует, что для общего бюджета этого газа важнее удельная мощность конкретных источников, а не их площадь. Например, самые значительные по площади биотопы, такие как пашни, не являются сколько-нибудь значимыми составляющими общего баланса CH₄ за год, поскольку удельные величины потоков этого газа здесь крайне малы. Кроме того, на преимущественно автоморфных почвах пашен летние и зимние потоки метана обычно направлены противоположно. Так, по нашим данным, за вегетационный сезон пашни в среднем поглощают -0.0008 г CH₄ м⁻² сут⁻¹, а в зимний период они служат нетто-источниками $+0.0012$ г CH₄ м⁻² сут⁻¹, что делает их годовой баланс близким к нулевому.

И наоборот, наиболее мощными среди выделенных источников метана являются точечные, т.е. небольшие по площади объекты. Например, это обводненные поля фильтрации и открытые компостные хранилища. Максимальные зафиксированные величины эмиссии CH₄ составляют в этих биотопах $+44.9$ и $+62.8$ г CH₄ м⁻² сут⁻¹ соответственно, что на несколько порядков превышает ландшафтный фон. На полях фильтрации главным фактором баланса ПГ является не стадия их самозаращения или температура почвы, а ее влажность. Максимум эмиссии CO₂ отмечается при объемной влажности около 30%, что связано

с общей реакцией аэробных бактерий, тогда как с превышением этого же уровня влажности эмиссия CH₄, производимого анаэробными археями, начинает линейно расти, достигая максимума на открытой поверхности непроточных водоемов, а среди них — на обводненных картах полей фильтрации (рис. 4). Тем не менее лидером по относительному вкладу среди различных категорий источников метана являются водохранилища и пруды, что связано с их существенно большей площадью при высоких показателях удельной эмиссии (максимум в летний период: $+0.5$ г CH₄ м⁻² сут⁻¹).

Среди составляющих территориального баланса CH₄ по вкладу в его бюджет резко преобладают антропогенные биотопы и объекты по сравнению с природными ($97 > 3\%$), что существенно превосходит аналогичное соотношение для CO₂, полученное выше.

Общий нетто-баланс С-содержащих парниковых газов. Согласно проведенным расчетам по обобщенной территориальной модели, вся площадь района в настоящее время представляет собой слабый сток CO₂, равный -6.4 г С–CO₂ м⁻² год⁻¹ (рис. 2). Однако в этом случае не учитывается влияние CH₄ — второго по значимости газа для современных изменений климата. Для оценки общего влияния двух рассматриваемых газов величины потоков метана должны быть переведены в CO₂-эквивалент. После пересчета можно оценить общий нетто-баланс двух основных биогенных С-содержащих ПГ для рассматриваемой территории. CO₂-составляющая общего бюджета района оказалась пренебрежимо малой (-6.4 г С–CO₂ м⁻² год⁻¹) по срав-

нению с годовой эмиссией CH_4 , выраженной в CO_2 -эквиваленте ($+95 \text{ г С} - \text{CO}_2\text{-экв. м}^{-2} \text{ год}^{-1}$). В результате общий бюджет ПГ на территории района в 2020 г. был источником для атмосферы величиной $+88.6 \text{ г С} - \text{CO}_2 \text{ экв. м}^{-2} \text{ год}^{-1}$.

ОБСУЖДЕНИЕ

Прежде всего следует рассмотреть концептуальный вопрос, крайне важный при оценках CO_2 -баланса однолетних культур. Он касается вклада в рассчитываемый баланс изъятия продукции. Если рассматривать участок агроландшафта с культурой с точки зрения газообмена на верхней границе растительности, то данные, полученные с помощью наблюдений методом турбулентных пульсаций, в норме демонстрируют значительный сток углерода за год. Например, для озимой пшеницы он составляет $-270 \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ [30], что существенно больше, чем в климаксных широколиственных лесах на рассматриваемой территории ($-70 \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$, по оценке с помощью модели CBM-CFS3). Ежегодное изъятие надземной фитомассы с урожаем является почти невосполнимой потерей для такой агроэкосистемы, поскольку углерод может возвращаться только при самовосстановлении на залежах или с органическими удобрениями. Но на это требуется гораздо большее времени, чем год, кроме того, залежи в настоящей территориальной модели учитываются отдельно, а органические удобрения на черноземах, как правило, не вносятся. Помимо этого, почти весь урожай идет на экспорт за пределы рассматриваемого района.

Если следовать руководящим принципам Межправительственной группы экспертов по изменению климата [18], итоговый баланс на данной территории, т.е. поток углерода в атмосферу или из нее, должен быть равен изменениям в основных резервуарах углерода. В нашем случае можно ориентироваться на запасы углерода в почвах пашен: если они снижаются, то следует говорить об С-источнике, и наоборот. Расчеты с помощью имитационных моделей RothC и DNDC, примененные для пахотных земель Курской области, подтверждают, что за период 1990–2018 гг. они теряли углерод [33], что говорит о наличии здесь С-источника. Поэтому с концептуальной точки зрения правильнее вычитать из общего баланса массу углерода, накопленного в изымаемой части продукции сельскохозяйственных культур. Учет этого изъятия в приведенной в качестве примера работе по озимой пшенице дает в итоге нетто-источник $201\text{--}246 \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ [30], т.е. это меняет знак углеродного баланса на противоположный по отношению к атмосфере, при близкой абсолютной величине потоков углерода.

То, что вся площадь района в настоящее время представляет собой слабый сток CO_2 , равный $-6.4 \text{ г С} - \text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ год}^{-1}$, с динамической точки зрения следует расценивать как нейтральный углеродный баланс, поскольку, как показывают расчеты по настоящей территориальной модели, даже небольшие наблюдаемые межгодовые изменения погодных условий могут приводить к колебаниям С-баланса около равновесного положения. Для сравнения, по нашим оценкам, лесные и степные экосистемы на той же территории функционируют как нетто-стоки в пределах $70\text{--}150 \text{ г С} - \text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ год}^{-1}$. Однако, если учесть отчуждение урожая, то благодаря преобладающей площади пашен в итоге получим, что район представляет собой заметный источник CO_2 для атмосферы ($+99.7 \text{ г С} - \text{CO}_2 \text{ м}^{-2} \text{ год}^{-1}$).

Таким образом, именно способ учета CO_2 -баланса активных пашен в изучаемом ландшафте определяет баланс CO_2 в масштабе рассматриваемого административного района. Сама по себе замена естественных местных сообществ на агроэкосистемы приводит в Черноземной зоне к усилению нетто-стока углерода, что обязано более высокой первичной продуктивности сельскохозяйственных культур, однако ежегодное изъятие их урожая меняет эту картину на противоположную.

Важным результатом, полученным в работе, следует считать определяющую роль локальных источников метана, в частности, обводненных карт полей фильтрации сахарного завода. Можно утверждать, что это новый местный источник ПГ, значение которого для С-баланса ранее не было отмечено в литературе. Максимальные зафиксированные величины эмиссии CH_4 составляют здесь в летний период $+44.9 \text{ г С м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$, что по абсолютной величине даже превышает любые известные в этом ландшафте стационарные источники CO_2 , и на пять порядков превышают фоновые ландшафтные величины потоков на черноземах [16]. Такие мощные потоки, вероятно связаны с благоприятным условиям развития архей-метаногенов: водной среде, непроточной аккумуляции биогенных веществ, поступающих со сточными водами и дефекатом, а также более высоким температурам почвы в осенне-зимний период (на 2°C), по сравнению с зональными почвами. Содержание органического вещества и отдельных биогенов здесь также высокое ($\text{C} = 2.42\text{--}3.57\%$; $\text{C/N} = 10$).

Эти объекты при незначительной в масштабах района площади (40 га, или 0.04%) хотя и не являются наибольшими источниками CH_4 в пересчете на единицу площади, тем не менее оказываются достаточно мощными, чтобы изменить баланс С-содержащих ПГ в масштабах административ-

ного района. Этот результат указывает на простой и быстрый практический способ приближения хозяйства района к состоянию углеродной нейтральности, для чего достаточно осушить обводненные карты, поскольку главным фактором эмиссии CH_4 на полях фильтрации является ее влажность (рис. 4).

Среди наиболее существенных по территориальному вкладу местных источников CH_4 также выделяются открытые компостные хранилища (22.5% от общей эмиссии), широко распространенные в аграрных хозяйствах. Несмотря на то, что по сравнению с обводненными полями фильтрации эти объекты на территории района занимают еще меньшую площадь (0.024%), их высокий относительный вклад обеспечивается наибольшей среди всех исследованных местных объектов и экосистем удельной эмиссией метана ($+62.8 \text{ г } \text{CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$). В качестве меры, снижающей эту эмиссию при хранении, можно рекомендовать уменьшение мощности насыпного слоя и сокращение сроков самого хранения. Как показывают прямые измерения газообмена на поверхности таких хранилищ, уменьшение слоя с 2 до 0.3 м сокращает эмиссию в 2–3 раза. При этом зимнее хранение компоста существенно увеличивает величину годовой эмиссии, поскольку в его мощном слое под снегом продолжают сохраняться оптимальные для метаногенов температура и влажность.

Однако наиболее значимым среди источников CH_4 на территории района является поверхность лентических (нетекучих) водных объектов (43.5% от всей эмиссии), среди которых преобладают водохранилища, а также старицы и пожарные пруды. Очевидно, что этот источник не может столь же просто регулироваться человеком. Хотя эмиссия метана с поверхности водохранилищ в Черноземной зоне оценивалась и ранее [2], территориальный вклад в С-баланс в масштабе района ранее не рассчитывался, и такой результат следует отнести к неожиданным. Для сравнения, по данным, полученным на черноземах Ростовской области [1], поток метана для рек и озер в летний период в среднем составляет от 11.4 до $127.5 \text{ мг } \text{CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$. Наши аналогичные данные позволяют говорить о максимальных (летних) значениях, равных $400\text{--}500 \text{ мг } \text{CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$, что соответствует результатам, как для южно-таежных озер и прудов в Западной Сибири, где медианное значение для лета составляло $570 \text{ мг } \text{CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$ [28], так и максимальным значениям эмиссии для рек этого региона ($230\text{--}560 \text{ мг } \text{CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$) при затоплении ими пойм [35]. Кроме того, использовали полевые данные за все сезоны года, включая зимние и весенние измерения, что позволило уточнить годовые оценки, которые оказались су-

щественно выше, чем можно было предполагать: около $60 \text{ г } \text{CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ год}^{-1}$, тогда как усредненные для Курской области аналитические оценки не превышают $25 \text{ г } \text{CH}_4 \text{ м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ (расчет выполнен по данным [2]). Сами авторы этого обобщения для водохранилищ России отмечают острую нехватку полевых измерений, что снижает доверие к подобным результатам. Кроме того, полученное различие может быть связано с прогрессирующим потеплением климата в этой зоне [33], а также с особенностями местных объектов.

Общий баланс двух С-содержащих парниковых газов исследуемого района говорит о том, что он является нетто-источником величиной $+88.6 \text{ г } \text{C}\text{--}\text{CO}_2 \text{ экв. м}^{-2} \text{ год}^{-1}$, что более чем наполовину определяется антропогенными составляющими. В частности, основной нетто-сток зависит от широко распространенных здесь пашен, а главными нетто-источниками являются обводненные поля фильтрации, компостные отвалы, водохранилища, а также сельскохозяйственная техника и транспорт на ископаемом топливе. В действительности даже экосистемы, которые условно считаются природными, по сути являются природно-антропогенными, поскольку находятся под непосредственным и сильным местным влиянием человека. Это касается, например, остаточных лесостепных участков, исторически представляющих собой залежи разного возраста на малопригодных для распашки участках, которые активно используются для выпаса скота и сенокосения, а пруды, озера и леса получают регулярную вещественно-энергетическую дотацию в результате водно-воздушной эрозии с пашен, расположенных на положительных элементах рельефа.

Несмотря на большое количество публикаций на эту тему, провести адекватное сравнение с аналогичными территориальными оценками С-бюджета очень сложно, поскольку все объекты, даже в аграрно-освоенной зоне, существенно отличаются друг от друга как по территориальной структуре, так и по методам расчета. В настоящем случае рассматривается стабильный территориальный объект, мало меняющий свою структуру во времени, что определяется его географическим положением на плодородных черноземах и связанной с этим долговременной аграрной специализацией. Среди потенциальных независимых факторов, способных изменить сложившийся местный углеродный баланс, можно выделить только изменения климата, ежегодно меняющийся состав культур, долю парующих и залежных земель, развитие животноводства и другие источники CH_4 . Все эти факторы имеют разные характерные времена воздействия, но только регулирование через источники CH_4 способно быстро изменить ситуацию.

Тем не менее можно оценить, насколько существенной является полученная величина итогового источника в CO_2 -экв. ($+88.6 \text{ г С} - \text{CO}_2 \text{ экв. м}^{-2} \text{ год}^{-1}$): во-первых, по сравнению с местными природно-антропогенными ландшафтами, способными к поглощению CO_2 , а во-вторых, с оценками нетто-баланса обоих газов для России в целом. Местные экосистемы, обладающие широким распространением в Курской области и выступающие нетто-стоком CO_2 (по усредненным оценкам, широколиственные леса -70 , степи -150 , пашни $-300 \text{ г С} - \text{CO}_2 \text{ экв. м}^{-2} \text{ год}^{-1}$), сравнимы с полученным источником по удельному показателю. Во-втором случае, среди немногочисленных обобщающих оценок общего С-баланса по двум газам на территории России, наиболее достоверными являются расчеты работы [14], которые включают все основные природные и антропогенные компоненты. Так, по оценке авторов, максимальное значение национального стока углерода равно $-166.4 \text{ Тг С} - \text{CO}_2 \text{ экв. год}^{-1}$ или $-9.7 \text{ г С} - \text{CO}_2 \text{ экв. м}^{-2} \text{ год}^{-1}$. Таким образом, полученная нами величина баланса ПГ значительна, и Льговский район может быть охарактеризован как сильный источник климатически активных газов для атмосферы.

Как уже отмечалось в методической части работы, большая часть информации, послужившей основой расчетов годового бюджета двух ПГ, была получена для 2020 г., поэтому и метеоданные, использованные в расчетных моделях, относятся к этому году. Возникает закономерный вопрос — каковы погодные особенности этого года по сравнению с многолетними данными? Иными словами, насколько типичным может считаться полученный результат для текущей климатической ситуации. Как показал анализ, 2020 г. оказался теплее и суше текущей средней многолетней нормы (1990–2019 гг.) для Курской области. Среднегодовая температура воздуха значимо превышала средние значения: 9.0°C по сравнению с нормой $7.1 \pm 0.9^\circ\text{C}$, а наибольший ее рост отмечался в январе–марте и сентябре–октябре. Сумма осадков была ниже: 531 мм по сравнению с нормой $637 \pm 104 \text{ мм}$, прежде всего, за счет недостаточного количества осадков в весенний (март–апрель) и осенний (август–октябрь) периоды. Таким образом, полученную оценку территориального бюджета углерода можно считать соответствующей условиям общего регионального тренда на потепление климата за последние 30 лет [33].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Примененный комплексный мультимодельный подход к решению задачи восстановления современного баланса С-содержащих парниковых газов для отдельного административного района Черноземной зоны продемонстрировал свою эффектив-

ность. Полученные расчетные матрицы позволяют использовать исследованный район в качестве объекта долговременного мониторинга, для апробирования различных вариантов землепользования и оценки влияния изменений окружающей среды в рассматриваемом масштабе, что облегчает принятие административных решений в рамках адаптации к изменению климата и поиску способов усиления стоков и сокращению источников климатически активных газов.

При расчетах нетто-баланса CO_2 для аграрно-освоенного района с преобладанием пахотных земель, наиболее важным оказывается решение об учете отчужденной фитомассы. Вычитание отчужденной основной и побочной продукции из общего баланса с высокой вероятностью ведет к переводу всей территории в источник CO_2 для атмосферы, тогда как ее оставление в составе валовой первичной продукции способствует оценке территории как нейтральной по балансу CO_2 или как его слабого стока.

Несмотря на слабую территориальную представленность источников CH_4 , нетто-баланс этого газа на территории исследуемого административного района оказался существенно более важным для формирования углеродного бюджета, чем баланс CO_2 . Согласно расчетам в настоящее время, Льговский район является нетто-источником ПГ, объединенный углеродный бюджет которого составляет $+88.6 \text{ г С} - \text{CO}_2 \text{ экв. м}^{-2} \text{ год}^{-1}$. Более трети совокупной эмиссии ПГ ($+24.4 \text{ г С} - \text{CO}_2 \text{ экв. м}^{-2} \text{ год}^{-1}$) приходится на обводненные поля фильтрации сахарного завода, хотя их площадная представленность не превышает 0.04% . С одной стороны, это подтверждает необходимость учета точечных, но мощных источников метана, а с другой — подталкивает оптимальный подход к снижению интенсивности эмиссии ПГ путем осушения полей фильтрации.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы крайне признательны всем, кто внес свой вклад в эту работу. Особую благодарность выражаем сотруднику ЦЭПЛ РАН, к. б. н. В.И. Грабовскому за помощь в расчетах с помощью модели CBM-CFS3.

Хроматографический анализ выполняли по госзаданию FMGE-2019-0006 (Институт географии РАН).

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при финансовой поддержке и в рамках реализации Важнейшего инновационного проекта государственного значения, направленного на создание единой национальной системы мониторинга климатически активных веществ, в соответствии с Распоряжением Правительства Российской Федерации от 2 сентября 2022 г. № 25-15р.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. ГАРЬКУША Д.Н., ФЕДОРОВ Ю.А., ТАМБИЕВА Н.С. КРУКИЕР М.Л., КАЛМАНОВИЧ И.В. Оценка эмиссии метана водными объектами Ростовской области // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Сер. Естественные науки. 2015. № 3. С. 83–89.
2. ГРЕЧУШНИКОВА М.Г., ШКОЛЬНЫЙ Д.И. Оценка эмиссии метана водохранилищами России // Водное хозяйство России. 2019. № 2. С. 58–71.
3. ЗАМОТАЕВ И.В., ГРАЧЕВА Р.Г., МИХЕЕВ П.В., КОНОПЛЯНИКОВА Ю.В. Формирование и трансформация почв в районах размещения отходов сахарной индустрии (обзор) // Почвоведение. 2022. № 8. С. 949–961. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22080159>
4. КОЛЕДА К.В., ДУДУК А.А., БРУКИШ Д.А., БОЯР Д.М., ВИТКОВСКИЙ Г.В., ЕМЕЛЬЯНОВА В.Н., ЗОЛАТАРЬ А.К. Современные технологии возделывания сельскохозяйственных культур: рекомендации. Гродно: ГГАУ, 2010. 340 с.
5. КОПЬЕВ С.Ф., КАЧАНОВ Н.Ф. Основы теплогазоснабжения и вентиляции. М.: Стройиздат, 1964. 228 с.
6. ЛЮРИ Д.И., ГОРЯЧКИН С.В., КАРАВАЕВА Н.А., ДЕНИСЕНКО Е.А., НЕФЕДОВА Т.Г. Динамика сельскохозяйственных земель России в XX веке и постагрогенное восстановление растительности и почв. М.: ГЕОС, 2010. 416 с.
7. Методические указания и руководство по количественному определению объема выбросов парниковых газов организациями, осуществляющими хозяйственную и иную деятельность на территории Российской Федерации, утвержденные приказом Минприроды России от 30.06.2015. № 300. <https://docs.cntd.ru/document/420287801> (дата обращения 11.01.2023 г.).
8. Распоряжение Минтранса России от 14.03.2008 № АМ-23-р (ред. от 30.09.2021) “О введении в действие методических рекомендаций “Нормы расхода топлив и смазочных материалов на автомобильном транспорте”. http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_76009/ (дата обращения 11.01.2023 г.).
9. Типовые нормы выработки и расхода топлива на сельскохозяйственные механизированные работы. Ч. I. http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_103596/ (дата обращения 11.01.2023 г.).
10. Типовые нормы выработки и расхода топлива на сельскохозяйственные механизированные работы. Ч. II. http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_136074/ (дата обращения 11.01.2023 г.).
11. ТИТЛЯНОВА А.А., ШИБАРЕВА С.В. Продуктивность травяных экосистем: справочник. М.: Изд-во МБА, 2020. 100 с.
12. Aragão L., Poulter B., Barlow J.B., Anderson L.O., Malhi Y., Saatchi S., Phillips O.L., Gloor E. Environmental change and the carbon balance of Amazonian forests // Biological Reviews. 2014. V. 89. P. 913–931. <https://doi.org/10.1111/brv.12088>
13. Bezyk Y., Sówka I., Górka M. Assessment of urban CO₂ budget: anthropogenic and biogenic inputs // Urban Climate. 2021. V. 39. P. 100949. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100949>
14. Dolman J., Shvidenko A., Schepaschenko D., Ciais P., Tchebakova N., Chen T., van der Molen M.K., Beileli Marchesini L., Maximov T.C., Maksyutov S., Schulze E.-D. An estimate of the terrestrial carbon budget of Russia using inventory-based, eddy covariance and inversion methods // Biogeosciences. 2012. V. 9. P. 5323–5340. <https://doi.org/10.5194/bg-9-5323-2012>
15. Friedlingstein P., Jones M.W., O'Sullivan M., Andrew R.M., Bakker D.C.E., Hauck J., Le Quéré C. et al. Global Carbon Budget 2021 // Earth System Science Data. 2022. V. 14. P. 1917–2005. <https://doi.org/10.5194/essd-14-1917-2022>
16. Gar'kusha D.N., Fedorov Y.A., Tambieva N.S. Emission of methane from the soils of Rostov oblast // Arid Ecosystems. 2011. V. 1. P. 223–229. <https://doi.org/10.1134/S2079096111040056>
17. Gilhespy S.L., Anthony S., Cardenas L., Chadwick D., del Prado A., Li C., Misselbrook T., Rees R.M. et al. First 20 years of DNDC (DeNitrification DeComposition): Model evolution // Ecological modelling. 2014. V. 292. P. 51–62. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.09.004>
18. IPCC 2006: Annex 2. Summary of equations. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme / Eds. Eggleston H.S. et al. Japan: IGES, 2006. 34 p.
19. IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / Eds. Pachauri R.K., Meyer L.A. Geneva: IPCC, 2014. 151 p.
20. Karelin D., Goryachkin S., Zazovskaya E., Shishkov V., Pochikalov A., Dolgikh A., Sirin A. et al. 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. 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00290>
21. Karelin D.V., Lyuri D.I., Goryachkin S.V., Lunin V.N., Kudikov A.V. Changes in the carbon dioxide emission from soils in the course of postagrogenic succession in the chernozems forest-steppe // Eurasian Soil Science. 2015. V. 48. P. 1229–1241. <https://doi.org/10.1134/S1064229315110095>
22. Karelin D.V., Zamolodchikov D.G., Shilkin A.V., Popov S.Yu., Kumanyaev A.S., Lopes de Gerenyu V.O., Tel'nova N.O., Gitarskiy M.L. The effect of tree mortality on CO₂ flux-

- es in an old-growth spruce forest // *Eur. J. Forest Res.* 2021. V. 140. P. 287–305.
<https://doi.org/10.1007/s10342-020-01330-3>
23. Kull S., Kurz W.A., Rampley G., Banfield G.E., Schivatcheva R.K., Apps M.J. Operational-scale Carbon Budget Model of The Canadian Forest Sector (CBM-CFS3) Version 1.0: User's Guide. Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre, 2007. 319 p.
 24. Kurganova I.N., Lopes de Gerenyu V.O., Kudeyarov V.N., Zhiengaliyev A.T. Carbon budgets in the steppe ecosystems of Russia // *Doklady Earth Sciences*. 2019. V. 485. P. 450–452.
<https://doi.org/10.1134/S1028334X19040238>
 25. Li C., Frolking S., Frolking T.A. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. Model structure and sensitivity // *J. Geophys. Res.* 1992. V. 97. P. D9. P. 9759–9776.
 26. Lloyd J., Kolle O., Fritsch H., de Freitas S.R., Silva Dias M.A.F., Artaxo P., Nobre A.D. et al. An airborne regional carbon balance for Central Amazonia // *Bio-geosciences*. 2007. V. 4. P. 759–768.
<https://doi.org/10.5194/bg-4-759-2007>
 27. Luyssaert S., Inglima I., Jung M., Richardson A.D., Reichstein M., Papale D., Piao S.L. et al. CO₂ balance of boreal, temperate, and tropical forests derived from a global database // *Global Change Biology*. 2007. V. 13. P. 2509–2537.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01439.x>
 28. Sabrekov A.F., Glagolev M.V., Kleptsova I.E., Machida T., Maksyutov S.S. Methane emission from bog complexes of the west Siberian taiga // *Eurasian Soil Science*. 2013. V. 46. P. 1182–1193.
<https://doi.org/10.1134/S1064229314010098>
 29. Sarzhanov D.A., Vasenev V.I., Vasenev I.I., Sotnikov Y.L., Ryzhkov O.V., Morin T. Carbon stocks and CO₂ emissions of urban and natural soils in Central Chernozemic region of Russia // *Catena*. 2017. V. 158. P. 131–140.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.06.021>
 30. Schmidt M., Reichenau T.G., Fiener P., Schneider K. The carbon budget of a winter wheat field: An eddy covariance analysis of seasonal and inter-annual variability // *Agricultural and Forest Meteorology*. 2012. V. 165. P. 114–126.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.05.012>
 31. Schulze E.D., Ciais P., Luyssaert S., Schrumpf M., Janssens I.A., Thiruchittampalam B., Theloke J., Saurat M. et al. The European carbon balance. Part 4: Integration of carbon and other trace-gas fluxes // *Global Change Biology*. 2010. V. 16(5). P. 1451–1469.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02215.x>
 32. Sukhoveeva O.E., Karelin D.V. Application of the Denitrification-Decomposition (DNDC) model to retrospective analysis of the carbon cycle components in agro-landscapes of the central forest zone of European Russia // *Geography, Environment, Sustainability*. 2019. V. 12. P. 213–226.
<https://doi.org/10.24057/2071-9388-2018-85>
 33. Sukhoveeva O.E., Zolotukhin A.N., Karelin D.V. Climate-determined changes of organic carbon stocks in the arable chernozem of Kursk region // *Arid Ecosystems*. 2020. V. 10. P. 148–155.
<https://doi.org/10.1134/S2079096120020122>
 34. Sushko S.V., Ananyeva N.D., Ivashchenko K.V., Kudeyarov V.N. Soil CO₂ emission, microbial biomass, and basal respiration of chernozems under different land uses // *Eurasian Soil Science*. 2019. V. 52. P. 1091–1100.
<https://doi.org/10.1134/S1064229319090096>
 35. Terentjeva I.E., Sabrekov A.F., Ilyasov D., Ebrahimi A., Glagolev M.V., Maksyutov S. Highly dynamic methane emission from the west Siberian boreal floodplains // *Wetlands*. 2019. V. 39. P. 217–226.
<https://doi.org/10.1007/s13157-018-1088-4>
 36. Wright L.A., Kemp S., Williams I. 'Carbon footprinting': towards a universally accepted definition // *Carbon Management*. 2011. V. 2. P. 61–72.
<https://doi.org/10.4155/cmt.10.39>
 37. Zhang H., Wang L. Species diversity and carbon sequestration oxygen release capacity of dominant communities in the Hancang river basin, China // *Sustainability*. 2022. V. 14. P. 5405.
<https://doi.org/10.3390/su14095405>

Annual Carbon Budget of Biogenic Greenhouse Gases under Mixed Land Use: Lgov District as a Model Object of the Central Chernozem Zone, Russia

D. V. Karelin^{1,*}, O. E. Sukhoveeva¹, M. V. Glagolev², A. S. Dobryanskiy¹,
 A. F. Sabrekov³, and I. V. Zamotaev¹

¹*Institute of Geography, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017 Russia*

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

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

*e-mail: dkarelin7@gmail.com

A comprehensive study of the net carbon balance of Lgov administrative district (Kursk oblast) in the Chernozem zone of the European part of Russia is carried out. The data sources included field estimates of carbon dioxide and methane exchange between soil and atmosphere, above- and below-ground phytomass stocks, simulation models parameterized on these data, official statistical and meteorological information, and published scientific data. Watered filtration fields of waste disposal sites of sugar industry are responsible for 26% of CH₄ emissions from the territory of the district, although they occupy only 0.04% of its area. The maxi-

mum of CO₂ emission is found at volumetric soil moisture of 30%, whereas, with exceeding this value, methane emission begins to rise linearly, reaching a maximum on the open surface of water reservoirs, and among them — on watered filtration fields. Another significant local source of methane is compost storages (22%). However, water reservoirs and ponds are the largest source of CH₄ (43%). Amongst the net sources of CO₂ the combustion of fossil fuels by transport and agriculture machinery predominates (22.3%). In contrast to methane, which emission is mainly determined by powerful point sources, the input of net fluxes of CO₂ positively correlates with their area. Currently observed low rate net CO₂ flux in the district area (–6.4 g C m^{–2} per year), is decisively overlapped by local methane sources (+95 g C (CO₂-eq.) m^{–2} per year). The influence of the types of land use and methods of calculation on the C-balance of the territory in study, and a way of its transformation into a carbon-neutral state are discussed.

Keywords: Haplic Chernozem, methane, carbon dioxide, GHGs balance

УДК 579.26

ЦИАНОБАКТЕРИИ В ГИПОЛИТНЫХ ГОРИЗОНТАХ ПОЧВ ОАЗИСА ЛАРСЕМАНН, ВОСТОЧНАЯ АНТАРКТИДА

© 2023 г. Н. В. Величко^а, *, Д. Е. Рабочая^а, А. В. Долгих^б, Н. С. Мергелов^б^аСанкт-Петербургский государственный университет,
Университетская наб., 7/9, Санкт-Петербург, 199034 Россия^бИнститут географии РАН, Старомонетный пер., 29, Москва, 119017 Россия

*e-mail: n.velichko@spbu.ru

Поступила в редакцию 20.12.2022 г.

После доработки 05.04.2023 г.

Принята к публикации 06.04.2023 г.

Проведен анализ биологического разнообразия почвенных антарктических цианобактерий в гиполитных органо-аккумулятивных горизонтах оазиса Ларсеманн (Восточная Антарктида). С помощью исследования стекол обрастания методами световой и конфокальной микроскопии, а также флуоресцентной *in situ* гибридизации показано, что в верхних слоях антарктических подкаменных сообществ среди цианобактерий преобладают нитчатые формы. Для уточнения их таксономического статуса из образцов почв были выделены штаммы родов: *Nostoc*, *Halotia*, *Leptolyngbya*, *Plectolyngbya*, *Phormidesmis*, а также некоторые новые и ранее не описанные представители антарктических цианобактерий. Штаммы впервые сформированной уникальной рабочей коллекции почвенных цианобактерий были идентифицированы в соответствии с современными методами полифазной таксономии на основании анализа комплекса морфологических и молекулярно-генетических признаков. Результаты филогенетического анализа нуклеотидной последовательности гена 16S рРНК и особенности организации вторичных структур внутренних транскрибируемых спейсеров рибосомального оперона позволили выявить среди штаммов коллекции новые таксоны потенциально эндемичных цианобактерий. Высокий уровень сходства последовательностей гена 16S рРНК почвенных цианобактерий с ранее обнаруженными в водоемах оазиса Ларсеманн подтверждает их способность распространяться за пределы отдельных экологических ниш и пластично адаптироваться к контрастным природным условиям.

Ключевые слова: почвенные биопленки, стекла обрастания, FISH, лабораторные культуры, 16S рРНК, вторичные структуры 16S–23S ITS, эндемизм

DOI: 10.31857/S0032180X2260161X, **EDN:** OIASRM

ВВЕДЕНИЕ

Наземные экосистемы Антарктиды в присутствии редкого растительного покрова формируются под воздействием экстремальных климатических факторов преимущественно сообществами микроорганизмов [13, 14, 57]. Это позволяет их рассматривать в качестве современных аналогов реликтовых докембрийских биогеоценозов [6, 9, 14, 44–47]. “Горячими точками” биологического разнообразия в антарктических экосистемах являются оазисы — свободные ото льда участки суши, в которых оксигенные фототрофные микроорганизмы (цианобактерии и эукариотические микроводоросли) часто выступают доминирующим компонентом и основным продуцентом органического вещества в водных и наземных альго-бактериальных сообществах [4, 14, 49, 58]. В крупных озерах и мелких водоемах Антарктиды они представлены в виде бентосных и литораль-

ных матов, в наземных местообитаниях — встречаются в виде эпи- и эндолитных биопленок на каменистых субстратах, а в почвах они формируют органо-аккумулятивные горизонты [10, 13, 14, 19, 48, 57, 59]. Последние часто располагаются под верхним слоем камней и щебня (каменными мостовыми), в так называемых гиполитных (от греч. *hypo* — под, *lithos* — камень) экологических нишах [14, 18, 40, 41]. Каменные мостовые можно обнаружить во влажных долинах антарктических оазисов или в наскальных ваннах. Они обеспечивают микроорганизмам защиту от таких неблагоприятных факторов, как сильный ветер, резкие перепады температур, аридность и высокий уровень ультрафиолетового излучения. Ландшафты оазисов Восточной Антарктиды детально охарактеризованы ранее [1, 13, 40]. Они классифицируются как криптогамные снежниковые пустоши [2], которые снабжаются влагой при таянии снега в весенне-летний период.

В гиполитных почвенных горизонтах Антарктиды некоторые микробные сообщества формируются при значительном участии цианобактерий [17, 22, 41, 43, 45, 55]. Известно, что кислородные фототрофные бактерии являются первичными продуцентами органического вещества, которое употребляется гетеротрофной частью микробных сообществ — хемогетеротрофными бактериями и микромицетами [13, 18, 44, 46, 47, 49]. Согласно литературным данным, в экстремальных условиях Антарктиды присутствует почвенная микробиота с короткими пищевыми цепями, которая обычно включает представителей Proteobacteria, Actinobacteria, Bacteroidetes, Acidobacteria, Gemmatimonadetes, Cyanobacteria и Deinococcus-Thermus [4, 14, 19, 36, 45, 46, 49]. Установлено, что их таксономический состав зависит не только от физико-химических характеристик почвы, наличия пятен растительности, географического положения и климатической зоны, но и от глубины почвенного горизонта [4, 6, 13]. Так, в верхних слоях антарктических почв могут располагаться преимущественно хемогетеротрофы (Acidobacteria, Actinobacteria, Bacteroidetes, Proteobacteria), наряду с фототрофными кислородными (Cyanobacteria) и анаэробными (Chloroflexi) бактериями [14, 33, 36]. В то же время на глубине 0.5–2 м встречаются преимущественно представители Actinobacteria, Firmicutes и Betaproteobacteria [4, 9, 14].

В процессе жизнедеятельности фототрофных бактерий верхние горизонты почв становятся важным источником доступных форм органического углерода и связанного азота для гетеротрофного компонента микробиоты, а также мхов, лишайников и некоторых покрытосеменных растений, изредка встречающихся в антарктических оазисах [10, 17]. Благодаря микроорганизмам органическое вещество участвует в процессах биохимического выветривания, новообразования минералов и оструктурировании минеральной массы в целом [13]. Непосредственное участие в почвообразовательных процессах принимают и почвенные цианобактерии. Однако их биологическое разнообразие до сих пор изучено недостаточно, поскольку базируется либо на описании их морфологических признаков в природных условиях [19, 44, 58–61], либо методами метабаркодирования фрагментов гена 16S рРНК [4, 33, 36, 46, 47]. При этом практически отсутствуют работы, посвященные выделению антарктических цианобактерий из почв в лабораторные культуры и их описанию с помощью современного полифазного подхода [15, 31]. В представленной работе впервые комплексно изучен таксономический состав антарктических цианобактерий в гиполитных горизонтах оазиса Ларсеманн *in situ* с помощью стекол обрастания Холодного-Росси и *in vitro* — на лабораторных культурах, выделенных из образцов почв.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В оазисе Ларсеманн были исследованы псаммоземы (Cryosol (Arenic)) с гиполитными органо-аккумулятивными горизонтами, которые сформировались в малых и крупных формах: на скальных ваннах и межгорных долинах (рис. 1). Краткое описание объектов исследования приведено в табл. 1. Подробная характеристика мест закладки стекол (заложённых к.г.н. Н.С. Мергеловым), а также описание эксперимента и почв по WRB [24] опубликованы ранее [3, 41]. В скальных ваннах (точки 1 и 2) таксономический состав цианобактерий изучали как в почвенных образцах, из которых выделяли лабораторные культуры, так и на “стеклах обрастания”. Последние представляют собой стерильные предметные стекла размером 75 × 25 мм, которые закладывали в вертикальном положении непосредственно под дневной поверхностью на глубину, равную ширине стекла, и экспонировали в гиполитных горизонтах в течение 4 лет. В днище долины (точка 3) таксономический состав цианобактерий исследовали только в лабораторных культурах, выделенных из образцов гиполитных горизонтов. По сравнению с скальными ваннами, днище долины представляет собой более влажное местообитание за счет интенсивного питания талыми водами от крупного снежника. Гиполитные органо-аккумулятивные горизонты микробного генезиса имеют здесь большую мощность. Обломочный материал каменных мостовых в долине формируется в том числе за счет поступления десквамационных плиток с близко расположенных выходов скальных пород (гнейсов и гранитов). Такие плитки (точка 4) часто содержат эпилитные и эндолитные альго-бактериальные биопленки [26], которые могут пополнять пул бактерий каменной мостовой и нижележащих гиполитных горизонтов. Этот объект также использовали в работе. Образцы почв, пород и стекла обрастания транспортировали в замороженном состоянии, а затем изучали с помощью световой и конфокальной микроскопии, флуоресцентной *in situ* гибридизации (FISH) [7] и культурально-микробиологическими методами [50].

Изучение таксономического состава почвенных цианобактерий *in situ*. Морфологический анализ материала проводили с помощью светового микроскопа Leica DM2500, оснащенного цифровой камерой. При этом на поверхности некоторых стекол обрастания цианобактерии располагались неравномерно и иногда встречались только в верхней части. Чтобы сделать их доступными для микроскопирования, материал со стекол счищали одноразовым лезвием, такие препараты изучали отдельно.

Кроме методов световой микроскопии, биоразнообразие почвенных цианобактерий визуализировали с помощью гибридизации 16S рРНК

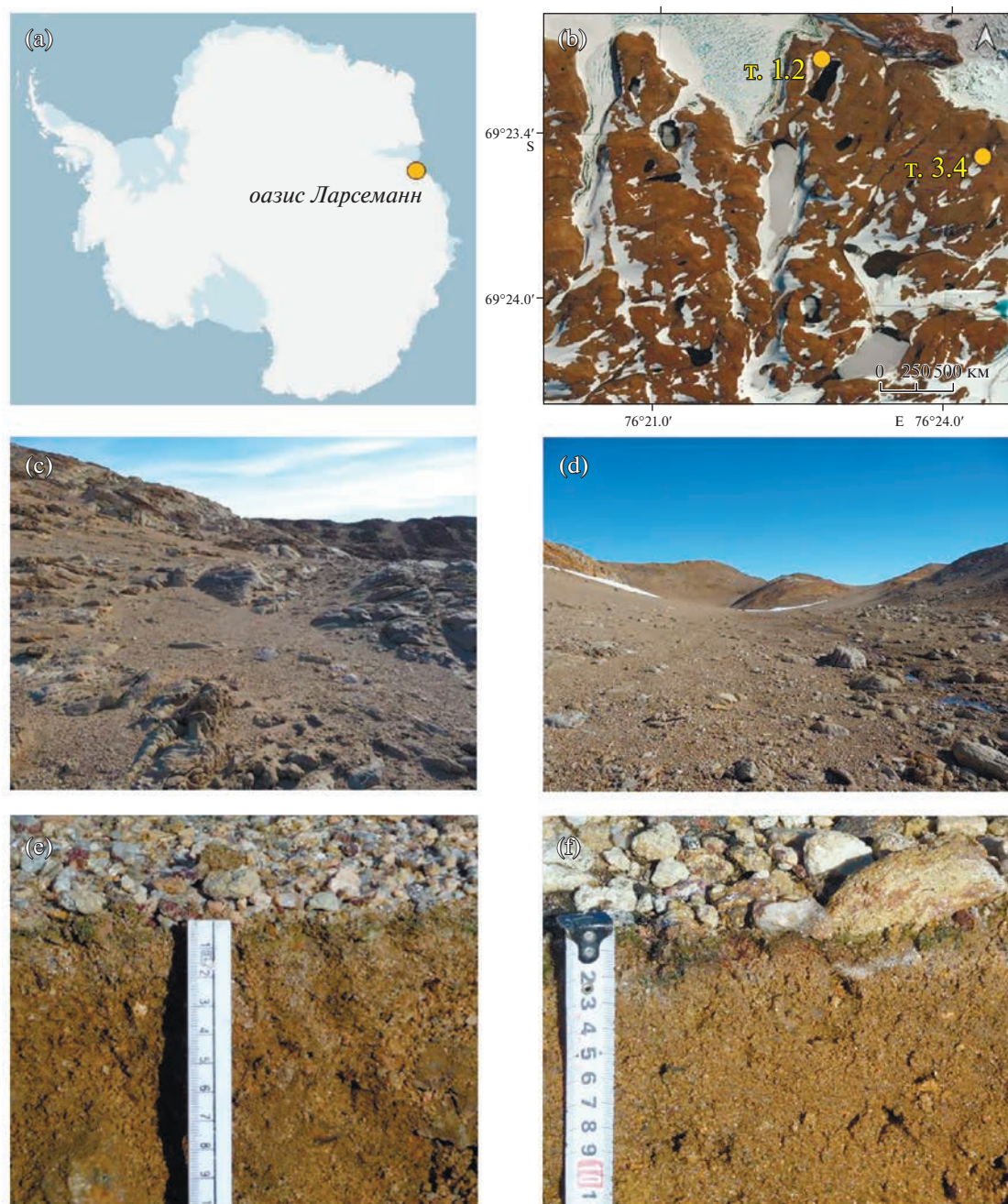


Рис. 1. Объекты исследования: а, b — расположение оазиса и точек отбора образцов, с — наскальные ванны (точки 1 и 2), d — влажная долина (точки 3 и 4), е, f — примеры профилей псаммоземов с гиполитными органо-аккумулятивными горизонтами в точках 1 и 3 соответственно.

бактерий на стеклах со специфическими флуоресцирующими олигонуклеотидными зондами [5, 20]. Для этого материал на стеклах фиксировали 2%-ным раствором параформальдегида в фосфатно-солевом буфере (PBS), содержащем 137 мМ NaCl, 2.7 мМ KCl, 1.8 мМ KH_2PO_4 , 10 мМ Na_2HPO_4 (pH 7.4), при 10°C, 2 ч. Затем фиксированный материал отмывали буфером PBS, подсушивали 30 мин при 37°C и обезвоживали в серии этиловых спир-

тов возрастающей концентрации (70, 80, 96 и 100%). Подсушенный материал гибридизовали с короткими специфическими для 16S рРНК нуклеотидными последовательностями — зондами EUB338I (для визуализации эубактерий) и CYA361/CYA762 (для детекции цианобактерий), конъюгированными с флуорохромными красителями AlexaFluor®488, AlexaFluor®533 и AlexaFluor®750 [30, 37]. Гибридизацию проводили при 46°C в буфере, содержа-

Таблица 1. Краткое описание объектов исследования

Номер точки	Координаты	Биотоп	Материал	Штамм
1	69.38433° S, 76.37700° E	Сухая наскальная ванна (соответствует т. 9 по [3])	Гиполитный органо-аккумулятивный горизонт псаммозема (2 образца) + стекла обрастания	PS24-1 PS27-2.1 PS27-2.2 PS27-3.2
2	69.38427° S, 76.37727° E	Наскальная ванна с увлажнением от небольшого снежника (соответствует т. 8 по [3])	Гиполитный органо-аккумулятивный горизонт псаммозема (2 образца) + стекла обрастания	PS30-1.1 PS30-1.2 PS33-1
3	69.39005° S, 76.40335° E	Днище долины с интенсивным увлажнением от большого снежника (соответствует долине 1 по [41])	Гиполитный органо-аккумулятивный горизонт псаммозема (3 образца)	15СТ-1.2 15СТ-3.1 15СТ-6 P52 P52-1.2 P52-3.2 62Т-1
4	69.38842° S, 76.40342° E	Скальное обнажение, десквамационная плитка с эндолитным сообществом (рядом с т. 3)	Эндолитный органо-аккумулятивный горизонт (1 образец)	S121

шем 25 мМ Трис-НСl, рН 8.0, 50 мМ NaCl, 0.01% SDS, 5 мМ Na₂-ЭДТА и 35%-ный формамид. После этого промывали PBS буфером и подсушивали. ДНК бактерий дополнительно окрашивали 0.1%-ным раствором 4',6-диамидино-2-фенилиндолом (DAPI) при 37°C, 1 ч. Готовые препараты исследовали с помощью лазерного сканирующего конфокального микроскопа Leica TCS-SP5 (Leica Microsystems, Германия) в РЦ СПбГУ "Хромас".

Получение лабораторных культур. Штаммы почвенных цианобактерий выделяли в лабораторные культуры с помощью стандартных микробиологических приемов [24, 50]. Для этого образцы почв инкубировали в жидкой минеральной среде BG11 [14], при освещении лампами белого цвета с интенсивностью 10–15 мкМ фотонов м⁻² с⁻¹ и температуре 22–24°C в течение 2–3 мес. Полученные накопительные культуры использовали для высева изолятов на 1%-ную агаризованную среду BG11 с циклогексимином (в конечной концентрации 50 мкг/мл). Таксономическую принадлежность полученных штаммов определяли в рамках принятого полифазного подхода в описании цианобактерий [15, 31].

Молекулярно-генетический анализ штаммов цианобактерий. Препараты ДНК получали с помощью набора DNAeasy Pro Plant (Qiagen) по протоколу фирмы-производителя. Амплификацию близких к полноразмерным фрагментов гена 16S рРНК проводили с ~30 нг ДНК и универсальными бактериальными праймерами 27F/1492R в стандартном режиме (95°C, 5 мин; 30 циклов: 95°C, 1 мин, 55°C, 30 с, 72°C, 1.5 мин; 72°C, 10 мин) на ампли-

фикаторе Bio-Rad T100 с помощью набора ScreenMix-HS (Евроген). Амплификацию фрагментов внутренних транскрибируемых спейсеров (ITS) рибосомального оперона осуществляли с праймерами 322F/340R [23] при тех же условиях. Полученные ПЦР-фрагменты проверяли электрофоретически в 1%-ном агарозном геле, из которого ампликоны вырезали и очищали с использованием набора Nucleospin Clean-Up (Macherey Nagel). Секвенирование полученных ПЦР-фрагментов проводили по Сэнгеру на оборудовании РЦ СПбГУ "Развитие молекулярных и клеточных технологий". Секвенированные последовательности 16S рРНК штаммов цианобактерий сравнивали с ранее депонированными в базе данных GenBank NCBI (<https://blast.ncbi.nlm.nih.gov>) с помощью алгоритма BLASTn.

Филогенетический анализ секвенированных последовательностей гена 16S рРНК осуществляли методом ближайших соседей (Neighbor-Joining) при использовании двухпараметрической модели Кимуры в программе MEGA X [34, 51, 53]. Для оценки достоверности топологий полученных деревьев использовали бутстрэп-тест (10000 репликаций), а эволюционные расстояния рассчитывали с помощью метода максимального композитного правдоподобия (Maximum Composite Likelihood). Представленное в работе филогенетическое построение включает 102 последовательности гена 16S рРНК цианобактерий. Анализ консервативных и варьируемых участков внутренней транскрибируемой области (ITS) рибосомального оперона проводили как описа-

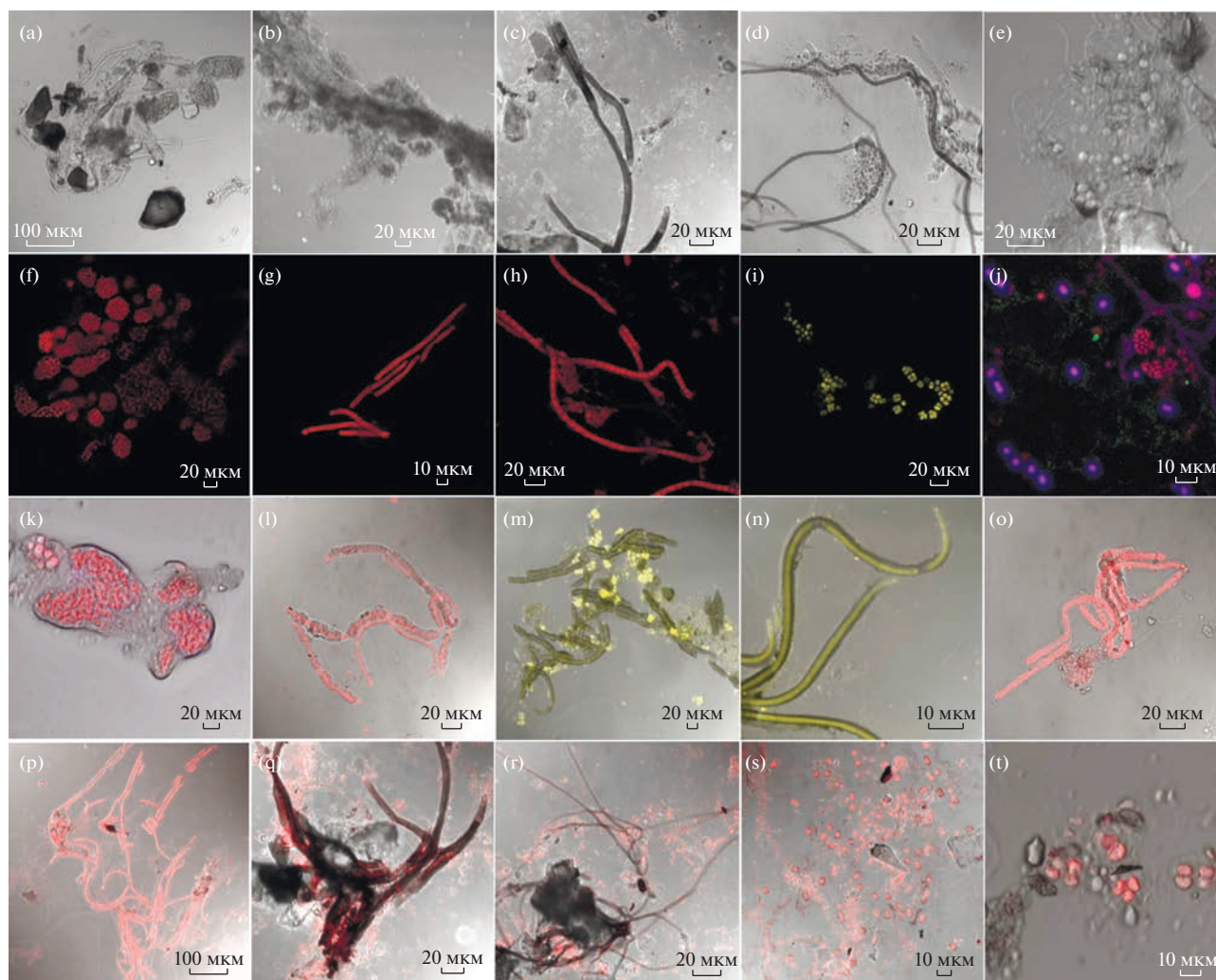


Рис. 2. Морфотипы цианобактерий, обнаруженных в сообществах микроорганизмов на стеклах обрастания: *Nostoc* (a, b, f, k, l, m), *Scytonema* (n), *Hassallia* (a, g, o), *Calothrix* (c, q), *Microcoleus* (h), *Phormidium* (p), *Phormidesmis* (d, r), *Leptolyngbya* (e, p), *Gloeocapsa* (j, s, t), cf. *Gloeocapsopsis* (i, m). Световая (a–e) и лазерно-конфокальная (f–j) микроскопия, а также их совместное использование (k–t). Флуоресцентная детекция цианобактерий (красный или желтый цвет), эубактерий (зеленый) и окраска материала ДНК и капсул (синий). Масштаб 100 мкм (a, e, p), 10 мкм (s, t) и 20 мкм (b–o, q, r).

но ранее [23, 25]. Вторичные структуры ITS анализировали с помощью программы RNAstructure [11]. Последовательности гена 16S рРНК исследованных штаммов депонированы в базу GenBank (OQ079417–OQ079431), как и фрагменты 16S–23S ITS (OQ079504–OQ079517).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Таксономический состав цианобактерий в почвенных биопленках. С помощью методов световой и конфокальной микроскопии на стеклах обрастания были выявлены преимущественно нитчатые гетероцистные и безгетероцистные морфотипы цианобактерий (рис. 2). Кроме цианобактерий в сообществах микроорганизмов были обнаружены

зеленые, диатомовые и десмидиевые эукариотические микроводоросли, а также микромицеты [3]. Конфокальная микроскопия препаратов с эубактериальным зондом EUB338I выявила большое количество бактерий (рис. 2j), но их таксон-специфичная детекция не входила в задачи исследования, поскольку биологическое разнообразие гетеротрофной части почвенной микробиоты оазиса Ларсеманн подробно изучено [4, 6, 35, 36, 38].

На исследованных стеклах обрастания встречались преимущественно одиночные нитчатые цианобактерии — представители пор. *Nostocales* Cavalier-Smith, обладающие, кроме вегетативных, дифференцированными клетками: гетероцистами (специализированными для азотфиксации) и акинетами (покоящимися стадиями). Ностоковые ча-

сто формируют характерные сине-зеленые шаровидные колонии, внутри которых трихомы слабо или плотно упакованы. Их изополярные трихомы, сформированные вегетативными клетками цилиндрической или бочонковидной формы, содержат интеркалярные или терминальные округлые гетероциты и крупные бочонковидные акинеты [30]. Обнаруженные морфотипы в целом соответствовали описанию р. *Nostoc* Vaucher (сем. Nostocaceae Eichler) (рис. 2a, 2b, 2f, 2k–2m) [21, 30]. На стеклах обрастания преобладали микроскопические (видимые только в световой микроскоп) колонии видов *N. cf. commune* Vaucher и *N. cf. punctiforme* Hariot. Несколько реже встречались макроскопические колонии, характерные для *N. cf. pruniforme* Agardh и *N. cf. sphaericum* Vaucher [21, 30]. В целом их идентификация в настоящее время проводится только с учетом молекулярно-генетических признаков, а также наблюдения за стадиями жизненного цикла в культуре [30–32].

Кроме видов р. *Nostoc*, на стеклах обрастания выявлены морфотипы представителей сем. Tolypotrichaceae Hauer et al., определенные как *Hassallia* Berkeley (рис. 2a, 2g, 2o, 2p). Их ложноразветвленные гетерополярные трихомы состоят из бочонковидных или дисковидных вегетативных клеток, расположенных в коричневоокрашенных чехлах. Наряду с ними встречались виды р. *Calothrix* Agardh ex Bornet & Flahault (сем. Calothrichaceae Bennet & Murray), которые характеризуются гетерополярными трихомами с базальными гетероцитами, но вегетативные клетки в трихоме дисковидные, а их плотные чехлы более темноокрашенные (рис. 2c, 2q). Представителей родов *Hassallia*, *Rexia* Casamatta et al. и *Coleodesmium* Boržė ex Geitler трудно различить только на основании морфологических признаков, наблюдаемых в природном материале, поэтому для их идентификации требуется молекулярно-филогенетический анализ [21, 30, 31].

Кроме вышеперечисленных цианобактерий, на стеклах обрастания отмечены представители р. *Scytonema* Agardh (сем. Scytonemataceae Rabenhorst, пор. Nostocales) [30] с ложноветвящимися гетерополярными трихомами, заключенными в плотные иссиня-черные чехлы (рис. 2n).

Наряду с гетероцистными формами, на стеклах обрастания часто встречались тонкие одиночные трихомы безгетероцистных цианобактерий — р. *Leptolyngbya* Anagnostidis & Komárek (рис. 2e, 2p) и р. *Phormidesmis* Turicchia et al. (рис. 2d, 2r). Оба таксона нитчатых цианобактерий относятся к сем. Leptolyngbyaceae Komárek et al. (пор. Synecococcales Hoffmann et al.), а их представители отличаются друг от друга формой и размером клеток, а также наличием тонких или толстых (часто темноокрашенных, как у *Phormidesmis nigrescens* Raabová et al.) чехлов [29, 31]. Для уточнения их

систематического положения необходимы молекулярно-генетические данные [54, 56].

В почвенных биопленках обнаружены крупные трихомы нитчатых цианобактерий пор. Oscillatoriales Schaffner — *Microcoleus* Desmazières (сем. Microcoleaceae Strunecký et al.), *Phormidium* Kützinger и *Lyngbya* Agardh (сем. Oscillatoriaceae Engler) (рис. 2h, 2p). Они различаются размером и формой клеток (дисковидная или изодиаметрическая), наличием/отсутствием у концевых клеток калиптр, а также типом организации трихомов (в пучках или одиночно) [21, 29, 31].

Кроме нитчатых цианобактерий, на стеклах обрастания отмечены одноклеточные морфотипы, относящиеся к пор. Chroococcales von Wettstein [26, 28]: *Gloeocapsa* Kützinger (сферические клетки, объединенные по 2–4 многослойным слизистым чехлом) (рис. 1j, 2s, 2t) и cf. *Gloeocapsopsis* Geitler (группы сферических или многоугольных клеток, собранных в неправильной формы агрегаты) (рис. 2i, 2m).

Таким образом, с помощью методов световой и лазерно-конфокальной микроскопии в гиполитных горизонтах обнаружены преимущественно нитчатые цианобактерии р. *Nostoc*, *Hassallia*, *Calothrix*, *Scytonema*, *Microcoleus*, *Phormidium*, *Leptolyngbya*, *Phormidesmis*, а также редкие одноклеточные формы, отнесенные к р. *Gloeocapsa* и cf. *Gloeocapsopsis*. На основании морфологических признаков классифицировать близкородственные таксоны цианобактерий трудно, поэтому в работе использовали методы молекулярно-генетической идентификации лабораторных штаммов [15, 31].

Анализ таксономического положения штаммов цианобактерий. Выделенные из образцов почв 15 штаммов антарктических цианобактерий приведены в табл. 1 и табл. 2. Основу рабочей коллекции составили нитчатые цианобактерии, идентифицированные как представители р. *Nostoc*, *Coleodesmium*, *Leptolyngbya*, *Plectolyngbya* и *Phormidesmis* (рис. 3). Морфологическая и молекулярно-генетическая характеристика штаммов приведена в табл. 2, а их филогенетическое положение представлено на рис. 4.

Результаты BLASTn-анализа, последовательно-сти гена 16S рPHK штаммов 15CT-6, PS27-2.1, 62T-1 и PS24-1, обладающих тонкими безгетероцистными трихомами (морфотипы на стеклах обрастания “*Leptolyngbya*” и “*Phormidesmis*”; сем. Leptolyngbyaceae), показали 99.6–99.8%-ное сходство с антарктическими штаммами, ранее выделенными из бентосных матов водоемов оазиса Ларсеманн [54–56]. Вторичные структуры D1–D1' домена ITS также подтверждают эти данные (рис. 5a): штаммы 15CT-6 и PS27-2.1 (рис. 3g) оказались идентичны *Leptolyngbya* sp. ANT.L52.1 [54], штамм 62T-1 (рис. 3h) — *Phor-*

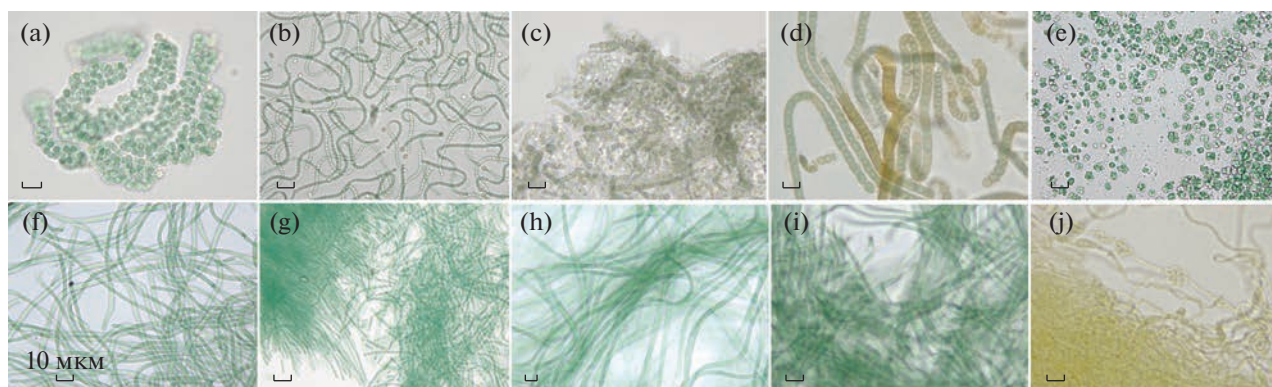


Рис. 3. Микрофотографии штаммов антарктических почвенных цианобактерий. *Nostoc* sp. 15CT-3.1 (a), *Nostoc* sp. PS27-2.2, 15CT-1.2 (b), *Halotia* sp. PS27-3.2, P52-1.2, PS33-1, P52-3.2 (c), штамм PS30-1.2 (d), штамм S121 (e), *Plectolyngbya hodgsonii* PS24-1 (f), *Leptolyngbya* sp. 15CT-6, PS27-2.1 (g), *Phormidesmis* sp. 62T-1 (h), штамм P52 (i), штамм PS30-1.1 (j). Масштаб 10 мкм.

midesmis priestleyi ANT.L61.2 [54], а штамм PS24-1 (рис. 3f) — *Plectolyngbya hodgsonii* ANT.LPR2.2 [56].

Кроме этого, обнаружено, что первичные последовательности гена 16S рРНК штамма PS30-1.2 (рис. 3d) и *Coleodesmium* sp. ANT.L52B.5 (сем. *Tolytrichaceae*) высокомологичны (99.8% сходства). Штамм *Coleodesmium* sp. ANT.L52B.5 ранее обнаружен в бентосных матах водоемов оазиса Ларсеманн [54]. Анализ вторичных структур ITS — D1–D1' петли и антитерминаторного участка B-box — также подтверждает их идентичность (рис. 5a, 5b). При этом филогенетическое положение и молекулярно-генетические признаки штаммов PS30-1.2 и *Coleodesmium* sp. ANT.L52B.5 указывают на то, что они не принадлежат ни к р. *Coleodesmium* (поскольку их вторичные структуры ITS отличаются от таковых у типового вида *Coleodesmium wrangelii* Borzi ex Geitler; рис. 5a, 5b), ни к р. *Rexia* и р. *Hassallia* (рис. 4). Это позволяет предположить, что два антарктических представителя р. *Coleodesmium* — штамм PS30-1.2 и *Coleodesmium* sp. ANT.L52B.5 — составляют новый и, по-видимому, эндемичный вид цианобактерий, который встречается как в почве, так и в бентосных матах водоемов оазиса Ларсеманн.

Последовательность гена 16S рРНК штамма PS30-1.1 (рис. 3j) оказалась гомологична более чем на 98% последовательностям ранее не культивируемых цианобактерий, кластер которых филогенетически близок к роду *Stenomitos* Miscoe & Johansen (сем. *Leptolyngbyaceae*). Однако уровень сходства штамма PS30-1.1 с видами *Stenomitos* составляет только ~96%. Учитывая, что принятый пороговый уровень таксономического сходства по 16S рРНК составляет 98.65% (для нового вида) и 97.5% (для нового рода) [27], штамм PS30-1.1 можно рассматривать как впервые выделенный в лабораторную культуру и потенциально эндемичный вид нитчатых цианобактерий сем. *Leptolyngbyaceae*.

Штамм P52 по морфотипу также относится к нитчатым цианобактериям сем. *Leptolyngbyaceae* (рис. 3i). Согласно анализу секвенированных последовательностей 16S рРНК, он на 97% сходен с последовательностями цианобактерий р. *Myxacoris* Pietrasiak & Johansen [39]. Однако на филогенетическом древе штамм P52 располагается в сестринской кладе по отношению к последовательностям 16S рРНК р. *Myxacoris* (рис. 4). Кроме этого, P52 отличается от видов *Myxacoris* строением вторичных структур ITS (рис. 5a, 5b). Совокупность полученных данных позволяет рассматривать штамм P52 как представителя нового и, вероятно, эндемичного таксона антарктических почвенных цианобактерий.

Выделенные в лабораторные культуры нитчатые гетероцистные цианобактерии р. *Nostoc* — штаммы 15CT-3.1, PS27-2.2 и 15CT-1.2 (рис. 3a, 3b) оказались более чем на 98% сходны по 16S рРНК с широко распространенным в почвах по всему миру видом *Nostoc commune* [8]. В то же время штаммы PS27-3.2, PS33-1, P52-1.2 и P52-3.2 (рис. 3c) оказались по 16S рРНК на 97–98% близки цианобактериям р. *Halotia* Genuário et al. 2015. Необходимо отметить, что на филогенетическом древе эти штаммы располагаются отдельно от последовательностей других видов р. *Halotia* (рис. 4), а сравнительный анализ участков ITS подтверждает их отличие (рис. 5a, 5b). На основании этого можно предположить, что эти штаммы почвенных цианобактерий являются новыми представителями р. *Halotia*.

На нижней поверхности десквамационной плитки в составе сине-зеленых пятен обнаружены эпипитные одноклеточные цианобактерии (табл. 1, точка 4). Выделенный с поверхности этого образца одноклеточный штамм S121 по результатам анализа 16S рРНК оказался максимально сходен только с некультивируемыми цианобактериями,

Таблица 2. Морфологическое описание и результаты молекулярно-генетической идентификации штаммов

№	Штамм	Морфотип	Морфологическая характеристика штамма	Ближайшая гомологичная последовательность в GenBank (выравнивание, %; идентичность, %)	Ближайший культивируемый штамм (выравнивание, %; идентичность, %)	Таксономический статус
1	PS30-1.1	<i>Leptolyngbya</i>	Трихомы длинные, изогнутые (могут образовывать узлы), однорядные, бледно-желто-зеленого цвета. Чехол тонкий, бесцветный. Клетки в трихоме изодиаметрические или дисковидные. Размер клеток $1.2 \pm 0.1 \times 1.1 \pm 0.2$ мкм (соотношение длины клеток к ширине 0.8 : 1). Перетяжки между клетками слабо выражены. Концевая клетка в трихоме закругленная, без калиптры. Некридиальные клетки отсутствуют. В жидкой среде образует рыхлые биопленки	Uncultured bacterium clone 22E07 (99.0; 98.3)	<i>Stenotritos</i> sp. Ru-0-2 (99.0; 96.4)	Новый таксон (обнаружен в антарктических почвах впервые)
2	PS24-1	<i>Plectolyngbya</i>	Трихомы длинные, прямые, в группах; могут быть с ложным ветвлением, однорядные, сине-зеленого цвета. Чехол толстый, бесцветный. Клетки в трихоме изодиаметрические или дисковидные, перетяжки между ними слабо выражены. Размер клеток $1.7 \pm 0.1 \times 1.1 \pm 0.1$ мкм (0.47 : 1). Концевая клетка в трихоме закругленная, без калиптры. Есть некридиальные клетки. Выделен из литоральных матов водоемов оазиса Ларсманн. В жидкой среде образует плотные биопленки	<i>Plectolyngbya hodgesonii</i> ANT.LPR2.2 (99.0; 99.8)	<i>Plectolyngbya hodgesonii</i> ANT.LPR2.2 (99.0; 99.8)	<i>Plectolyngbya</i> sp. (амфибиальный вид, эндемик)
3	PS27-2.1	<i>Leptolyngbya</i>	Трихомы однорядные, покрытые тонким бесцветным чехлом, неразветвленные, с недифференцированными клетками. Клетки иногда бочковидные, чаще изодиаметрические. Перетяжки между клетками слабо выражены. Концевая клетка закругленная, без калиптры. Средняя длина клеток $0.8 \pm 0.2 \times 1.0 \pm 0.2$ мкм. (0.8 : 1). При культивировании образует плотные пленки на поверхности дна и стенок культуральных емкостей	<i>Leptolyngbya</i> sp. ANT.L52.1 (99.0; 99.6)	<i>Leptolyngbya</i> sp. ANT.L52.1 (99.0; 99.6)	<i>Leptolyngbya</i> sp. (амфибиальный вид, эндемик)
4	15CT-6	<i>Leptolyngbya</i>	Трихомы длинные, прямые, неразветвленные, однорядные, сине-зеленого цвета. Чехол бесцветный, тонкий. Клетки в трихоме изодиаметрические или дисковидные, перетяжки между ними слабо выражены. Размер клеток $1.1 \pm 0.1 \times 0.8 \pm 0.1$ мкм (0.7 : 1). Концевая клетка в трихоме закругленная, без калиптры. В жидкой среде образует плотные биопленки	<i>Leptolyngbya</i> sp. ANT.L52.1 (99.0; 99.6)	<i>Leptolyngbya</i> sp. ANT.L52.1 (99.0; 99.6)	<i>Leptolyngbya</i> sp. (амфибиальный вид, эндемик)

Таблица 2. Продолжение

№	Штамм	Морфотип	Морфологическая характеристика штамма	Ближайшая гомологичная последовательность в GenBank (выравнивание, %; идентичность, %)	Ближайший культивируемый штамм (выравнивание, %; идентичность, %)	Таксономический статус
5	P52	<i>Leptolyngbya</i>	Трихомы длинные, прямые, неразветвленные, однорядные, бледно сине-зеленого цвета. Чехол бесцветный, толстый. Клетки в трихоме близки к изодиаметрическим, перетяжки между ними слабо выражены. Размер клеток $1.5 \pm 0.12 \times 1.1 \pm 0.2$ мкм (0.75 : 1). Концевая клетка в трихоме закругленная, без калиптры	<i>Mucocorys chilensis</i> FBCC-A220 (99.0; 97.3)	<i>Mucocorys chilensis</i> FBCC-A220 (99.0; 97.3)	Новый таксон уровня рода (обнаружен в антарктических почвах впервые)
6	62T-1	<i>Phormidesmis</i>	Трихомы длинные, прямые, неразветвленные, однорядные, бледно-сине-зеленого цвета. Чехол бесцветный, толстый. Клетки в трихоме близки к изодиаметрическим, перетяжки между ними слабо выражены. Размер клеток $1.3 \pm 0.1 \times 0.9 \pm 0.1$ мкм (0.7 : 1). Концевая клетка в трихоме закругленная, без калиптры	<i>Phormidesmis priestleyi</i> ANT.L61.2 (99.0; 99.8)	<i>Phormidesmis priestleyi</i> ANT.L61.2 (99.0; 99.8)	<i>Phormidesmis</i> sp. (= <i>P. cf commune</i>) (амфибиальный вид)
7	S121	cf. <i>Chroococcidiopsis</i>	Обнаружен эпилитно и эндолитно на сухой поверхности десквамационной плитки. Одноклеточный, образует иррегулярные плотные биопленки сине-зеленого цвета (пятна). Клетки округлой формы, размером 1.6 ± 0.2 мкм, располагаются в слизистых агрегатах по 4–8 клеток, собранных в плотные нерегулярные скопления. Обрастатель: в жидкой среде клетки образуют дно и стенки стеклянных колб и пробирок	Uncultured bacterium clone 217 (93.0; 99.1)	<i>Aphanocapsa</i> sp. CCNUW2 (98.0; 93.2) / <i>Pseudosacaryochloris sahariense</i> PLM132 (99.0; 92.5)	Новый таксон уровня рода (обнаружен и описан впервые)
8	PS30-1.2	<i>Coleodesmium</i>	Трихомы гетерополярные, цилиндрические с терминальными гетероцистами (округлыми или овальными). Имеют толстый коричневатого цвета чехол. Клетки в трихоме близки к изодиаметрическим, перетяжки между ними выражены слабо. Присутствует вакуолизация некоторых клеток (утолщение и видоизменение формы клеток до сильно вытянутых). Есть некридиальные клетки. Размер изодиаметрических клеток $4.5 \pm 0.6 \times 4.4 \pm 0.3$ мкм (соотношение 1 : 1)	<i>Coleodesmium</i> sp. ANT.L52B.5 (99.0; 99.8)	<i>Coleodesmium</i> sp. ANT.L52B.5 (99.0; 99.8)	Новый таксон (амфибиальный вид; эндемик)

Таблица 2. Продолжение

№	Штамм	Морфотип	Морфологическая характеристика штамма	Ближайшая гомологичная последовательность в GenBank (выравнивание, %; идентичность, %)	Ближайший культивируемый штамм (выравнивание, %; идентичность, %)	Таксономический статус
9	PS33-1	<i>Halotia</i>	Трихомы образуют рыхлые колонии неопределенной формы, изополярные однорядные, неразветвленные, цилиндрические (легко распадаются), темно-зеленого, оливкового или желто-зеленого цвета; окружены слоем диффузной слизи. В трихоме есть акинеты и интеркалярные гетероцисты. Vegetативные клетки бочонковидные или округлые. Размер клеток $3.0 \pm 0.3 \times 3.6 \pm 0.2$ мкм (0.8 : 1). В жидкой среде образуют биопленки и проявляют склонность к газообразованию	<i>Halotia wernerae</i> CENA160 (98.0; 98.2)	<i>Halotia wernerae</i> CENA160 (98.0; 98.2)	Новый вид <i>Halotia</i> sp. (обнаружен в антарктических почвах впервые)
10	P52-3.2	<i>Halotia</i>	Трихомы изополярные однорядные, неразветвленные, цилиндрические (легко распадаются на отдельные клетки), темно-зеленого, оливкового или желто-зеленого цвета; окружены слоем диффузной слизи. В трихоме встречаются интеркалярные гетероцисты и акинеты. Vegetативные клетки бочонковидные или округлые. Размер клеток $2.4 \pm 0.5 \times 2.8 \pm 0.3$ мкм (0.8 : 1). В жидкой среде образуют биопленки и проявляют способность к газообразованию	<i>Halotia wernerae</i> CENA160 (98.0; 98.2)	<i>Halotia wernerae</i> CENA160 (98.0; 98.2)	Новый вид <i>Halotia</i> sp. (обнаружен в антарктических почвах впервые)
11	P52-1.2	<i>Halotia</i>	Трихомы изополярные однорядные, неразветвленные, цилиндрические (легко распадаются на отдельные клетки), темно-зеленого, оливкового или желто-зеленого цвета; окружены слоем диффузной слизи. В трихоме встречаются интеркалярные гетероцисты и акинеты. Vegetативные клетки бочонковидные или округлые. Размер клеток $2.5 \pm 0.3 \times 3.0 \pm 0.3$ мкм (0.8 : 1). В жидкой среде образуют биопленки и проявляют склонность к газообразованию	<i>Halotia wernerae</i> CENA160 (99.0; 97.8)	<i>Halotia wernerae</i> CENA160 (99.0; 97.8)	Новый вид <i>Halotia</i> sp. (обнаружен в антарктических почвах впервые)

Таблица 2. Продолжение

№	Штамм	Морфотип	Морфологическая характеристика штамма	Ближайшая гомологичная последовательность в GenBank (выравнивание, %; идентичность, %)	Ближайший культивируемый штамм (выравнивание, %; идентичность, %)	Таксономический статус
12	PS27-3.2	<i>Halotia</i>	Трихомы изополярные однорядные, неразветвленные, цилиндрические (легко распадаются на отдельные клетки), темно-зеленого, оливкового или желто-зеленого цвета; окружены слоем диффузной слизи. В трихоме встречаются интеркалярные гетероцисты и акинеты. Вегетативные клетки бочонковидные или округлые. Размер клеток $2.8 \pm 0.3 \times 3.2 \pm 0.2$ мкм (0.9 : 1). В жидкой среде образуют биопленки и проявляют склонность к газообразованию	<i>Halotia wernerae</i> CENA160 (99.0; 97.4)	<i>Halotia wernerae</i> CENA160 (99.0; 97.4)	Новый вид <i>Halotia</i> sp. (обнаружен в антарктических почвах впервые)
13	15СТ-1.2	<i>Nostoc</i>	Трихомы изополярные, однорядные, цилиндрические, сине-зеленого цвета. В трихоме встречаются интеркалярные акинеты и гетероцисты. Вегетативные клетки округлые или бочонковидные, размером $3.5 \pm 0.3 \times 3.9 \pm 0.4$ мкм (0.9 : 1)	<i>Nostoc commune</i> SO-36 NIES-3992 (98.0; 98.3)	<i>Nostoc commune</i> SO-36 NIES-3992 (98.0; 98.3)	<i>Nostoc commune</i> (космополит)
14	15СТ-3.1	<i>Nostoc</i>	Формирует темно-оливковые или сине-зеленые округлые микроскопические колонии. Трихомы изополярные, однорядные, цилиндрические, часто упакованы в слизистые пакеты с терминальным гетероцитом. Вегетативные клетки бочонковидные. В трихоме встречаются интеркалярные акинеты и гетероцисты (иногда концевые). Размер вегетативных клеток $3.6 \pm 0.4 \times 4.0 \pm 0.4$ мкм (0.9 : 1)	<i>Nostoc commune</i> SO-36 NIES-3992 (99.0; 98.2)	<i>Nostoc commune</i> SO-36 NIES-3992 (99.0; 98.2)	<i>Nostoc commune</i> (космополит)
15	PS27-2.2	<i>Nostoc</i>	Трихомы изополярные, однорядные, цилиндрические, сине-зеленого цвета. В трихоме встречаются интеркалярные акинеты и гетероцисты (интеркалярные или концевые). Вегетативные клетки бочонковидные, размер $2.6 \pm 0.3 \times 2.7 \pm 0.3$ мкм (1 : 1)	<i>Nostoc commune</i> SO-36 NIES-3992 (99.0; 99.4)	<i>Nostoc commune</i> SO-36 NIES-3992 (99.0; 99.4)	<i>Nostoc commune</i> (космополит)

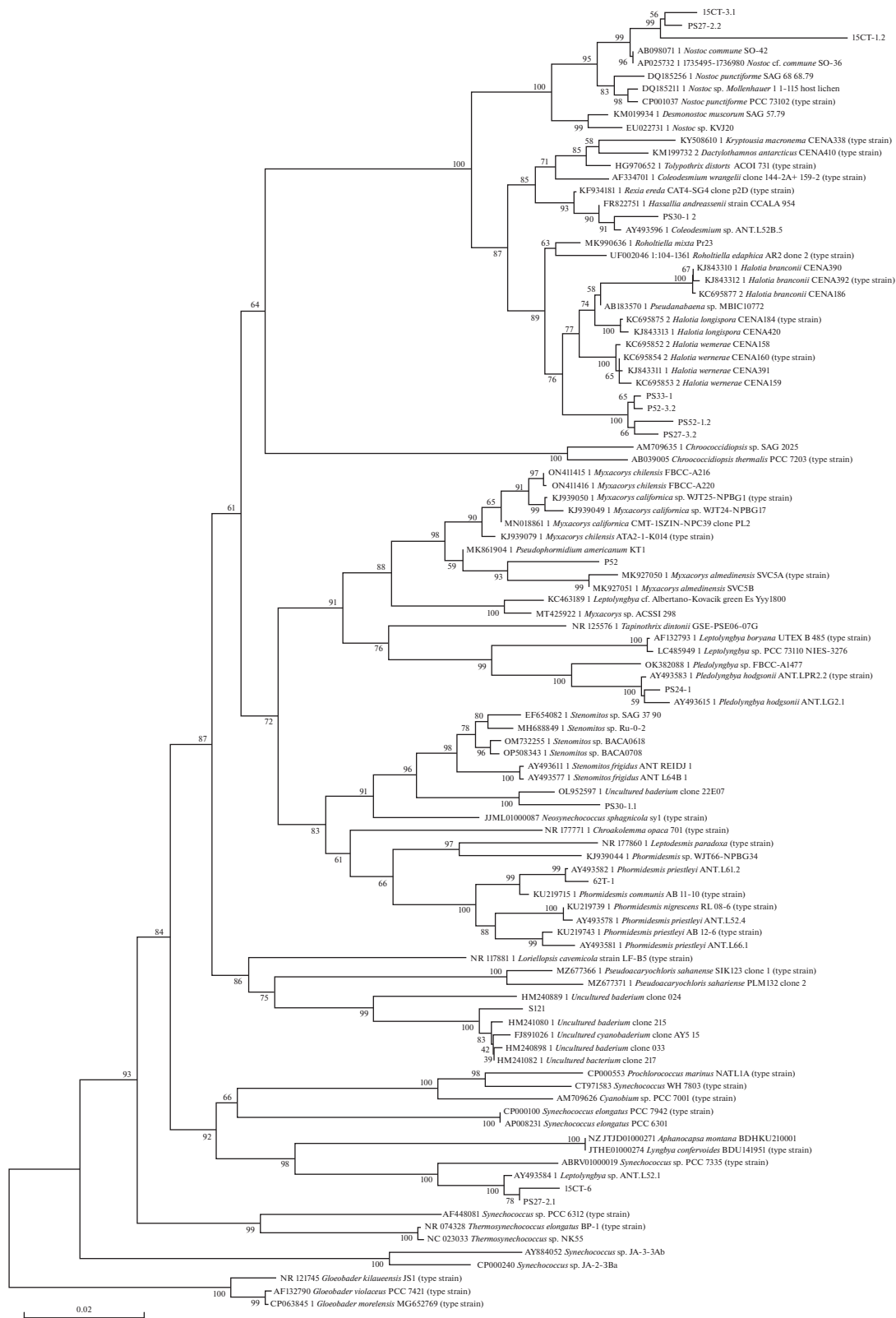


Рис. 4. Филогенетическое положение штаммов антарктических почвенных цианобактерий.

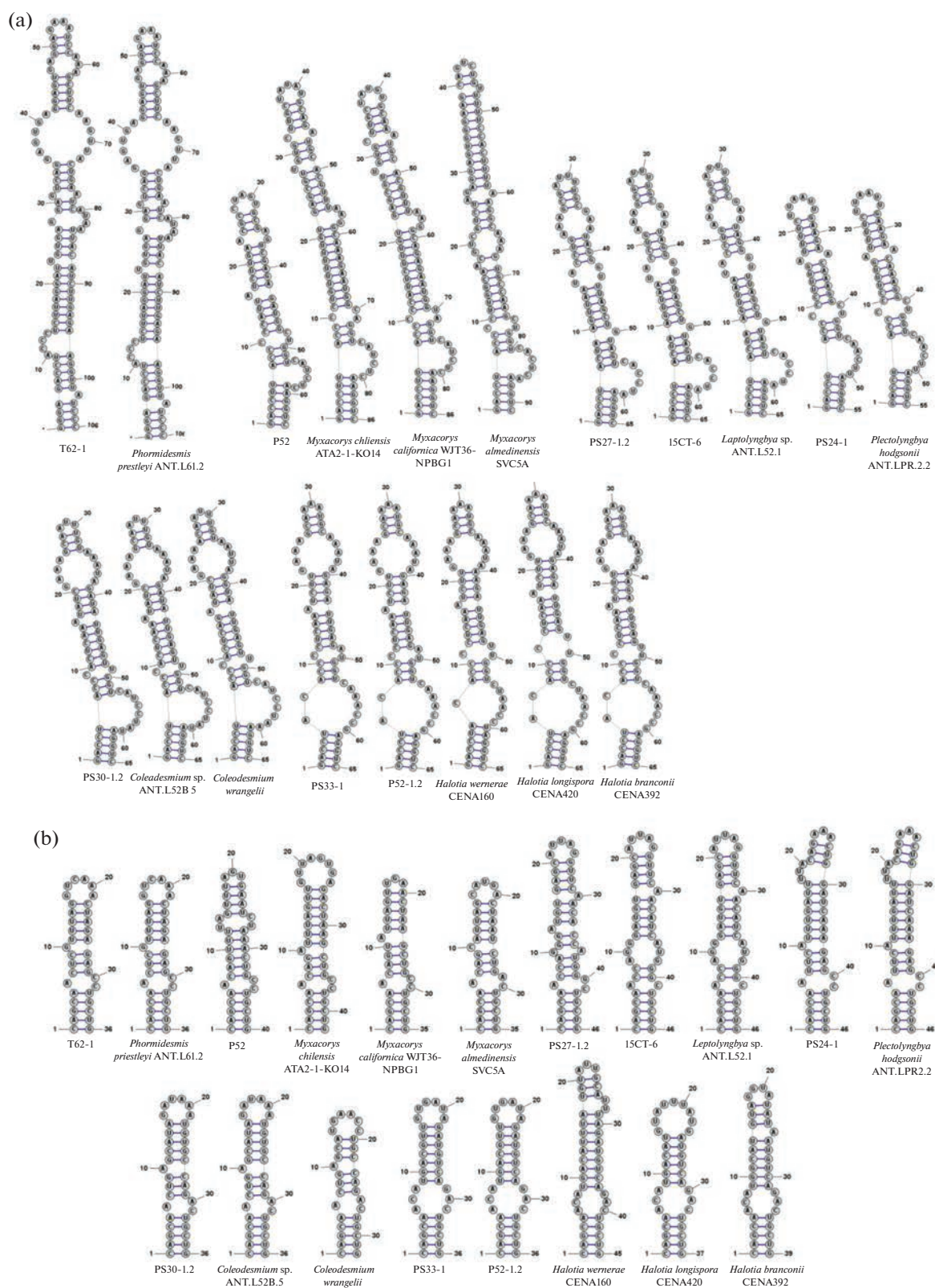


Рис. 5. Вторичные структуры 16S-23S ITS исследованных штаммов: домен D1-D1' (a) и B-box (b).

последовательности которых обнаружены в пустыне Атакама [35], а также в некоторых других аридных каменистых местообитаниях. Морфологически штамм S121 представлен группами клеток по 4–8, объединенных слизистыми оболочками в пакеты (рис. 3е). При этом отдаленно родственными (~93% сходства) для штамма S121 являются одноклеточные цианобактерии *Aphanocapsa* sp. CCNUW2 и *Pseudoacaryochloris sahariense* PLM 132 (литобионт, обнаруженный в пустыне Сахара) [39], от которых он сильно отличается морфологически. На филогенетическом древе штамм S121 кластеризуется с последовательностями некультивируемых цианобактерий, а от штаммов рода *Pseudoacaryochloris* расположен удаленно (рис. 5). Совокупность морфологических и молекулярно-генетических признаков свидетельствует, что штамм S121 — впервые выделенный и описанный таксон одноклеточных антарктических цианобактерий.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Необходимо отметить, что микробные комплексы с участием цианобактерий присутствовали практически на всех экспонируемых в почве стеклах обрастания [3], но степень их выраженности и частота встречаемости отличались в зависимости от места закладки стекол (экотопа), метода визуализации материала (вида микроскопии) и способа его исследования (с помощью микроскопической техники или культурально). При этом стандартные методы световой микроскопии, без дифференцированной окраски и/или визуализации бактериального материала с помощью конфокальной микроскопии и FISH (с дополнительным окрашиванием DAPI) не всегда позволяют детектировать в образце все присутствующие таксоны почвенных микроорганизмов, в том числе цианобактерии. В связи с этим в настоящей работе для анализа таксономического состава антарктических цианобактерий в гиполитных горизонтах оазиса Ларсеманн было проведено комплексное исследование стекол обрастания разными микроскопическими методами, а также образцов почв, из которых были выделены и проанализированы штаммы цианобактерий. Полученные данные о биоразнообразии доминирующих в гиполитных горизонтах почв антарктических цианобактерий, обнаруженных с помощью стекол обрастания, подтверждаются результатами идентификации штаммов коллекции. Вероятно, заселение микроорганизмами чистых поверхностей минералов (на примере стерильных стекол обрастания) происходит во всех исследованных ранее экотопах [3], в которых имеется необходимое количество доступной для жизни влаги и присутствуют признаки почвообразовательного процесса [61].

Таким образом, впервые дано комплексное описание биологического разнообразия антарктических цианобактерий в гиполитных горизонтах почв оазиса Ларсеманн и изучены доминирующие в них таксоны на примере описанных штаммов. В результате работы сформирована уникальная российская коллекция антарктических почвенных цианобактерий, охарактеризованных на основании комплекса морфологических и молекулярно-генетических признаков. Таксономический статус штаммов коллекции в целом подтверждает результаты *in situ* детекции и микроскопии стекол обрастания: в гиполитных горизонтах оазиса Ларсеманн доминируют нитчатые представители пор. Nostocales (штаммы *Nostoc*, *Halotia*) и пор. Synechococcales (штаммы *Phormidesmis*, *Plectolyngbya* и *Leptolyngbya*). Результаты анализа первичных последовательностей гена 16S рРНК и особенностей строения вторичных структур ITS свидетельствуют о том, что штаммы PS30-1.1, S121, PS33-1, P52-3.2, PS27-3.2, P52-1.2 и P52 выделены в культуры впервые и, по-видимому, являются новыми, ранее не описанными и потенциально эндемичными таксонами антарктических цианобактерий. Действительно, согласно имеющимся данным, от 21 до 57% депонированных в GenBank последовательностей гена 16S рРНК цианобактерий, обнаруженных в Антарктиде, являются эндемиками [33, 59]. Среди них описаны *Aphanocapsa* cf. *holastica*, *Aphanocapsa* cf. *hyalina* и *Arthronema* sp., *Geitlerinema deflexum*, *Leptolyngbya antarctica*, *Oscillatoria subproboscidea*, *Plectolyngbya hodgsonii*, *Phormidesmis priestleyi* и *Phormidium pseudopriestleyi*. Эндемичные таксоны цианобактерий встречаются в антарктических местообитаниях наряду с широко распространенными видами космополитами (например, *Nostoc commune* или *Oscillatoria* sp.) [8, 32, 22, 54–60].

Способность цианобактерий распространяться за пределы водных пространств неоднократно описана ранее [43, 44, 46, 48, 52, 54, 56, 60, 61]. Важным фактором при этом является уровень увлажненности заселяемых местообитаний. На примере данных по биоразнообразию антарктических почвенных цианобактерий в разных районах Сухих долин Мак-Мердо показано, что почвы долины Бикон (где отсутствуют водоемы) в целом таксономически более бедны, чем почвы долины Майерс, богатой водными объектами [43, 60]. В настоящем исследовании таксономический состав антарктических цианобактерий в сообществах почвенных микроорганизмов также изменялся качественно и становился беднее при уменьшении степени увлажненности исследованных экотопов [3]. Высокий уровень сходства последовательностей гена 16S рРНК некоторых штаммов рабочей коллекции (62Т-1, PS24-1, PS27-2.1, 15СТ-6, PS30-1.2) с ранее обнаруженными в составе бентосных матов водоемов оазиса

Ларсеманн (*Phormidesmis priestleyi* ANT.L61.2, *Plectolyngbya hodgsonii* ANT.LPR2.2, *Coleodesmium* sp. ANT.L52B.5 и *Leptolyngbya* sp. ANT.L52.1) позволяет рассматривать их как амфибиальные виды цианобактерий [46, 47, 49, 54–60].

Согласно наблюдениям, многие биотопы в оазисе питаются талыми водами и помимо субаэральной стадии могут проходить через субаквальную, т.е. иметь черты амфибиальных ландшафтов. При этом продолжительность и интенсивность поступления талой воды очень разные. Например, маленький снежник в наскальной ванне (точка 2) быстро тает в начале сезона, в связи с чем происходит “вспышка” в развитии цианобактерий в сообществе микроорганизмов мелких луж или верхних горизонтов почв, а затем они подсыхают. В то же время в днище долины (точка 3) крупный снежник способен обеспечивать питание и даже затопление талой водой в течение всего периода с положительными температурами. Качественно выравнивать таксономический состав между близкими биотопами (и тем самым обеспечивать широкую представленность в них амфибиальных видов) могут также сильные ветры, которые перераспределяют мелкозем с частицами бактериальных биопленок в оазисе и за его пределами. В случае наиболее засушливых (точка 1) или эндолитных местообитаний (точка 4) отмечена значительная редукция (до 1–2 видов) таксономического разнообразия цианобактерий.

Таким образом, максимальное биоразнообразие цианобактерий встречается в составе антарктических бентосных и литоральных матов постоянных и временных водоемов: там отмечены представители р. *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Leptolyngbya*, *Nostoc*, *Geitlerinema*, *Lyngbya*, *Pseudanabaena*, *Hydrocoryne*, *Nodularia*, *Schizothrix*, *Microcoleus*, *Tychonema*, *Aphanocapsa*, *Gloeocapsa*, а также *Lyngbya antarctica*, *Plectolyngbya hodgsonii* и *Leptolyngbya antarctica* [3, 43, 45, 56–58]. При этом значительная часть их таксономического разнообразия обнаруживается и в почвенных сообществах [3, 32, 44, 46, 48, 58–61]. Полученные результаты, а также литературные данные указывают на способность антарктических цианобактерий водных местообитаний заселять как эдафические, так и литические экологические ниши благодаря пластичной способности метаболизма адаптироваться к условиям ограничения доступности влаги и в целом к контрастным климатическим условиям окружающей среды.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Работу осуществляли на базе оборудования, предоставленного РЦ СПбГУ “Хромас”, “Развитие молекулярных и клеточных технологий” и “Культивирование микроорганизмов”. Авторы благодарят Д.Г. Федорова-Давыдова (Институт физико-химических и биоло-

гических проблем почвоведения РАН) и А.В. Якушева (факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова) за ценные замечания и использованные в работе материалы.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при поддержке проекта РНФ № 22-24-00590 “Биологическое разнообразие цианопрокариот в антарктических альго-бактериальных консорциумах”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абакумов Е.В. Почвы Западной Антарктики. СПб.: Изд-во СПбГУ, 2011. 112 с.
2. Горячкин С.В., Гиличинский Д.А., Мергелов Н.С., Кониюшков Д.Е., Лупачев А.В., Абрамов А.А., Зазовская Э.П. Почвы Антарктиды: первые итоги, проблемы и перспективы исследований // Геохимия ландшафтов и география почв (к 100-летию со дня рождения М.А. Глазовской). М.: Изд-во Моск ун-та, 2012. С. 361–388.
3. Якушев А.В., Величко Н.В., Федоров-Давыдов Д.Г., Мергелов Н.С., Лупачев А.В., Рабочая Д.Е., Белосохов А.Ф., Соина В.С. Исследование микробных сообществ почв Антарктики методом стекол обростания // Почвоведение. 2022. № 12. С. 1514–1529. <https://doi.org/10.31857/S0032180X2260069X>
4. Almela P., Justel A., Quesada A. Heterogeneity of microbial communities in soils from the Antarctic Peninsula region // Front. Microbiol. 2021. V. 12. P. 1–13. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.628792>
5. Alm E.W., Oerther D.B., Larsen N., Stahl D.A., Raskin L. The oligonucleotide probe database // Appl. Env. Microbiol. 1996. V. 62. P. 3557–3559. <https://doi.org/10.1128/aem.62.10.3557-3559.1996>
6. Alekseev I., Zverev A., Abakumov E. Microbial communities in permafrost soils of Larsemann Hills, Eastern Antarctica: environmental controls and effect of human impact // Microorganisms. 2020. V. 8. P. 1202. <https://doi.org/10.3390/microorganisms8081202>
7. Amann R.I., Fuchs B.M., Behrens S.F. The identification of microorganisms by fluorescence *in situ* hybridization // Curr. Op. Biotech. 2001. V. 12. P. 231–236. [https://doi.org/10.1016/S0958-1669\(00\)00204-4](https://doi.org/10.1016/S0958-1669(00)00204-4)
8. Arima H., Horiguchi N., Takaichi S., Kofuji R., Ishida K., Wada K., Sakamoto T. Molecular-genetic and chemotaxonomic characterization of the terrestrial cyanobacterium *Nostoc commune* and its neighboring species // FEMS Microb. Ecol. 2012. V. 79. № 1. P. 34–45. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2011.01195.x>
9. Blanco Y., Prieto-Ballesteros O., Gómez M.J., Moreno-Paz M., García-Villadangos M., Rodríguez-Manfredi J.A., Cruz-Gil P., Sánchez-Román M., Rivas L.A., Parro V. Prokaryotic communities and operating metabolisms in the surface and the permafrost of Deception Island (Antarctica) // Env. Microbiol. 2012. V. 14. № 9.

- P. 2495–2510.
<https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2012.02767.x>
10. Barrera A., Acuña-Rodríguez I.S., Ballesteros G.I., Atala C., Molina-Montenegro M.A. Biological soil crusts as ecosystem engineers in Antarctic ecosystem // *Front. Microbiol.* 2022. V. 13. P. 755014.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.755014>
 11. Barrett J.E., Virginia R.A., Wall D.H., Cary S.C., Adams B.J., Hacker A.L., Aislabie J.M. Co-variation in soil biodiversity and biogeochemistry in northern and southern Victoria Land, Antarctica // *Ant. Sci.* 2006. V. 18. P. 535–548.
<https://doi.org/10.1017/S0954102006000587>
 12. Bellaousov S., Castrogiovanni J., Seetin M., Mathews D. RNAstructure: Web servers for RNA secondary structure prediction and analysis // *Nucleic Acids Research.* 2013. V. 41. W1. P. 471–474.
<https://doi.org/10.1093/nar/gkt290>
 13. Bockheim J.G. Soil-forming factors in Antarctica // *The soils of Antarctica.* Heidelberg, Springer, 2015. P. 5–20.
<https://doi.org/10.1007/978-3-319-05497-1>
 14. Bottos E.M., Scarrow J.W., Archer S.D.J., McDonald I.R., Cary S.C. Bacterial community structures of Antarctic soils // *Antarctic terrestrial microbiology.* Berlin-Heidelberg, Springer, 2014. P. 9–33.
https://doi.org/10.1007/978-3-642-45213-0_2
 15. Castenholz R.W. Phylum BX. Cyanobacteria // *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology.* N.Y.: Springer-Verlag, 2001. V. 1. P. 473–599.
https://doi.org/10.1007/978-0-387-21609-6_27
 16. Chrismas N.A.M., Anesio A.M., Sanchez-Baracaldo P. Multiple adaptations to polar and alpine environments within cyanobacteria: a phylogenomic and Bayesian approach // *Front. Microbiol.* 2015. V. 6. P. 1070.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.01070>
 17. Cowan D.A., Sohm J.A., Makhalanyane T.P., Capone D.G., Green T.G., Cary S.C., Tuffin I.M. Hypolithic communities: important nitrogen sources in Antarctic desert soils // *Env. Microbiol. Rep.* 2011. V. 3. P. 581–586.
<https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2011.00266.x>
 18. De los Ríos A., Cary C., Cowan D. The spatial structures of hypolithic communities in the Dry Valleys of East Antarctica // *Polar Biol.* 2014. V. 37. № 12. P. 1823–1833.
<https://doi.org/10.1007/s00300-014-1564-0>
 19. González Garraza G., Mataloni G., Fermani P., Vinocur A. Ecology of algal communities of different soil types from Cierva Point, Antarctic Peninsula // *Polar Biol.* 2011. V. 34. P. 339–351.
<https://doi.org/10.1007/s00300-010-0887-8>
 20. Greuter D., Loy A., Horn M., Rattei T. ProbeBase – an online resource for rRNA-targeted oligonucleotide probes and primers: new features // *Nuc. Acids Res.* 2016. V. 44. P. 586–589.
<https://doi.org/10.1093/nar/gkv1232>
 21. Hauer T., Komárek J. Cyanodb 2.0 – Online database of cyanobacterial genera. World-wide electronic publication // *Univ. South Bohemia and Instit. of Botany AS CR.* 2022. <http://www.cyanodb.cz>
 22. Hong J.W., Kim S.H., Choi H.-G., Kang S.-H., Yoon H.-S. Isolation and description of a globally distributed cryosphere cyanobacterium from Antarctica // *Polar. Res.* 2013. V. 32. P. 18529.
<https://doi.org/10.3402/polar.v32i0.18529>
 23. Iteman I., Rippka R., Tandeau de Marsac N., Herdman M. Comparison of conserved structural and regulatory domains within divergent 16S rRNA spacer sequences of Cyanobacteria // *Microbiology.* 2000. V. 146. P. 1275–1286.
<https://doi.org/10.1099/00221287-146-6-1275>
 24. 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. FAO, Rome, 2015.
 25. Johansen J.R., Kovacik L., Casamatta D.A. et al. Utility of 16S–23S ITS sequence and secondary structure for recognition of intragenomic and intergeneric limits within cyanobacterial taxa: *Leptolyngbya corticola* sp. nov. (Pseudanabaenaceae, Cyanobacteria) // *Nova Hedw.* 2011. V. 92. P. 283–302.
<https://doi.org/10.1127/0029-5035/2011/0092-0283>
 26. Kaštovský J., Hauer T., Komárek J. Cyanobacteria on rock surfaces // *Life at Rock Surfaces.* 2021. P. 87–140.
<https://doi.org/10.1515/9783110646467>
 27. Kim M., Oh H.S., Park S.C., Chun J. Towards a taxonomic coherence between average nucleotide identity and 16S rRNA gene sequence similarity for species demarcation of prokaryotes // *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 2014. V. 64. P. 346–351.
<https://doi.org/10.1099/ijs.0.059774-0>
 28. Komárek J., Anagnostidis K. Cyanoprokaryota 1. Teil. 1st Part: Chroococcales // *Susswasserflora von Mitteleuropa* 19/2. Heidelberg: Elsevier/Spektrum, 1998. 548 p.
 29. Komárek J., Anagnostidis K. Cyanoprokaryota 2. Teil. 2nd Part: Oscillatoriales // *Susswasserflora von Mitteleuropa* 19/2. Heidelberg: Elsevier/Spektrum, 2005. 759 p.
 30. Komárek J. Cyanoprokaryota 3. Teil. 3rd Part: Heterocytous Genera // *Susswasserflora von Mitteleuropa* 19/2. Heidelberg: Elsevier/Spektrum, 2013. 1130 p.
 31. Komárek J., Kaštovský J., Mareš J., Johansen J.R. Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) 2014, using a polyphasic approach // *Preslia.* 2014. V. 86. P. 295–335.
 32. Komárek J., Genuário D., Fiore M., Fiore J. Heterocytous cyanobacteria of the Ulu Peninsula, James Ross Island, Antarctica // *Polar Biol.* 2014. V. 38. № 4. P. 475–492
 33. Komárek J. About endemism of cyanobacteria in freshwater habitats of maritime Antarctica // *Algol. Stud.* 2015. V. 148. P. 15–32.
https://doi.org/10.1127/algol_stud/2015/0219eschweizerbart
 34. Kumar S., Stecher G., Li M., Knyaz C., Tamura K. MEGA X: Molecular evolutionary genetics analysis across computing platforms // *Mol. Biol. Evol.* 2018. V. 35. № 6. P. 1547–1549.
<https://doi.org/10.1093/molbev>
 35. Lacap D.C., Warren-Rhodes K.A., McKay C.P., Pointing S.B. Cyanobacteria and chloroflexi-dominated hypolithic colonization of quartz at the hyper-arid core of the Atacama Desert, Chile // *Extremophiles.* 2011. V. 15. P. 31–38.
<https://doi.org/10.1007/s00792-010-0334-3>
 36. Lambrechts S., Willems A., Tahon G. Uncovering the uncultivated majority in Antarctic soils: toward a synergistic approach // *Front. Microbiol.* 2019. V. 10. P. 10.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00242>

37. Loy A., Horn M., Wagner M. ProbeBase: an online resource for rRNA-targeted oligonucleotide probes // *Nuc. Acids Res.* 2003. V. 31. № 1. P. 514–516. <https://doi.org/10.1093/nar/gkg016>
38. Lysak V., Maksimova I., Nikitin D., Ivanova E., Kudinova A., Soina E., Maefenina O. Soil microbial communities of Eastern Antarctica // *Mos. Univ. Biol. Sci. Bull.* 2018. V. 73. P. 104–112. <https://doi.org/10.3103/S0096392518030124>
39. Mehda S., Muñoz-Martín M.Á., Oustani M., Hamdi-Aissa B., Perona E., Mateo P. Lithic cyanobacterial communities in the polyextreme Sahara Desert: implications for the search for the limits of life // *Env. Microbiol.* 2021. V. 24. P. 451–474. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.15850>
40. Mergelov N.S. Soils of wet valleys in the Larsemann Hills and Vestfold Hills oases (Princess Elizabeth Land, East Antarctica) // *Eurasian Soil Sci.* 2014. V. 47. P. 845–862. <https://doi.org/10.1134/S1064229314090099>
41. Mergelov N.S., Dolgikh A.V., Shorkunov I.G., Zazovskaya E.P., Soina V.S., Yakushev A.V., Fedorov-Davydov D.G., Pryakhin S., Dobryansky A.S. Hypolithic communities shape soils and organic matter reservoirs in the ice-free landscapes of East Antarctica // *Sci. Rep.* 2020. V. 10. P. 10277. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67248-3>
42. Micheli C., Cianchi R., Paperi R., Belmonte A., Pushparaj B. Antarctic cyanobacteria biodiversity based on ITS and TrnL sequencing and its ecological implication // *Op. J. Ecol.* 2014. V. 4. P. 456–467. <https://doi.org/10.4236/OJE.2014.48039>
43. Michaud A.B., Šabacká M., Priscu J.C. Cyanobacterial diversity across landscape units in a polar desert: Taylor Valley, Antarctica // *FEMS Microbiol. Ecol.* 2012. V. 82. № 2. P. 268–278. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2012.01297.x>
44. Niederberger T.D., McDonald I.R., Hacker A.L., Soo R.M., Barrett J.E., Wall D.H., Cary S.C. Microbial community composition in soils of Northern Victoria Land, Antarctica // *Env. Microbiol.* 2015. V. 10. № 7. P. 1713–1724. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2008.01593.x>
45. Pandey K.D., Shukla S.P., Shukla P.N., Giri D.D., Singh J.S., Singh P., Kashyap A.K. Cyanobacteria in Antarctica: ecology, physiology and cold adaptation // *Cell. Mol. Biol.* 2004. V. 50. P. 575–584. <https://doi.org/10.1007/9993029>
46. Pearce D.A., Newsham K.K., Thorne M.A., Calvo-Bado L., Krsek M., Laskaris P., Hodson A., Wellington E.M. Metagenomic analysis of a southern maritime Antarctic soil // *Front. Microbiol.* 2012. V. 3. P. 403. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00403>
47. Pessi I.S., Maalouf P.D.C., Laughinghouse H.D., Baurain D., Wilmotte A. On the use of high-throughput sequencing for the study of cyanobacterial diversity in Antarctic aquatic mats // *J. Phycol.* 2016. V. 52. P. 356–368. <https://doi.org/10.1111/jpy.12399>
48. Prieto-Barajas C.M., Valencia-Canterob E., Santoyo G. Microbial mat ecosystems: structure types, functional diversity, and biotechnological application // *Electr. J. Biotech.* 2018. V. 31. P. 48–56. <https://doi.org/10.1016/J.EJBT.2017.11.001>
49. Rego A., Raio F., Martins T., Ribeiro H., Sousa A.G.G., Séneca J., Baptista M.S., Lee C.K., Cary S.C., Ramos V., Carvalho M.F., Leão P.N., Magalhães C. Actinobacteria and cyanobacteria diversity in terrestrial Antarctic microenvironments evaluated by culture-dependent and independent methods // *Front. Microbiol.* 2019. V. 10. P. 1018. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01018>
50. Rippka R., Deruelles J., Waterbury J.B., Herdman M., Stanier R.Y. Generic assignments, strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria // *J. Gen. Microbiol.* 1979. V. 111. P. 1–61. <https://doi.org/10.1099/00221287-111-1-1>
51. Saitou N., Nei M. The neighbor-joining method: A new method for reconstructing phylogenetic trees // *Mol. Biol. Evol.* 1987. V. 4. P. 406–425.
52. Severgnini M., Canini F., Consolandi C., Camboni T., Paolo D'Acqui L., Mascalchi C., Ventura S., Zucconi L. Highly differentiated soil bacterial communities in Victoria Land macro-areas (Antarctica) // *FEMS Microb. Ecol.* 2021. V. 97. № 7. P. fiab087. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiab087>
53. Tamura K., Nei M., Kumar S. Prospects for inferring very large phylogenies by using the neighbor-joining method // *Proc. Nat. Acad. Sci.* 2004. V. 101. P. 11030–11035.
54. Taton A., Grubisic S., Ertz D., Hodgson D.A., Piccardi R., Biondi N., Tredici M.R., Mainini M., Losi D., Marinelli F., Wilmotte A. Polyphasic study of Antarctic cyanobacterial strains // *J. Phycol.* 2006. V. 42. P. 1257–1270. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2006.00278.x>
55. Taton A., Hoffmann L., Wilmotte A. Cyanobacteria in microbial mats of Antarctic lakes (East Antarctica) – a microscopical approach // *Algol. Stud./Arch. Hydrob.* 2008. V. 126. P. 173–208. <https://doi.org/10.1127/1864-1318/2008/0126-0173>
56. Taton A., Wilmotte A., Šmarda J., Elster J., Komárek J. *Plectolyngbya hodgsonii*: a novel filamentous cyanobacterium from Antarctic lakes // *Polar Biol.* 2011. V. 34. P. 181–191. <https://doi.org/10.1007/s00300-010-0868-y>
57. Yergeau E., Newsham K.K., Pearce D.A., Kowalchuk G.A. Patterns of bacterial diversity across a range of Antarctic terrestrial habitats // *Env. Microbiol.* 2007. V. 9. № 11. P. 2670–2682. <https://doi.org/10.1111/J.1462-2920.2007.01379.X>
58. Velichko N.V., Smirnova S.V., Averina S.G., Pinevich A.V. A survey of Antarctic cyanobacteria // *Hydrobiologia.* 2021. V. 848. № 11. P. 1–26. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04588-9>
59. Vyverman W., Verleyen E., Wilmotte A., Hodgson D.A., Willems A., Peeters K., van de Vijver B., De Wever A., Leliaert F., Sabbe K. Evidence for widespread endemism among Antarctic micro-organisms // *Polar Sci.* 2010. V. 4. № 2. P. 103–113. <https://doi.org/10.1016/j.polar.2010.03.006>
60. Wood S.A., Rueckert A., Cowan D.A., Cary S.C. Sources of edaphic cyanobacterial diversity in the Dry Valleys of Eastern Antarctica // *ISME J.* 2008. V. 2. № 3. P. 308–320. <https://doi.org/10.1038/ismej.2007.104>
61. Wynn-Williams D.D. Response of pioneer soil microalgal colonists to environmental change in Antarctica // *Microb. Ecol.* 1996. V. 31. № 2. P. 177–188. <https://doi.org/10.1007/BF00167863>

Cyanobacteria in Hypolithic Horizons of Soils in the Larsemann Hills, East Antarctica

N. V. Velichko^{1, *}, D. E. Rabochaya¹, A. V. Dolgikh², and N. S. Mergelov²

¹*Saint-Petersburg State University, Saint Petersburg, 199034 Russia*

²*Institute of Geography of the Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017 Russia*

**e-mail: n.velichko@spbu.ru*

The research is devoted to the analysis of biodiversity of Antarctic soil cyanobacteria in hypolithic organo-accumulative horizons of the Larsemann Hills (East Antarctica). Studying of fouling glasses by the methods of light and confocal microscopy, as well as fluorescent *in situ* hybridization, has shown that filamentous forms predominate among cyanobacteria in the upper layers of Antarctic hypolithic microbial communities. To clarify the taxonomic status, strains of the genera *Nostoc*, *Halotia*, *Leptolyngbya*, *Plectolyngbya*, *Phormidesmis*, as well as some new and previously undescribed representatives of Antarctic cyanobacteria were isolated from corresponding soil samples. The strains of the unique collection of soil cyanobacteria that we formed for the first time were described according to modern methods of polyphasic taxonomy based on analysis of the complex of morphological and molecular-genetic characters. The results of phylogenetic analysis of the primary sequence of 16S rRNA gene and peculiarities of organization of secondary structures of internal transcribed spacers of ribosomal operon allowed to identify new taxa of potentially endemic cyanobacteria among the studied strains. The high level of similarity of 16S rRNA gene sequences of soil cyanobacteria with those previously detected in the water bodies of the Larsemann Hills confirms their ability to spread beyond the limits of individual ecological niches and to adapt flexibly to contrasting environmental conditions.

Keywords: biofilms, fouling glasses, FISH, laboratory cultures, 16S rRNA, 16S–23S ITS secondary structures, endemism

СОДЕРЖАНИЕ РАЗЛИЧНЫХ ФОРМ КАЛИЯ В ПОЧВЕННОМ ПРОФИЛЕ ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТОЙ ПОЧВЫ ПРЕДУРАЛЬЯ

© 2023 г. Н. Е. Завьялова^а, * (ORCID: 0000-0003-4005-8998),

М. Т. Васбиева^а, Д. Г. Шишков^а, О. В. Иванова^а

^аПермский федеральный исследовательский центр УрО РАН,
ул. Культуры, 12, с. Лобаново, Пермский край, 614532 Россия

*e-mail: nezavyalova@gmail.com

Поступила в редакцию 06.02.2023 г.

После доработки 10.04.2023 г.

Принята к публикации 11.04.2023 г.

Изучено влияние длительного применения азотных, фосфорных и калийных удобрений и их сочетаний (N, P, K, NP, NK, PK и NPK) на изменение в дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почве (Albic Retisol (Abruptic, Aric, Loamic)) валового, легкообменного, обменного и необменного содержания калия. Исследования проведены в метровом слое почвы в условиях многолетнего стационарного опыта, заложенного в Пермском крае в 1978 г. В опыте применяли аммиачную селитру или мочевины, двойной или простой суперфосфат и калий хлористый. Доза удобрений — 90 кг д.в./га. Длительное внесение калия хлористого в чистом виде и в сочетании с суперфосфатом и азотными удобрениями (K₉₀, (PK)₉₀, (NK)₉₀, (NPK)₉₀) обеспечило увеличение в пахотном слое почвы валового содержания калия в 1.1–1.2 раза и его различных соединений в 1.1–2.8 раза (относительно контрольного варианта). Здесь отмечено сужение соотношения необменного калия к обменному. Изменения в метровом слое почвы зависели от сочетания удобрений, изучаемой формы калия в почве. Внесение только азотных и фосфорных удобрений (N₉₀, P₉₀, (NP)₉₀) без компенсации выноса калия в течение пяти ротаций восьмипольного полевого севооборота привело к уменьшению запасов обменного и необменного калия в слое 0–40 см на 15–20%. Минимальный уровень содержания обменного калия в дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почве в слое 0–20 см составил 108–112 мг/кг.

Ключевые слова: обменный и необменный калий, почвенный профиль, длительный стационарный опыт, баланс калия, валовое содержание калия

DOI: 10.31857/S0032180X23600154, EDN: OILKFX

ВВЕДЕНИЕ

Предуралье относится к южно-таежной лесной зоне. Площадь пахотных земель в Пермском крае составляет 1.1 млн га, из них дерново-подзолистых около 70%. Данный тип почв сформирован на тяжелых по гранулометрическому составу породах и в условиях промывного водного режима. Дерново-подзолистые почвы Предуралья бедны элементами питания, в частности обменным калием. Формирование урожая сельскохозяйственных культур за последние годы в крае и в России в целом происходило в основном за счет естественного плодородия почв и запасов питательных веществ, пополняемых в предыдущие годы, что привело к обеднению пахотных почв питательными веществами [6, 17, 20].

На сегодняшний день из-за отсутствия применения минеральных удобрений или низких доз (12–15 кг д.в./га) в 11 районах Пермского края площадь пашни с очень низким и низким содержанием обменного калия составляет более 20%.

Очень низкую обеспеченность обменным калием имеют 5%, низкую — 13.7%, среднюю — 43.2% пахотных земель [4].

Регион исследования характеризуется высокими природными запасами калийных солей. В Пермском крае расположено самое крупное в мире месторождение калийных солей — “Верхнекамское”, содержащее треть мировых запасов. На территории края работают современные предприятия по производству минеральных удобрений: ПАО “Уралкалий” и АО ОХК “Уралхим” [1]. Эти ведущие предприятия калийной промышленности экспортируют свою продукцию во многие страны мира.

Калий — важный элемент питания, который играет ключевую роль в различных физиологических и биохимических функциях растений. Сбалансированное внесение питательных веществ способствует лучшему росту и развитию растений [5, 16, 21]. Высокое валовое содержание калия в почве не гарантирует полноценного калийного

питания растений, необходимо достаточное количество обменных форм этого элемента в почве. Для создания устойчивого калийного режима почвы и для возможной мобилизации имеющихся запасов почвенного калия важно знать направление процессов трансформации и миграции соединений калия под действием природных и антропогенных факторов [20, 22].

При длительном экстенсивном использовании почвенных ресурсов наблюдается снижение содержания обменного калия как в пахотном горизонте, так и до глубины 50–100 см [9, 14, 18]. Существует вероятность разрушения ценных калийсодержащих минералов в условиях невосполнимых потерь калия [2, 18, 24–26]. При этом нарушаются механизмы саморегуляции содержания почвенных калийных соединений, и происходит истощение их подвижных фракций, ухудшается эффективное и потенциальное плодородие почвы. Основные изменения в содержании форм калия происходят в пахотном слое почвы и зависят от интенсивности антропогенного воздействия. Подвижность обменного калия в дерново-подзолистых почвах обусловлена, прежде всего, условиями формирования этих почв и их генетическими особенностями. Потери калия из почв в результате миграции зависят от гранулометрического состава, кислотности, поглотительной способности почв, количества и распределения осадков [7, 8, 11].

Изучение калийного фонда дерново-подзолистых почвы во время длительного стационарного опыта позволит установить направление и особенности его трансформации в пахотных почвах Предуралья, что является важным в практическом и теоретическом плане направлением исследований в аграрной науке.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили на опытном поле Пермского НИИСХ – филиала ПФИЦ УрО РАН, в длительном стационарном опыте, заложенном в 1978 г. по сокращенной факториальной схеме $6 \times 6 \times 6$. Почва дерново-подзолистая тяжелосуглинистая (Albic Retisol (Abruptic, Aric, Loamic)) со следующими характеристиками перед закладкой опыта (слой 0–20 см): гумус (по Тюрину) – 2.12%, pH_{KCl} – 5.6, гидролитическая кислотность – 2.0, обменная – 0.025, сумма поглощенных оснований – 21.0 смоль(экв)/кг, содержание подвижных форм фосфора – 175, обменного калия (по Кирсанову) – 203 мг/кг почвы. Чередование культур в севообороте: чистый пар, озимая рожь, картофель, пшеница, клевер 1 года пользования, клевер 2 года пользования, ячмень, овес. Под клевер удобрения не вносили, изучали последствие. Перед закладкой опыта почва была известкована по полной дозе гидролитической

кислотности. Органические удобрения не вносили. Общая площадь делянки 120 м², учетная 76.4 м². Для проведения исследований выбрали следующие варианты: без удобрений (контроль), N₉₀, P₉₀, K₉₀, (NP)₉₀, (NK)₉₀, (PK)₉₀, (NPK)₉₀. Почвенные образцы отбирали в начале шестой ротации севооборота после уборки возделываемой культуры по слоям до глубины 1 м с шагом 20 см.

Содержание различных форм калия изучали с использованием следующих методов: легкоподвижной – в 0.01 М CaCl₂ вытяжке, подвижной (обменной) по Кирсанову, необменной по Гедройцу. Расчет содержания необменного калия определяли по разности содержания калия в 10%-ной HCl (по Гедройцу) и 0.2 М HCl (подвижный по Кирсанову) вытяжках. Валовое содержание калия определяли после мокрого озоления в смеси концентрированной серной кислоты и перекиси водорода [13].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

При длительном (40 лет) сельскохозяйственном использовании дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почвы получен отрицательный баланс по калию на всех изучаемых вариантах полевого стационарного опыта (табл. 1). Наибольший отрицательный баланс сложился в варианте без удобрений, а также при одностороннем внесении азотных и фосфорных удобрений и их сочетании. Интенсивность баланса в вариантах K₉₀, (NK)₉₀, (PK)₉₀, (NPK)₉₀ составила 64–77%. Следовательно, внесение калийных удобрений в дозе 90 кг д.в./га отдельно и совместно с азотными и фосфорными не обеспечило бездефицитный баланс калия в почве.

Почвенный калий принято подразделять на различные формы: легкообменный, обменный, необменный и калий почвенного скелета [7, 14, 23]. Наиболее пристальное внимание уделяется первым трем формам, которые подвижны, обеспечивают питание растений и подвержены влиянию природных и антропогенных факторов.

Исследуемая дерново-подзолистая почва Предуралья имеет высокие природные резервы калия, сформированные в процессе ее развития [3].

В пахотных почвах создаваемый уровень минерального питания значительно влияет на калийный режим почвы. Отмечено более высокое содержание валового калия в пахотном слое почвы относительно контрольного варианта (выше на 12–21%) при длительном внесении калия хлористого как в чистом виде, так и в смеси с суперфосфатом и азотными удобрениями (K₉₀, (PK)₉₀, (NK)₉₀ и (NPK)₉₀) (табл. 2). При одностороннем внесении калийных удобрений валовое содержание калия было достоверно больше, чем в варианте без удобрений и в подпахотном слое почвы. За-

Таблица 1. Баланс калия в полевом восьмипольном севообороте, кг/га (за 5 ротаций, 1978–2017 гг.)

Вариант	Поступление калия* в сумме за 5 ротаций	Хозяйственный вынос калия в сумме за 5 ротаций	Баланс		Интенсивность баланса
			всего	в среднем в год	
	кг/га				
Без удобрений	130	2970	−2840	−71	4
N ₉₀	130	3200	−3070	−77	4
P ₉₀	130	2850	−2720	−68	5
K ₉₀	2380	3075	−695	−17	77
(NP) ₉₀	130	3190	−3060	−77	4
(NK) ₉₀	2380	3540	−1160	−29	67
(PK) ₉₀	2380	3260	−880	−22	73
(NPK) ₉₀	2380	3720	−1340	−34	64

* С удобрениями и семенами.

Таблица 2. Изменение валового содержания калия по профилю почвы при длительном применении минеральных удобрений

Вариант	Содержание, г/кг					Запасы, т/га		
	0–20	20–40	40–60	60–80	80–100	0–20	0–40	0–100
Без удобрений	15.9	17.8	21.6	21.2	21.2	41	89	286
N ₉₀	17.0	22.2	22.0	22.5	21.8	44	104	308
P ₉₀	16.6	17.4	21.4	20.8	19.9	43	90	280
K ₉₀	19.0	21.2	21.7	21.0	20.2	49	107	299
(NP) ₉₀	15.5	19.0	22.5	22.6	20.7	40	92	293
(NK) ₉₀	18.2	19.7	24.2	24.0	21.6	47	101	315
(PK) ₉₀	19.2	22.6	23.8	22.2	22.6	50	111	321
(NPK) ₉₀	17.8	18.8	21.2	20.8	21.1	46	97	291
HCP ₀₅ *	1.6	1.8	2.1	2.3	$F_{\phi} < F_T$	4	4	6

* Здесь и далее в табл. 3–6: HCP – наименьшая существенная разница, F_{ϕ} – фактическое значение критерия Фишера, F_T – теоретическое значение критерия Фишера.

пасы в слое 0–40 см составили 107 т/га и были сопоставимы с расположенной рядом целинной почвой злаково-разнотравного луга [3].

Прослеживается тенденция к увеличению валового содержания калия и его запасов с глубиной исследуемого слоя почвы в вариантах (PK)₉₀ и (NK)₉₀. Запасы валового калия в метровом слое почвы были больше контрольного варианта на 10–12%. Это может быть связано с различной интенсивностью выноса калия растениями по вариантам и различиями в минеральном составе почвенных горизонтов. Применение полного минерального удобрения (NPK)₉₀ повысило валовое содержание калия только в пахотном слое.

Увеличение валового содержания калия выявлено при внесении азотных удобрений N₉₀, до-

стоверное повышение на 25% отмечено в подпахотном слое почвы. Полученные результаты, возможно, связаны с промывным водным режимом почвы, а также разрушением и трансформацией калийсодержащих минералов почвы в результате длительного применения физиологически кислых удобрений и перемещением тонкодисперсных минералов в составе илистой фракции, из пахотного в подпахотный слой [12, 18].

В исследованиях [18] показано, что внесение высоких доз азотного, калийного и полного минерального удобрения вызывает заметное сокращение ближнего резерва калия и ослабление способности почвы к восполнению обменных форм. По данным [2], в результате длительного применения удобрений отмечено уменьшение в 3 раза содержания слюд (мусковит, биотит) – одних из

Таблица 3. Изменение содержания легкообменного калия (в вытяжке 0.01 М CaCl₂) по профилю почвы при длительном применении минеральных удобрений, над чертой – содержание, под чертой – % от валового содержания калия

Вариант	Содержание, мг/кг					Запасы, кг/га		
	0–20	20–40	40–60	60–80	80–100	0–20	0–40	0–100
Без удобрений	<u>10.9</u> 0.07	<u>8.0</u> 0.04	<u>3.2</u> 0.01	<u>1.5</u> 0.01	<u>1.3</u> 0.01	28	50	68
N ₉₀	<u>9.7</u> 0.06	<u>5.1</u> 0.02	<u>3.9</u> 0.02	<u>2.3</u> 0.01	<u>1.4</u> 0.01	25	39	62
P ₉₀	<u>9.4</u> 0.06	<u>6.4</u> 0.04	<u>4.1</u> 0.02	<u>2.5</u> 0.01	<u>1.2</u> 0.01	24	42	65
K ₉₀	<u>24.0</u> 0.13	<u>7.0</u> 0.03	<u>6.7</u> 0.03	<u>1.9</u> 0.01	<u>1.3</u> 0.01	62	81	111
(NP) ₉₀	<u>14.3</u> 0.09	<u>7.0</u> 0.04	<u>4.5</u> 0.02	<u>2.0</u> 0.01	<u>1.3</u> 0.01	37	56	80
(NK) ₉₀	<u>30.7</u> 0.17	<u>13.2</u> 0.07	<u>6.5</u> 0.03	<u>3.5</u> 0.01	<u>1.6</u> 0.01	80	116	150
(PK) ₉₀	<u>20.1</u> 0.10	<u>5.8</u> 0.03	<u>3.5</u> 0.01	<u>1.7</u> 0.01	<u>2.3</u> 0.01	52	68	91
(NPK) ₉₀	<u>29.4</u> 0.17	<u>10.4</u> 0.06	<u>6.8</u> 0.03	<u>3.7</u> 0.02	<u>1.7</u> 0.01	77	105	141
HCP ₀₅	5.9	2.7	$F_{\phi} < F_T$	$F_{\phi} < F_T$	1.5	15	20	32

основных калийсодержащих минералов. Причиной перемещения калия в нижележащие горизонты может быть высокое содержание катионов аммония в почве, который способен вытеснить в почвенный раствор заметную часть ионов калия со специфических позиций [24].

Увеличение содержания легкообменных форм калия, которые являются наиболее доступными для растений, в пахотном слое почвы относительно контрольного варианта происходило только при внесении калийных удобрений как в чистом виде, так и в смеси с суперфосфатом и азотными удобрениями – содержание увеличилось в 1.8–2.8 раза, запасы от 28 (контроль) до 52–80 кг/га (табл. 3). Внесение азотных удобрений совместно с калийными повышало подвижность калия. Количество легкообменной формы в пахотном слое почвы в варианте НК было достоверно выше, чем при одностороннем внесении калия хлористого или РК. Увеличение содержания легкообменных форм калия при внесении азотно-калийных удобрений также наблюдали в подпахотном слое почвы. Длительное внесение азотных и фосфорных удобрений (N₉₀, P₉₀, (NP)₉₀) не оказало существенного влияния на изменение количества легкообменных форм в пахотном слое почвы относительно контрольного варианта.

Содержание обменной (подвижной) формы калия в почве на сегодняшний день является основным диагностическим показателем уровня

калийного питания растений. Длительный дефицитный баланс калия привел к существенному снижению содержания в почве обменной формы этого элемента. Уровень обменного калия 108–112 мг/кг, установившийся в длительном опыте за пять ротаций севооборота на вариантах N₉₀, P₉₀ и (NP)₉₀, следует считать показателем нижнего агрономического предела обеспеченности дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почвы Предуралья калием. На этих вариантах в почву не только не вносили калийные удобрения, но и внесение только азотных или фосфорных удобрений и сочетание азотных удобрений с фосфорными увеличивало потребление калия растениями, что привело к снижению количества обменных форм калия в пахотном слое почвы относительно исходного уровня на 29–36% (табл. 4). Степень обеспеченности почвы обменными формами калия изменилась с высокой и повышенной до средней. В результате запасы обменных форм калия в слое 0–40 см уменьшились с 1.0 т/га в контрольном варианте до 0.8 т/га (на 20%).

Длительное применение калийных удобрений в чистом виде и сочетании с азотными и фосфорными (K₉₀, (PK)₉₀, (NK)₉₀ и (NPK)₉₀) обеспечило повышение количества обменного калия в пахотном слое почвы относительно исходного уровня на 20–40%. Применение калия хлористого в чистом виде увеличило содержание обменной формы калия в пахотном и подпахотном слоях почвы,

Таблица 4. Изменение содержания обменного калия (по Кирсанову) по профилю почвы при длительном применении минеральных удобрений, над чертой – содержание, под чертой – % от валового содержания калия

Вариант	Содержание, мг/кг						Запасы, т/га			
	перед закладкой, 0–20	VI ротация					перед закладкой, 0–20	VI ротация		
		0–20	20–40	40–60	60–80	80–100		0–20	0–40	0–100
Без удобрений	190	<u>129</u> 0.8	<u>116</u> 0.7	<u>98</u> 0.5	<u>91</u> 0.4	<u>82</u> 0.4	0.49	0.34	1.0	2.6
N ₉₀	157	<u>112</u> 0.7	<u>101</u> 0.5	<u>100</u> 0.5	<u>90</u> 0.4	<u>79</u> 0.4	0.41	0.29	0.8	2.5
P ₉₀	159	<u>108</u> 0.7	<u>95</u> 0.5	<u>102</u> 0.5	<u>103</u> 0.5	<u>82</u> 0.4	0.41	0.28	0.8	2.5
K ₉₀	156	<u>217</u> 1.1	<u>129</u> 0.6	<u>107</u> 0.5	<u>94</u> 0.4	<u>85</u> 0.4	0.41	0.56	1.3	3.0
(NP) ₉₀	169	<u>109</u> 0.7	<u>100</u> 0.5	<u>112</u> 0.5	<u>104</u> 0.5	<u>85</u> 0.4	0.44	0.28	0.8	2.5
(NK) ₉₀	158	<u>218</u> 1.2	<u>135</u> 0.7	<u>124</u> 0.5	<u>108</u> 0.4	<u>91</u> 0.4	0.41	0.57	1.3	3.3
(PK) ₉₀	162	<u>195</u> 1.0	<u>110</u> 0.5	<u>107</u> 0.4	<u>88</u> 0.4	<u>72</u> 0.3	0.42	0.51	1.1	2.7
(NPK) ₉₀	185	<u>230</u> 1.3	<u>140</u> 0.7	<u>122</u> 0.6	<u>102</u> 0.5	<u>98</u> 0.5	0.48	0.60	1.4	3.3
HCP ₀₅	—	17	13	18	$F_{\phi} < F_T$	$F_{\phi} < F_T$	—	0.05	0.1	0.2

внесение (NK)₉₀ и (NPK)₉₀ – до глубины 60 см, прежде всего, за счет способности элемента к миграции. В результате запасы обменных форм калия в метровом слое почвы увеличились в 1.2–1.3 раза. Внесение фосфорно-калийных удобрений оказало влияние только на пахотный слой почвы. По данным [14], даже при длительном ежегодном применении калийных удобрений в дозе 60–90 кг/га на дерново-подзолистых почвах разного гранулометрического состава заметная миграция калия удобрений в супесчаных почвах наблюдалась только до глубины 100 см, а в суглинистых почвах – до глубины 40–60 см. Дерновый процесс почвообразования способствует увеличению содержания подвижных форм калия в верхнем горизонте почвы. Этот процесс усиливается при внесении азотных и фосфорных удобрений, при создании условий для глубокого проникновения корневых систем выращиваемых культур. В питании растений калием участвует в основном слой почвы 0–40 см. Однако при длительном экстенсивном использовании пашни растения могут использовать калий из более глубоких горизонтов [15].

По данным исследований, миграция обменного калия в дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почве ниже 40 см отмечена на вариантах (NK)₉₀ и (NPK)₉₀, где статистически доказано увеличение содержания обменной формы калия в слое 40–60 см относительно контрольного вари-

анта. Миграция калия удобрений в глубину по профилю ниже 60 см статистически не доказана. Непроизводительные потери калия удобрений за счет миграции составляют 24–26 мг/кг почвы или 15–16 кг/га в год. Данное количество обменной формы калия мигрирует за пределы корнеобитаемого слоя ниже 40 см в связи с промывным водным режимом исследуемой почвы и не участвует в питании растений.

Изучение динамики содержания обменных форм калия в пахотном слое почвы по ротациям показало, что максимальное уменьшение содержания данных соединений в вариантах без применения калийных удобрений происходило к концу первой ротации (рис. 1).

При внесении азотных и азотно-фосфорных удобрений отмечено минимальное количество обменных форм калия в пахотном слое почвы. Стабильно низкий уровень 80–110 мг/кг обменной формы элемента сохраняется по настоящее время. Полученные результаты соответствуют представленному в работе [10] минимальному уровню количества обменных форм калия в дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почве.

Применение калия хлористого в чистом виде привело к повышению содержания обменных форм калия в почве к концу первой ротации севооборота (на 35%). Достоверное увеличение содержания обменного калия на 25–40% в пахотном слое

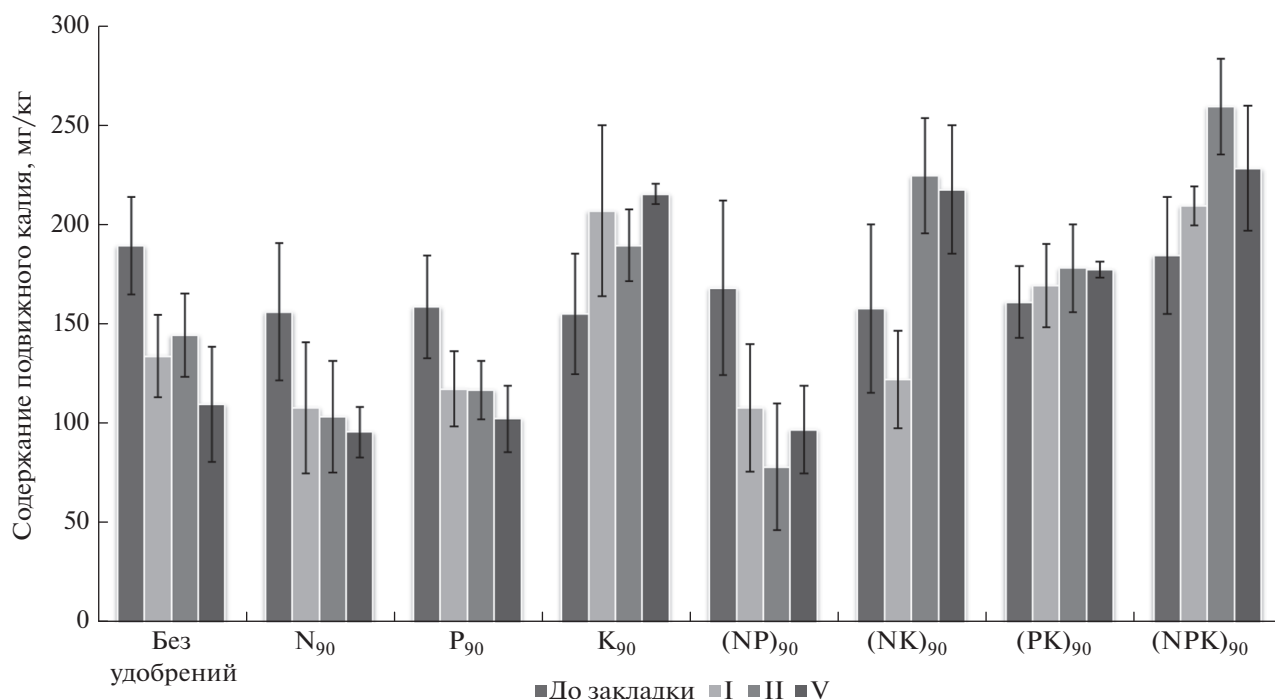


Рис. 1. Изменение содержания обменного (подвижного) калия (по Кирсанову) в пахотном слое почвы по ротациям севооборота.

почвы наблюдали с конца второй ротации севооборота в вариантах, где изучали сочетание калия хлористого с азотными удобрениями ((NK)₉₀, (NPK)₉₀). Фосфорные удобрения, по-видимому, способствовали закреплению калия в почве в не-обменной форме, поэтому в течение пяти ротаций увеличение обменной формы калия в пахотном слое относительно исходного уровня при внесении (PK)₉₀ составляло всего 5–10% и только на начало шестой ротации было зафиксировано увеличение на 25%.

Оценить ближайшие ресурсы восполнения содержания обменного калия можно по содержанию в почве его необменной формы. Содержание необменного калия в почве было больше контрольного варианта в 1.1–1.3 раза в пахотном и подпахотном слоях при длительном внесении калия хлористого и его сочетании с суперфосфатом (K₉₀, (PK)₉₀) (табл. 5). Отмечена тенденция к уменьшению содержания необменного калия в более глубоких слоях почвы. Содержание необменного калия в метровом слое сохранилось на уровне контрольного варианта или было чуть выше в варианте (NK)₉₀, что свидетельствует о миграции легкообменной и обменной форм калия по профилю почвы при промывном водном режиме и под воздействием азотных удобрений, их поглощением глинистыми минералами и трансформацией в необменную форму.

Содержание необменно фиксированного калия по Гедройцу достоверно больше контрольно-

го варианта отмечено в пахотном слое (в 1.1 раза) при внесении фосфорных удобрений (P₉₀) и в подпахотном слое (в 1.2 раза) – при внесении азотных удобрений (N₉₀). По-видимому, в данных вариантах наблюдается переход калия из силикатной труднодоступной формы в необменную.

По расчетным данным калий удобрений, не использованный растениями, распределяется в почве следующим образом между обменной и не-обменной формами этого элемента: в варианте K₉₀ на 25% закрепился в виде обменной формы и 75% – в виде необменной; (PK)₉₀ – 45% закрепилось в виде обменной формы и 55% – в виде необменной; (NK)₉₀ – 70% закрепилось в виде обменной формы и 30% – в виде необменной; (NPK)₉₀ – почти 100% закрепилось в виде обменной формы. Таким образом, азотные удобрения способствовали увеличению подвижности калия.

Степень истощения почвы по обменному калию, специфику трансформации форм калия в почве под действием антропогенных факторов отражает соотношение содержания необменного калия к подвижному (обменному). Лучшей обеспеченностью доступным для растений обменным калием характеризуются варианты с внесением калийных удобрений в чистом виде и в сочетании с азотными и фосфорными, где соотношение $K_{необ} : K_{обм}$ в слое 0–20 см составляет 4.7–5.8. Данное соотношение в вариантах N₉₀, P₉₀ и (NP)₉₀ расширилось по сравнению с

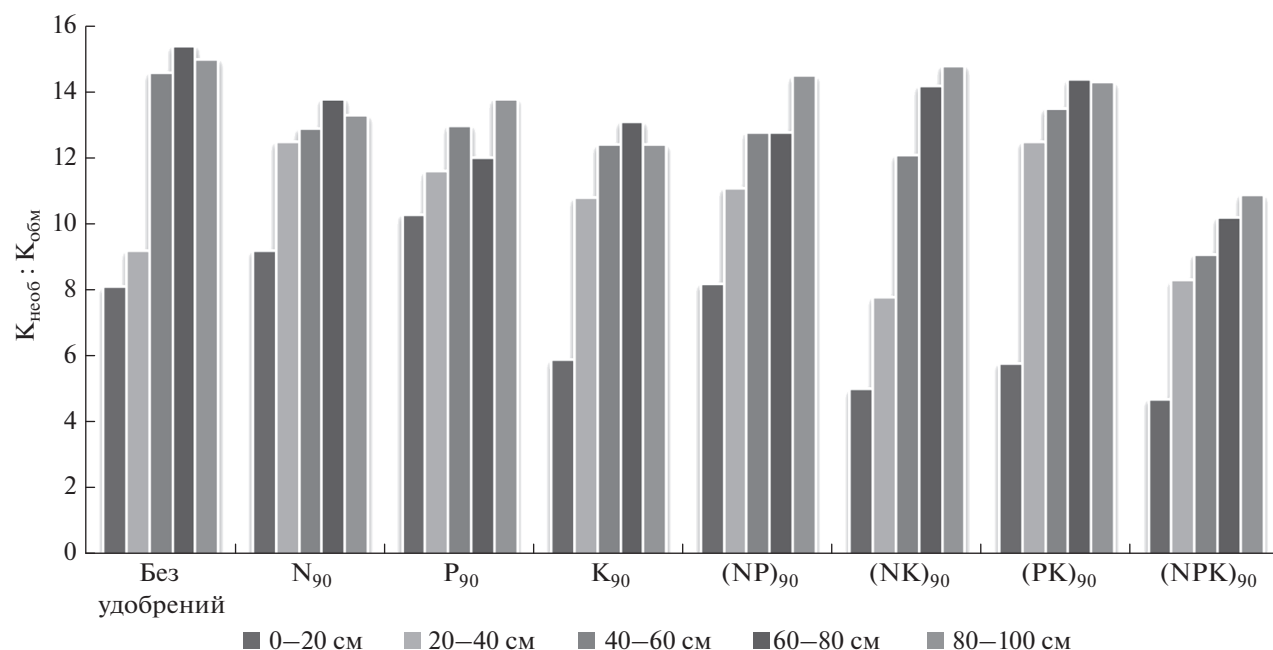


Рис. 2. Отношение необменного и обменного калия по вариантам опыта.

контрольным вариантом в слое 0–20 см до 8.2–10.3 (рис. 2). С глубиной соотношение $K_{\text{необ}} : K_{\text{обм}}$ расширяется независимо от вариантов опыта.

Длительное применение $(\text{NPK})_{90}$ способствовало накоплению большего содержания обмен-

ного калия в почве и привело к сужению соотношения необменного калия к обменному до 4.7–10.9 (в зависимости от почвенного слоя). Этот экспериментальный факт свидетельствует о перегруппировке форм калия, переходе части необ-

Таблица 5. Изменение содержания необменного калия (по Гедройцу) по профилю почвы при длительном применении минеральных удобрений, над чертой – содержание, под чертой – % от валового содержания калия

Вариант	Содержание, мг/кг					Запасы, т/га		
	0–20	20–40	40–60	60–80	80–100	0–20	0–40	0–100
Без удобрений	<u>1040</u> 6.5	<u>1065</u> 6.0	<u>1435</u> 6.6	<u>1400</u> 6.6	<u>1230</u> 5.8	2.7	5.6	18.0
N_{90}	<u>1030</u> 6.1	<u>1260</u> 5.7	<u>1295</u> 5.9	<u>1245</u> 5.5	<u>1050</u> 4.8	2.7	6.1	17.1
P_{90}	<u>1115</u> 6.7	<u>1100</u> 6.3	<u>1330</u> 6.2	<u>1240</u> 6.0	<u>1130</u> 5.7	2.9	5.9	17.2
K_{90}	<u>1285</u> 6.8	<u>1395</u> 6.6	<u>1335</u> 6.2	<u>1235</u> 5.9	<u>1050</u> 5.2	3.3	7.1	18.2
$(\text{NP})_{90}$	<u>890</u> 5.7	<u>1110</u> 5.8	<u>1430</u> 6.4	<u>1335</u> 5.9	<u>1230</u> 5.9	2.3	5.3	17.5
$(\text{NK})_{90}$	<u>1080</u> 5.9	<u>1055</u> 5.4	<u>1505</u> 6.2	<u>1535</u> 6.4	<u>1345</u> 6.2	2.8	5.7	19.1
$(\text{PK})_{90}$	<u>1125</u> 5.9	<u>1380</u> 6.1	<u>1440</u> 6.1	<u>1270</u> 5.7	<u>1030</u> 4.6	2.9	6.7	18.1
$(\text{NPK})_{90}$	<u>1070</u> 6.0	<u>1155</u> 6.1	<u>1115</u> 5.2	<u>1040</u> 5.0	<u>1065</u> 5.0	2.8	5.9	15.8
HCP_{05}	70	125	200	235	135	0.2	0.4	1.6

Таблица 6. Влияние длительного применения минеральных удобрений на продуктивность полевого восьми-польного севооборота (среднее по 2 закладкам, 1978–2019 гг.), ц к.ед./год

Вариант	Ротация					Среднее за 5 ротаций	Прибавка
	I	II	III	IV	V		
Без удобрений	28.9	29.8	25.7	30.7	28.6	28.7	—
N ₉₀	37.0	38.7	29.4	33.8	32.2	34.2	5.5
P ₉₀	31.6	32.9	25.5	30.0	30.0	30.0	1.2
K ₉₀	33.3	31.7	27.6	29.3	30.7	30.5	1.8
(NP) ₉₀	37.4	33.1	29.0	33.0	31.8	32.9	4.1
(NK) ₉₀	36.4	36.1	29.8	34.8	32.1	33.9	5.1
(PK) ₉₀	36.8	33.5	27.3	31.1	32.2	32.2	3.4
(NPK) ₉₀	37.6	37.5	30.6	34.5	35.8	35.2	6.5
HCP ₀₅	—	—	—	—	—	—	1.9

менного калия в обменный, и миграции ионов калия по профилю почвы под воздействием удобрений, особенно азотных.

Внесение азотных удобрений (N), сочетание NP, NK, PK и NPK обеспечило достоверное увеличение продуктивности севооборота в среднем за пять ротаций на 12–25% (табл. 6). Применение суперфосфата и калия хлористого в чистом виде не оказало заметного влияния на продуктивность севооборота, отмечено увеличение на 5–6%, в пределах случайной ошибки опыта. Достоверные корреляционные зависимости между продуктивностью сельскохозяйственных культур и содержанием в почве различных форм калия не установлены.

Прямые высокие корреляционные зависимости наблюдали между содержанием по профилю почвы обменного, легкообменного калия и $C_{орг}$ ($r = 0.8–0.9$), обратные средние и высокие ($r = -0.6–0.8$) — с суммой обменных оснований, степенью насыщенности почвы основаниями, содержанием обменного кальция и магния. Данные результаты связаны с существующей конкуренцией между ионами калия и ионами кальция, магния.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ содержания различных форм калия в дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почве показал, что сумма обменного и необменного калия, которая вносит свой вклад в калийное питание растений, составляет малую долю от общего его содержания в почве — от 6.5 до 8.1%. Основу калийного фонда почвы составляет калий почвенного скелета, который входит в состав трудно-растворимых почвенных минералов, таких как полевые шпаты, слюды и др.

После пяти ротаций севооборота в длительном стационарном опыте получен отрицательный баланс по калию на всех изучаемых вариантах полевого стационарного опыта. Интенсивность баланса на вариантах с применением калийных удобрений по 90 кг д.в. составила 64–77%.

Распределение по почвенному профилю валового калия достаточно равномерное, однако при длительном внесении минеральных удобрений прослеживается тенденция к увеличению его содержания и запасов с глубиной исследуемого слоя почвы. Запасы валового калия в метровом слое почвы увеличились в вариантах (NK)₉₀, (PK)₉₀ на 10–12% относительно контроля.

Минимальное количество обменного калия в пахотном слое почвы (0–20 см) отмечено при внесении азотных, фосфорных и азотно-фосфорных удобрений — 108–112 мг/кг. Это значение практически не меняется в течение пяти ротаций восьмипольного севооборота и соответствует минимальному уровню содержания обменного калия в дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почве. Миграция калия в дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почве ниже 40 см отмечена в вариантах (NK)₉₀ и (NPK)₉₀. В этих вариантах статистически доказано увеличение содержания обменного калия в слое 40–60 см относительно контроля.

Содержание необменного калия в пахотном и подпахотном слоях больше контрольного варианта в 1.1–1.3 раза отмечено при длительном внесении калия хлористого и его сочетании с суперфосфатом (K₉₀, (PK)₉₀). Содержание необменного калия в метровом слое сохранилось на уровне контрольного варианта или было немного больше в варианте (NK)₉₀. Этот факт свидетельствует о миграции ионов калия по профилю почвы под воздействием азотных удобрений, их поглоще-

нии глинистыми минералами и трансформации в необменную форму.

Вынос обменного калия культурами севооборота нивелировался его резервами из необменной формы, которая в свою очередь поддерживалась на определенном уровне за счет калия, наиболее прочно удерживаемого почвенными минералами и не извлекаемого экстрагентами, использованными в настоящей работе.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Беляев Г.Н.* Калийные удобрения из калийных солей Верхнекамского месторождения и их эффективность. Пермь: Перм. кн. изд-во, 2005. 304 с.
2. *Воробьев В.А.* Агроэкологические аспекты природно-антропогенной трансформации калийного состояния дерново-подзолистых почв Северо-Запада России. Дис. ... докт. с.-х. наук. Брянск, 2016. 272 с.
3. *Завьялова Н.Е., Васбиева М.Т., Шишков Д.Г., Иванова О.В.* Калийное состояние дерново-подзолистой почвы в различных фитоценозах Предуралья // *Плодородие*. 2022. № 4. С. 59–63.
4. *Кайгородов А.Т., Пискунова Н.И.* Современное состояние почвенного плодородия пахотных земель Пермского края // *Достижения науки и техники АПК*. 2017. Т. 31. № 4. С. 22–26.
5. *Карпунин М.Ю., Байкин Ю.Л., Батыршина Э.Р.* Анализ современного состояния агроландшафтов и пути повышения их секвестрационного потенциала при сельскохозяйственном использовании на среднем Урале // *Вестник Курганской ГСХА*. 2021. № 4. С. 3–8.
6. *Кудяров В.Н.* Баланс азота, фосфора и калия в земледелии России // *Агрохимия*. 2018. № 10. С. 3–11.
7. *Лукин С.М.* Калийное состояние дерново-подзолистой супесчаной почвы и баланс калия при длительном применении удобрений // *Агрохимия*. 2012. № 12. С. 3–14.
8. *Меркушева М.Г., Убугунов Л.Л., Болонева Л.Н., Лаврентьева И.Н.* Содержание, запасы, формы калия в каштановых почвах Забайкалья в зависимости от орошения и возрастающих доз калийных удобрений (на фоне NPS) под картофель // *Агрохимия*. 2020. № 3. С. 3–10.
9. *Минеев В.Г., Гомогова Н.Ф., Морачевская Е.В.* Изменение свойств и калийного состояния дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы при 40-летнем применении агрохимических средств // *Агрохимия*. 2013. № 10. С. 3–12.
10. *Никитина Л.В., Володарская И.В.* Влияние органического вещества на содержание форм калия в суглинистых дерново-подзолистых почвах // *Проблемы агрохимии и экологии*. 2009. № 1. С. 13–17.
11. *Никитина Л.В.* Исследование калийного режима разных типов почв в длительных опытах ГЕОСЕТИ // *Агрохимия*. 2018. № 1. С. 39–51.
12. *Никитина Л.В.* Обменный калий и его подвижность в дерново-подзолистых почвах разного гранулометрического состава // *Плодородие*. 2014. С. 18–21.
13. Пат. Республики Беларусь № 17070. Способ определения валовых форм азота, фосфора и калия из одной навески пробы почвы. 2013 г.
14. *Прокошев В.В., Дерюгин И.П.* Калий и калийные удобрения. М.: Ледум, 2000. 185 с.
15. *Савич В.И., Платонов И.Г., Духанин Ю.А., Поветкина Н.Л., Сафонов А.Ф.* Комплексная оценка состояния калия в почвах // *Известия ТСХА*. 2006. № 3. С. 15–28.
16. *Сычев В.Г., Шевицова Л.К., Беличенко М.В.* Влияние длительного применения различных систем удобрения на органофильный состав основных зональных типов почв сообщение 1. Дерново-подзолистые почвы // *Плодородие*. 2019. № 2. С. 3–7.
17. *Сычев В.Г., Шафран С.А., Виноградова С.Б.* Плодородие почв России и пути его регулирования // *Агрохимия*. 2020. № 6. С. 3–13.
18. *Шановалова Н.Н., Чижикова Н.П., Годунова Е.И., Сторчак И.Г.* Минералогический состав тонкодисперсных фракций и резервы калия в черноземе при внесении минеральных удобрений // *Плодородие*. 2018. № 3. С. 25–31.
19. *Шафран С.А., Кирпичников Н.А.* Научные основы прогнозирования содержания подвижных форм фосфора и калия в почвах // *Агрохимия*. 2019. № 4. С. 3–10.
20. *Якименко В.Н.* Баланс калия, урожайность культур и калийное состояние почвы в длительном полевом опыте в лесостепи Западной Сибири // *Агрохимия*. 2019. № 10. С. 16–24.
21. *Якименко В.Н.* Влияние длительного применения калийных удобрений на агрохимические свойства почвы // *Агрохимия*. 2012. № 12. С. 41–46.
22. *Якименко В.Н.* Изменение содержания калия и магния в профиле почвы длительного полевого опыта // *Агрохимия*. 2019. № 3. С. 19–29.
23. *Якименко В.Н.* Калий в агроценозах Западной Сибири. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2003. 226 с.
24. *Якименко В.Н.* Фиксация калия и аммония почвой агроценозов // *Агрохимия*. 2011. № 8. С. 3–7.
25. *Firmano R.F., Melo V., Montes C.R., de Oliveira A., de Castro C., Alleoni L.R.F.* Potassium reserves in the clay fraction of a tropical soil fertilized for three decades // *Clays Clay Minerals*. 2020. V. 68. P. 237–249. <https://doi.org/10.1007/s42860-020-00078-6>
26. *Li T., Wang H.Y., Chen X.Q., Zhou J.M.* Soil reserves of potassium: release and availability to *Lolium perenne* in relation to clay minerals in six cropland soils from eastern China // *Land Degradation Development*. 2017. V. 28. P. 1696–1703. <https://doi.org/10.1002/ldr.2701>

The Content of Various Forms of Potassium in the Soil Profile of the Sod-Podzolic Soil of the Pre-Urals

N. E. Zavyalova^{1, *}, M. T. Vasbieva¹, D. G. Shishkov¹, and O. V. Ivanova¹

¹Perm Federal Research Center of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Lobanovo, 614532 Russia

*e-mail: nezavyalova@gmail.com

The effect of long-term use of nitrogen, phosphorus and potash fertilizers and their combinations (N, P, K, NP, NK, PK and NPK) on change in sod-podzolic heavy loamy soil (Albic Retisol (Abruptic, Aric Loamic)) was studied the content of gross potassium and its easily exchangeable, exchangeable and non-exchangeable compounds. The research was carried out in a meter layer of soil under the conditions of a long-term stationary experiment laid down in the Perm Region in 1978. In the experiment, ammonium nitrate or urea, double or simple superphosphate and potassium chloride were used. The dose of fertilizers was 90 kg/ha in the primary plant food. Long-term application of potassium chloride in pure form and in combination with superphosphate and nitrogen fertilizers (K_{90} , $(PK)_{90}$, $(NK)_{90}$, $(NPK)_{90}$) provided an increase in the gross content of potassium in the arable soil layer by 1.1–1.2 times and its various compounds by 1.1–2.8 times (relative to the control variant). A narrowing of the ratio of non-exchangeable forms of potassium to exchange forms is noted here. Changes in the meter layer of soil depended on the combination of fertilizers, the studied form of potassium compounds in the soil. The introduction of only nitrogen and phosphorus fertilizers (N_{90} , P_{90} , $(NP)_{90}$) without compensation for potassium removal during five rotations of the eight-field field crop rotation led to a decrease in the reserves of exchangeable and non-exchangeable potassium compounds in the 0–40 cm layer by 15–20%. The minimum level of potassium exchange compounds in sod-podzolic heavy loamy soil in a layer of 0–20 cm was 108–112 mg/kg.

Keywords: exchangeable and non-exchangeable potassium compounds, soil profile, long-term stationary experience, potassium balance, gross potassium content

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ
И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 504.054;504.064.2.001.18

ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА
г. ГУСИНООЗЕРСКА В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ УГОЛЬНОЙ ГРЭС

© 2023 г. Д. Г. Сычева*, * (ORCID: 0000-0001-8952-5820), Н. Е. Кошелева*

а МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия**e-mail: l.msu@yandex.ru*

Поступила в редакцию 28.02.2023 г.

После доработки 08.04.2023 г.

Принята к публикации 12.04.2023 г.

Изучено загрязнение верхних горизонтов почв г. Гусиноозерска (Республика Бурятия) под воздействием выбросов работающей на Окино-Ключевских бурых углях ГРЭС. Проанализировано содержание 14-ти элементов (Sr, As, Co, Mo, Sb, V, Cu, Ni, Cr, W, Zn, Bi, Cd, Pb) в валовых пробах, а также во фракции физической глины (частиц диаметром <10 мкм, PM_{10}) и в пробах бурых углей и золы ГРЭС. Приоритетными поллютантами почв (Urbic Technosols) Гусиноозерска являются Sr, As, Co, Mo, Sb, V с более высокими концентрациями большинства элементов во фракции PM_{10} . Наиболее загрязнены почвы и фракция PM_{10} промышленной действующей подзоны, где аккумулируются Sr, As, Co, V, Cu, Mo, Ni, Cr, содержащиеся в золе-уносе Гусиноозерской ГРЭС. Большая часть территории (57% для почв в целом и 47% для фракции PM_{10}) характеризуется низким уровнем загрязнения ($Z_c = 8-16$). Наибольшую экологическую опасность представляет As, во фракции PM_{10} его концентрации превысили ОДК в 90% исследуемых проб. Факторами накопления элементов в почвах и их фракции PM_{10} являются содержание Fe_2O_3 и MnO, органического вещества, гранулометрический состав, кислотно-щелочные условия, значение $EC_1:5$, а также принадлежность к функциональной зоне, обуславливающие формирование различных классов геохимических барьеров. Сравнение химического состава Окино-Ключевских бурых углей и золы Гусиноозерской ГРЭС и Канско-Ачинских углей и золы Центральной ТЭЦ г. Северобайкальска показало, что используемые в Северобайкальске Канско-Ачинские бурые угли и зола ТЭЦ незначительно обогащены металлами и металлоидами, что объясняет их слабую аккумуляцию в почвах.

Ключевые слова: тяжелые металлы, металлоиды, городские почвы, факторы аккумуляции поллютантов, бурый уголь, Urbic Technosols

DOI: 10.31857/S0032180X23600270, EDN: OJFDFW

ВВЕДЕНИЕ

Одной из актуальных экологических проблем городов является загрязнение атмосферного воздуха выбросами транспортных средств и объектов промышленности [2, 26, 29, 35]. В России в 2020 г. в атмосферу поступило более 22 млн т загрязняющих веществ, включая 17 млн т от стационарных источников [17]. Среди них выделяются предприятия топливно-энергетического комплекса, работающие на углях. В дымовых выбросах теплоэлектростанций (ТЭС) содержатся токсичные соединения тяжелых металлов и металлоидов (ТММ), представляющие значительную канцерогенную и мутагенную опасность [27, 32, 45].

Негативное влияние выбросов ТЭС обусловлено тем, что концентрации ТММ в золе-уносе могут быть в десятки раз выше, чем в угле, из которого она образована. По данным [41], в золе одной из ТЭЦ в Восточной Индии концентрации Cd, Cr и Mn были в 2 раза выше по сравнению с

исходным углем, Pb — в 2.5 раза, Ni — в 3 раза. В золе ТЭЦ в Нидерландах это соотношение для Cr и Cu составило 6–7 раз, для As в 12 раз, для Cd в 40 раз [36]. Химические характеристики летучей золы и шлаков могут значительно различаться в зависимости от происхождения угля, его предварительной подготовки и технологии сжигания. Так, в г. Кангал (Турция) отмечено обогащение золы-уноса ТЭЦ следующими ТММ: V, Cr, Mn, Co, Zn, As, Hg [21], на ТЭЦ в г. Костолац (Сербия) зола-уноса по сравнению с углем обогащена Cu, Pb, Cd, Zn, Cr, Ni [43]. Эта проблема особенно актуальна для Республики Бурятия, где 94% электроэнергии вырабатывается угольными ТЭС, крупнейшая из которых — Гусиноозерская государственная районная электростанция (ГРЭС), являющаяся градообразующим предприятием в г. Гусиноозерске.

Основной депонирующей средой и индикатором многолетнего загрязнения городских ланд-

шафтов являются почвы. Особое внимание в настоящее время уделяется изучению наиболее опасных твердых частиц диаметром менее 10 мкм — фракции физической глины (PM_{10}), которая задерживается в органах дыхания человека и способствует развитию респираторных, сердечно-сосудистых и онкологических заболеваний [37, 39, 45]. Тонкие частицы, как правило, наиболее интенсивно накапливают ТММ, что связано с большей удельной площадью поверхности, доступной для адсорбции поллютантов [44]. Обогащенные ТММ почвенные частицы PM_{10} , выдуваемые воздушным потоком, значительно усиливают загрязнение атмосферного воздуха [3, 28] и являются одним из источников дорожной пыли, наряду с промышленными и транспортными выбросами и противогололедными реагентами в зимний период [13].

Цель работы — оценить уровень загрязнения ТММ почвенного покрова г. Гусиноозерска с крупнейшей в регионе ГРЭС. Решались следующие задачи: 1) определить валовое содержание ТММ и содержание во фракции PM_{10} верхнего горизонта почв в функциональных зонах города; 2) оценить экологическую опасность загрязнения почв ТММ; 3) выявить физико-химические свойства городских почв и другие факторы, влияющие на аккумуляцию ТММ; 4) оценить вклад основных источников ТММ в загрязнение почв и их фракции PM_{10} в Гусиноозерске.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Изучаемая территория. Гусиноозерск находится в центральной части Гусиноозерской межгорной котловины, на северо-восточном берегу оз. Гусиное. Климат города резко континентальный восточно-сибирского типа, преобладают северные и северо-западные ветры. Вследствие слабой продуваемости Гусиноозерской котловины воздух в ней застаивается и охлаждается, с чем связаны штили и температурные инверсии в зимний период, способствующие накоплению воздушных загрязнителей в нижних слоях атмосферы. Гусиноозерская котловина сложена архейскими, протерозойскими, палеозойскими, мезозойскими и кайнозойскими изверженными, осадочно-метаморфическими образованиями. Почвообразующие породы в Гусиноозерской котловине представлены четвертичными отложениями разной мощности и генезиса. В течение всего четвертичного периода в депрессии происходило накопление разновозрастных, преимущественно галечно-валунных отложений [6].

Территория Гусиноозерской котловины относится к зоне каштановых почв сухой степи, Тувинско-Южно-Забайкальской провинции. На большей части территории Гусиноозерска рас-

пространены каштановые типичные суглинистые почвы (*Haplic Kastanozems (Loamic)*), в понижениях в местах с повышенным увлажнением формируются лугово-каштановые почвы (*Gleyic Kastanozems*) — это терраса р. Загустай и локальные понижения рельефа. На пойме р. Загустай в условиях устойчиво-избыточного (преимущественно грунтового) увлажнения и достаточно частого затопления паводковыми водами формируются аллювиальные дерново-луговые почвы (*Gleyic Fluvisols*), переходящие в аллювиально-болотные (*Fluvisols*) по мере приближения к устью реки [6].

Ведущую роль в формировании техногенных аномалий ТММ в почвах играет функциональная структура города. В Гусиноозерске выделены следующие функциональные зоны: промышленная с действующей и недействующей подзонами, селитебная с многоэтажной и малоэтажной застройкой, постагрогенная и пустыри (рис. 1). Промышленная действующая подзона включает Гусиноозерскую ГРЭС и транспортные предприятия с железнодорожной станцией Загустай, станцию биологической очистки, кирпичный завод и глиняный карьер. Установленная электрическая мощность ГРЭС составляет 1190 МВт, тепловая мощность — 224.5 Гкал/ч. В 2021 г. станция выработала 3668 млрд кВт/ч электрической энергии. Недействующая промзона представляет собой обширную территорию с недостроенными или закрывшимися предприятиями, где источником загрязняющих веществ являются продукты разрушения зданий и других строительных конструкций. Под воздействием антропогенной деятельности и техногенного загрязнения в промышленной зоне формируются поверхностно-преобразованные антропогенные почвы, представленные урбо-каштановыми почвами (*Urbic Technosols*) [5]. Данные почвы сочетают горизонт урбик мощностью менее 0.5 м и ненарушенную срединную и нижнюю части почвенного профиля.

Многоэтажная селитебная подзона образована 3–4-этажными жилыми домами, административной застройкой, зданиями торгового, культурно-просветительного, учебного и медицинского назначения. В пределах данной зоны за счет привносимого на поверхность и в верхние горизонты урботехногенного материала формируются урбо-каштановые почвы (*Urbic Technosols*). Селитебная подзона с малоэтажной застройкой и приусадебными участками относится к частному сектору, в функциональной зоне представлены поверхностно-преобразованные каштановые почвы (*Hortic Kastanozems*) огородов и садов с высоким содержанием органического вещества (4.3%) в верхнем горизонте, обусловленного внесением органических удобрений. Постагрогенная зона представляет собой земли бывшего сельскохозяйственного назначения — пашни и пастбища.

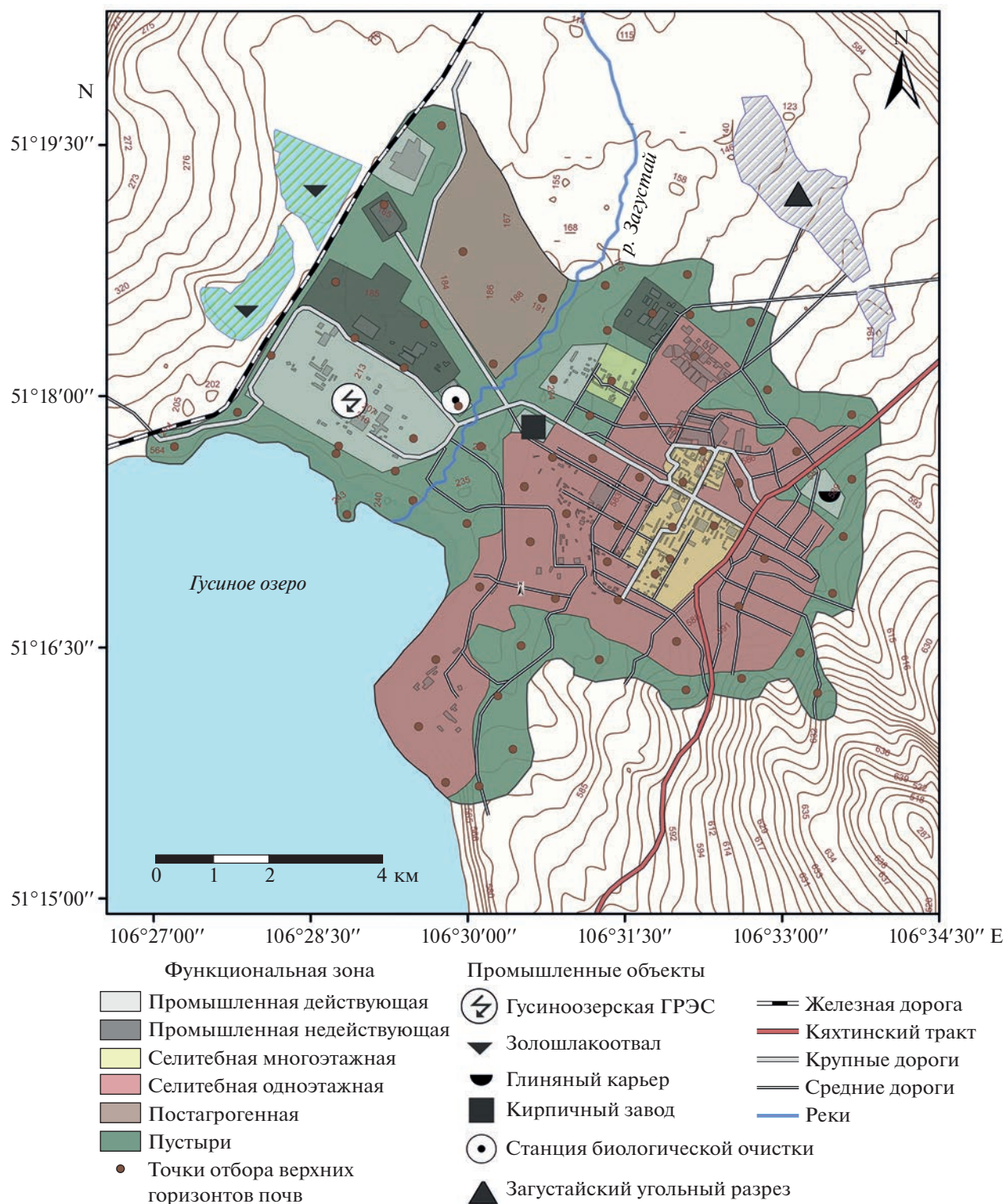


Рис. 1. Функциональное зонирование и точки отбора проб из верхних (0–10 см) горизонтов почв в Гусиноозерске.

В пределах данной зоны опробованы агро-каштановые почвы с пахотным горизонтом (Terric Kastanozems). Пустыри — это заброшенные земли, которые не используются в хозяйственной дея-

тельности, в функциональной структуре города они занимают наибольшую площадь, на территории представлены естественные ненарушенные каштановые почвы (Haplic Kastanozems (Loamic)),

аллювиальные дерново-луговые (Gleyic Fluvisols) и аллювиально-болотные почвы (Fluvic Gleysols) поймы р. Загустай.

Материалы и методы исследования. Летом 2019 г. в Гусиноозерске из верхнего (0–10 см) горизонта отобрано 72 смешанные (в трех повторностях) пробы почв по сетке с шагом 500–600 м [24]. Фоновые каштановые супесчаные почвы (Haplic Kastanozems (Arenic)) (7 образцов) опробованы в 2–2.5 км к западу и северо-западу от города на слабонаклонном участке предгорной сухостепной денудационной равнины. Администрацией Гусиноозерской ГРЭС предоставлены образцы угля и зола 6-го энергоблока.

Физико-химические свойства почв определяли в Эколого-геохимическом центре географического факультета МГУ: рН водной вытяжки – потенциометрическим методом, удельную электропроводность – кондуктометрическим методом, гранулометрический состав – на лазерном гранулометре Fritsch (Германия), содержание органического углерода ($C_{орг}$) – методом Тюрина с титриметрическим окончанием. Фракцию PM_{10} почв выделяли методом центрифугирования. Валовое содержание ТММ в пробах почв, угля и золы определяли масс-спектральными и атомно-эмиссионными методами с индуктивно-связанной плазмой в сертифицированной лаборатории ВНИИ минерального сырья им. Н.М. Федоровского. Для подробного анализа выбрано 14 элементов: Zn, As, Cd, Pb (I класс опасности), Cr, Co, Ni, Cu, Sb, Mo (II класс), V, W, Sr (III класс), а также Bi.

Особенности микроэлементного состава углей и золы Гусиноозерской ГРЭС выявляли путем сравнения с мировыми кларками углей K_u и золы K_z и расчета кларков концентрации

$$KK_u = C_u/K_u \text{ и } KK_z = C_z/K_z,$$

где C_u , C_z – содержание ТММ в углях и золе соответственно [20]. Коэффициент выноса ТММ в атмосферу при сжигании угля вычисляли как

$$K_{атм} = C_t/C_p,$$

где C_t – теоретическое содержание элемента в золе, мг/кг, которое рассчитывали по формуле $C_t = C_u \cdot 3/100$, 3 – зольность, %, C_p – реальное содержание элемента в золе, мг/кг.

Содержание ТММ в фоновых почвах C_f сравнивали с кларками K_1 верхней части континентальной коры [12], а также с региональным средним значением K_2 для Центральной Бурятии [1]: вычисляли кларки концентрации $KK = C_f/K_1(2)$ при $C_f \geq K_1(2)$ или рассеяния $KP = K_1(2)/C_f$ при $C_f < K_1(2)$. Интенсивность накопления ТММ в городских почвах и фракции PM_{10} разных функциональных зон оценивали с помощью коэффи-

циентов концентрации относительно фоновых почв:

$$K_c = C/C_f \text{ при } C_i \geq C_f$$

или рассеяния

$$K_p = C_f/C_i \text{ при } C_i < C_f,$$

где C_i , C_f – содержание ТММ в городских и фоновых почвах в целом или фракции PM_{10} , мг/кг. Общее загрязнение почв ТММ определяли по суммарному показателю загрязнения

$$Z_c = \sum K_c - (n - 1),$$

где n – число химических элементов с $K_c > 1.0$. Показатель Z_c имеет 5 градаций: <16 – низкое, неопасное, 16–32 – среднее, умеренно опасное, 32–64 – высокое, опасное, 64–128 – очень высокое, очень опасное, >128 – максимальное, чрезвычайно опасное загрязнение [14]. Степень экологической опасности ТММ в почвах оценивали путем расчета коэффициента экологической опасности

$$K_o = C_i/ПДК_i,$$

где $ПДК_i$ – предельно допустимая (или ориентировочно допустимая, ОДК) концентрация i -го загрязняющего вещества, мг/кг (СанПиН 1.2.3685-21). Взяты значения ПДК для V, Sb и ОДК As, Cd, Ni, Pb, Cu, Zn в суглинистых нейтральных почвах с $pH > 5.5$.

Факторы, влияющие на накопление ТММ в верхних горизонтах почв Гусиноозерска, выявляли с помощью многофакторного регрессионного анализа методом регрессионных деревьев [15] с построением дендрограмм в пакете SPLUS. Дендрограммы строили в зависимости от свойств почв (pH , удельная электропроводность $EC_{1:5}$, содержание физической глины PM_{10} , $C_{орг}$) и функционального назначения территории, которое определяет геохимическую нагрузку и специфику загрязнения каждой функциональной зоны. Основные источники поллютантов и их вклад в загрязнение верхних горизонтов почв и фракции PM_{10} определяли путем анализа главных компонент (principal component analysis) в пакете Statistica 12.0. Данный метод позволяет сократить количество факторов, необходимых для интерпретации, путем свертки массивов многомерных данных в несколько линейных комбинаций главных компонент. Почвенно-геохимические карты составляли в пакете ArcGis 10.1 методом интерполяции сплайн.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Источники техногенного воздействия. Загрязнение почвенного покрова Гусиноозерска обусловлено в основном предприятиями топливно-энергетического комплекса, автомобильным и же-

железнодорожным транспортом, складированием коммунально-бытовых отходов, а также отходами и сточными водами очистных сооружений. Выбросы загрязняющих веществ в атмосферу Гусиноозерска от стационарных источников в 2020 г. составили 37,2 тыс. т [7]. На юге Гусиноозерска расположен нерекультивируемый угольный отвал, вблизи которого концентрируются многие типоморфные элементы углей. Из-за высокого содержания сульфатной серы в отвале протекает сернокислотное выщелачивание ТММ, приводящее к образованию “оторванных” полиэлементных аномалий на щелочных и сорбционных геохимических барьерах в почвах [11].

Основным топливом на Гусиноозерской ГРЭС являются бурые угли Окино-Ключевского месторождения со средней теплотой сгорания 6800–7200 ккал/кг и зольностью 20–21%. Особенности химического состава Окино-Ключевских углей определяются накоплением в них $\text{Mo}_{2,9}\text{W}_{2,3}\text{Sr}_{2,0}\text{Zn}_{1,9}\text{V}_{1,5}$ (нижние индексы – значения ККу). В золе Гусиноозерской ГРЭС концентрируются V, Sr и Mo, где их содержание в 6,4–9,4 раза больше, чем в угле. По сравнению с кларками Кз зола обогащена $\text{Mo}_{2,6}\text{Sr}_{2,1}\text{V}_{2,0}\text{Cu}_{1,3}\text{Co}_{1,2}$.

При высокотемпературном сжигании угля на ГРЭС происходит испарение металлов, содержащихся в органической части топлива, часть ТММ выбрасывается с дымовыми газами, другая часть концентрируется в субмикронной фракции летучей золы. Мелкие частицы имеют большую удельную площадь, в результате чего содержание поллютантов в золе превышает их содержание в исходном угле [20]. Сравнение фактического и рассчитанного по составу углей с учетом их зольности состава золы показало, что больше половины изучаемых ТММ способны конденсироваться на аэрозолях и улетучиваться с дымовыми газами ГРЭС. Наибольшей летучестью обладают Sb ($K_{\text{атм}} = 13$) и As (9,4).

Воздействие автотранспорта обусловлено эмиссией выхлопных газов и моторного масла, содержащих Pb, Cu, Sr, Fe, Mg, Zn, истиранием шин (Cd, Mn, Zn, Pb, Cr, Cu, Sb), износом тормозных колодок (Cu, Sb, Zn, Pb) и абразией дорожного покрытия (Ag, Zn, As, W, Cr, V, Co) [14]. Отходы и стоки очистных сооружений, как правило, обогащены широким спектром токсичных элементов: Al, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mg, Mn, Zn [24]. Источниками загрязнения почв Zn, Cu, Sn, Ag, Pb Cr являются также свалки бытовых и промышленных отходов, характеризующихся полиэлементным составом загрязнителей [11].

Железнодорожная инфраструктура Гусиноозерска включает участок Восточно-Сибирской железной дороги, используемый для перевозки угля для ГРЭС, железнодорожную станцию Загустай, а также площадки разгрузки и хранения уг-

ля. Загрязняющие вещества попадают в почву с выхлопными газами двигателей тепловозов, при торможении подвижных составов в результате изнашивания бандажа колес при трении о рельс и истирании тормозных колодок [9, 10]. Значительный вклад в загрязнение почв вносит рассыпание перевозимого угля из грузовых вагонов. Выбросы железнодорожного транспорта содержат пыль, сажу, углеводороды и ТММ (Ni, Cr, Cu, Cd, Pb, Sb, Zn) [18].

Таким образом, Гусиноозерская ГРЭС является крупнейшим промышленным объектом, выступающим главным источником загрязнения окружающей среды города. Локальное воздействие оказывают бытовые и промышленные отходы, транспорт, перевозка и хранение угля.

Уровни содержания ТММ в фоновых и городских почвах и их фракции PM_{10} . Геохимическая специализация фоновых почв в районе г. Гусиноозерска определяется повышенным относительно мировых кларков ТММ в верхней части континентальной земной коры содержанием $\text{Cd}_{2,2}\text{Mo}_{1,6}\text{Bi}_{1,3}$ и рассеянием $\text{Cr}^{5,1}\text{Ni}^{4,6}\text{V}^{2,9}\text{Co}^{2,8}\text{Cu}^{2,5}\text{Sr}^{1,9}\text{As}^{1,5}$ (нижние и верхние индексы – величины КК и КР соответственно). В почвенных частицах PM_{10} слабо накапливаются $\text{Cd}_{1,6}\text{Pb}_{1,4}$ и рассеивается большинство элементов – $\text{Ni}^{5,1}\text{Cr}^{4,8}\text{Co}^{4,6}\text{Sr}^{4,5}\text{V}^{4,5}\text{Cu}^{2,3}\text{As}^{2,1}\text{Sb}^{1,6}$. По сравнению с региональным фоном в почвах повышено содержание $\text{Cd}_{2,0}\text{As}_{1,9}\text{Mo}_{1,8}$, фракция PM_{10} обогащена $\text{Cd}_{1,4}\text{Zn}_{1,3}\text{As}_{1,3}$. Концентрации остальных ТММ ниже регионального фона (табл. 1).

В верхних горизонтах городских почв Гусиноозерска относительного местного фона накапливаются $\text{Sr}_{4,1}\text{As}_{2,2}\text{Mo}_{1,9}\text{Cu}_{1,9}\text{Zn}_{1,9}\text{Pb}_{1,7}\text{V}_{1,7}\text{Co}_{1,6}\text{Sb}_{1,6}\text{Ni}_{1,4}\text{W}_{1,3}\text{Cr}_{1,3}$, концентрация Cd равна кларковому значению, а Bi рассеивается. Во фракции PM_{10} городских почв концентрируются $\text{Sr}_{3,9}\text{As}_{2,6}\text{Co}_{2,2}\text{Mo}_{2,2}\text{Sb}_{2,0}\text{V}_{2,0}$. В целом для тонкой фракции характерно более интенсивное накопление As, Co, Mo, Sb, V, Ni и пониженное Pb и Zn.

Наиболее загрязненными ТММ являются почвы всей промышленной зоны и селитебной одноэтажной подзоны. Максимальные значения с $K_c > 3$ наблюдаются у Sr, что связано с воздействием золы-уноса Гусиноозерской ГРЭС и влиянием железнодорожного транспорта, доставляющего уголь для электростанции (табл. 2). Накопление Pb, Sb и Zn в почвах жилой зоны объясняется воздействием автомобильного транспорта: Sb содержится в тормозной смазке в виде сульфида Sb_2S_3 [34], Zn в виде ZnS и ZnO поступает при истирании шин [22]. Цинк может поступать в почвы с органическими удобрениями [11]. Кроме того, данные поллютанты поступают от стихийных свалок промышленных и бытовых отходов, расположенных на заброшенных жилых участках.

Таблица 1. Содержание ТММ ($C_{\text{ф}}$) в фоновых почвах Гусиноозерска по сравнению с региональными средними [1] и глобальными кларками верхней части континентальной земной коры. КК – кларки концентрации, КР – кларки рассеяния

Элемент	Глобальный кларк, мг/кг	Региональный кларк, мг/кг	Фоновые почвы			РМ ₁₀ фоновых почв		
			$C_{\text{ф}}$, мг/кг	КК/КР глобальные	КК/КР региональные	$C_{\text{ф}}$, мг/кг	КК/КР глобальные	КК/КР региональные
Sr	270	300	140	–/1.9	–/2.1	61	4.5	4.9
As	5.6	2	3.8	–/1.5	1.9/–	2.7	2.1	1.3
Co	15	10	5.3	–/2.8	–/1.9	3.3	4.6	3.1
Mo	1.1	1	1.8	1.6/–	1.8/–	1.1	1	1.1
Sb	0.8	–	0.7	–/1.2	–	0.51	1.6	–
V	106	60	36	–/2.9	–/1.7	24	4.5	2.5
Cu	27	15	11	–/2.5	–/1.4	12	2.3	1.3
Ni	50	20	10.8	–/4.6	–/1.9	9.8	5.1	2
Cr	92	40	18	–/5.1	–/2.2	19	4.8	2.1
W	2.1	–	2.5	1.2/–	–	2.3	1.1	–
Zn	75	70	62	1.2/–	–/1.1	91	1.2	1.3
Bi	0.2	–	0.3	1.3/–	–	0.19	1.2	–
Cd	0.1	0.1	0.2	2.2/–	2.0/–	0.14	1.6	1.4
Pb	17	20	18	1.1/–	1.1	24	1.4	1.2

Примечание. Использовались кларки элементов следующих авторов, рекомендованных в [12]: Be, Cr, Ni, Zn, Pb, Sr, Sb, As – по [8], V, Cu, Co, Bi – по [31], Mo, Ag, Cd – по [40].

Таблица 2. Среднее содержание ТММ в почвах функциональных зон г. Гусиноозерска, мг/кг

Объект и функциональная зона		As	Pb	Bi	W	Sb	Cd	Mo	Sr	Co	Ni	Cu	Zn	V	Cr
Почвы в целом	Промышленная действующая	10	31	0.31	4.5	1.2	0.17	3.9	502	9.8	20	25	113	65	28
	Промышленная недействующая	9.1	34	0.25	3.6	1.0	0.17	3.0	456	9.7	18	23	127	74	27
	Селитебная многоэтажная	6.9	32	0.18	2.4	0.88	0.20	1.7	416	7.2	12	15	111	57	17
	Селитебная одноэтажная	7.3	44	0.22	3.2	1.6	0.30	3.3	474	8.1	14	24	136	60	23
	Постагrogenная	6.1	20	0.22	2.4	0.67	0.16	2.5	675	6.4	12	13	64	45	19
	Пустыри	8.8	26	0.24	3.5	0.92	0.14	3.9	675	8.4	15	19	110	65	25
	В целом по городу	8.2	32	0.2	3.3	1.1	0.20	3.4	568	8.3	15	21	115	62	24
Фракция РМ ₁₀ почв	Промышленная действующая	8.8	29	0.28	4.2	1.02	0.13	2.5	206	9.0	21	30	156	62	40
	Промышленная недействующая	8.5	23	0.28	4.3	0.91	0.11	1.6	143	8.3	18	21	122	69	35
	Селитебная многоэтажная	6.6	17	0.15	2.9	0.68	0.14	0.9	114	6.9	14	19	126	44	26
	Селитебная одноэтажная	7.2	26	0.18	3.9	1.79	0.21	2.8	197	8.3	18	25	151	48	33
	Постагrogenная	3.0	9	0.14	2.1	0.37	0.08	0.8	178	4.2	10	12	59	35	21
	Пустыри	7.0	16	0.19	3.1	0.66	0.09	2.8	370	6.6	14	22	133	47	27
	В целом по городу	7.0	20	0.19	3.4	1.0	0.14	2.3	239	7.2	16	22	132	49	30

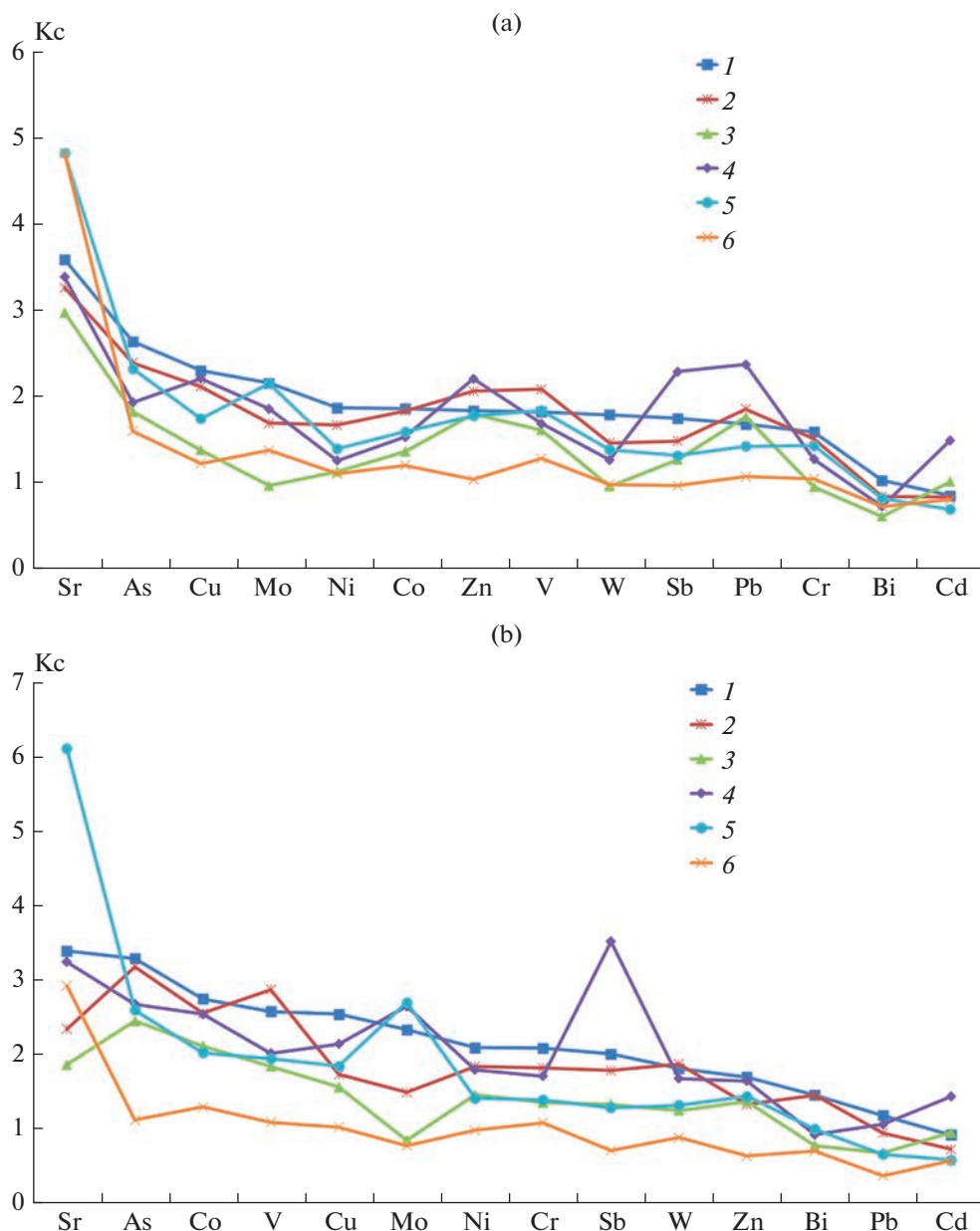


Рис. 2. Геохимические спектры почв (а) и фракции PM₁₀ почв (б) в функциональных зонах Гусиноозерска: 1 – промышленной действующей, 2 – промышленной недействующей, 3 – селитебной многоэтажной, 4 – селитебной одноэтажной, 5 – пустырях, 6 – постагрогенной.

Фракция PM₁₀ почв наиболее загрязнена $Sr_{3.4}As_{3.3}Co_{2.8}V_{2.6}Cu_{2.5}Mo_{2.3}Ni_{2.1}Cr_{2.1}$ в промышленной действующей подзоне, что обусловлено осаждением тонкодисперсной золы-уноса Гусиноозерской ГРЭС, угольной пыли, поступающей с площадки, где разгружается уголь из вагонов, и из открытого угольного хранилища на территории электростанции. Источниками Cu и Cr в почве являются частицы, образующиеся при истирании шин и тормозных колодок, около 60–85% которых имеют размер <10 мкм [42]. Наименьший уровень загрязнения характерен для почв в целом

и для фракции PM₁₀ постагрогенной зоны, где накапливается лишь Sr, содержащийся в виде примеси в фосфорных удобрениях (рис. 2).

Экологическая опасность загрязнения почв ТММ. Наибольшую экологическую опасность для почв Гусиноозерска представляет As, превышение норматива которого обнаружено в 15% исследуемых проб со средним Ко = 1.6. Загрязнение почвенного покрова Zn обнаружено лишь на 2%, а Sb и Pb – на 1% территории. Во фракции PM₁₀ городских почв концентрация As превысила нор-

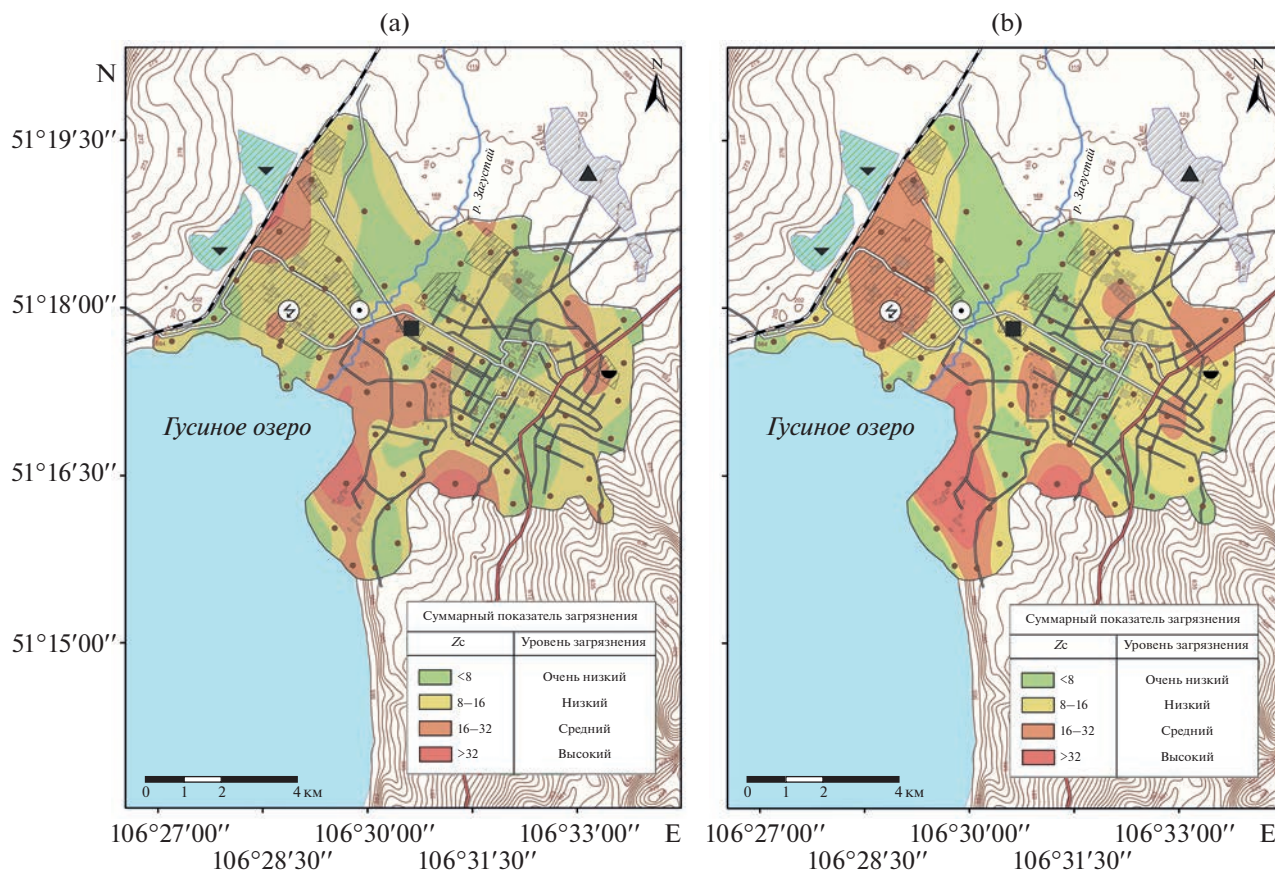


Рис. 3. Распределение суммарного показателя загрязнения верхних горизонтов почв (а) и фракции РМ₁₀ почв (б) Гусиноозерска.

матив практически повсеместно (90% проб) с максимальным значением $K_0 = 4.5$ в промышленной действующей подзоне. На 8% территории превышены ПДК Zn, на 2% – ОДК Sb.

Средний суммарный показатель загрязнения почв Гусиноозерска составил $Z_c = 12$, для фракции РМ₁₀ – $Z_c = 14$, что соответствует низкому уровню загрязнения ($Z_c < 16$). Минимальный уровень загрязнения ($Z_c < 8$) почв в целом и фракции РМ₁₀ выявлен на 28 и 30% территории соответственно, это почти вся постагрогенная зона, часть селитебной одноэтажной подзоны и зоны пустырей. Большая часть городской территории (57% для почв в целом и 47% для фракции РМ₁₀) характеризуется низким уровнем загрязнения ($Z_c = 8–16$) – это почвы всей промышленной недействующей подзоны и преобладающая часть частного сектора и зоны пустырей. Среднее загрязнение почв ($Z_c = 16–32$) установлено на 13%, а фракции РМ₁₀ – на 17% территории. Лишь 2 и 6% территории города отличается высоким уровнем загрязнения ($Z_c > 32$) почв и частиц РМ₁₀ соответственно (рис. 3).

Средние значения суммарного показателя загрязнения ТММ почв в целом уменьшаются в ря-

ду функциональных зон: промышленная действующая ($Z_c = 14$) > селитебная одноэтажная (13) > пустыри (13) > промышленная недействующая (12) > селитебная многоэтажная (11) > постагрогенная (7.8). Для фракции РМ₁₀ почв порядок функциональных зон в ряду сохраняется, но увеличивается контрастность значений Z_c : промышленная действующая (18) > селитебная одноэтажная (17) > пустыри (15) > промышленная недействующая (14) > селитебная многоэтажная (7.8) > постагрогенная (4.8).

Высокий уровень загрязнения верхних горизонтов почв характерен для полиэлементных геохимических аномалий. Наиболее высокое значение суммарного показателя $Z_c = 48$ зафиксировано в частной жилой застройке на ул. Мичурина, где аккумуляция $Sb_{29}Mo_{17}As_{10}W_{10}Sr_{8.0}Co_{7.0}Cu_{5.8}V_{4.5}Cd_{4.4}Zn_{4.1}Ni_{3.5}Cr_{3.0}$ обусловлена сжиганием бытового мусора и использованием нестандартизированных удобрений. Другая аномалия с $Z_c = 47$ и приоритетными поллютантами $Mo_{25}Cu_{7.1}As_{4.2}Pb_{4.0}W_{3.7}Sr_{2.7}Sb_{2.6}V_{2.3}Cr_{2.1}$ сформировалась вблизи отвала вскрышных бурогоугольных пород на юге города.

Таблица 3. Основные физические и химические свойства верхних (0–10 см) горизонтов почв Гусиноозерска

Функциональная зона (количество проб)	pH	Удельная электропроводность $EC_{1:5}$, мкСм/см	$C_{орг}$, %	Содержание физической глины, %
Промышленная действующая (8)	7.6 (4.5–8.6)	766 (137–990)	2.7 (1.1–4.3)	29 (16–47)
Промышленная недействующая (4)	8.1 (7.7–8.7)	295 (178–411)	3.0 (1.8–4.4)	31 (18–39)
Селитебная многоэтажная (7)	8.4 (8.1–8.7)	257 (112–448)	1.8 (1.0–2.6)	31 (23–48)
Селитебная одноэтажная (19)	8.0 (7.0–9.1)	527 (95–2320)	4.3 (1.1–7.5)	27 (19–39)
Постагрогенная (5)	8.2 (7.0–8.9)	595 (95–906)	3.6 (1.9–5.4)	22 (13–46)
Пустыри (27)	8.2 (6.2–10.4)	671 (58–4880)	2.6 (0.9–6.0)	32 (19–56)
Среднее по городу (79)	8.1 (4.5–10.4)	676 (58–4880)	2.7 (0.9–6.0)	30 (13–56)
Фоновая территория (7)	7.3 (6.7–8.9)	192 (121–292)	2.0 (0.6–3.4)	26 (16–30)

Примечание. Даны средние значения, в скобках – минимальные и максимальные значения.

Локализация геохимических аномалий, сформировавшихся во фракции PM_{10} почв Гусиноозерска, совпадает с аномалиями в почвах в целом, однако они имеют большую контрастность (рис. 3). Максимальный уровень загрязнения фракции PM_{10} почв с $Zc = 33–96$ и аккумуляцией $Sr_{32}Sb_{29}Mo_{17}As_{10}W_{10}Co_{6.5}Cu_{5.9}V_{4.5}Zn_{4.1}Ni_{3.5}Cr_{3.0}$ установлен на участке в частном секторе. Другая аномалия во фракции PM_{10} $Mo_{27}As_{5.2}Cu_{4.4}Sr_{4.4}V_{3.3}W_{3.1}Sb_{2.8}Pb_{2.3}$ с высоким уровнем загрязнения ($Zc = 48$) приурочена к угольному отвалу на юге города. Интенсивное накопление Mo и As связано с осаждением анионогенных элементов на кислом геохимическом барьере при выносе поллютантов из автономного ландшафта со щелочной реакцией среды в днище балки, где pH почв составляет всего 4.5.

Факторы аккумуляции ТММ. Поступающие из атмосферы техногенные ТММ, взаимодействуя с компонентами почв, частично закрепляются, а частично вымываются из почвенного профиля. Степень накопления ТММ зависит от фиксирующей способности почв, которая определяется окислительно-восстановительными и кислотнo-щелочными условиями, гранулометрическим составом, оксидами Fe , Al , Mn .

При нейтральной реакции (pH 7.3) в фоновых почвах верхние горизонты почв Гусиноозерска отличаются слабощелочной реакцией (7.6) в промышленной действующей подзоне, которая становится щелочной (8.4) в селитебной подзоне с многоэтажной застройкой. Удельная электропроводность водной вытяжки $EC_{1:5}$ из городских почв повышена по сравнению с фоновыми условиями, что указывает на засоление верхних горизонтов. Если на фоне $EC_{1:5}$ составляет в среднем 192 мкСм/см, то в городе $EC_{1:5}$ изменяется от 58 до 7920 мкСм/см при среднем значении 676 мкСм/см (табл. 3).

В городе преобладают среднесуглинистые почвы со средним содержанием физической глины около 30%, что несколько больше, чем в фоновых почвах. Наиболее высокое содержание (56%) тонкодисперсной фракции PM_{10} отмечено в почве вблизи глиняного карьера, наименьшее – в постагрогенной зоне (22%). Содержание $C_{орг}$ в верхних горизонтах почв Гусиноозерска практически не отличается от фонового и составляет в среднем 2.7%, варьируя от 0.9 до 6.0% в почвах пустырей. Наибольшее среднее содержание $C_{орг}$ 4.3% выявлено в почвах селитебной одноэтажной подзоны из-за внесения органических удобрений на приусадебных участках и осадения сажи при сжигании угля.

Эти почвенные свойства учитывали в многомерном регрессионном анализе при определении факторов, контролирующих уровни накопления поллютантов в почвах Гусиноозерска. Среди факторов накопления ТММ учитывали также функциональное назначение той или иной территории (табл. 4).

Как показал анализ дендрограмм, ведущим фактором аккумуляции W , Sb , Co , Ni , V и Cr в почвах Гусиноозерска является содержание оксидов железа, выполняющих роль хемосорбционного барьера в почвах. Так, при увеличении содержания оксидов железа ($Fe_2O_3 > 4.3$) концентрации Co и V возрастают в 1.3–1.4 раза, Cr и Ni в 1.5 раза ($Fe_2O_3 > 5.3$), W в 1.9 раз ($Fe_2O_3 > 5.7$), Sb в 2.6 раз ($Fe_2O_3 > 5.9$).

Мышьяк преимущественно адсорбируется илом и минералами, содержащими оксиды Fe и Mn [19]. В глинистой фракции может сорбироваться 27–90% от валового содержания As . В Гусиноозерске накопление As связано в первую очередь с гранулометрическим составом почв, при содержании тонкой фракции PM_{10} свыше 39.5% концентрация As возрастает почти в 2 раза. Выявлена положительная связь между аккумуля-

Таблица 4. Факторы накопления ТММ и их значимость в почвах Гусиноозерска

Фактор накопления ТММ	As	Pb	Bi	W	Sb	Cd	Mo	Sr	Co	Ni	Cu	Zn	V	Cr
Функциональная зона	4	2		2	2	1	3	4	2	2	2	2		3
Почвенные свойства														
$C_{орг}$		1+				4-	3+				1+			
pH		3+	3-				1-	3+						3-
$EC_{1:5}$	4-		2+	4+	4+	4+		1+	4+		3+	1+	4-	2+
PM_{10}	1+	3+	1+	3+	3+	2- 3-	2-	2-	2+	4+		4+	2+	4+
	3+		3+											
Fe_2O_3	2+			1+	1+				1+	1+			1+	1+
									3+	3+			3+	
MnO						2+	4-		3+	4+		3+	3+	

Примечание. Ранги от 1 до 4 показывают уменьшение значимости фактора: “+” — рост показателя способствует увеличению концентрации элемента, “-” — уменьшению.

цией As и содержанием в почвах оксидов железа — при концентрации $Fe_2O_3 > 5.4\%$ содержание As увеличиваются в 1.6 раза. Отсюда следует, что As аккумулируется в основном на комплексном сорбционно-седиментационном и хемосорбционном геохимическом барьере.

В почвах Гусиноозерска Bi накапливается преимущественно в физической глине. При содержании фракции $PM_{10} > 39.5$ концентрации Bi увеличиваются в 1.5 раза, что обусловлено накоплением поллютанта на сорбционно-седиментационном геохимическом барьере.

Основные компоненты почвы, связывающие Pb и Cu — карбонаты, глинистые минералы, органическое вещество. В почвах Гусиноозерска наибольшее влияние на аккумуляцию поллютантов оказывает $C_{орг}$. Концентрации Pb и Cu увеличиваются в 2.3 и 2.4 раза соответственно при содержании $C_{орг} > 5.7\%$, что связано с наличием био-геохимического органо-минерального барьера в верхних горизонтах почв.

Величина pH является ведущим фактором только для анионогенного Mo, который осаждается при увеличении кислотности среды. Анализ дендрограммы с дифференциацией содержания Mo в зависимости от почвенных свойств (рис. 4а) показал, что в нейтральных и щелочных почвах концентрации Mo уменьшаются в 4.4 раза, что свидетельствует о миграции и выносе поллютанта из верхних горизонтов. При содержании физической глины менее 22% содержание Mo увеличивается, что объясняется преобладанием поллютанта в более крупных фракциях. Третьим по значимости фактором накопления Mo в почвах является содержание $C_{орг}$, при увеличении которого свыше 2.1% концентрация Mo увеличивается на 1.2 мг/кг. Таким образом, Mo аккумулируется в основном на комплексном кислотном и биогеохимическом органо-минеральном барьере, хоро-

шо выраженном при значении $pH < 7.1$ и при содержании органического вещества $> 2.1\%$.

Удельная электропроводность водной вытяжки EC выступает наиболее значимым фактором для Sr и Zn, положительная корреляция халькофильного Zn с $EC_{1:5}$ обусловлена его миграцией преимущественно в виде сульфидов и сульфатов.

Источники некоторых элементов приурочены к отдельным функциональным зонам, вызывая в них формирование техногенных аномалий высокой контрастности. Так, на дендрограмме, показывающей дифференциацию содержания Cd при разных сочетаниях влияющих факторов (рис. 4б), выделяется селитебная одноэтажная зона, в которой концентрации Cd по сравнению с другими зонами увеличиваются в 3 раза. В других функциональных зонах основными факторами выступают содержание MnO, либо PM_{10} . При содержании фракции PM_{10} более 24% и при росте содержания оксидов марганца ($MnO > 0.07$) в почвах концентрация Cd возрастает почти в 1.7–2 раза, что связано с его осаждением на комплексном хемосорбционном и сорбционно-седиментационном геохимическом барьере.

Вклад природных и антропогенных источников в загрязнение городских почв. Основные источники ТММ и их воздействие на верхний горизонт почв и фракцию PM_{10} Гусиноозерска определяли с помощью метода главных компонент. При интерпретации факторов использовали геохимические профили наиболее характерных источников тех или иных поллютантов, описанные в [22, 24, 29, 32, 40].

Для городских почв выявлено три основных фактора, объясняющих в сумме 73% общей дисперсии (рис. 5).

Первый фактор (PC1) составляет около 46% общей дисперсии и включает элементы As, Bi, Co, Ni, V и Cr с наиболее высокими факторными

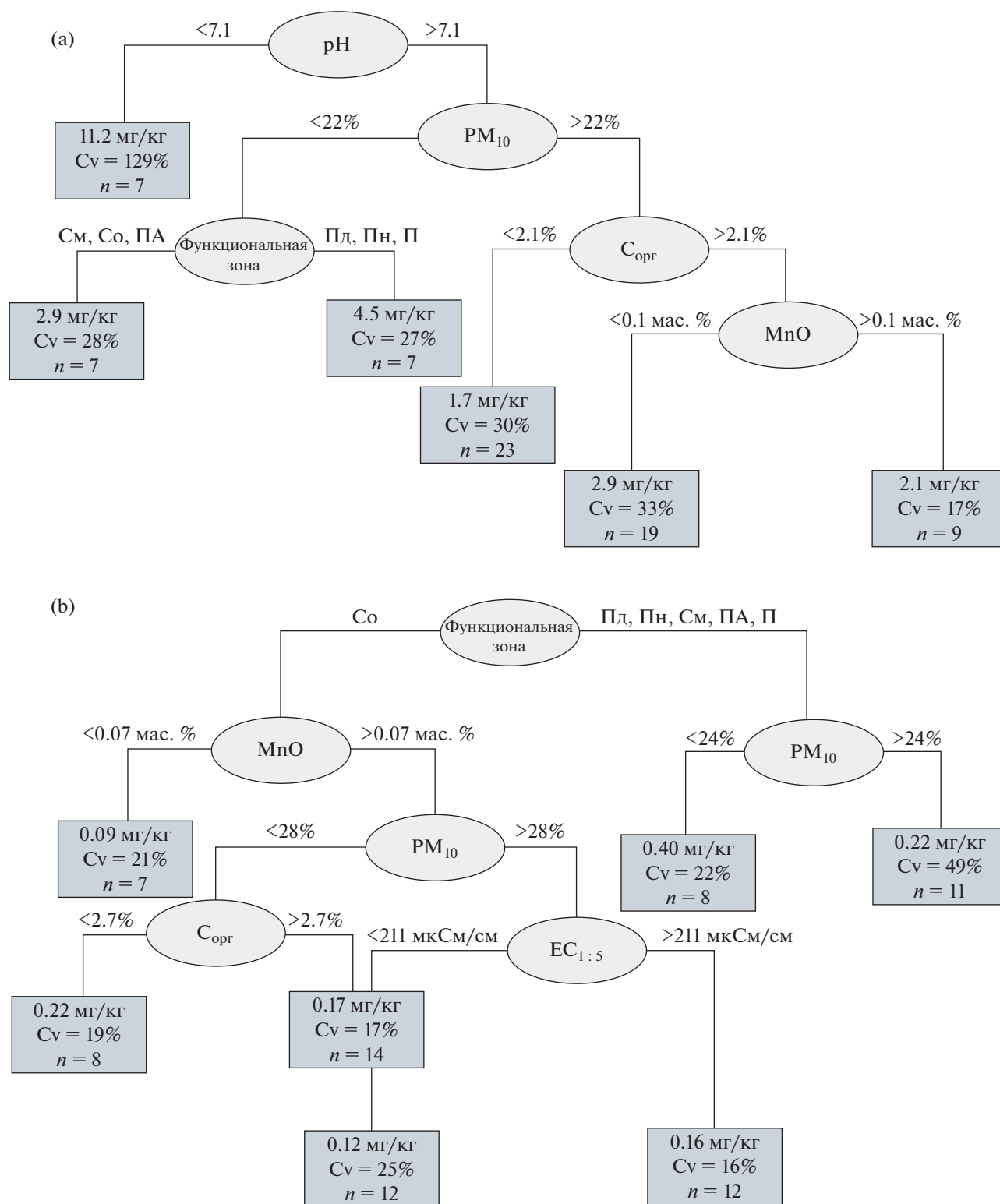


Рис. 4. Факторы накопления (в овалах) Mo (a) и Cd (b) в верхнем горизонте почв Гусиноозерска. Для каждого сочетания факторов приводится среднее содержание ТММ, коэффициент вариации C_v и число точек опробования n . Функциональные зоны: Пд – промышленная действующая, Пн – промышленная недействующая, См – селитебная многоэтажная, Со – селитебная одноэтажная, ПА – построгоенная, П – пустыри.

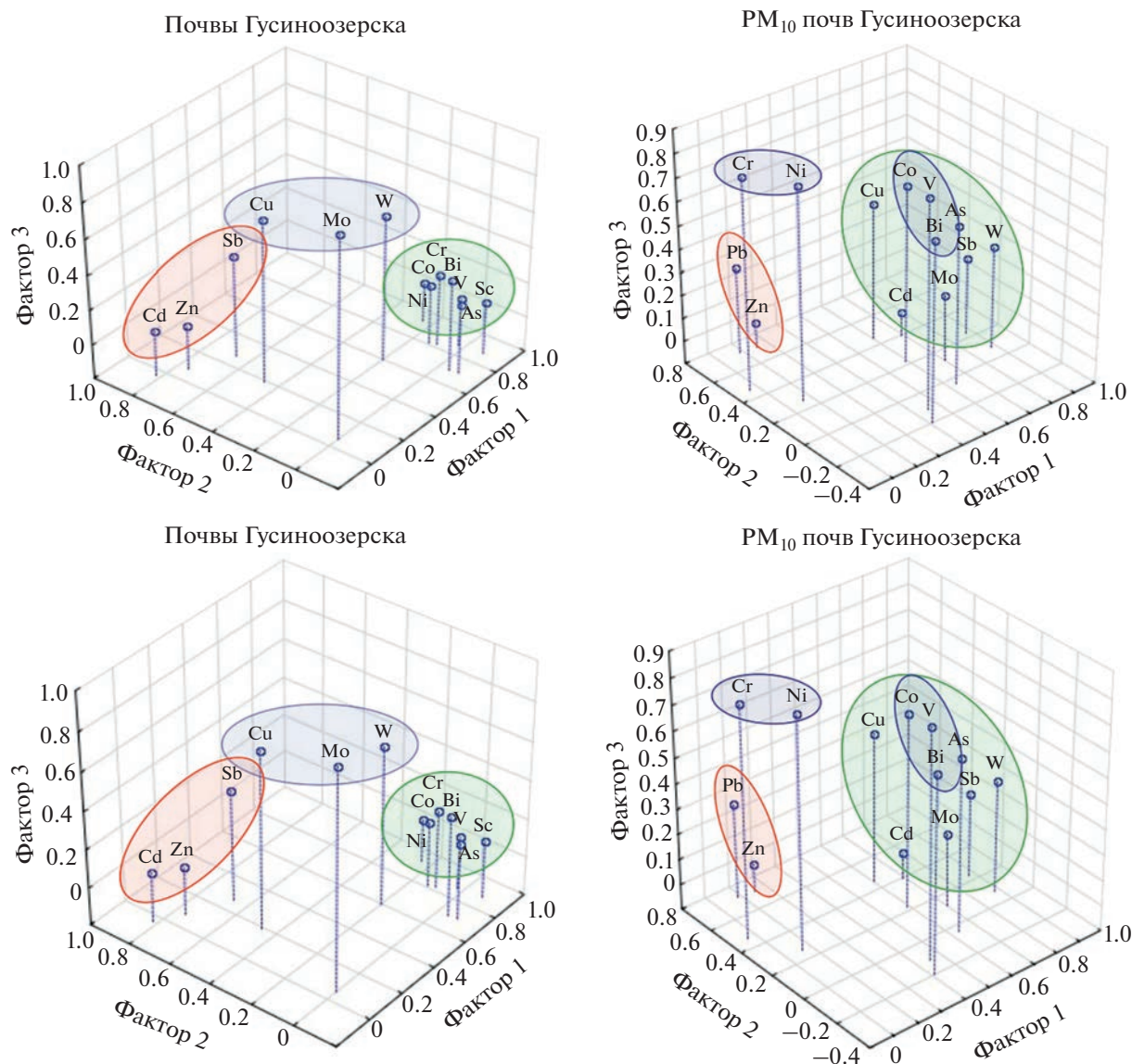


Рис. 5. Факторные нагрузки для концентраций ТММ в почвах и их фракции PM_{10} Гусиноозерска.

нагрузками (0.70–0.93). Этот фактор отражает вклад природно-техногенных и техногенных источников: продуктов разрушения строительных материалов, сжигания угля при печном отоплении и на ГРЭС [41]. Во многих исследованиях, включая [25, 33], указывают в качестве источника Cr, Ni и Co материнские породы. Однако в почвах Гусиноозерска вклад литогенного источника незначителен, эти элементы накапливаются слабо, средние $K_c = 1.3–1.6$.

Второй фактор (PC2), вероятно, характеризует вклад автомобильного транспорта. На PC2 приходится 17% дисперсии, он связан с накоплением Sb, Cd, Pb и Zn, значения факторных нагрузок – 0.66–0.82. Поступление этих ТММ из одного ис-

точника подтверждается высокими положительными коэффициентами корреляции $r = 0.56–0.84$ между их концентрациями.

Вклад *третьего фактора* (PC3) в общую дисперсию составляет 9.3%, он объясняет накопление Mo, Cu и W с факторными нагрузками 0.63–0.95. Этот фактор характеризуется влиянием отвала вскрышных пород на юге Гусиноозерска, а также складирования и сжигания бытового мусора.

Во фракции PM_{10} почв Гусиноозерска также выделяются 3 фактора, объясняющие в сумме 74% общей дисперсии, однако ТММ распределены по компонентам иначе. Первый фактор (PC1) отражает накопление обширного перечня контролируемых им элементов – As, W, Sb, Cd, Mo,

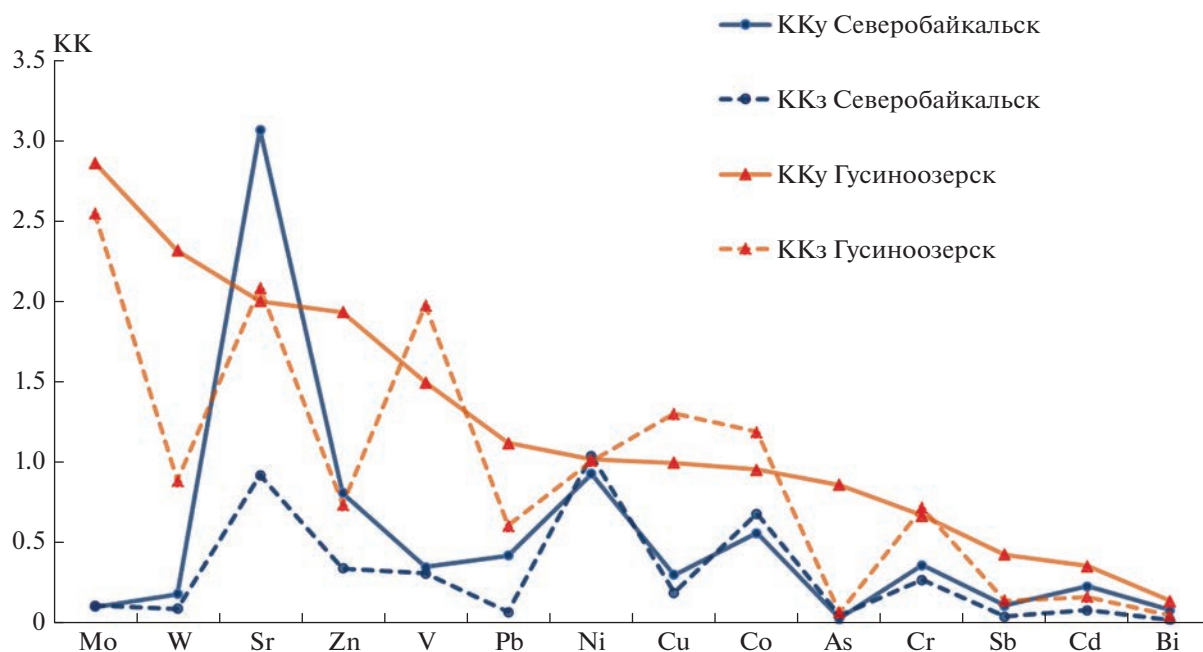


Рис. 6. Кларки концентрации углей и золы Центральной ТЭЦ г. Северобайкальска и Гусиноозерской ГРЭС.

Cu — из различных техногенных источников. PC1 объясняет 54% общей дисперсии, факторные нагрузки — 0.60–0.88. Источником Mo и Cu является отвал вскрышных бурогоугольных пород, между элементами установлена сильная корреляция $r = 0.71$. С дымовыми выбросами Гусиноозерской ГРЭС поступают As, W, Sb ($r = 0.70$ – 0.94), с выбросами автомобильного транспорта — Cd и Sb ($r = 0.68$), источниками Cd являются частицы дорожного полотна, шин и металлических деталей автомобиля, Sb содержится в тормозной смазке [30]. Кроме того, общим источником данных элементов могут быть стихийные свалки коммунально-бытовых отходов.

На второй фактор (PC2) приходится 11% общей дисперсии, он характеризует воздействие автотранспорта. Для Pb и Zn факторные нагрузки составляют 0.71–0.72 при невысоком коэффициенте корреляции $r = 0.39$. Цинк и Pb поступают в окружающую среду в результате истирания шин, тормозных колодок и асфальтового покрытия. Кроме того, Pb в виде $Pb(CH_3CH_2)_4$ использовали в качестве антидетонирующей присадки к моторному топливу [25]. В настоящее время этилированный бензин в России запрещен, загрязнение может иметь реликтовый характер. Вклад третьего фактора (PC3) в общую дисперсию составляет 9.5%, он связан с накоплением Bi, Co, Ni, V, Cr, факторные нагрузки равны 0.59–0.81. Он отражает вклад смешанных (природно-техногенных) и техногенных источников — продуктов разрушения строительных материалов и угольной пыли.

Значение ГРЭС как источника загрязнения почвенного покрова Гусиноозерска становится более ясным при сравнении полученных данных с результатами оценки состояния почв другого города Бурятии — Северобайкальска. Он расположен на северо-восточном берегу оз. Байкал и является крупным транспортным узлом и промышленным центром на Байкало-Амурской магистрали (БАМ). Потребность города в электроэнергии обеспечивает Центральная ТЭЦ и четыре муниципальных котельные, использующие в качестве топлива Канско-Ачинские бурые угли. Они менее зольные (6–12%), чем Окино-Ключевские, сжигаемые на Гусиноозерской ГРЭС, теплотворная способность ниже и составляет 2800–3800 ккал/кг. Объем выбросов загрязняющих веществ в атмосферу Северобайкальска от стационарных источников в 2019 г. составил 0.314 тыс. т, что почти в 120 раз ниже, чем в Гусиноозерске.

Канско-Ачинские угли по сравнению с мировыми кларками обогащены лишь $Sr_{3.1}$, обладающим высокой углефилностью; содержание остальных ТММ ниже кларковых значений. Зола Центральной ТЭЦ по сравнению со среднемировыми значениями обеднена ТММ, за исключением Ni с $KKz = 1.0$ (рис. 6). Содержание Sr, Zn, Cr, As, Mo, Co, Sb, Bi и Cd в золе Центральной ТЭЦ Северобайкальска ниже, чем в золе Гусиноозерской ГРЭС в 1.3–2.6 раза, V и Cu — в 5.4–5.7 раза, Pb и W — в 6.7–8.7 раза.

На загрязнение почв Северобайкальска ТММ заметное влияние оказывает железнодорожная инфраструктура БАМ, проходящей вблизи бере-

говой линии оз. Байкал [17]. В верхних горизонтах городских почв концентрации большинства ТММ близки к фоновым, для V, Co, Cr, Ni, Mo, Sn, Zn, As, Cd средние значения Кс составляют 1.1–1.2. Максимально относительно местного фона накапливаются $Sb_{2.4}Cu_{1.6}Pb_{1.6}W_{1.4}$, Bi рассеивается. Более интенсивная аккумуляция во фракции PM_{10} по сравнению с почвами в целом характерна для Mo, Sn, Cr, Ni, Co и Bi. Наибольшее превышение над фоном установлено для $Sn_{1.7}Mo_{1.5}Cu_{1.4}Cr_{1.3}$, концентрации остальных ТММ близки к фоновым (Кс = 1.0–1.2), As во фракции PM_{10} рассеивается. Источниками Sb в почвах Северобайкальска могут быть выбросы предприятий по переработке цветных металлов, железнодорожного и автомобильного транспорта [10]. Mo и Cu поступают в почву при сжигании угля в котельных, а также при обработке черных и цветных металлов [19].

Наиболее загрязнены ТММ почвы промышленной и транспортной зон Северобайкальска. Приоритетным поллютантом является Sb (Кс = 3.1–4.2), она поступает при истирании тормозных колодок и металлических частей автотранспорта, при торможении и истирании рельс и ходовой части подвижного состава [34]. Накопление $Pb_{1.9}$ в промышленной зоне связано с работой станций технического обслуживания автомобилей, предприятий, перерабатывающих металлолом [19]. Выбросы предприятий железнодорожной инфраструктуры, включая обслуживание железнодорожных составов и разгрузку угля для котельных, дают высокое загрязнение фракции PM_{10} почв $Sb_{2.3}Cu_{1.9}Pb_{1.8}Co_{1.7}V_{1.6}W_{1.6}Ni_{1.5}$. Наименьшее загрязнение свойственно почвам рекреационной зоны, где накапливается лишь $W_{1.7}$.

Таким образом, объем поступающих в атмосферный воздух Северобайкальска загрязняющих веществ на два порядка меньше по сравнению с Гусиноозерском, что объясняется также более низким содержанием ТММ в сжигаемых Канско-Ачинских углях и золе Центральной ТЭЦ и меньшей мощностью котельных. Почвы в целом и фракция PM_{10} в Гусиноозерске и Северобайкальске имеют близкие спектры накапливаемых элементов, однако в Гусиноозерске аккумуляция ТММ выражена интенсивнее, ГРЭС является основным источником ТММ. В Северобайкальске при незначительных выбросах ТММ Центральной ТЭЦ и котельных загрязнение городских почв в основном обусловлено влиянием БАМ. Следовательно, вклад ТЭС в загрязнение почв ТММ зависит от их мощности, а также от состава бурых углей.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Основными источниками загрязнения почвенного покрова Гусиноозерска являются

транспортировка, хранение и сжигание бурого угля на Гусиноозерской ГРЭС и в частном секторе при отоплении домов. Геохимическая специализация сжигаемых на Гусиноозерской ГРЭС Окино-Ключевских бурых углей определяется обогащением по сравнению с мировыми кларками $Mo_{2.9}W_{2.3}Sr_{2.0}Zn_{1.9}V_{1.5}$, зола ГРЭС обогащена $Mo_{2.6}Sr_{2.1}V_{2.0}Cu_{1.3}Co_{1.2}$. Приоритетными поллютантами верхних горизонтов почв и их фракции PM_{10} являются Sr, As, Co, Mo, Sb, V, при этом в тонкой фракции PM_{10} концентрации большинства этих элементов заметно выше из-за большей удельной поверхности.

Наибольшее загрязнение ТММ почв и фракции PM_{10} Гусиноозерска приурочено к промышленной действующей подзоне, в почвах в целом аккумулируются $Sr_{3.6}As_{2.6}Cu_{2.3}Mo_{2.2}Co_{2.0}Ni_{2.0}$, во фракции PM_{10} $Sr_{3.4}As_{3.3}Co_{2.8}V_{2.6}Cu_{2.5}Mo_{2.3}Ni_{2.1}Cr_{2.1}Sb_{2.0}$, поступающие с выбросами Гусиноозерской ГРЭС, а также в процессе транспортировки и хранения угля. Наибольшую экологическую опасность представляет As, во фракции PM_{10} городских почв по сравнению с почвами в целом его коэффициент экологической опасности Ко и доля загрязненной территории увеличиваются в несколько раз — с 1.6 до 4.5 для Ко и с 15 до 90% проб. Средний суммарный уровень загрязнения городских почв и фракции PM_{10} соответствует низкому уровню с максимальным значением в промышленной действующей подзоне ($Zc = 14–18$). Формирование контрастных полиэлементных аномалий в почвах обусловлено преимущественно локальными факторами — воздействием стихийных свалок, сжиганием бытового мусора и выщелачиванием поллютантов из угольного отвала.

Накопление химических элементов в почвах Гусиноозерска контролируется целым рядом факторов, обуславливающих формирование различных классов геохимических барьеров: хемосорбционного (оксиды Fe — W, Sb, Co, Ni, V, Cr), кислотного (кислотно-основные свойства — Mo), сорбционно-седиментационного (гранулометрический состав — As, Bi), органо-минерального ($C_{орг}$ — Pb, Cu). Удельная электропроводность контролирует содержание Sr и Zn, для Cd ведущим фактором аккумуляции является принадлежность к функциональной зоне.

Ведущими факторами, оказывающими наибольшее влияние на химический состав почв и частиц PM_{10} , являются выбросы при сжигании угля на Гусиноозерской ГРЭС и при печном отоплении (46% для почв в целом и 54% для фракции PM_{10}) и выбросы автомобильного транспорта (17% для почв в целом и 11% для фракции PM_{10}).

Сравнение уровней загрязнения почвенного покрова Гусиноозерска и Северобайкальска показало, что негативное влияние угольной элект-

троэнергетики на окружающую среду зависит от мощности ТЭС и химического состава сжигаемых углей. При сопоставимой мощности ТЭС в Гусиноозерске и Северобайкальске (224.5 и 164 Гкал/ч) выбросы от сжигания угля в последнем на 2 порядка меньше, что обусловлено составом Канско-Ачинских бурых углей. В результате почвы Гусиноозерска в 2.2–3.0 раз сильнее загрязнены Sr и Mo, в 1.3–1.7 раз Sb и As, во фракции PM_{10} в 2.0–3.4 раза выше концентрации Mo, As, Sr и W, тогда как ведущую роль в загрязнении почвенного покрова Северобайкальска играет железнодорожная инфраструктура БАМ.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы благодарны директору Гусиноозерской ГРЭС М.Ю. Человечкину за содействие в проведении обследования территории Гусиноозерской ГРЭС и прилегающих участков.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Полевые и лабораторные работы выполнены по проекту РФФИ и РГО № 17-29-05055-офи_м, обработка данных – в рамках договора № 8/Д-2021 “Разработка интегрированной (интегральной) оценки антропогенного воздействия и состояния окружающей среды озера Байкал”, сравнительный анализ – по Программе развития Междисциплинарной научно-образовательной школы МГУ им. М.В. Ломоносова “Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Белоголовов В.Ф. Геохимический атлас Улан-Удэ. Улан-Удэ: Бурят. кн. изд-во, 1989. 52 с.
2. Битюкова В.Р. Экологический рейтинг регионов России // Ежегодник Русского географического общества / Под ред. Касимова Н.С. М.: Эксмо, 2021. 336 с.
3. 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 PM_{10} в Западном округе Москвы // Почвоведение. 2022. № 5. С. 538–555. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22050112>
4. Волошин А.Л. Причины и некоторые аспекты настоящего снижения водности рек Западного Забайкалья // Мат-лы IX Междунар. конф. “Реки Сибири и Дальнего Востока”. Улан-Удэ. 2015. С. 124–128.
5. Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.
6. Голубцов В.А., Рыжов Ю.В., Кобылкин Д.В. Почвообразование и осадконакопление в Селенгинском среднегорье в позднеледниковье и голоцене. Иркутск: Изд-во Института географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, 2017. 139 с.
7. Государственный доклад “О состоянии озера Байкал и мерах по его охране в 2020 году”. Иркутск: ИНЦХТ, 2017. 374 с.
8. Григорьев Н.А. Распределение химических элементов в верхней части континентальной коры. Екатеринбург: УрО РАН, 2009. 382 с.
9. Журавлева М.А., Зубрев Н.И., Кокин С.М. Загрязнение полос отвода // Мир транспорта. 2016. № 3. С. 112–118.
10. Казанцев И.В. Железнодорожный транспорт как источник загрязнения почв тяжелыми металлами // Самарский научный вестник. 2015. № 2. С. 94–96.
11. Касимов Н.С. Экогеохимия ландшафтов. М.: ИП Филимонов М.В., 2013. 208 с.
12. Касимов Н.С., Власов Д.В. Кларки химических элементов как эталоны сравнения в экогеохимии // Вестник Моск. ун-та. Сер. география. 2015. № 2. С. 7–17.
13. Касимов Н.С., Власов Д.В., Кошелева Н.Е. Химический состав дорожной пыли и ее фракции PM_{10} как индикатор загрязнения городской среды // Экология и промышленность России. 2021. Т. 25. № 10. С. 43–49.
14. Касимов Н.С., Власов Д.В., Кошелева Н.Е., Никифорова Е.М. Геохимия ландшафтов Восточной Москвы. М.: АПР, 2016. 276 с.
15. Кошелева Н.Е., Касимов Н.С., Власов Д.В. Факторы накопления тяжелых металлов и металлоидов на геохимических барьерах в городских почвах // Почвоведение. 2015. № 5. С. 536–553.
16. Кошелева Н.Е., Никифорова Е.М., Тимофеев И.В. Загрязнение тяжелыми металлами и металлоидами и экологическое состояние почв г. Северобайкальска // Почвоведение. 2022. № 5. С. 571–585. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22050045>
17. Основные показатели охраны окружающей среды. Статистический бюллетень. Федеральная служба государственной статистики. 2021. 110 с.
18. Ратанова М.П. Экологические основы общественного производства. Смоленск: СГУ, 1999. 176 с.
19. Саев Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П., Смирнова Р.С., Башаркевич Е.Л., Онищенко Т.Л., Павлова Л.Н., Трефилова Н.Я., Ачкасов А.И., Саркисян С.Ш. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.
20. Юдович Я.Э., Кетрис М.П. Токсичные элементы-примеси в ископаемых углях. Екатеринбург: УрО РАН, 2005. 655 с.
21. Altikulac A., Turhan S., Kurnaz A., Goren E., Duran C., Hancıerliogullari A., Ugur F.A. Assessment of the Enrichment of Heavy Metals in Coal and Its Combustion Residues // ACS Omega. 2022. V. 7. P. 21239–21245. <https://doi.org/10.1021/acsomega.2c02308>
22. Alves C.A., Vicente A.M.P., Calvo A.I., Baumgardner D., Amato F., Querol X., Pio C., Gustafsson M. Physical and

- chemical properties of non-exhaust particles generated from wear between pavements and tyres // *Atmos. Environ.* 2020. V. 224. P. 24–35.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117252>
23. *Anaman R., Peng C., Jiang Z., Liu X., Zhou Z., Guo Z., Xiao, X.* Identifying sources and transport routes of heavy metals in soil with different land uses around a smelting site by GIS based PCA and PMF // *Sci. Total Environ.* 2022. V. 823. P. 153759.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153759>
 24. *Demetriades A., Birke M.* Urban geochemical mapping manual: sampling, sample preparation, laboratory analysis, quality control check, statistical processing and map plotting // Brussels: EuroGeoSurveys, 2015. 162 p.
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.10.024>
 25. *Facchinelli A., Sacchi E., Mallen L.* Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils // *Environ. Poll.* 2001. V. 114. P. 313–324.
[https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00243-8](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00243-8)
 26. *Fan H., Zhao C., Yang Y.* A comprehensive analysis of the spatio-temporal variation of urban air pollution in China during 2014–2018 // *Atmospheric Environment.* 2020. V. 220. P. 117066.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117066>
 27. *Fu B., Liu G., Mian M.M., Sun M., Wu D.* Characteristics and speciation of heavy metals in fly ash and FGD gypsum from Chinese coal-fired power plants // *Fuel.* 2019. V. 251. P. 593–602.
<https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.04.055>
 28. *Ghosh S.P., Maiti S.K.* Evaluation of heavy metal contamination in roadside deposited sediments and road surface runoff: a case study // *Environmental earth sciences.* 2018. V. 77. P. 1–13.
<https://doi.org/10.1007/s12665-018-7370-1>
 29. *Gulia S., Nagendra S., Khare M., Khanna I.* Urban air quality management-A review // *Atmospheric Pollution Research.* 2015. V. 6. P. 286–304.
<https://doi.org/10.5094/APR.2015.033>
 30. *Harrison R.M., Jones A.M., Gietl J., Yin J., Green D.C.* Estimation of the contributions of brake dust, tire wear, and resuspension to nonexhaust traffic particles derived from atmospheric measurements // *Environ. Sci. Technol.* 2012. V. 46. P. 63–79.
<https://doi.org/10.1021/es300894r>
 31. *Hu Z., Gao S.* Upper crustal abundances of trace elements: A revision and update // *Chem. Geol.* 2008. V. 253. P. 205–221.
<https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2008.05.010>
 32. *Huang X., Hu J., Qin F., Quan W., Cao R., Fan M., Wu X.* Heavy metal pollution and ecological assessment around the Jinsha Coal-Fired Power Plant (China) // *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 2017. V. 14. P. 15–23.
<https://doi.org/10.3390/ijerph14121589>
 33. *Kelepertzis E.* Accumulation of heavy metals in agricultural soils of Mediterranean: Insights from Argolida basin, Peloponnese, Greece // *Geoderma.* 2014. V. 221. P. 82–90.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.007>
 34. *Limbeck A., Puls C.* Particulate emissions from on-road vehicles // Urban airborne particulate matter: origin, chemistry, fate and health impacts. Heidelberg: Springer-Verlag Berlin. 2011. P. 63–76.
https://doi.org/10.1007/978-3-642-12278-1_4
 35. *Lin B., Zhu J.* Changes in urban air quality during urbanization in China // *J. Cleaner Production.* 2018. V. 188. P. 312–321.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.293>
 36. *Meij R., Te Winkel B.* The emissions and environmental impact of PM10 and trace elements from a modern coal-fired power plant equipped with ESP and wet FGD // *Fuel Processing Technology.* 2004. V. 85 (6–7). P. 641–656.
<https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2003.11.012>
 37. *Moses E.A., Orok U.B.* Contamination and health risk assessment of suspended particulate matter (SPM) in Uyo, Niger Delta, Nigeria // *J. Scientific Res. Rep.* 2015. P. 276–286.
<https://doi.org/10.9734/JSRR/2015/16296>
 38. *Nan J., Xiaohan L., Shanshan W., Xue Y., Shasha Y., Shiguang D., Shenbo W., Ruiqin Z., Shengli L.* Pollution characterization, source identification, and health risks of atmospheric-particle-bound heavy metals in PM10 and PM2.5 at multiple sites in an emerging megacity in the central region of China // *Aerosol and Air Quality Research.* 2019. V. 19. P. 247–271.
<https://doi.org/10.4209/aaqr.2018.07.0275>
 39. *Rovira J., Domingo J.L., Schuhmacher M.* Air quality, health impacts and burden of disease due to air pollution (PM10, PM2.5, NO2 and O3): Application of AirQ+ model to the Camp de Tarragona County (Catalonia, Spain) // *Sci. Total Environ.* 2020. V. 703. P. 135538.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135538>
 40. *Rudnick R.L., Gao S.* Composition of the Continental Crust // *Treatise on Geochemistry.* 2014. P. 1–51.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-08-095975-7.00301-6>
 41. *Saha D., Chatterje D., Chakravarty S., Roychowdhury T.* Investigation of environmental-concern trace elements in coal and their combustion residues from thermal power plants in Eastern India // *Natural Resources Research.* 2019. V. 28(4). P. 1505–1520.
<https://doi.org/10.1007/s11053-019-09451-2>
 42. *Sanders P.G., Xu N., Dalka T.M., Maricq M.M.* Airborne brake wear debris: size distributions, composition, and a comparison of dynamometer and vehicle tests // *Environ. Sci. Technol.* 2003. V. 37. P. 4060–4069.
<https://doi.org/10.1021/es034145s>
 43. *Savic D., Nisic D., Malic N., Dragosavljevic Z., Medenica D.* Research on power plant ash impact on the quality of soil in Kostolac and Gacko coal basins // *Minerals.* 2018. V. 8. P. 54–67.
<https://doi.org/10.3390/min8020054>
 44. *Truong M.T., Nguyen L.S.P., Hien T.T., Pham T.D.H., Do T.T.L.* Source Apportionment and Risk Estimation of Heavy Metals in PM10 at a Southern Vietnam Megacity // *Aerosol and Air Quality Research.* 2022. V. 22. P. 220094.
<https://doi.org/10.4209/aaqr.220094>
 45. *Verma C., Madan S., Hussain A.* Heavy metal contamination of groundwater due to fly ash disposal of coal-fired thermal power plant, Parichha, Jhansi, India // *Cogent Eng.* 2016. V. 3. P. 112–125.
<https://doi.org/10.1080/23311916.2016.1179243>

Ecological and Geochemical State of Soil Cover in Gusinoozersk in the Zone of Influence of Coal Thermal Power Plant

D. G. Sycheva^{1, *} and N. E. Kosheleva¹

¹*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

**e-mail: l.msu@yandex.ru*

The pollution of the topsoils of the city of Gusinoozersk (Republic of Buryatia) under the influence of emissions from State District Power Plant (SDPP) which used the Okino-Klyuchevskiy brown coal as fuel was studied. The content of 14 elements (Sr, As, Co, Mo, Sb, V, Cu, Ni, Cr, W, Zn, Bi, Cd, Pb) in bulk samples, as well as in the fraction of physical clay (particles with a diameter $<10\ \mu\text{m}$, PM10) and in samples of brown coal and ash from the SDPP. Strontium, As, Co, Mo, Sb, V are the priority pollutants in the soils of Gusinoozersk with higher concentrations of most elements in the PM10 fraction. Soils and the PM10 fraction in the industrial operating subzone are the most polluted with Sr, As, Co, V, Cu, Mo, Ni, Cr, which are contained in the fly ash of the Gusinoozerskaya SDPP. Most of the territory (57% for soils in general and 47% for the PM10 fraction) is characterized by a low level of pollution ($Z_c = 8-16$). Arsenic poses the greatest environmental hazard; in the PM10 fraction, its concentrations exceeded the MPC in 90% of the studied samples. In soils and their PM10 fraction, the leading factors for the accumulation of elements are the content of Fe_2O_3 , organic matter, soil texture, alkaline-acid conditions, and belonging to a functional zone, which determine the formation of various classes of geochemical barriers. The polluting effect of brown coals depends on the content of heavy metals and metalloids in them. Comparison of the chemical composition of the Okino-Klyuchevskii brown coal and ash from the Gusinoozerskaya SDPP and the Kansk-Achinskii coal and ash from the Central Thermal Power Plant of Severobaikalsk showed that the brown coal and ash from Severobaikalsk were slightly enriched in metals and metalloids, which significantly reduced their accumulation in soils.

Keywords: heavy metals, metalloids, urban soils, accumulation factors, brown coals

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ
И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.4

ВОЗМОЖНОСТЬ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЗОНИРОВАНИЯ ЗАЛЕЖНОЙ
РАСТИТЕЛЬНОСТИ ПО ВЕГЕТАЦИОННЫМ ИНДЕКСАМ
ДЛЯ ОЦЕНКИ НАКОПЛЕНИЯ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА
В ПОСТАГРОГЕННЫХ ПОЧВАХ

© 2023 г. К. Г. Гиниятуллин^а, * (ORCID: 0000–0003–4102–2209), И. А. Сахабиев^а,
С. С. Рязанов^б, Е. В. Смирнова^а, Д. В. Тишин^а, Л. И. Латыпова^а

^аКазанский федеральный университет, ул. Кремлевская, 18, Казань, 420008 Россия

^бИнститут проблем экологии и недропользования Академии наук Республики Татарстан,
ул. Даурская, 28, Казань, 420087 Россия

*e-mail: ginijatullin@mail.ru

Поступила в редакцию 07.02.2023 г.

После доработки 10.04.2023 г.

Принята к публикации 11.04.2023 г.

Исследовали массив светло-серой лесной почвы (Eutric Retisols (Loamic, Cutanic, Ochric)), находящейся под залежью возрастом 20–25 лет в стадии зарастания луговой растительностью, сосной и березой. Участок приурочен к одному элементу рельефа, не имеет морфологических признаков развития эрозионных процессов и характеризуется однородным гранулометрическим составом. Для оценки влияния типа залежной растительности на формирование запасов почвенного органического вещества (ПОВ) было проведено зонирование растительного покрова по вегетационным индексам, рассчитанным на основе данных дистанционного зондирования Земли. Для зонирования использовали алгоритмы *k*-средних и метод “случайного леса”. Показано наличие статистически значимых различий между типами земного покрова по запасам ПОВ в верхнем слое старопашотного горизонта при выделении 3 и 4 кластеров. Показано, что наиболее целесообразным является выделение при использовании алгоритма *k*-средних 3 классов залежной растительности: хвойная древесная растительность, лиственная древесная растительность и травянистая растительность. Корректность выделения данных классов была подтверждена полевым геоботаническим обследованием территории. Результаты попарного сравнения участков, занятых различными типами залежной растительности, показывают наличие значимых различий по запасам ПОВ только в самом верхнем слое (0–5 см) старопашотного горизонта и только при сравнении с массивом, занятым древесной хвойной растительностью и травянистой растительностью. Различия по накопленным запасам гумуса в верхнем слое (0–10 см) старопашотного горизонта статистически значимо проявляются в почвах под лиственной и хвойной древесной растительностью, а также между травянистой и хвойной растительностью. Значимой разницы по данному показателю между участками, занятыми древесной лиственной растительностью и травянистой растительностью, не наблюдалось.

Ключевые слова: залежные почвы, почвенное органическое вещество, пространственное моделирование, Eutric Retisols (Loamic, Cutanic, Ochric)

DOI: 10.31857/S0032180X2360018X, **EDN:** OIWJJW

ВВЕДЕНИЕ

Органическое вещество почв рассматривается как один из наиболее существенных потенциальных резервуаров секвестрации углекислого газа, и в то же время деградация почвенного покрова является одной из основных причин его поступления в атмосферу [7, 9, 29]. Считается, что исторически почвенный покров мира уже потерял от 40 до 90 Пг С из-за нерационального сельскохозяйственного использования, а текущие темпы потерь почвенного органического углерода в результате

изменений в землепользовании и деградации земель составляют примерно 1.6 ± 0.8 Пг/год [32]. Реалистичная оценка запасов почвенного органического вещества (ПОВ) и постоянный мониторинг гумусного состояния почв, является, безусловно, важнейшей задачей современного почвоведения. Вместе с тем необходимо учитывать, что расчет средних значений при недостаточном объеме выборочных данных является основным источником ошибок региональных оценок запасов ПОВ [28, 55], в особенности при использовании данных, имеющих точечную локализацию в

пространстве. Как следствие, картографирование почвенного покрова при различных уровнях масштабирования является часто безальтернативным подходом, обеспечивающим получение реалистичных оценок запасов ПОВ [27]. Однако простое увеличение количества точек отбора почвенных проб для создания более надежных карт пространственной изменчивости содержания ПОВ имеет существенные трудности, связанные с увеличением затрат на отбор проб и проведением анализов [37]. В последние десятилетия для построения надежных карт пространственного прогноза изменения почвенных свойств, включая содержание ПОВ, широко используются методы цифрового картографирования, которые позволяют без дополнительных затрат получать точные пространственные модели изменения содержания ПОВ [26]. Привлекательность методов цифрового картографирования для создания карт содержания ПОВ во многом определяется доступностью данных дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ) [33, 52], в том числе из открытых источников. Пространственные модели содержания ПОВ в различных слоях и горизонтах почв могут с достаточной точностью создаваться на различных уровнях масштабирования: глобальном [53, 56], национальном [47, 57], региональном [36, 46, 54], а также для отдельно взятых массивов и полей севооборотов [3, 40, 48]. Понимание важности картографирования содержания ПОВ связывается с масштабными работами по созданию Всемирной карты запасов органического углерода в 30-сантиметровом слое почвы (в рамках Глобального почвенного партнерства ФАО ООН (GSOC17)). Данная карта должна стать основой для разработки стратегии устойчивого развития регионов и прогноза влияния климатических изменений на баланс углерода [7, 27, 29, 30].

Отдельной проблемой, связанной с оценкой запасов ПОВ, является необходимость реалистичной оценки масштабов его накопления на территории России за последние десятилетия под залежными почвами. По данным Кургановой [11], площадь пахотных угодий, выведенных из сельскохозяйственного оборота в 1990–2004 гг., в России может составлять от 9.3 до 34 млн га. Романовская [18] считает, что с 1990 по 2002 гг. было выведено из оборота 21.6 млн га земель. По другим оценкам [13] площадь заброшенных сельскохозяйственных угодий может достигать 44.4 млн га, что составляет в целом по стране 22.1% от исходной площади сельскохозяйственных угодий, хотя в некоторых регионах наблюдается в настоящее время и обратный тренд [15]. Примерно такой же порядка цифры (около 40 млн га) приводятся в других работах [5, 44]. С учетом того, что скорость аккумуляции ПОВ в бывшем пахотном слое может составлять в среднем 90–100 г С/м² год [11], вклад залежей в секвестрацию углекислого газа

атмосферы должен оцениваться как весьма существенный [8]. Вместе с тем методические подходы к картографированию содержания ПОВ в залежных почвах с учетом пространственной неоднородности его накопления в достаточной степени не отработаны [2].

При картографировании пахотных угодий в качестве основных предикторов содержания ПОВ используются спектральные индексы, рассчитываемые по отражательной способности открытой поверхности почвы, которые могут использоваться как самостоятельные переменные, так и совместно с другими данными ДЗЗ (вегетационными индексами растительности, морфометрическими атрибутами рельефа и др.). Применение спектральных индексов дает надежный пространственный прогноз при использовании различных методов моделирования, от регрессионного кригинга до сложных гибридных методов (машинное обучение, глубокое обучение, нейронные сети и др.) [36, 38, 40, 48, 51]. При цифровом картографировании залежных почв и оценке их современного состояния данные ДЗЗ ограничиваются показателями, характеризующими состояние растительности и геоморфологию исследуемой территории, поскольку получение спектральных индексов отражения открытой поверхности почвы под развитой залежной растительностью часто невозможно. Как следствие, цифровое картографирование залежных участков в масштабах одного отдельно взятого поля или массива является существенно более сложной задачей, чем картографирование аналогичных пахотных земель из-за ограниченности доступных предикторов. Вместе с тем необходимость изучения пространственной неоднородности и детального картографирования постагрогенных земель принимается как обязательное условие их дальнейшего изучения и оценки роли в сохранении углеродного баланса [22–24].

Цель работы – оценить возможность зонирования залежной растительности по вегетационным индексам в пределах небольшого массива постагрогенных почв и использования вегетационных индексов как предикторов накопления ПОВ под залежами.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В качестве объекта исследования выбрали участок постагрогенных почв площадью 10.2 га, находящийся под залежной растительностью возрастом 20–25 лет. Почвенный покров исследованного участка принадлежит к одной почвенной разновидности – светло-серая лесная почва (серая постагрогенная (по [6])). Участок постагрогенной почвы прошел начальные стадии зарастания сорной и луговой растительностью и в настоящее время находится в стадии внедрения в луговой

фитоценоз древесных пород и формирования древесного фитоценоза [13]. Поскольку участок примыкает одновременно к опушке широколиственного леса, сосновой лесополосе и более молодым залежным участкам, то зарастание лугового травянистого ценоза древесными породами по периферии и в центральной части участка шло неравномерно. В настоящее время на участке одновременно с травянистыми залежными сообществами присутствуют древесные сообщества, представленные мелколиственными и хвойными породами.

Участок приурочен к одному элементу рельефа — слабопологому склону юго-восточной экспозиции. Отбор образцов почв проводили по специальной стратифицированной рандомизованной схеме, предложенной в работе [58] и ориентированной на использование геостатистических методов пространственной интерполяции. На участке было заложено 50 страт одинакового размера, но произвольной формы, внутри которых рандомизованно размещалась по одной точке пробоотбора. Координаты точек регистрировали на местности с помощью полевого GPS-контроллера Trimble Juno 5D (США) с точностью геопозиционирования 1 м. Из верхнего слоя (0–15 см) старопахотного горизонта образцы отбирали через каждые 5 см, ниже 15 см — на всю оставшуюся мощность, которую фиксировали как величину b . В образцах определяли содержание ПОВ и плотность сложения почвенного материала. Расчет общих (на всю мощность старопахотного горизонта) и накопленных (в слоях 0–10 и 0–15 см) запасов ПОВ проводили по методике, описанной в работе [2]. Для создания карт запасов ПОВ для каждого слоя старопахотного горизонта с применением различных методов интерполяции (ординарного кригинга и обратных взвешенных расстояний) создавали по 3 интерполированные карты — содержания ПОВ, плотности сложения почвы и мощности горизонта. Карты создавали с одинаковым количеством интерполированных точек, затем для каждой интерполированной точки рассчитывали общий запас ПОВ в старопахотном горизонте. Накопленные запасы ПОВ в слоях 0–10 и 0–15 см рассчитывали ориентировочно по разнице в содержании ПОВ в верхней и нижней части старопахотного горизонта. Анализ созданных карт показал, что среднее содержание накопленного ПОВ в слое 0–15 см составило 9.9 т/га, что соответствует 33% от общего его запаса в этом слое (30.3 т/га) или 21% от общего запаса в старопахотном горизонте (47.5 т/га). В отдельной выборке образцов определяли гранулометрический состав материала старопахотного горизонта.

Для изучения влияния типов залежного растительного покрова на вариабельность почвенных свойств был подобран мультиспектральный спутниковый снимок Landsat 8 с максимальным веге-

тационным покрытием и отсутствием облачности. Цифровые значения яркости снимков конвертировали в значения отражения на поверхности атмосферы с последующей атмосферной коррекцией по методу DOS1 [34, 45]. Поскольку исходный снимок имеет довольно грубое пространственное разрешение (30×30 м), была проведена процедура паншарпенинга (pan-sharpening), которая позволила увеличить пространственное разрешение до 15×15 м.

Для идентификации типов растительного покрова по данным ДЗЗ были использованы два метода кластеризации данных: алгоритм многомерных исследовательских методов k -средних (k -means) и алгоритм машинного обучения методом “случайного леса” (Random Forest) [31]. Для кластеризации были использованы спектральные каналы отражательной способности поверхности Земли (Канал 2–Канал 7) спутника Landsat 8, а также рассчитанные на их основе вегетационные индексы (1)–(5), наиболее широко применяемые для характеристики степени развития и состояния растительного покрова.

$$NDVI = \frac{\text{Канал 5} - \text{Канал 4}}{\text{Канал 5} + \text{Канал 4}}, \quad (1)$$

$$EVI = 2.5 \times \frac{\text{Канал 5} - \text{Канал 4}}{\text{Канал 5} + 6 \times \text{Канал 4} - 7.5 \times \text{Канал 2} + 1}, \quad (2)$$

$$GLI = \frac{(\text{Канал 3} - \text{Канал 4}) + (\text{Канал 3} - \text{Канал 2})}{2 \times \text{Канал 3} + \text{Канал 4} + \text{Канал 2}}, \quad (3)$$

$$GOSAVI = \frac{\text{Канал 5} - \text{Канал 3}}{\text{Канал 5} + \text{Канал 3} + 0.16}, \quad (4)$$

$$LAI = 3.618EVI - 0.118. \quad (5)$$

Оценка разницы в содержании ПОВ на участках с различными типами растительного покрова была проведена с применением однофакторного дисперсионного анализа на основе генерализованных линейных моделей GLS (generalized least squares). Точкам обследования присваивался тип залежной растительности согласно картам, полученным разными методами кластеризации. Сравнение моделей без пространственной автокорреляции (GLS) и с пространственной структурой (GLS + Sp) проводилось на основе информационного критерия Акайке (AIC). Модель с наименьшим значением AIC применялась для попарного сравнения содержания ПОВ в почвах под различными типами растительности методом Тьюки. Предварительная обработка снимков Landsat и финальная компоновка карт проводились с использованием геоинформационной системы QGIS [49] и модуля Semi-Automatic classifi-

Таблица 1. Статистические показатели содержания фракций гранулометрического состава

Параметр	Содержание фракции (мм), %							
	1–0.25	0.25–0.05	0.05–0.01	0.01–0.005	0.005–0.001	<0.001	>0.01	<0.01
Минимум	2.6	38.9	27.6	4.2	3.9	12.5	75.0	21.4
Максимум	6.2	44.8	35.3	5.6	5.3	15.4	78.6	25.0
Размах варьирования	3.6	5.9	7.7	1.4	1.4	2.9	3.6	3.6
Среднее значение	4.4	41.7	30.7	4.8	4.7	13.6	76.8	23.2
Коэффициент вариации, %	36.0	5.3	9.4	10.3	11.6	10.2	1.8	6.0

Таблица 2. Статистические показатели свойств старопашотного горизонта, использованных для расчета запасов ПОВ ($n = 50$)

Параметр	Содержание ПОВ, %				Плотность сложения, г/см ³				Мощность горизонта, см
	0–5 см	5–10 см	10–15 см	15– b см	0–5 см	5–10 см	10–15 см	15– b см	
Минимум	1.40	0.83	0.49	0.48	1.15	1.40	1.44	1.47	20
Максимум	3.20	2.06	1.77	1.87	1.53	1.56	1.56	1.58	33
Размах варьирования	1.80	1.23	1.28	1.39	0.38	0.16	0.12	0.11	13
Среднее значение	2.03	1.27	1.04	0.98	1.33	1.48	1.50	1.53	26.7
Коэффициент вариации, %	16.7	19.3	21.5	20.7	7.8	3.0	3.0	2.1	14

sation Plugin [35]. Анализ данных проводили в статистической среде R [50].

Выделение типов залежной растительности, проведенное по вегетационным индексам, проводилось на местности полевым геоботаническим обследованием, которое проводилось в июле по методике [17]. Растительный покров описывался на 10 пробных пунктах, разбросанных случайно по обследованному сообществу. Для описания луговой растительности площадь пробных пунктов составляла 1 м², для древесных сообществ 10 м². Ботаническое описание проводилось по определителю [14], а также с применением электронного приложения iNaturalist.org [41].

Обилие корневой массы в старопашотном горизонте определяли для слоев мощностью 0–10 и 10–20 см на участках с низким, средним и высоким запасом ОВ. На каждом участке отбирали по два монолита (25 × 25 см²). Оценку обилия корней проводили в соответствии с работой [4].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Статистические показатели пространственного варьирования содержания фракций гранулометрического состава по залежному участку представлены в табл. 1. Анализ данных показывает, что сильное пространственное варьирование наблюдается только по содержанию фракции крупного и среднего песка (1–0.25 мм). По содержанию более мелких фракций почвенный покров

участка может оцениваться как достаточно однородный.

В табл. 2 приведены статистические показатели пространственного варьирования содержания ПОВ и плотности сложения послойных образцов из старопашотного горизонта, которые использовали для создания карты пространственной изменчивости запасов ПОВ.

Статистические показатели пространственного варьирования запасов ПОВ в отдельных слоях и в целом в старопашотном горизонте представлены в табл. 3.

Из анализа полученных данных можно сделать вывод о существенной дифференциации старопашотного горизонта как по содержанию ПОВ, так и его запасам. Дифференциация старопашотного горизонта в целом может оцениваться как увеличение запасов ПОВ под залежами за счет его вторичного постагрогенного накопления. В современной литературе, посвященной изучению постагрогенных почв, общее накопление органического углерода под залежами принимается большинством авторов, но отношение к изменению запасов собственно ПОВ не так однозначно. Увеличение запасов ПОВ в залежных серых лесных и дерново-подзолистых почвах отмечалось в работах [1, 10, 24]. В ряде работ наоборот наблюдалось ухудшение гумусного состояния почв и уменьшение в определенных условиях запасов ПОВ [12, 13]. Есть работы, в которых указывается на отсутствие статистически значимого измене-

Таблица 3. Статистические показатели запасов ПОВ, рассчитанные по интерполированным картам изменения содержания ПОВ, плотности сложения и мощности старопахотного горизонта

Параметр	Запасы ПОВ, кг/м					Накопленные запасы ПОВ в слое 0–10 см, кг/м ²
	0–5 см	5–10 см	10–15 см	15–b см	в старопахотном горизонте	
Минимум	1.07	0.83	0.67	1.23	4.02	0.61
Максимум	1.90	1.25	0.95	2.46	6.56	1.33
Размах варьирования	0.83	0.42	0.28	1.24	2.54	0.72
Среднее значение	1.31	0.94	0.79	1.74	4.78	0.84
Коэффициент вариации, %	12.9	12.6	11.4	18.3	12.3	16.1

ния запасов ПОВ под залежной растительностью [42]. В работе [39] проведен метаанализ 74 литературных источников, из которого следует, что при естественном зарастании пашни лесом запас ПОВ увеличивается на 53%. По мнению Рыжовой с соавт. [20] изменение гумусного состояния постагрогенных почв разнонаправлено и может зависеть от биоклиматических условий, типа и свойств почвы, характера использования пахотных угодий, а также их гранулометрического состава. Существенное влияние на гумусное состояние залежных почв может оказывать возраст залежей, определяющий сукцессии постагрогенной растительности. Например, в работе [25] показано заметное увеличение в таежной зоне запасов гумуса в первые 5–7 лет после прекращения распашки до возраста залежи в 40 лет и уменьшение запасов гумуса в последующем под пологом 90–100-летнего леса. Известно, что для сукцессии залежей, соответствующей луговой травянистой растительности, зарастающей древесными породами, характерно наиболее широкое видовое разнообразие, выраженная контагиозность, а также сложность и пестрота фитоценоза [13]. Поэтому широкое варьирование запасов ПОВ на исследованном участке под различными типами залежной растительности можно считать вполне ожидаемым. В целом содержание ПОВ на залежном участке характеризуются средними значениями варьирования, такие же показатели обычно наблюдаются в пахотных горизонтах дерново-подзолистых и серых лесных почв [16, 21].

Для характеристики пестроты залежной растительности с использованием вегетационных индексов было проведено зонирование массива залежи по типам преобладающей растительности. Результаты кластеризации показали, что максимально можно выделить 4 кластера. В дальнейшем для подбора оптимальной структуры зонирования участка на типы растительного покрова были использованы карты, на которых выделялись 2, 3 и 4 типа растительности (рис. 1a–1c).

Проводилась оценка перспективности использования результатов зонирования залежной

растительности по вегетационным индексам для количественной характеристики накопления ПОВ в постагрогенных почвах. Для этого с применением дисперсионного анализа проводили оценку статистической значимости различий в запасах ПОВ в слоях старопахотного горизонта на участках с разными типами (кластерами) растительности. Наличие статистически значимой разницы в запасах ПОВ было обнаружено только для верхнего (0–5 см) слоя. Результаты сравнения методов кластеризации, по разнице в запасах ПОВ в слое 0–5 см под различными типами растительного покрова представлены в табл. 4.

Статистически значимые различия по запасам ПОВ в слое (0–5 см) старопахотного горизонта получены только для моделей с 3 и 4 типами залежной растительности. Оценка критериев статистической значимости зонирования залежного участка на типы растительности по различиям в запасах ПОВ в верхнем слое старопахотного горизонта с применением алгоритмов *k*-средних и “случайного леса” показывает, что выделение трех типов (кластеров) растительности является более надежным, чем четырех типов.

Итоговые карты, полученные по вегетационным индексам и результатам полевого геоботанического обследования, представляют следующие типы растительного покрова: лиственная древесная растительность, хвойная древесная растительность, травянистая растительность. Показано, что для первого типа (лиственная древесная растительность) характерно преобладание молодого леса из березы повислой (*Betula pendula*), возрастом до 20 лет. Данный фитоценоз представляет собой густой березняк с бедным видовым составом в травостое. Местами встречается *Fragaria vesca* L., *Veronica chamaedrys* L., *Carex* sp., единичный подрост сосны *Pinus sylvestris* L. Название этого класса – березняк землянично-осоковый. Для второго типа (хвойная древесная растительность) характерно преобладание молодой сосны (*Pinus sylvestris* L.) возрастом до 25 лет. Травяной покров практически отсутствует. Название сообщества – сосняк мертвopoкpoвный. Для тре-

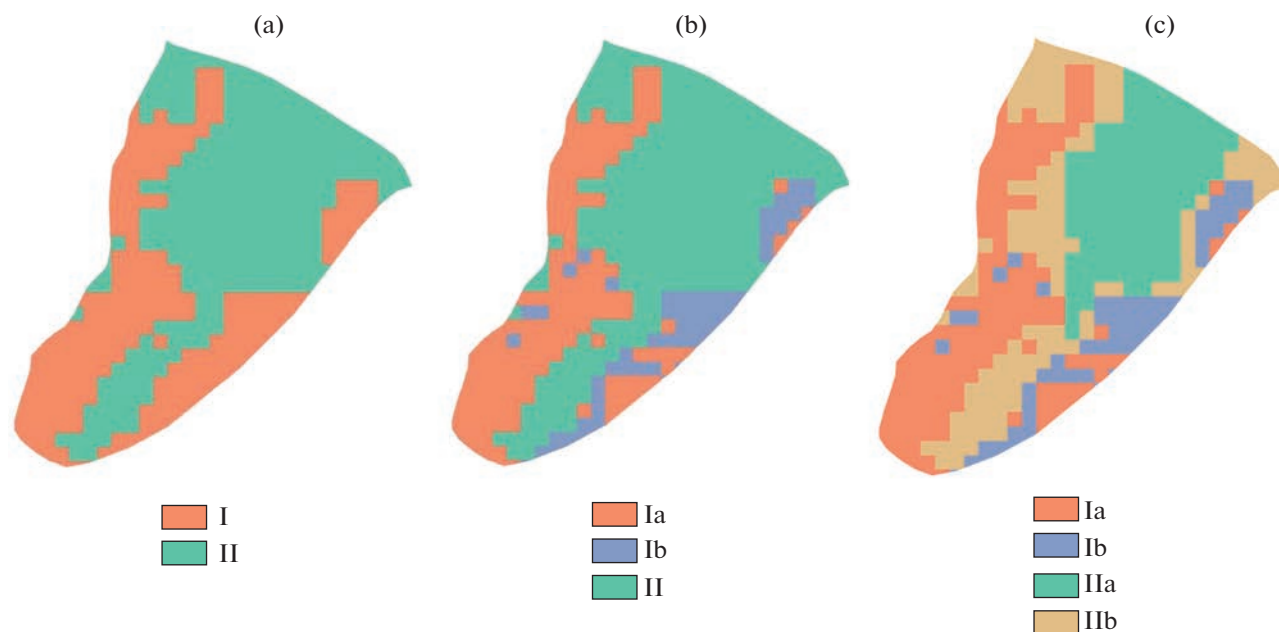


Рис. 1. Карты пространственного зонирования залежной растительности по результатам кластеризации: (а) выделено 2 типа растительности (древесная (I) и травянистая (II)), (б) выделено 3 типа растительности (древесная лиственная (Ia), древесная хвойная (Ib) и травянистая (II)), (с) выделено 4 типа растительности (древесная лиственная (Ia), древесная хвойная (Ib), травянистая (IIa) и травянистая, зарастающая древесными породами (IIb)).

тского типа характерно доминирование разнотравного луга с преобладанием *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth. и *Erigeron annuus* (L.) Desf. Название — луг разнотравный, вейниково-мелкопестниковый. В травостое доминируют: *Erigeron annuus* (L.) Desf., *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth., *Hypericum perforatum*, *Viscaria vulgaris* Bernh., *Pilosella* sp., *Rhinanthus serotinus*, *Jacobaea vulgaris*, *Tanacetum vulgare* L. В целом границы залежных фитоценозов (3 типа), выделенные по данным геоботанического обследования, соответствуют границам определенным по данным ДЗЗ.

Результаты множественной проверки показателей запасов ПОВ по типам растительности приведены в табл. 5. Статистически значимые разли-

чия получены только при оценке влияния типов растительности на запасы ПОВ в верхнем слое (0–5 см) старопашотного горизонта, а также накопленных запасов в слое (0–10 см). Видимо, накопление ОВ в слоях ниже 10 см является незначительным и не показывает статистически значимой разницы под различными типами залежной растительности.

Табл. 5 показывает, что статистически значимые различия в запасах ПОВ верхнего слоя (0–5 см) старопашотного горизонта присутствуют только для массивов, занятых древесной хвойной растительностью и травянистой растительностью. Различия по накопленным запасам гумуса в верхнем слое (0–10 см) значимо проявляются на участках

Таблица 4. Результаты дисперсионного анализа различий запасов ПОВ в слое (0–5 см) старопашотного горизонта по типам растительности, полученные разными методами кластеризации

Метод кластеризации	Количество кластеров	Модель GLS			Модель GLS+Sp		
		Chi sq	p-value	AIC	Chi sq	p-value	AIC
k-средние	2	0.004	0.948	176.774	1.423	0.233	169.998
	3	8.039	0.018	170.825	8.092	0.017	165.436
	4	8.720	0.033	171.347	9.692	0.021	164.984
Случайный лес	2	0.005	0.945	176.754	2.898	0.089	168.684
	3	7.900	0.019	170.944	5.763	0.056	167.421
	4	9.663	0.022	170.667	7.707	0.052	167.010

Примечание. Жирным шрифтом выделены статистически значимые различия.

Таблица 5. Результаты попарного сравнения показателей запасов ПОВ под различными типами залежной растительности

Гипотеза*	Разница	Стандартная ошибка	<i>p</i> -value
Запасы ПОВ в слое 0–5 см, кг/м ²			
2 – 1 = H_0	1.085	0.4833	0.0633
3 – 1 = H_0	1.3437	0.4835	0.015
3 – 2 = H_0	0.2587	0.4103	0.8026
Накопленные запасы ПОВ в слое 0–10 см			
2 – 1 = H_0	1.0197	0.4305	0.0467
3 – 1 = H_0	1.137	0.4289	0.0217
3 – 2 = H_0	0.1173	0.3669	0.945

* Обозначения: 1 – хвойная древесная растительность, 2 – лиственная древесная растительность, 3 – травянистая растительность.

Примечание. Жирным шрифтом выделены статистически значимые различия.

Таблица 6. Оценка веса корневой массы залежной растительности и запасов ПОВ в послойных образцах старопашотного горизонта (0–10 и 10–20 см), кг/м²

№ образца	Запас ОВ в слое			Содержание сухого вещества корней в слое		
	0–10 см	10–20 см	0–20 см	0–10 см	10–20 см	0–20 см
1.1	2.02	1.85	3.88	0.414	0.076	0.490
1.2	2.03	1.99	4.03	0.398	0.060	0.458
2.1	2.32	2.18	4.49	0.635	0.105	0.740
2.2	2.35	2.21	4.56	0.860	0.099	0.959
3.1	2.45	2.25	4.69	1.147	0.152	1.299
3.2	2.49	2.38	4.87	0.894	0.086	0.980

под лиственной древесной и хвойной древесной растительностью, а также между травянистой и хвойной древесной растительностью. Значимой разницы по запасам ПОВ между участками, занятыми древесной лиственной растительностью и травянистой растительностью не наблюдалось.

Результаты оценки обилия корневой массы растительности и запасов ПОВ в послойных образцах (0–10 и 10–20 см) старопашотного горизонта приведены в табл. 6. Точки отбора образцов были приурочены к различным типам залежной растительности, которые были определены как тип древесная лиственная растительность (образцы 1.1, 1.2 и 2.1) и травянистая растительность (образцы 2.2, 3.1 и 3.2).

Наблюдается тесная корреляция ($r = 0.91$, $p = 0.01$) между содержанием сухого вещества корней и общим запасом ОВ в слое (0–10 см) старопашотного горизонта. Между содержанием сухого вещества корней и показателями запасов ПОВ в слое (10–20 см) также наблюдается прямая зависимость, но теснота связи существенно ниже и статистически не значима ($r = 0.51$, $p = 0.30$). Наличие прямых и обратных связей между содержанием ПОВ и состоянием растительности является

общеизвестным [19], и отражает как влияние содержания ПОВ на развитие корневой массы, так и влияние обилия растительности на гумусное состояние почв. Закономерности накопления ПОВ под залежами не являются исключением, но статистически значимые различия проявляются видимо только в самой верхней части старопашотного горизонта, т.е. в наиболее богатом корнями слое, где в основном происходит преимущественное накопление новообразованного под залежами ПОВ [10, 43].

Необходимо признать, что залежные почвы являются очень трудным объектом для моделирования пространственной неоднородности запасов ПОВ, поскольку на исходную пространственную неоднородность старопашотной почвы будет сложным образом накладываться неоднородность накопления ПОВ под залежной растительностью. Существенные затруднения картографирования залежных земель также связаны с тем, что отдельные массивы залежей, представляют собой достаточно небольшие участки, которые соответствуют рабочим участкам полей севооборотов, площадь которых не превышает обычно нескольких десятков, реже сотен гектар. В работе [40] бы-

ло показано, что только применение сложных методов пространственного прогноза (нейронных сетей с обратным распространением (BPNN) и машинного экстремального обучения (ELM)) позволяет выявить пространственную неоднородность запасов ПОВ на пашне в пределах отдельных полей севооборотов при совместном использовании в качестве предикторов отдельных спектральных полос и трех вегетационных индексов, отражающих развитие рапса и содержание ПОВ. Вероятно, для диагностики различий в накоплении ПОВ под залежной травянистой и лиственной древесной растительностью необходимо применение более сложных методов пространственного анализа, а также использование вегетационных индексов вместе с другими предикторами пространственного прогноза.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Классификация залежной растительности методом *k*-средних с выделением 3 типов является оптимальным способом кластеризации по вегетационным индексам, рассчитанным по данным ДЗЗ для постагрогенных участков, зарастающих одновременно хвойной, лиственной и травянистой растительностью. Результаты попарного сравнения участков, занятых различными типами залежной растительности, показывают наличие значимых различий по запасам ПОВ только в самом верхнем слое (0–5 см) старопахотного горизонта и только для массивов, занятых древесной хвойной и травянистой растительностью. Различия по накопленным запасам ПОВ в верхнем слое (0–10 см) статистически значимо различаются в почвах, находящихся под лиственной и хвойной древесной растительностью, а также между травянистой и хвойной растительностью. Значимой разницы по данному показателю между участками, занятыми древесной лиственной растительностью и травянистой растительностью, не наблюдается.

В целом можно сделать вывод, что зонирование залежной растительности с использованием вегетационных индексов перспективно для картографирования гумусного состояния залежных земель. Вместе с тем можно допустить, что только применение достаточно продвинутых алгоритмов пространственного прогноза и комплексное использование различных предикторов, может обеспечить получение надежной информации из совокупности сложных взаимосвязанных переменных, влияющих на накопление ПОВ под залежами и повысить точность цифрового картографирования.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено при финансовой поддержке Российского научного фонда, проект № 22-24-00242.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Баева Ю.И., Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Почикалов А.В., Кудеяров В.Н. Физические свойства и изменение запасов углерода серых лесных почв в ходе постагрогенной эволюции (юг Московской области) // Почвоведение. 2017. № 3. С. 75–83.
2. Гиниятуллин К.Г., Рязанов С.С., Смирнова Е.В., Латыпова Л.И., Рыжих Л.Ю. Использование геостатистических методов для оценки запасов органического вещества в залежных почвах // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2019. Т. 161. Кн. 2. С. 275–292. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2019.2.275-292>
3. Гиниятуллин К.Г., Сахабиев И.А., Смирнова Е.В. Цифровое картографирование показателей, определяющих сорбционные свойства почв по отношению к поллютантам, по данным дистанционного зондирования Земли с применением машинного обучения // Георесурсы. 2022. Т. 24. № 1. С. 84–92. <https://doi.org/10.18599/grs.2022.1.8>
4. Добровольский В.В. Практикум по географии почв с основами почвоведения. М.: Гуманит. Изд. Центр ВАДОК, 2001. 144 с.
5. Иванов А.Л., Завалин А.А., Кузнецов М.С., Захаренко В.А., Свищев И.П., Карпухин А.И., Исаев В.А., Гулюк Г.Г., Чекмарев П.А., Ефанов П.А., Кирюшин В.И., Хитров Н.Б., Романенко Г.А. Агроэкологическое состояние и перспективы использования земель, выбывших из активного сельскохозяйственного производства. М.: Российский научно-исследовательский институт информации и технико-экономических исследований по инженерно-техническому обеспечению агропромышленного комплекса, 2008. 64 с.
6. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 341 с.
7. Козут Б.М., Семенов В.М., Артемьева З.С., Данченко Н.Н. Дегумусирование и почвенная секвестрация углерода // Агрохимия. 2021. № 5. С. 3–13. <https://doi.org/10.31857/S0002188121050070>
8. Кудеяров В.Н. Почвенно-биогеохимические аспекты состояния земледелия в Российской Федерации // Почвоведение. 2019. № 1. С. 109–121. <https://doi.org/10.1134/S0032180X1901009X>
9. Кудеяров В.Н. Современное состояние углеродного баланса и предельная способность почв к поглощению углерода на территории России // Почвоведение. 2015. № 9. С. 1049–1060. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15090087>
10. Кузнецова И.В., Тихонравова П.И., Бондарев А.Г. Изменение свойств залежных серых лесных почв // Почвоведение. 2009. № 9. С. 1142–1150. <https://doi.org/10.1134/S1064229309090142>
11. Курганова И.Н., Лопес Де Гереню В.О., Швиденко А.З., Сапожников П.М. Изменение общего пула органического углерода в залежных почвах России в

- 1990–2004 гг // Почвоведение. 2010. № 3. С. 361–368.
12. Литвинович А.В., Павлова О.Ю. Изменение гумусного состояния дерново-подзолистой глееватой песчаной почвы на залежи // Почвоведение. 2007. № 11. С. 1323–1329.
13. Люри Д.И., Горячкин С.В., Караваева Н.А., Денисенко Е.А., Нефедова Т.Г. Динамика сельскохозяйственных земель России в XX в. и постагрогенное восстановление растительности и почв. М.: ГЕОС, 2010. 416 с.
14. Маевский П.Ф. Флора средней полосы европейской части России. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2014. 635 с.
15. Некрич А.С., Люри Д.И. Изменения динамики аграрных угодий России в 1990–2014 гг. // Известия РАН. Сер. географическая. 2019. № 3. С. 64–77. <https://doi.org/10.31857/S2587-55662019364-77>
16. Орешкина Н.С. Статистические оценки пространственной изменчивости свойств почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1988. 112 с.
17. Рогова Т.В., Шайхутдинова Г.А. Биоразнообразие и динамика наземных экосистем. Методическое пособие для проведения учебной практики. Казань: Изд-во Казан. ун-та, 2007. 60 с.
18. Романовская А.А. Органический углерод в почвах залежных земель России // Почвоведение. 2006. № 1. С. 52–61.
19. Росновский И.Н. Системный анализ и математическое моделирование процессов в почвах: Учеб. пособие. Томск: Томский государственный университет, 2007. 312 с.
20. Рыжова И.М., Ерохова А.А., Подвезенная М.А. Динамика и структура запасов углерода в постагрогенных экосистемах южной тайги // Почвоведение. 2014. № 12. С. 1426–1435. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14090111>
21. Самсонова В.П. Пространственная изменчивость почвенных свойств: На примере дерново-подзолистых почв. М.: Изд-во ЛКИ, 2008. 160 с.
22. Сидорова В.А. Динамика пространственного варьирования почвенных свойств луговых агроценозов Карелии при постантропогенном развитии // Российский журн. прикладной экологии. 2016. № 3. С. 23–27.
23. Сорокина О.А., Данилов А.Н. Оценка плодородия почвы залежи на сопряженных элементах рельефа в Красноярской лесостепи // Плодородие. 2016. № 2. С. 31–34.
24. Сорокина Н.П., Козлов Д.Н., Кузнецова И.В. Оценка постагрогенной трансформации дерново-подзолистых почв: картографическое и аналитическое обоснование // Почвоведение. 2013. № 10. С. 1193–1205. <https://doi.org/10.7868/S0032180X13100134>
25. Телеснина В.М., Ваганов И.Е., Карлсен А.А., Иванова А.Е., Жуков М.А., Лебедев С.М. Особенности морфологии и химических свойств постагрогенных почв южной тайги на легких отложениях (Костромская область) // Почвоведение. 2016. № 1. С. 115–129. <https://doi.org/10.7868/S0032180X16010111>
26. Цифровая почвенная картография / Отв. ред. Савин И.Ю., Докукин П.А. М.: РУДН, 2017. 156 с.
27. Чернова О.В., Голозубов О.М., Алябина И.О., Щепаченко Д.Г. Комплексный подход к картографической оценке запасов органического углерода в почвах России // Почвоведение. 2021. № 3. С. 273–286. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21030047>
28. Чернова О.В., Рыжова И.М., Подвезенная М.А. Оценка запасов органического углерода лесных почв в региональном масштабе // Почвоведение. 2020. № 3. С. 340–350. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20030028>
29. Batjes N.H. Harmonized soil property values for broad-scale modelling (WISE30sec) with estimates of global soil carbon stocks // Geoderma. 2016. V. 269. P. 61–68. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.01.034>
30. Batjes N.H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world // Eur. J. Soil Sci. 2014. V. 65. № 1. P. 10–21. https://doi.org/10.1111/EJSS.12114_2
31. Bicego M. K-Random Forests: A K-means style algorithm for Random Forest clustering // Proc. Int. Jt. Conf. Neural Networks. 2019. V. 2019. <https://doi.org/10.1109/IJCNN.2019.8851820>
32. Braimoh A.K., Vlek P.L.G. Impact of land use on soil resources // L. Use Soil Resour. Springer Netherlands. 2008. P. 1–7. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6778-5_1/cover
33. Camera C., Zomeni Z., Noller J.S., Zissimos A.M., Christoforou I.C., Bruggeman A. A high resolution map of soil types and physical properties for Cyprus: A digital soil mapping optimization // Geoderma. 2017. V. 285. P. 35–49. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.09.019>
34. Chavez P. Image-Based Atmospheric Corrections - Revisited and Improved // American Society of Photogrammetry. 1996. №. 62. P. 1025–1036.
35. Congedo L., Munafò M., Macchi S. Investigating the relationship between land cover and vulnerability to climate change in Dar es Salaam. Rome: Sapienza University, 2013. 58 p.
36. Fathizad H., Taghizadeh-Mehrjardi R., Hakimzadeh Ardakani M.A., Zeraatpisheh M., Heung B., Scholten T. Spatiotemporal Assessment of Soil Organic Carbon Change Using Machine-Learning in Arid Regions // Agron. 2022. V. 12. № 3. P. 628. <https://doi.org/10.3390/agronomy12030628>
37. Godwin R.J., Miller P.C.H. A Review of the Technologies for Mapping Within-field Variability // Biosyst. Eng. 2003. V. 84. № 4. P. 393–407. [https://doi.org/10.1016/S1537-5110\(02\)00283-0](https://doi.org/10.1016/S1537-5110(02)00283-0)
38. Grunwald S., Yu C., Xiong X. Transferability and Scalability of Soil Total Carbon Prediction Models in Florida, USA // Pedosphere. 2018. V. 28. № 6. P. 856–872. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60048-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60048-7)
39. Guo L.B., Gifford R.M. Soil carbon stock and land use change: A meta-analysis // Global Change Biol. 2002. V. 8. № 4. P. 345–360. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>
40. Guo L., Fu P., Shi T., Chen Y., Zhang H., Meng R., Wang S. Mapping field-scale soil organic carbon with unmanned aircraft system-acquired time series multispectral images // Soil Tillage Res. 2020. V. 196. P. 104477. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2019.104477>

41. iNaturalist. 2022. URL: <https://www.inaturalist.org/> (дата обращения: 17.11.2022).
42. Kalinina O., Chertov O., Dolgikh A.V., Goryachkin S.V., Lyuri D.I., Vormstein S., Giani L. Self-restoration of post-agrogenic Albeluvisols: Soil development, carbon stocks and dynamics of carbon pools // *Geoderma*. 2013. V. 207–208. P. 221–233. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.05.019>
43. Kurganova I.N., Kudiyarov V.N., De Gerenyu L. Updated estimate of carbon balance on Russian territory // *Tellus*. 2010. V. 62. № 5. P. 497–505. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0889.2010.00467.x>
44. Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Kuzyakov Y. Large-scale carbon sequestration in post-agrogenic ecosystems in Russia and Kazakhstan // *Catena*. 2015. V. 133. P. 461–466. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.06.002>
45. Landsat 8 (L8) data users handbook. South Dakota: EROS. Sioux Falls, 2015. 106 p.
46. Lo Seen D., Ramesh B.R., Nair K.M., Martin M., Arrouays D., Bourgeon G. Soil carbon stocks, deforestation and land-cover changes in the Western Ghats biodiversity hotspot (India) // *Glob. Chang. Biol.* 2010. V. 16. № 6. P. 1777–1792. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2486.2009.02127.X>
47. Martin M.P., Orton T.G., Lacarce E., Meersmans J., Saby N.P.A., Paroissien J.B., Jolivet C. et al. Evaluation of modelling approaches for predicting the spatial distribution of soil organic carbon stocks at the national scale // *Geoderma*. 2014. V. 223–225. № 1. P. 97–107. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.005>
48. Matinfar H.R., Maghsodi Z., Mousavi S.R., Rahmani A. Evaluation and Prediction of Topsoil organic carbon using Machine learning and hybrid models at a Field-scale // *catena*. 2021. V. 202. P. 105258. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105258>
49. QGIS Development Team. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. 2016. <https://www.qgis.org/en/site/> (дата обращения: 17.11.2022).
50. R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. Austria. URL: <http://www.r-project.org/index.html> (дата обращения: 17.11.2022).
51. Sahabiev I., Smirnova E., Giniyatullin K. Spatial Prediction of Agrochemical Properties on the Scale of a Single Field Using Machine Learning Methods Based on Remote Sensing Data // *Agron*. 2021. V. 11. P. 2266. <https://doi.org/10.3390/agronomy11112266>
52. Saleh A.M. Relationship Between vegetation Indices of Landsat-7 ETM+, MSS Data and Some Soil Properties: Case Study of Baqubah, Diyala, Iraq // *IOSR J. Agric. Vet. Sci. Ver. II*. 2015. V. 8. № 2. P. 2319–2372. <https://doi.org/10.9790/2380-08221831>
53. Schillaci C., Perego A., Valkama E., Märker M., Saia S., Veronesi F., Lipani A. et al. New pedotransfer approaches to predict soil bulk density using WoSIS soil data and environmental covariates in Mediterranean agro-ecosystems // *Sci. Total Environ*. 2021. V. 780. P. 146609. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146609>
54. Taghizadeh-Mehrjardi R., Nabiollahi K., Kerry R. Digital mapping of soil organic carbon at multiple depths using different data mining techniques in Baneh region, Iran // *Geoderma*. 2016. V. 266. P. 98–110. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.12.003>
55. Thompson J.A., Kolka R.K. Soil Carbon Storage Estimation in a Forested Watershed using Quantitative Soil-Landscape Modeling // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2005. V. 69. № 4. P. 1086–1093. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ2004.0322>
56. Vågen T.G., Winowiecki L.A., Tondoh J.E., Desta L.T., Gumbrecht T. Mapping of soil properties and land degradation risk in Africa using MODIS reflectance // *Geoderma*. 2016. V. 263. P. 216–225. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2015.06.023>
57. Vågen T.G., Winowiecki L.A., Abegaz A., Hadgu K.M. Landsat-based approaches for mapping of land degradation prevalence and soil functional properties in Ethiopia // *Remote Sens. Environ*. 2013. V. 134. P. 266–275. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2013.03.006>
58. Walvoort D.J.J., Brus D.J., de Gruijter J.J. An R package for spatial coverage sampling and random sampling from compact geographical strata by k-means // *Comput. Geosci. Pergamon*. 2010. V. 36. № 10. P. 1261–1267. <https://doi.org/10.1016/J.CAGEO.2010.04.005>

Possibility of Using Zoning of Fallow Vegetation according to Vegetation Indices to Assess the Patterns of Accumulation of Organic Matter in Post-Agrogenic Soils

K. G. Giniyatullin^{1, *}, I. A. Sahabiev¹, S. S. Ryazanov², E. V. Smirnova¹,
D. V. Tishin¹, and L. I. Latypova¹

¹Kazan Federal University, Kazan, 420008 Russia

²Institute of Ecology and Subsoil Use Problems of the Academy of Sciences of the Republic of Tatarstan, Kazan, 420087 Russia

*e-mail: giniyatullin@mail.ru

An array of Eutric Retisols (Loamic, Cutanic, Ochric) was studied under a fallow aged 20–25 years, which is in the stage of overgrowth of meadow vegetation, pine and birch. The site is confined to one element of the relief, has no morphological signs of the development of erosive processes and is characterized by a homogeneous granulometric composition. To assess the influence of fallow vegetation type on the formation of soil organic matter (SOM) reserves, vegetation cover was zoned according to vegetation indices calculated on the basis of remote sensing (RS) data. The “k-means” algorithms and the “random forest” method were used for

zoning. It was shown that there were statistically significant differences between the types of land cover in terms of reserves of SOM in the upper layer of the old-arable horizon with the allocation of 3 and 4 clusters. It is shown that the most expedient is the allocation of 3 classes of fallow vegetation using the “*k*-means” algorithm: coniferous woody vegetation, deciduous woody vegetation and herbaceous vegetation. The correctness of the allocation of these classes was confirmed by a field geobotanical survey of the territory. The results of a pairwise comparison of sites occupied by various types of fallow vegetation show the presence of significant differences in the reserves of the SOM only in the uppermost layer (0–5 cm) of the old arable horizon and only when compared with the array occupied by woody coniferous vegetation and herbaceous vegetation. Differences in accumulated humus reserves in the upper layer of 0–10 cm are statistically significant in soils under deciduous and coniferous woody vegetation, as well as between herbaceous and coniferous vegetation. There was no significant difference in this indicator between the areas occupied by woody deciduous vegetation and herbaceous vegetation.

Keywords: fallow soils, soil organic matter, spatial modeling, vegetation indices, Eutric Retisols (Loamic, Cutanic, Ochric)

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.472.5;631.92;631.468

МАКРОФАУНА И ОРГАНИЧЕСКОЕ ВЕЩЕСТВО В ПОСТАГРОГЕННЫХ ПЕСЧАНЫХ И СУПЕСЧАНЫХ ПОЧВАХ СЕВЕРО-ЗАПАДА СМОЛЕНСКОЙ ОБЛАСТИ (РОССИЯ)

© 2023 г. Д. А. Терехова^{a, b}, М. А. Смирнова^{b, c}, А. П. Гераськина^a, О. В. Шопина^{a, b},
А. И. Кузнецова^a, И. М. Бавшин^{a, d}, Г. В. Клине^e, П. Р. Енчилик^{a, b}, В. Р. Хохряков^{a, f},
М. И. Герасимова^{b, c}, И. Н. Семенов^{a, b, *}

^aЦентр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН,
ул. Профсоюзная, 84/32, стр. 14, Москва, 117997 Россия

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

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

^dНациональный парк “Смоленское Поозерье”, ул. Гуревича, 19, пос. Пржевальское, 216270 Россия

^eИнститут проблем передачи информации имени А.А. Харкевича РАН,
Б. Каретный пер., 19, стр. 1, Москва, 127051 Россия

^fНациональный парк “Себежский”, ул. 7 ноября, 22, Себеж, 182250 Россия

*e-mail: semenkov@geogr.msu.ru

Поступила в редакцию 28.01.2023 г.

После доработки 10.04.2023 г.

Принята к публикации 11.04.2023 г.

Естественное лесовосстановление на месте бывшей пашни запускает изменение макрофауны и органического вещества почв. Оценка возможности восстановления свойств почв и почвенной макрофауны до состояния, характерного для условно коренных лесов, продолжительности этого периода, динамики запасов органического вещества почв и роль макрофауны в этом процессе востребована при прогнозировании изменений компонентов экосистем и их роли в депонировании углерода. Исследованы запас органического углерода, морфологические свойства почв, численность, биомасса и таксономическая структура почвенной макрофауны пашни, коренных лесов и 5 стадий восстановления соснового леса национального парка “Смоленское Поозерье”. В почвах 85–100-летнего сосняка сохраняется ровная нижняя граница гумусового горизонта. Первые признаки реградации почв появляются на луговой стадии — формируется маломощный гумусированный горизонт, пронизанный корнями, трансформирующийся в грубогумусовый горизонт в молодых лесах. К 80 годам запас органического углерода минеральной части почв восстанавливается практически до фоновых значений. Состав почвенной макрофауны кардинально меняется при переходе от луговых сообществ к лесным. На начальных этапах преобладает фауна органо-минеральных и минеральных горизонтов: собственно-почвенные дождевые черви и личинки пластинчатоусых жуков. Далее восстанавливается фауна органогенных горизонтов, среди которой высока доля сапрофагов — подстилочных и почвенно-подстилочных дождевых червей, способствующих дифференциации горизонтов подстилки. Биомасса сапрофагов отрицательно коррелирует с запасами углерода в минеральной части лесных почв, его запасами в подстилке и мощностью подстилки, положительно — с долей легкоразлагаемой фракции опада.

Ключевые слова: хроносерия, беспозвоночные, лесная подстилка, альфегумусовые почвы (Podzols), песчаные почвы (Arenosols), экологические индикаторы

DOI: 10.31857/S0032180X23600105, **EDN:** OERQKB

ВВЕДЕНИЕ

На 2017 г. в России было заброшено более 38 млн га сельскохозяйственных угодий [28], на большей части которых происходит естественное лесовосстановление [29]. Следы прежней пашни сохраняются длительное время в морфологиче-

ских и химических свойствах почв, составе растительности и почвенной макрофауны [3, 7, 10, 19, 30, 36, 46]. Динамика восстановления свойств почв зависит от климатических условий, особенностей материнских пород и использования территории после прекращения распашки.

Скорость восстановления почв варьирует в широких пределах. Время формирования условно-коренного леса [48, 50] и стирания многих морфологических признаков пахотного горизонта в профиле оценивают в 80–120 лет [33], при необходимости более 150–200 лет для полного восстановления естественного профиля и всех его черт [2, 40, 44]. Естественное восстановление или реградация суглинистых почв [17, 34, 47] изучено лучше, чем песчаных [19, 34]. Имеются различные данные об изменении запасов углерода в песчаных почвах южной тайги при зарастании постпахотных земель [5, 19, 34]. При смене травянистой и кустарниковой растительности лесной, значительно сокращаются запасы углерода с минимумом на стадиях средневозрастных лесов и повышенными — в почвах старовозрастных лесов [20]. В контексте изменений климата, прогноза направления и мощности потоков углерода при различных сценариях землепользования недостаточно оценок продолжительности периода, необходимого для восстановления отдельных свойств разных почв, и в целом, возможности полного возврата почв в исходное состояние. Практически не проработан вопрос связи наблюдаемых морфологических изменений в свойствах почв (мощности и составе подстилки, запасов углерода), восстанавливающихся после распашки, и состава почвенной макрофауны — размерной группы почвенных беспозвоночных с шириной тела >2 мм [49]. Почвенная фауна (в особенности крупные почвенные макросaproфаги), активно участвующая в гумификации и биотурбации, выступает в качестве предиктора содержания органического углерода (C_{org}) в разных почвенных горизонтах [18].

Цель работы — анализ изменений свойств почв и состава почвенной макрофауны в ходе восстановления сосновых лесов на месте бывших пашен в Смоленском Поозерье. Особое внимание уделено связи наблюдаемых изменений в морфологических свойствах почв и составе почвенной макрофауны.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Физико-географическая характеристика территории. Объектами исследования являются песчаные и супесчаные пахотные, постагрогенные и условно не нарушенные распашкой почвы национального парка (НП) “Смоленское Поозерье”, образующие хроноряд [36]. Парк расположен между Валдайской и Смоленско-Московской возвышенностями, в северо-западной части Смоленской области, на территории Демидовского и Духовщинского районов. Среднегодовая температура

воздуха равна $+4,3^{\circ}\text{C}$, количество осадков — 730 мм. Средняя температура января и июля составляет $-8,6$ и $+17,0^{\circ}\text{C}$ соответственно. Почвообразующие породы представлены четвертичными моренными суглинками, флювиогляциальными песками и супесями, реже — озерно-ледниковыми суглинками [27, 35]. Также широко распространены двучленные отложения, в которых верхний супесчаный или песчаный слой мощностью ≤ 1 м подстилается моренными суглинками.

В пределах национального парка, расположенного в экотоне между таежными и широколиственными лесами (где распространены гемибореальные широколиственно-хвойные и мелколиственные леса [23]), сохранились крупные массивы восточно-европейских лесов и, что особенно важно — весь исходный комплекс ценозов (ельники, сосновые боры, хвойно-широколиственные леса, черноольшаники, экосистемы болот, рек и озер), а также представлены все виды сельскохозяйственного использования (пашни, сенокосы, пастбища, залежи). Кроме того, на эту территорию имеются разнообразные картографические и исторические материалы и данные дистанционного зондирования Земли (табл. 1). Все это дает уникальную возможность исследования агрогенных сукцессий, так как из сельскохозяйственного оборота разные территории выводили поэтапно на фоне снижения численности сельского населения, которое по данным переписей¹ за последние 82 года (с 1939 по 2021 гг.) сократилось в 6,3 раза.

История сельскохозяйственного освоения. Современная территория НП была издревле густо заселена [1]. Согласно экономическим примечаниям к Планам генерального межевания конца XVIII в., в пределах современной территории НП культивировали овес, рожь, ячмень, пшеницу, гречиху, коноплю. Земли Поречского уезда Смоленской губернии, на территории которого сейчас расположен НП, относились преимущественно ко второму разряду: в озимом поле высевали рожь, 2/3 ярового поля приходилось на овес и 1/3 — на ячмень, гречиху, лен и горох [32]. До начала XX в. в Поречском уезде применяли трехпольную систему земледелия и реже — лядный² или подсечный способ обработки земли, поэтому часто случались неурожаи, так как внесение навоза³ не восполняло потери элементов питания. С конца

¹ Значения приведены к современным границам региона.

² В дальних частях дач практиковался переходный вариант (наподобие переложной системы земледелия) от чисто лядного хозяйства к трехпольному.

³ Сведения о внесении минеральных удобрений на рассматриваемой территории до начала XX в. не найдены.

Таблица 1. Динамика состояния наземного покрова современной территории НП “Смоленское Поозерье” за 1777–2020 гг., в % площади парка

Наземный покров	Год							
	1777	1855	1927	1957	1970	1999	2014	2020
Пашня	26.7	26.9	23.6	14.7	10.3	0.01	0.04	0.2
Травянистая и кустарниковая растительность	3.8	15.3	11.0	22.4	16.3	20.4	14.0	9.0
Лес	59.1	47.2	54.4	50.7	61.0	70.0	76.7	82.8
Реки и водоемы	1.6	1.4	1.3	1.2	1.1	1.3	1.2	0.7
Болота	8.7	8.7	8.4	8.2	8.1	7.6	7.3	7.0
Строения	0.2	0.6	0.9	2.9	2.9	0.8	0.7	0.2
Нет данных	0	0	0.38	0	0.4	0	0	0.01
Источник	РГАДА	[32]	РККА	[22]	CORONA	ТОПО	[8]	[45]

Примечание. РГАДА – Российский государственный архив древних актов (Фонды 1355 “Экономические примечания к материалам Генерального межевания. 1766–1861 гг. Поречский уезд”; 1356 “Губернские, уездные и городские атласы, карты и планы генерального межевания 1766–1883 гг. (коллекция). Опись 1. 1766–1891 г. Поречский уезд”; 1510 “Экономические примечания на 348 дач, каталог к генеральному плану на 348 дач, перечневый табель и описание рек. 2”; 5384 “Генеральный уездный план (атлас) в 3-х частях м-2 в. Часть 1”; 5385 “Генеральный уездный план (атлас) в 3-х частях м-2 в. Часть 2”; 5386 “Генеральный уездный план (атлас) в 3-х частях м-2 в. Часть 3”). РККА – Карты Генерального Штаба Рабоче-Крестьянской Красной Армии масштаба 1 : 50000. CORONA – снимки космической программы CORONA (дата съемки 27.07.1970; разрешение 1.8 м). ТОПО – топографическая карта масштаба 1 : 25000.

XIX в. все чаще стали внедрять 7–8-польные севообороты (1 год – ранний или занятой пар, 2 – озимые рожь и пшеница, 3 – корнеплоды, 4 – яровые ячмень и овес с подсевом клевера, 5–7 – клевер⁴, 7 и 8 – лен, конопля), которые в 1916 г. занимали 34% пашни Смоленской губернии [9, 38]. В конце 1920-х гг. по уровню интенсивности сельского хозяйства Смоленская губерния занимала одно из первых мест в европейской части Советского Союза. В ходе коллективизации и ликвидации хуторского расселения крестьянства в 1930-е гг. в Смоленской губернии многопольные севообороты с двумя полями многолетних трав полностью вытеснили трех- и четырехпольные.

В середине XIX в. навоз вносили перед посевом озимых хлебов в июне, после чего легкие почвы сразу засевали, а тяжелые дополнительно бороновали. Семена высеванных яровых хлебов (прежде всего, овса и ячменя) запахивали и бороновали. Яровую пшеницу в Смоленской губернии сеяли исключительно в озимом поле. На оставленную для этого землю летом вывозили навоз, который перепаживали осенью и следующим маем. После боронования пахали в третий раз и сеяли обычно под борону, реже – под соху с последующим боронованием. Для возделываемых здесь масличных растений, конопли и льна почву обрабатывали особенно тщательно: при первой возможности весной ее распахивали, затем вно-

сили навоз, запахивали его и бороновали. Перед посевом, в начале июня, пахали в третий раз и снова бороновали. Иногда начинали пахать одновременно с вывозом и разброской навоза. По расчетам середины XIX в., в Смоленской губернии в среднем одна лошадь и корова производили по 6.2 т/год навоза каждая, а мелкий скот (овцы, козы или свиньи) – на порядок меньше. Исходя из размеров крестьянских наделов и количества домашнего скота в Поречском уезде (табл. S1), на участок могли вносить около 3.2 т/га навоза ежегодно, но реально это могло случиться лишь раз в 9 лет [32], что в 1.5–1.9 раза ниже, чем в 1960–1990-е гг., и в 0.9–3.2 раза выше, чем в постсоветский период для Смоленской области (табл. S2).

Уже в середине XIX в. было понятно, что в российском Нечерноземье урожаи хлебов и огородных растений не столько зависят от почвы, сколько от внесения удобрений [32]. Однако, несмотря на увеличение урожайности при фосфоритовании в ходе опытов А.Н. Энгельгардта в Дорогобужском уезде Смоленской губернии [21, 24, 37], минеральные удобрения не вносили в почву до XX в. Пик внесения удобрений⁵ в Смоленской области пришелся на 1975–1990 гг., когда вынос элементов питания с полей практически свелся к нулю. Положительный баланс Р и К в пахотных почвах Смоленской области отмечен только в 1980–1990 гг. при сохранении выноса N. По со-

⁴ В заметных объемах клевер начали возделывать в Смоленской губернии с 1840-х гг. [32].

⁵ На Смоленщине минеральные удобрения широко стали применять с 1930-х гг.

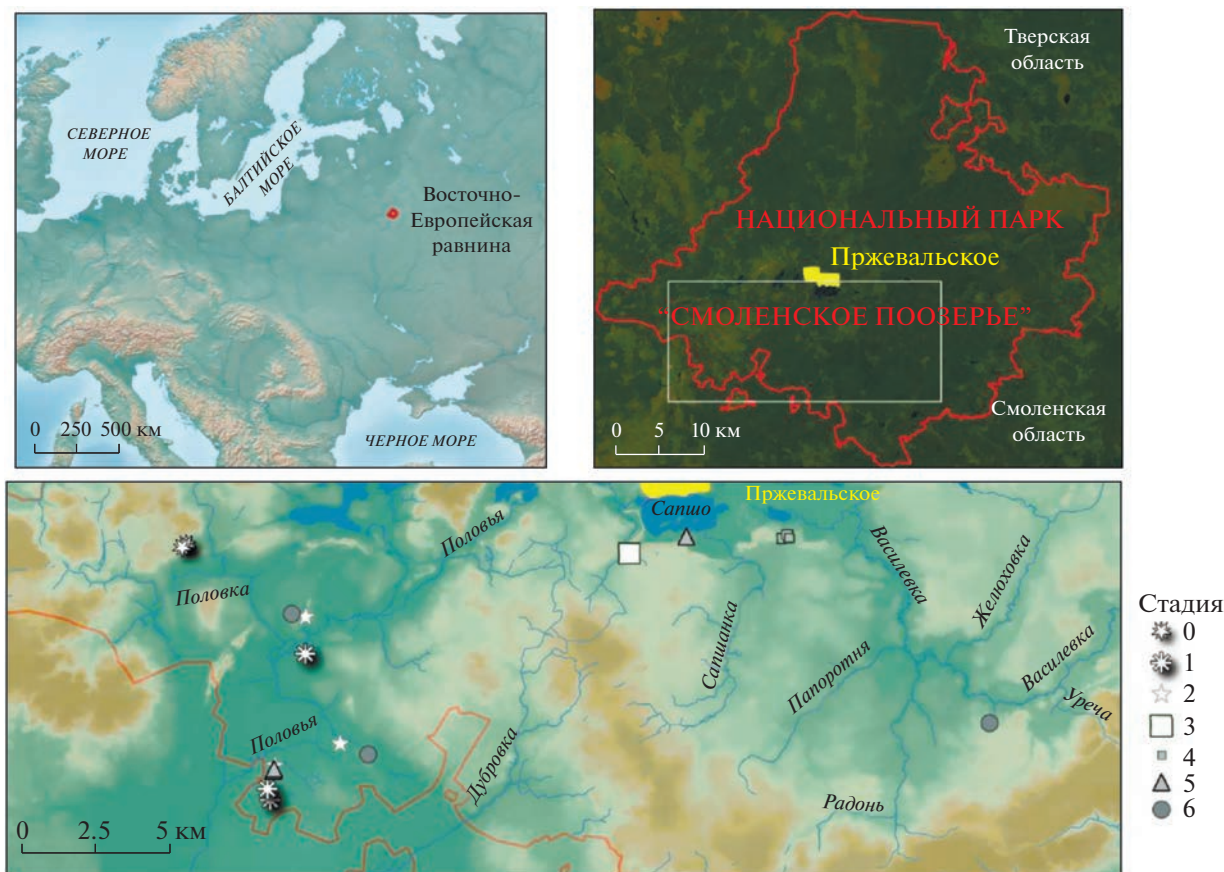


Рис. 1. Территория обследования. 1–6 – стадии восстановления сосняков.

стоянию на 2017 г. почвы пашен Демидовского и Духовщинского районов преимущественно содержали среднее количество подвижного Р (51–100 мг/кг) и органического вещества (21–25 г/кг), мало обменного К (41–80 мг/кг) и имели слабокислую среду (величина рН 5.1–5.5) при более высоких значениях показателей в Демидовском районе (рис. S1), на территории которого располагалось абсолютное большинство обследованных участков. В результате достаточно интенсивного ведения сельского хозяйства средневзвешенные агрохимические показатели в пахотном слое почв Смоленской области улучшились к середине первой трети XXI в. относительно середины XX в. [31]: величина рН с 4.7 до 5.2, содержание подвижного Р, К и $C_{орг}$ – в 2.3, 1.2 и 1.1 раза соответственно.

Методы исследования. В ходе полевых работ исследованы почвы ровных поверхностей между речий, соответствующие шести стадиям восстановления соснового леса (рис. 1, табл. 2). В качестве эталонов выбраны почвы старовозрастных сосняков на участках, которые, по имеющимся данным, не подвергались распашке за последние

100 лет. Современные пашни приняты за условный нуль-момент. Растительность и почвы каждой стадии изучены на трех площадках (табл. 3) – т.е. в тройной повторности, за исключением⁶ стадии 3, исследованной в однократной повторности. Продолжительность постпахотного периода оценена по особенностям растительного покрова, опросам местных жителей, топографическим картам и спутниковым изображениям. Для выделения лесов возрастом 50–100 лет (на месте сельхозугодий, заброшенных в 1927–1970 гг.) использованы лесоустроительные данные [11]. Динамика растительного покрова НП за 1985–2020 гг. оценена с использованием разновременных снимков Landsat.

В июле 2021 г. на каждой площадке описаны растительность и почвенный разрез, погоризонтно отобраны образцы, охарактеризованы мощность, строение и запасы подстилки (горизонт О),

⁶ На выровненных поверхностях междуречья не удалось найти подходящих средневозрастных сосняков в достаточной повторности ввиду их малочисленности на территории НП, так как они соответствуют участкам, выводимым из сельхозоборота в период пика сельскохозяйственного освоения.

Таблица 2. Наземный покров изученных площадок, характеризующих стадии восстановления сосновых лесов в Смоленском Поозерье, по состоянию на 1777–2020 гг.

Стадия	Повторность	Год и источник								
		1777, ПГМ	1863, ТВТК	1927, РККА	1970, CORONA	1982, ЗУП	1996, JERS	2010, ALOS	2012, SPOT	2020 [45]
0	1	Поле	Поле	Поле	Поле	Поле	Поле	Луг	Луг	Луг
	2	Поле	Поле	Поле	Поле	Поле	Поле	Луг	Луг	Луг
	3	Поле	Поле	Поле	Лес	Лес	Лес	К	К	К
1	1	Луг	Луг	Д	Поле	Поле	Поле	Луг	Луг	Лес
	2	Луг	Луг	Поле	Луг	Луг	Луг	Луг	Луг	Луг
	3	Д	Поле	Поле	Поле	Поле	Поле	Поле	Поле	К
2	1	Луг	Лес	Лес	Поле	Поле	Поле	Лес	Лес	Лес
	2	Лес	Лес	Лес	К	Лес	К	Лес	Лес	Лес
	3	Луг	Луг	Поле	Поле	Поле	Поле	Поле	Поле	Лес
3	1	Поле	Поле	Поле	Поле	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес
4	1	Луг	Луг	Поле	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес
	2	Поле	Луг	Поле	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес
	3	Луг	Луг	Поле	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес
5	1	Луг	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес
	2	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес
	3	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес
Фон	1	Поле	Поле	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес
	2	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес
	3	Лес	Луг	Поле	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес	Лес

Примечание. Д – деревня, К – кустарник. Карты: ПГМ (Планы генерального межевания и экономические примечания к ним; см. табл. 1), ТВТК (Трехверстная военная топографическая карта Российской империи. 1856. Масштаб 1 : 126000), РККА (Карты Генерального Штаба Рабоче-Крестьянской Красной Армии масштаба 1 : 50000), ЗУП (землеустроительные планшеты масштаба 1 : 10000). Аэрофотоснимки и данные дистанционного зондирования: CORONA (снимки космической программы CORONA; дата съемки 27.07.1970; разрешение 1.8 м), JERS (снимки системы JERS-1 1996 г. разрешением 5–20 м; <https://www.eoportal.org/satellite-missions/jers-1>), ALOS (снимки системы ALOS/AVNIR-2 ORI 2010 г. с разрешением около 10 м; https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/JAXA_ALOS_AVNIR-2_ORI#description), SPOT (снимки миссии SPOT-5 2010 г. с разрешением 2.5 м; <https://earth.esa.int/cogateway/missions/spot-5>).

определен ее тип [4]. Подгоризонты подстилки как важного местообитания почвенной макрофауны выделены согласно классификации форм гумуса [4, 51]: О1 – опад, О2 – ферментативный горизонт подстилки, О3 – горизонт гумификации. Подстилка изучена и опробована для определения ее запасов по подгоризонтам в пятикратной повторности по квадратам со стороной 25 см (суммарно 190 образцов), которые располагали в непосредственной близости от мест сбора почвенной макрофауны. Опад (О1) вручную разделяли на легкоразлагаемые (лиственный опад) и трудноразлагаемые (ветви, кора, семена, хвоя) компоненты [33, 34]. Грубогумусовый АО и гумусово-слаборазвитый W горизонты отнесены к органо-минеральным, а не органогенным за счет высокой доли минерального субстрата [12, 26].

Изменения морфологических свойств почв, возникающие в результате распашки и после выведения территории из сельскохозяйственного использования, в наибольшей мере затрагивают верхнюю пахотную толщу. Диагностика этих изменений и их отражение в классификационном положении почв является сложной задачей при использовании любой из существующих классификаций. На наш взгляд, современные российские подходы [12, 26] в наиболее полной мере позволяют принять во внимание наблюдаемые изменения. Помимо специфических пахотных горизонтов, выделенных в [13, 42], и диагностической роли возможного переуплотнения в подпахотной толще [42], современные российские подходы позволяют отразить в названии почвы и индексах горизонтов начальные стадии форми-

Таблица 3. Краткая характеристика почв и растительности стадий восстановления сосновых лесов на месте пахотных угодий в НП “Смоленское Поозерье”

Стадия	Длительность сукцессии, лет*	Растительность	Почвы
0	0–2	Посевы кукурузы или однолетняя залежь: луг полевично-овсяницево-разнотравный или пырейно-разнотравный с участием сегетальных видов	Агроземы
1	>5	Залежный низкотравный овсяницево-полынно-золотарниковый, красноовсяницево-пыльный или среднетравный злаково-клеверовый луг	Агроземы (альфегумусовые)
2	10–26	Сосняк зеленомошный или разнотравный с лугово-опушечными видами	Агроземы альфегумусовые реградируемые
3	60	Сосняк с березой кислично-разнотравный	Агрозем альфегумусовый оподзоленный постагрогенный
4	70–80	Сосняк чернично-зеленомошный	Агроземы альфегумусовые реградируемые
5	85–100	Сосняк (орляково-)чернично-зеленомошный или чернично-ландышево-вейниковый	Дерново-подбуры оподзоленные постагрогенные
Фон	>100	Сосняк бруснично-зеленомошный или орляково-чернично-зеленомошный	Подбуры и подзолы грубогумусированные

Примечание. На площадках одной и той же стадии могут встречаться различные сообщества.

* Принято время последней распахки, восстановленное по возрасту наиболее старых деревьев и разнообразным материалам, включая данные дистанционного зондирования Земли.

рования дернины, грубого гумуса, оподзоливания, оглеения. Диагностика более не распаиваемого горизонта является наиболее дискуссионным вопросом классификации постагрогенных почв. Он может быть охарактеризован как пахотный горизонт с признаками реградации (Pw) или как серогумусовый постагрогенный горизонт (A_{yp}). В настоящей работе диагностировали верхний горизонт как пахотный в случае его равномерной окраски, однородности сложения, слабой оструктуренности, мощности более 20 см и ровной ясно выраженной нижней границе.

Старопахотные и агрогумусовые горизонты и горизонты мощностью более 30 см опробованы в их верхней и нижней части. Плотность почв определяли на глубинах 0–5, 5–10, 10–15, 15–20, 40–50, 100–105 см буриком Качинского ($n = 114$). Для химико-аналитических работ пробы подстилки массой 300–500 г собирали с площадок 20 × 20 м. Содержание $S_{орг}$ определяли методом бихроматного окисления по И.В. Тюрину с титриметрическим окончанием и фенилантраниловой кислотой в гумусовых и минеральных горизонтах ($n = 92$) и как потери при прокаливании для подстилки ($n = 38$). Общие запасы углерода рассчитывали отдельно для подстилки, верхней 30-сантиметровой толщи, включающей гумусовый и минеральные горизон-

ты без подстилки, а также верхней метровой толщи, включающей все почвенные горизонты, кроме подстилки.

Почвенную макрофауну количественно учитывали при ручном разборе почвенных монолитов размером 25 × 25 × 30 см в пятикратной повторности на каждой площадке отбора подстилки. На лесных участках дополнительно разбирали сосновый и березовый валеж 2–3 стадий разложения как важное местообитание крупных почвенных беспозвоночных. Всех отобранных беспозвоночных фиксировали в растворе этанола (96% — для дождевых червей, 70% — для других групп) и идентифицировали до семейств и родов по определителям [6, 15, 16, 25]. Биомассу макрофауны определяли путем взвешивания особей, зафиксированных в этаноле. Всего разобрали 115 почвенных проб и 15 фрагментов валежа, собрали 498 особей беспозвоночных. Так как представители ряда семейств беспозвоночных не всегда идентифицированы до рода и/или вида (что важно для отнесения к той или иной трофической группе), то трофическая принадлежность указана для преобладающих таксонов, для которых она установлена внутри соответствующего семейства.

Статистическую обработку данных выполняли в программе Statistica и в среде R. Рассчитывали

выборочные средние, медианы, стандартные отклонения и медианные абсолютные отклонения, коэффициенты корреляции r Спирмена. Статистические различия выявляли с помощью непараметрических тестов — U-критерия Манна-Уитни (p_U , в том числе для макрофауны — p_{U1} и p_{U2} для неосредненных и осредненных по соответствующим площадкам значений), H-критерия Краскела-Уоллиса (p_H , в том числе для макрофауны — p_{H1} и p_{H2} для неосредненных и осредненных по соответствующим площадкам значений). В качестве пороговых значений для статистически значимых отличий принято $p = 0.05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Морфологические свойства почв

Фоновые почвы (стадия 6) старовозрастных сосновых лесов НП “Смоленское Поозерье” представлены подзолами и подбурами. Последние имеют следующее строение профиля. Под гумифицированной подстилкой (ОН) мощностью 3.5–10 см залегает буро-серый грубогумусовый горизонт мощностью до 3 см с большим количеством (до 20%) светлых песчаных зерен. Под ним расположен желтовато- или рыжевато-охристый (5YR 5/6, 10YR 6/8) горизонт BF мощностью до 31 см. В подзолах над ним находится белесый, пепельно-серый (10YR 6/3) подзолистый горизонт E мощностью до 8 см (рис. 2, табл. 4).

Стадия 0. Под агроценозом и однолетней залежью вскрыты агроземы с однородным рыхлым бесструктурным бурым агрогоризонтом мощностью 20–25 см с ровной нижней границей. Ниже следует почвообразующая порода, что свидетельствует о полном запахивании прежнего альфегумусового горизонта или его отсутствии в исходных почвах. Содержание гумуса и структура агрогоризонта сильно варьируют, сочетая черты (агро)темногумусового, грубогумусового и серогумусового, поэтому агроземы с таким горизонтом можно назвать гумусовыми.

Стадия 1. На поверхности почвы залежных лугов находится слой травянистых остатков мощностью 1–3 см. Под ними располагается серовато-бурый агрогоризонт P мощностью 20–25 см с непрочной слабовыраженной комковатой структурой, лучше оформленной по корням, и с ровной нижней границей. В его верхней части иногда встречается маломощный (2 см) серый горизонт W, густо пронизанный живыми корнями. Нижние 8 см горизонта P в двух разрезах заметно уплотнены. В агроземах альфегумусовых под горизонтом P залегает палево-охристый горизонт BF, а в агроземах гумусовых — почвообразующая порода.

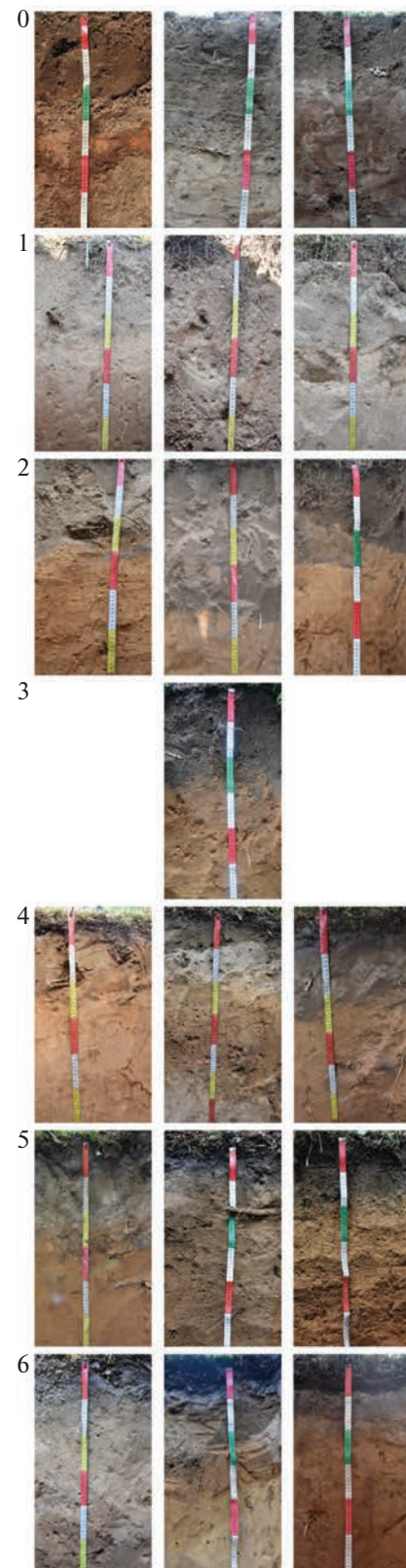


Рис. 2. Почвы изученных стадий постагрогенной сукцессии. Цветовая дифференциация ленты выполнена по дециметрам. 1–6 — стадии восстановления сосняков. Приведены фотографии передней стенки всех почвенных разрезов, характеризующих соответствующую стадию.

Таблица 4. Характерные морфологические свойства почв обследованных стадий восстановления сосновых лесов в НП “Смоленское Поозерье”

Стадия	Подстилка*, мм			Горизонт А		Граница между (старо)пахотным и верхним естественным горизонтом	Признаки оподзоливания	Специфические горизонты**
	O1	O2	O3	окраска	структура			
0	2 ± 1	0	0	7.5–10YR 3/4, 10YR 4/6	Неясная комковато-ореховатая/отсутствует	Ровная/слабоволнистая	—	P
1	10 ± 0	0	0	2.5, 10YR 5/6	Неясная комковатая по корням/отсутствует	Ровная	—	W, BF
2	20 ± 7	10 ± 0	0	10YR 5/6, 10YR 4/4	Отсутствует/комковатая по корням в верхней части	Ровная	ОЗПМ единично	
3	15 ± 7	25 ± 7	10 ± 0	10YR3/3	Непрочная мелкокомковатая	Волнистая	До 40% ОЗПМ в верхней части горизонта P	AYe
4	20 ± 7	15 ± 7	10 ± 7	10YR 5/(4–6)	Отсутствует	Пятнистая	До 50% ОЗПМ в грубогумусовом горизонте	AOe, aoe
5	10 ± 0	15 ± 7	15 ± 7	7.5–10YR 4/(4–6)	Отсутствует	Слабоволнистая/постепенный переход	Пятна осветления	e
Фон	25 ± 7	20 ± 15	15 ± 7	5YR 3/3	Отсутствует	Слабоволнистая	Горизонт E	E

* Средняя мощность (медиана и медианное абсолютное отклонение, $n = 15$; для третьей стадии $n = 5$).

** Возникающие на данной стадии.

Примечание. Прочерк — отсутствие соответствующего свойства. ОЗПМ — отмытые от пленок зерна первичных минералов.

Стадия 2. Под молодым лесом (<30 лет) все три разреза вскрыли агрозоны альфегумусовые регранированные. Основное их отличие от почв предыдущей стадии заключается в формировании подстилки средней мощностью 3 см, состоящей из двух подгоризонтов — деструктивного (O1) и ферментативного (O2). Ниже выделяется горизонт W мощностью 2–4 см с неясно комковатой по корням структурой. Он сменяется однородным по окраске палево-серым агрогоризонтом мощностью 28–40 см. Как и на предыдущей стадии, переход к нижележащему горизонту ясный по цвету с резкой ровной границей. Большая мощность пахотного горизонта может объясняться внесением органических удобрений и участием в севообороте пропашных культур. Ниже встречаются морфоны агрогоризонта диаметром 2–3 см, что может быть следствием деятельности личинок пластинчатых жуков (Scarabaeidae), в частности крупных (длиной до 6 см) личинок майских жуков, живу-

щих в почве 4 года. Они перемещаются в верхней метровой (по отдельным данным, двухметровой) толще и питаются корнями растений на глубине 20–30 см, что в случае рассматриваемых агрозоны соответствует горизонту P. При этом личинки заглатывают много почвы, поэтому последние сегменты их тела часто более темные. Уходя на зимовку на глубину 1–2 м, личинки майских жуков прокладывают ход, раздвигая передними конечностями почвенные частицы, поэтому какая-то часть материала верхних горизонтов может механически перемещаться, а другая часть (с содержимым кишечника) хорошо склеивается кишечными соками и может быть выброшена в минеральном горизонте. Несколько личинок майских жуков могут обитать довольно близко, что подтверждается частым обнаружением групп из 2–3 личинок. Иные механизмы образования обозначенных морфонов диаметром 2–3 см из материала агрогоризонта в обследованных почвах

кажутся маловероятными (по крайней мере, в литературе такого рода информация не обнаружена). Кроме того, в почвах стадии 2 отсутствуют иные животные, способные формировать подобные морфоны. Отдельно стоит отметить, что личинки майского жука в средней полосе России предпочитают почвы легкого гранулометрического состава, в которых легче проделывать ходы.

Стадия 3. Почвы под средневозрастными лесами (30–60 лет) диагностированы как агроземы альфегумусовые, оподзоленные, реградированные. Несмотря на наличие мощного (23–28 см) агрогоризонта, резко переходящего к нижележащему, его граница волнистая с элементами языковатости, а в верхних 3–5 см имеются признаки оподзоливания в виде светлых песчаных зерен, отмытых от красящих пленок и составляющих около 40% всех зерен. В агрогоризонте присутствуют морфоны нижележащего, вероятно, так же, как в почвах предыдущей стадии, перемещенные личинками пластинчатоусых жуков.

Стадия 4. Под средневозрастным лесом обнаружены только агроземы альфегумусовые реградированные с хорошо развитой подстилкой мощностью 4–5 см, представленной подгоризонтами О1, О2 и О3. Под ней залегает грубогумусовый бесструктурный рыхлый серый горизонт АО мощностью 2–3 см с признаками оподзоливания в нижней части. Он сменяется буровато-серым агрогоризонтом со слабооформленной неясно комковатой структурой и мелкими Fe–Mn-конкрециями.

Стадия 5. Почвы под старовозрастными лесами (85–100 лет) значительно отличаются от почв предшествующих стадий свойствами агрогоризонта с чертами естественного горизонта АУ в структуре и с размытой нижней границей. Признаки оподзоливания отмечены во всех трех почвах данной стадии в виде однородного осветления горизонта АУра. В некоторых почвах присутствуют морфоны подзолистого горизонта Е. Мощность подстилки (2–8 см) несколько меньше, чем на стадии 4, но в ней больше мощность подгоризонта О3. Эти почвы отнесены не к агроземам, а к альфегумусовым — дерново-подбурам оподзоленным постагрогенным.

Таким образом, песчаные почвы постагрогенных ландшафтов НП “Смоленское Поозерье” представлены следующими типами отделов агроземов и альфегумусовых почв: агроземами альфегумусовыми и гумусовыми и дерново-подбурами постагрогенными.

В целом, выявленные тренды восстановления морфологических свойств песчаных почв согласуются с описанными ранее в южной тайге Нов-

городской области, где альфегумусовые почвы диагностированы только под старовозрастным лесом (около 100 лет), а под средневозрастным (43 года) выделены различные подтипы агроземов. В почвах НП не формируется горизонт ВН в нижней части горизонта Р как в постагрогенных почвах Новгородской области [19, 20], что может объясняться более южным положением НП.

ПОЧВЕННАЯ МАКРОФАУНА

Стадия 0. На пашне минимальна численность почвенной макрофауны: 46 ± 15 экз./м² ($p_{H1} < 0.001$; $p_{H2} = 0.081$). Из-за отсутствия подстилки здесь не встречены такие крупные сапрофаги, как дождевые черви, двупарноногие многоножки (кивсяки) и моллюски. В сохранившихся фрагментах травянистого опада обнаружены мелкие хищные беспозвоночные (пауки), миксофаги (личинки и имаго жуков-стафилинид), фитофаги (имаго жуков-щелкунов и жуков листоедов), сапрофаги (имаго лесных тараканов и личинки комаров-долгоножек (табл. 5)), которые суммарно составляют около 30% биомассы макрофауны. Более 70% биомассы составляют беспозвоночные, населяющие пахотный горизонт. Среди них сильнее всего на свойства почвы влияют крупные собственно почвенные дождевые черви за счет прокладывания ходов и трофической активности, среди которых доминирует “пашенный червь” *Aporrectodea caliginosa* и личинки пластинчатоусых жуков, главным образом — майского жука. Однако при полевом описании копролиты и ходы землероев не обнаружены. Возможно, это связано с низким обилием этих почвенных беспозвоночных в почвах рассматриваемой серии [35] и слабой устойчивостью таких биогенных новообразований в почвах легкого гранулометрического состава.

Стадия 1. На залежных лугах численность и биомасса беспозвоночных (84 экз./м² и 6.0 г/м² соответственно) значимо выше, чем на пашне ($p_{U1} = 0.05$, $p_{U2} = 0.19$ и $p_{U1} = 0.01$, $p_{U2} = 0.28$ соответственно). Вероятно, это связано с богатством травяного опада и активным заселением освобожденных от антропогенного вмешательства открытых луговых биотопов летающими насекомыми, личинки которых вносят особенно значительный вклад в биомассу. На этой стадии среди подстилочной фауны больше разнообразие хищных беспозвоночных (пауки, жужелицы, стафилиниды родов *Staphylinus*, *Xantholinus*). Появление двупарноногих многоножек-кивсяков свидетельствует об улучшении трофических условий и для сапрофагов. В верхней части горизонта Р обитают круп-

Таблица 5. Состав макрофауны почвенных горизонтов на разных стадиях восстановления сосновых лесов в НП “Смоленское Поозерье”

Таксон (семейство), онтогенетическое состояние	Органогенные горизонты (подстилка – О)	Органо-минеральные горизонты (гумусовые и пахотные – АО, АУ, Р, W)	Органо-минеральные и минеральные горизонты (Е, ВF, ВС, С, D)	Минеральные горизонты (Е, ВF, ВС, С, D)
Chrysomelidae (листоеды): И	0, 1, 3, 5, 6	—	—	—
Elateridae (щелкуны): И	0, 1, 2, 3, 4, 5, 6	—	—	—
Elateridae (щелкуны): Л		0, 1, 2, 3, 4, 5, 6	1, 6	0, 1, 2, 3, 4, 5, 6
Pentatomidae (щитники): И	6	—	—	—
Ectobiidae (лесные тараканы): И	0, 1, 2, 4, 6	—	—	—
Julidae (кивсяки): П, Ю	1, 2, 3, 4, 5, 6	—	—	—
Limacidae (легочные улитки): П	5, 6	—	—	—
Tipulidae (комары-долго- ножки): Л	0, 2, 3, 5	—	—	—
Lumbricidae (дождевые черви – подстилочная группа): П, Ю	2, 3, 4, 5, 6	—	—	—
Lumbricidae (дождевые черви – почвенно-подстилочная группа): П, Ю	—	1, 5, 6	—	—
Lumbricidae (дождевые черви – собственно-почвенная группа*): П, Ю	—	—	0, 1	—
Araneidae (пауки-кругопряды): И	0, 1, 2, 3, 4, 5, 6	—	—	—
Cantharidae (жуки мягкотелки): И	1, 2	—	—	—
Carabidae (жужелицы): И	1, 2, 3, 4, 5, 6	—	—	—
Carabidae (жужелицы): Л		0, 1, 2, 3, 4, 5, 6	—	
Staphylinidae (стафилиниды): И, Л	0, 1, 2, 3, 4, 5, 6	0, 1, 2, 3, 4, 5, 6	1, 6	0, 1, 2, 3, 4, 5, 6
Scarabaeidae (пластин-чато- усые жуки): Л	—	0	—	1, 2, 3, 4, 5
Lithobiidae (костянки): П, Ю	—	—	—	1, 2, 3, 4, 5, 6
Geophilidae (геофилы): П, Ю	—	—	—	2, 3, 5, 6

* В засушливый сезон и на зиму переходят в диапаузу на глубины 30–60 см.

Примечание. 0–6 – стадии восстановления сосновых лесов. Прочерк – представители данного таксона не встречены. Л – личинка, И – имаго, П – половозрелый, Ю – ювенильный.

ные почвенно-подстилочные дождевые черви (*Lumbricus rubellus*) и собственно-почвенные (*A. caliginosa* и *Octolasion lacteum*). Активной гумификации растительных остатков в большей степени способствуют почвенно-подстилочные черви и двупарноногие многоножки. На более поздних стадиях (2–5) их деятельность способствует превращению

свежего опада, сопровождающемуся увеличением мощности соответствующих подгоризонтов О2 и О3, в ферментированную и гумифицированную подстилку.

Стадии 2–5. На уровне тенденции можно отметить снижение биомассы и численности почвенной макрофауны при зарастании лугов древес-

ной растительностью за счет сокращения обилия летающих насекомых (при формировании древесного полога) и крупных сапрофагов — почвенно-подстилочных и собственно-почвенных дождевых червей. Отсутствие этих групп червей на ранних стадиях восстановления леса вызвано ухудшением трофических свойств опада в связи с существенным уменьшением доли легкоразлагаемых компонентов (на лугу она составляет 100%).

В ряду постагрогенных почв под разновозрастными сосняками увеличивается численность беспозвоночных от молодых (55 экз./м²) к средневозрастным (67 экз./м²; $p_{U1} = 0.24$ и $p_{U2} = 0.22$) и старовозрастным лесам (110 экз./м²; $p_{U1} = 0.001$ и $p_{U2} = 0.0495$). Значимых различий между биомассой беспозвоночных в почвах молодых (стадия 2) и средневозрастных (стадии 3 и 4) лесов не выявлено ($p > 0.05$): в этих лесах биомасса варьирует от 2.0 ± 0.4 до 3.0 ± 0.5 г/м². Увеличивается разнообразие подстилочной фауны. Начиная со второй стадии, постоянно встречаются мелкие лесные виды дождевых червей подстилочной группы — *Dendrobaena octaedra* и *Dendrodrilus rubidus tenuis*. Однако они не способны мигрировать в более глубокие почвенные горизонты, поэтому их прямое влияние ограничивается главным образом подстилкой, т.е. преобразованием грубых растительных остатков в лесной гумус типа модер. Среди беспозвоночных, перемещающих органическое вещество по почвенному профилю, можно отметить только личинок пластинчатоусых жуков, которые развиваются несколько лет в почве, зимуют на глубине более 1 м, а весной поднимаются в верхние минеральные и органогенные горизонты. Вероятно, жизнедеятельность этих личинок обуславливает наличие небольших био-генных морфонов в разных почвенных горизонтах стадий 2 и 3. Влияние почвенной макрофауны на морфологические свойства нижележащих минеральных горизонтов оценить трудно, так как обитающие здесь костянки и геофилы (хищные многоножки), а также личинки жуков-щелкунов (фитофагов) имеют небольшие размеры.

В старовозрастных лесах (стадия 5) возрастание доли легкоразлагаемой фракции опада определяет возможность восстановления крупных почвенно-подстилочных дождевых червей (*L. rubellus*), которые обитали на луговой стадии, но отсутствовали в более молодых лесах. *L. rubellus* за счет активного потребления листовного опада может способствовать восстановлению подгоризонта ОЗ.

В условно коренных сосняках (стадия 6) минимально участие листовных деревьев и трав — ис-

точника легкоразлагаемой фракции опада — основного трофического ресурса для подстилочных сапрофагов. Среди дождевых червей в условно коренных лесах в основном наблюдаем подстилочный *D. octaedra*, а почвенно-подстилочный *L. rubellus* обнаружен единично (только ювенильные особи). Относительно более молодых лесных стадий восстановления сосняков на поздних стадиях повышается разнообразие представителей всех трофических групп почвенных беспозвоночных, жизненный цикл (или его часть) которых может протекать в различных горизонтах.

ЗАПАСЫ УГЛЕРОДА В ПОЧВАХ

В подстилке запасы $C_{орг}$ увеличиваются практически монотонно от 0.01–0.02 кг/м² на пашне до 0.8–1.2 кг/м² в средне- и старовозрастных лесах и до 0.8–1.4 кг/м² в условно коренных лесах ($p_H = 0.01$).

В слоях 0–30 и 0–100 см почвы без подстилки запасы $C_{орг}$ максимальны на стадии залежного луга (рис. 3), что объясняется высокой продуктивностью луговых сообществ, поступлением в почву большого количества подземной фитомассы, а также активностью почвенных сапрофагов (главным образом почвенно-подстилочных и собственно-почвенных дождевых червей), и минимальны в лесах 60–80-летнего возраста ($p_H = 0.011$ –0.016). Появление древесной растительности меняет структуру опада, вероятно, снижая запасы $C_{орг}$ в верхних 30 см минеральной части профиля и во всей метровой толще. При обоих вариантах расчета запасы $C_{орг}$ в почвах луга превышают запасы на пашне более чем в 2 раза ($p_U = 0.05$ в обоих случаях), что связано с изъятием фитомассы на пашне, недостаточно компенсированным внесением органических удобрений. В старовозрастных лесах запасы $C_{орг}$ в верхней 30- и 100-сантиметровой части почв уже близки к таковым в ненарушенных почвах ($p_U = 0.1$ –0.4) и превышают оба показателя, выявленные в почвах стадии 4 ($p_U = 0.05$ в большинстве случаев за исключением сравнения стадий 4 и 6 для слоя 0–30 см, где $p_U = 0.28$; и в паре средневозрастные — старовозрастные леса 0.024 и 0.071 для слоя 0–30 и 0–100 см). Наблюдаемое сокращение запасов $C_{орг}$ при смене луговой растительности лесной, минимальные значения в почвах под средневозрастными лесами и повышение запасов в почвах старовозрастных лесов отмечали Люри с соавт. [20] в аналогичной хроносерии постагрогенных песчаных почв южной тайги Новгородской области. Предполагается, что повышение запасов $C_{орг}$ на стадии старовоз-

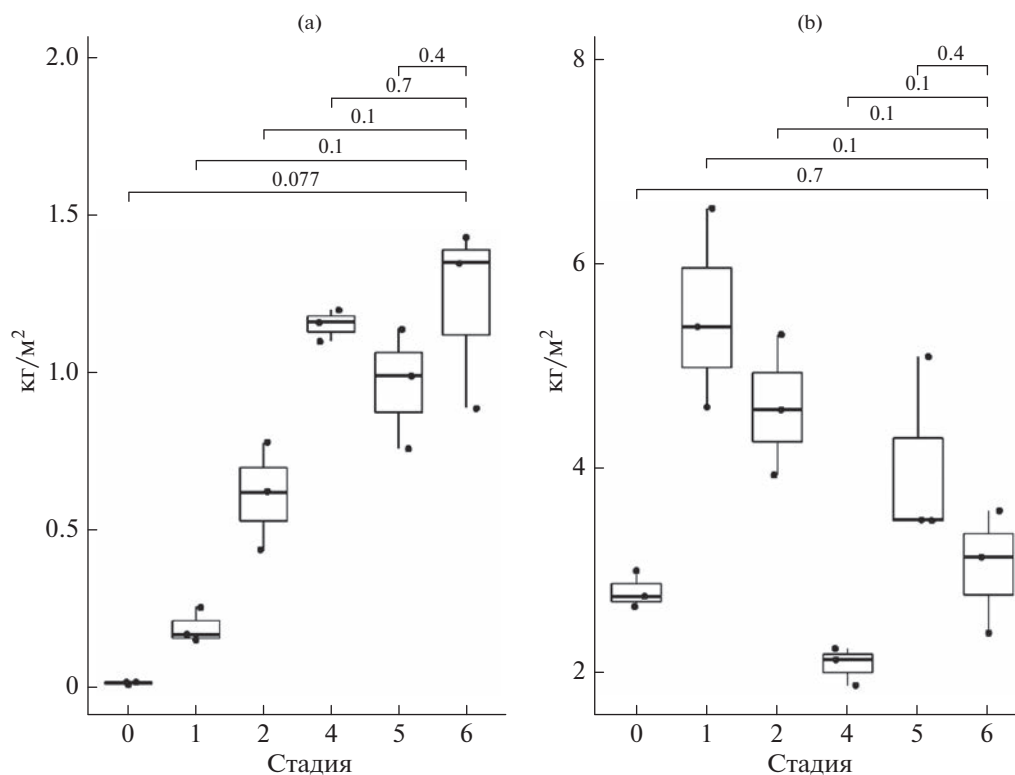


Рис. 3. Запасы $C_{\text{орг}}$ в почвах стадий 1–6 восстановления сосняков в НП «Смоленское Поозерье»: подстилка (а), 0–100 см слой почвы без подстилки (б). Вверху указаны значения p_U между соответствующими стадиями.

растного леса связано с гумификацией корневой массы и поступлением органического вещества из лесной подстилки на фоне снижения микробиологической активности. Также на стадии старовозрастного леса восстанавливается комплекс почвенных сапрофагов, обеспечивающих трансформацию подстилки.

Запасы $C_{\text{орг}}$ в верхних 0–30 см минеральной части почвы хорошо коррелируют с мощностью подстилки. Для лесных стадий наблюдается отрицательная корреляция запасов $C_{\text{орг}}$ в верхних 30 см почвы с мощностью горизонта O2 и запасами $C_{\text{орг}}$ в горизонтах O2 + O3 ($r = -0.72$ и -0.67 соответственно; $p < 0.05$, $n = 12$), а также положительная между запасами $C_{\text{орг}}$ в слое 0–30 см и долей легкоразлагаемых компонентов в подстилке ($r = 0.62$). Отрицательные корреляции выявлены между мощностью подстилки, запасами $C_{\text{орг}}$ и биомассой сапрофагов, потребляющих подстилку ($r = -0.76$, $p < 0.05$, $n = 12$). При этом биомасса сапрофагов и запасы $C_{\text{орг}}$ в верхних 30 см минеральной части почвы положительно связаны с долей легкоразлагаемых фракций опада ($r = 0.73$, $p < 0.05$, $n = 12$).

Таким образом, в почвах рассматриваемой хроносерии $C_{\text{орг}}$ накапливается как в органоген-

ных (подстилка), так и в органо-минеральных (гумусовых) горизонтах, что может быть обусловлено фиксацией образующегося наземного опада в виде ферментированной и гумифицированной подстилки, а также нейтрализацией образующихся гумусовых кислот Fe, Ca и Mg и низкой подвижностью таких соединений в слабокислых условиях, несмотря на легкий гранулометрический состав почв. Ненарушенные и постагрогенные почвы характеризуются более высокими запасами $C_{\text{орг}}$, чем почвы пашен: 3.2 и 5.7 кг/м² в почвах лесов возрастом 60–80 лет и лугов соответственно, при 2.8 кг/м² на пашнях.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В Смоленском Поозерье почвы постагрогенных ландшафтов сосновых лесов на легких породах представлены агроземами и постагрогенными альфегумусовыми. В ходе постагрогенной сукцессии в старопашотном горизонте почв увеличивается количество отмытых зерен первичных минералов, переход к нижележащему становится постепенным, а граница — размытой. В почвах 85–100-летнего соснового леса сохраняются признаки пахотного состояния. Ненарушенные и постагрогенные альфегумусовые почвы характери-

зуются более высокими запасами органического углерода, чем агроземы. На долю подстилки приходится до 40% от всех запасов органического углерода почв.

Показано дифференцированное влияние почвенной макрофауны на морфологические свойства почв разных стадий изученной хроносерии. На начальных этапах постагрогенной сукцессии высока роль собственно-почвенных дождевых червей и личинок пластинчатоусых жуков, заселяющих в разные сезоны органоминеральные и более глубокие минеральные горизонты. При их вертикальном перемещении в почвенном профиле формируются морфоны, различимые невооруженным глазом. Далее, в ходе лесовосстановления возрастает роль подстилочных сапрофагов — подстилочных и почвенно-подстилочных дождевых червей, двупарноногих многоножек, моллюсков. Перерабатывая поступивший листовый опад, они способствуют формированию новых органогенных горизонтов О2 и О3. На поступление органического вещества в почву также влияют хищники (пауки, жужелицы, стафилиниды, геофилы, костянки) и фитофаги (жуки-листоеды, жуки-щелкуны), разнообразие которых восстанавливается в ходе сукцессии. Из-за мелких размеров и невысокой биомассы оценить их влияние на морфологические свойства почв сложно.

Выявлены отрицательные корреляции между запасами углерода в минеральной части лесных почв, отдельными свойствами подстилки (мощностью, запасами органического углерода) и биомассой сапрофагов, для которых подстилка является основным трофическим ресурсом. Биомасса сапрофагов и запасы углерода в верхних 30 см минеральной части почвы положительно связаны с долей легкоразлагаемых фракций опада.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы благодарны участникам полевых работ: Д.Р. Бардашову, Е.В. Басовой, Ю.Б. Бачинскому, А.В. Титовцу и Е.В. Тихоновой. Фотокопии материалов генерального межевания XVIII—XIX вв. получены в Государственном архиве Смоленской области и Российском государственном архиве древних актов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Рис. S1. Распределение агрохимических показателей по пахотным почвам Демидовского и Духовщинского районов, а также всей Смоленской области по состоянию на 01.01.2017 г. [31].

Таблица S1. Сельскохозяйственная статистика по Поречскому уезду и Смоленской губернии и области.

Таблица S2. Характеристика агрохимических мер и показателей для пахотных почв Смоленской области [31].

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено в рамках проекта РНФ № 21-74-20171.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алексеев Я.Я.* Очерк растительности Смоленской губернии // Сельское хозяйство Смоленской губернии. 1924. С. 107—119.
2. *Ахмалишев К.Б.* Влияние земледельческого освоения на свойства дерново-подзолистых суглинистых почв современных лесов. Дис. ... канд. с.-х. н. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2007. 149 с.
3. *Баранова О.Ю., Номеров Г.Б., Строганова М.Н.* Изменение свойств пахотных дерново-подзолистых почв при зарастании их лесом // Почвообразование в лесных биогеоценозах. М.: Наука, 1989. С. 60—78.
4. *Богатырев Л.Г.* О классификации лесных подстилок // Почвоведение. 1990. № 3. С. 118—127.
5. *Владыченский А.С., Телеснина В.М., Румянцев К.А., Чалай Т.А.* Органическое вещество и биологическая активность постагрогенных почв южной тайги на примере Костромской области // Почвоведение. 2013. № 5. С. 518—529. <https://doi.org/10.7868/S0032180X1305016X>
6. *Гиляров М.С.* (ред). Методы почвенно-зоологических исследований. М.: Наука, 1975. 304 с.
7. *Дымов А.А.* Сукцессии почв в бореальных лесах Республики Коми. М.: ГЕОС, 2020. 318 с. <https://doi.org/10.34756/GEOS.2020.10.37828>
8. *Еришов Д.В., Гаврилюк Е.А., Карпухина Д.А., Ковганко К.А.* Новая карта растительности центральной части европейской России по спутниковым данным высокой детальности // Доклады АН. 2015. Т. 464. № 5. С. 639—641. <https://doi.org/10.7868/S0869565215290289>
9. *Исянова Р.А., Коок В.А.* Организационно-экономические условия сельскохозяйственного производства Смоленской области. Комитет по земельным ресурсам и землеустройству Смоленской области. Смоленск, 1995. 352 с.
10. *Карпачевский Л.О., Строганова М.Н., Баранова О.Ю., Тощева Г.П., Щеголькова Н.М.* Эволюция почвенного покрова при лесовосстановлении // Успехи почвоведения. Советские Почвоведы к XIII Междунар. конгр. почвоведов. М.: Наука, 1986. С. 135—142.

11. Карта Лесоустройства, 2013, 2014. Смоленск: ФГБУ Национальный парк “Смоленское Поозерье” Смоленской области, 2015.
12. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Универсум, 2004. 341 с.
13. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос. 1977. 221 с.
14. Королева Н.В., Тихонова Е.В., Ершов Д.В., Салтыков А.Н., Гаврилюк Е.А., Пугачевский А.В. Оценка масштабов зарастания нелесных земель в национальном парке “Смоленское Поозерье” за 25 лет по спутниковым данным Landsat // Лесоведение. 2018. Т. 2018. № 2. С. 83–96.
15. Лихарев И.М., Раммельмейер Е.С. Наземные моллюски фауны СССР. М.: Рипол Классик, 2013. Т. 43. 511 с.
16. Локшина И.Е. Определитель двупарноногих многоножек (Diplopoda) равнинной части Европейской территорий СССР. М.: Наука, 1969. 78 с.
17. Лопес де Гереню В.О., Курганова И.Н., Ермолаев А.М., Кузьяков Я.В. Изменение пулов органического углерода при самовосстановлении пахотных черноземов // Агрохимия. 2009. № 5. С. 5–12.
18. Лукина Н.В., Кузнецова А.И., Гераськина А.П., Смирнов В.Э., Иванова В.Н., Тебенькова Д.Н., Горнов А.В., Шевченко Н.Е., Тихонова Е.В. Неучтенные факторы, определяющие запасы углерода в лесных почвах // Метеорология и гидрология. 2022. № 10. С. 92–110.
<https://doi.org/10.52002/0130-2906-2022-10-92-110>
19. Люри Д.И., Горячкин С.В., Караваева Н.А., Денисенко Е.А., Нефедова Т.Г. Динамика сельскохозяйственных земель России в XX в. и постагрогенное восстановление растительности и почв. М.: ГЕОС, 2010. 416 с.
20. Люри Д.И., Карелин Д.В., Кудиков А.В., Горячкин С.В. Изменение почвенного дыхания в ходе постагрогенной сукцессии на песчаных почвах в южной тайге // Почвоведение. 2013. № 9. С. 1060–1072.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X13070058>
21. Милов Л.В. Великорусский пахарь и особенности российского исторического процесса. М.: РОССПЭН, 1998. 574 с.
22. Народное хозяйство Смоленской области за 1957 г. статистический сборник. Смоленск: Кн. изд-во, 1958. 160 с.
23. Огуреева Г.Н., Леонова Н.Б., Булдакова Е.В., Кадетов Н.Г., Архипова М.В., Микляева И.М., Бочарников М.В., Дудов С.В., Игнатова Е.А., Игнатов М.С., Мучник Е.Э., Урбанавичюс Г.П., Даниленко А.К., Румянцев В.Ю., Емельянова Л.Г., Леонтьева О.А., Романов А.А., Константинов П.А. Биомы России. Масштаб 1 : 7500000. М.: Всемирный фонд дикой природы, 2018.
24. Пичужкин Н.А. Хозяйство Александра Энгельгардта (к 150-летию “12 писем из деревни”) // Наука без границ. 2021. № 2(54). С. 11–15.
25. Плавильщиков Н.Н. Определитель насекомых: краткий определитель наиболее распространенных насекомых европейской части России. М.: Топикал, 1994. 544 с.
26. Полевой определитель почв России. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.
27. Раздел научного обоснования к ТЭО по национальному парку “Смоленское Поозерье”. Смоленск, 1992. 232 с.
28. Росстат. Российский статистический ежегодник / Под ред. Суринова А.Е. 2017. 686 с.
https://www.gks.ru/free_doc/doc_2017/year/year17.pdf
29. Рыжова И.М., Ерохова А.А., Подвезенная М.А. Динамика и структура запасов углерода в постагрогенных экосистемах южной тайги // Почвоведение. 2014. № 12. С. 1426–1435.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X14090111>
30. Скворцова Е.Б., Баранова О.Ю., Нумеров Г.Б. Изменение микростроения почв при зарастании пашни лесом // Почвоведение. 1987. № 9. С. 101–109.
31. Слюсарь И.А., Силаева О.П., Бабурченкова З.П. Динамика показателей почвенного плодородия и использование средств химизации в Смоленской области // Достижения науки и техники АПК. 2018. № 4. С. 10–15.
<https://doi.org/10.24411/0235-2451-2018-10402>
32. Соловьев Я.А. Сельскохозяйственная статистика Смоленской губернии. М.: Издвиеие учен. ком. М-ва гос. имуществ, 1855. 486 с.
33. Телеснина В.М., Богатырев Л.Г., Бенедиктова А.И., Земсков Ф.И., Маслов М.И. Динамика поступления растительного опада и некоторых свойств лесных подстилок при постагрогенном лесовосстановлении в условиях южной тайги // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2019. № 4. С. 3–10.
34. Телеснина В.М., Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Овсепян Л.А., Личко В.И., Ермолаев А.М., Мишин Д.М. Динамика свойств почв и состава растительности в ходе постагрогенной эволюции в разных биоклиматических зонах // Почвоведение. 2017. № 12. С. 1514–1534.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X17120115>
35. Шопина О.В., Герасимова М.И., Бавшин И.М., Хохряков В.Р., Семенов И.Н. Инвентаризация и картографирование почв национального парка “Смоленское Поозерье” // Лесоведение. 2022. № 5. С. 478–493.
<https://doi.org/10.31857/S0024114822040088>
36. Шопина О.В., Гераськина А.П., Кузнецова А.И., Тихонова Е.В., Титовец А.В., Бавшин И.М., Хохряков В.Р., Семенов И.Н. Стадии постагрогенного восстановления компонентов экосистем сосновых лесов национального парка “Смоленское Поозерье” // Почвоведение. 2023. № 1. С. 10–24.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X22600706>
37. Энгельгардт А.Н. Из деревни. 12 писем: 1872–1887. СПб.: Наука, 1999. 714 с.
38. Якушев П.А. Сельское хозяйство Смоленской губернии в 1917 году // Исторические, философские, политические и юридические науки, культуроло-

- гия и искусствоведение // Вопросы теории и практики. 2012. № 5. С. 224–226.
39. *Dashora A., Lohani B., Malik J.N.* A repository of earth resource information – CORONA satellite programme // *Current Science*. 2007. V. 92. № 7. P. 926–932.
 40. *Elgersma A.M.* Primary Forest succession on poor sandy soils as related to site factors // *Biodivers. Conserv.* 1998. V. 7. № 2. P. 193–206.
<https://doi.org/10.1023/A:1008884418570>
 41. *Huang W., Gonzalez G., Zou X.* Earthworm abundance and functional group diversity regulate plant litter decay and soil organic carbon level: A global meta-analysis // *Appl. Soil Ecol.* 2020. V. 150. P. 1–15.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.103473>
 42. IUSS Working Group WRB, 2022. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Vienna: International Union of Soil Sciences (IUSS), 2022. 234 p.
 43. *Kalinina O., Chertov O., Dolgikh A.V., Goryachkin S.V., Lyuri D.I., Vormstein S., Giani L.* Self-restoration of post-agrogenic Albeluvisols: Soil development, carbon stocks and dynamics of carbon pools // *Geoderma*. 2013. V. 207–208. P. 221–233.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.05.019>
 44. *Kalinina O., Goryachkin S.V., Karavaeva N.A., Lyuri D.I., Najdenko L., Giani L.* Self-restoration of post-agrogenic sandy soils in the southern Taiga of Russia: Soil development, nutrient status, and carbon dynamics // *Geoderma*. 2009. V. 152. P. 35–42.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.05.014>
 45. *Karra K., Kontgis C., Statman-Weil Z., Mazzariello J.C., Mathis M., Brumby S.P.* Global land use/land cover with Sentinel-2 and deep learning // *IGARSS 2021-2021 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*. IEEE, 2021.
<https://doi.org/10.1109/igarss47720.2021.9553499>
 46. *Kuznetsova A.I., Geraskina A.P., Lukina N.V., Smirnov V.E., Tikhonova E.V., Shevchenko N.E., Gornov A.V., Ruchinskaya E.V., Tebenkova D.N.* Linking vegetation, soil carbon stocks, and earthworms in upland coniferous–broadleaf forests // *Forests*. 2021. V. 12. P. 1179.
<https://doi.org/10.3390/f12091179>
 47. *Larionova A.A., Rozonova L.N., Yevdokimov I.V., Yermolayev A.M., Kurganova I.N., Blagodatsky S.A.* Land-use change and management effects on carbon sequestration in soils of Russia's South Taiga zone // *Tellus B*. 2003. V. 55. P. 331–337.
<https://doi.org/10.1034/j.1600-0889.2003.00042.x>
 48. *Matuszkiewicz J.M., Kowalska A., Kozłowska A., Roo-Zielińska E., Solon J.* Differences in plant-species composition, richness and community structure in ancient and post-agricultural pine forests in central Poland // *For. Ecol. Manage.* 2013. V. 310. P. 567–576.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.060>
 49. *Robertson G.P., Coleman D.C., Sollins P., Bledsoe C.S.* (Eds.). Standard soil methods for long-term ecological research. Oxford University Press on Demand, 1999. V. 2. 480 p.
 50. *Wozniwoda B., Parzych A., Kopeć D.* Species diversity, biomass accumulation and carbon sequestration in the understorey of post-agricultural Scots pine forests // *Silva Fennica*. 2014. V. 48. P. 1119–1123.
<https://doi.org/10.14214/sf.1119>
 51. *Zanella A., Jabiol B., Ponge J.-F., Sartori G., de Waal R., Delft B.V., Graefe U., Cools N., Katzensteiner K. et al.* European Humus Forms Reference Base. 2011.
<http://doi.org/hal-00541496v2>

Macrofauna and Organic Matter in Postagrogenic Sandy Soils at the NW Smolensk Region (Russia)

D. A. Terekhova^{1, 2}, M. A. Smirnova^{2, 3}, A. P. Geraskina¹, O. V. Shopina^{1, 2}, A. I. Kuznetsova¹, I. M. Bavshin^{1, 4}, G. V. Klink⁵, P. R. Enchilik^{1, 2}, V. R. Khokhryakov^{1, 6}, M. I. Gerasimova^{2, 3}, and I. N. Semenov^{1, 2, *}

¹Center for Forest Ecology and Productivity of the Russian Academy of Sciences, Moscow, 117997 Russia

²Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

³Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia

⁴National Park Smolensk Lakeland, Przhivalskoe, 216270 Russia

⁵Kharkevich Institute for Information Transmission Problems RAS, Moscow, 119017 Russia

⁶National Park Sebezhskiy, Sebezhs, 182250 Russia

*e-mail: semenkov@geogr.msu.ru

Natural reforestation on the abandoned arable lands is one of the characteristic processes that triggers the transformation of soils, accompanied by the change in the abundance, biomass, and taxonomic structure of the soil macrofauna. The assessment of the restoration potential of the soil properties and soil macrofauna to the natural state, the duration of this period, the dynamics of soil organic carbon stocks, and the role of macrofauna in this process at different stages of post-agrogenic successions is relevant for prediction of changes in ecosystem components and their role in the storage of organic carbon under various land use scenarios. The work is based on the data on organic carbon reserves, morphological properties of soils, abundance, biomass and taxonomic structure of the soil macrofauna of arable lands, primary forests and 5 stages of pine for-

est restoration (fallow meadows and pine forests of different ages) at the Smolenskoye Poozerye National Park (Smolensk region). It was revealed that in the soils of the 85–100-year-old pine forests, signs of plowing are preserved in the form of the smooth lower boundary of the humus horizon. At the same time, signs of soil regradation appear already at the meadow stage and are expressed in the formation of a thin humus horizon penetrated by roots, which transforms further at the next stages. In the litter and mineral part of the soil, the carbon stocks change non-monotonically with a maximum at the meadow stage and a minimum in 70–80-year-old forests. By the age of 80, the stock of organic carbon in the mineral part of soils is almost restored to the background values. The composition of soil macrofauna changes drastically during the transition from meadow to forest communities. At the initial stages (in agrocenoses and fallow meadows), the fauna of mineral soil horizons predominates: endogeic earthworms and larvae of lamellar beetles. Further, the fauna of organic horizons is restored, among which there is a high proportion of saprophages – epigeic and epi-endogeic earthworms, which contribute to the differentiation of litter. The biomass of saprophages has a negative correlation with the carbon reserves in the mineral part of forest soils, the thickness and reserves of organic carbon in the litter, and a positive correlation with the share of the easily decomposable litter fraction.

Keywords: chronosequence, post-agrogenic soils, invertebrates, litter, Podzols, Arenosols, time-for-substitution, ecological indicators

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.4:657.044

ОЦЕНКА УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВ К ЗАГРЯЗНЕНИЮ НАНОЧАСТИЦАМИ ПЛАТИНЫ МЕТОДАМИ БИОДИАГНОСТИКИ

© 2023 г. А. Н. Тимошенко^а, *, С. И. Колесников^а, В. С. Кабакова^а, Н. А. Евстегнеева^а,
Т. В. Минникова^а, К. Ш. Казеев^а, Т. М. Минкина^а

^аЮжный федеральный университет, Академия биологии и биотехнологий им. Д.И. Иванковского,
пр-т Стачки, 194/1, Ростов-на-Дону, 344090 Россия

*e-mail: aly9215@mail.ru

Поступила в редакцию 10.02.2023 г.

После доработки 06.04.2023 г.

Принята к публикации 07.04.2023 г.

Дана оценка устойчивости почв юга России, различающихся по гранулометрическому составу, содержанию органического вещества и реакции среды к загрязнению наночастицами платины (PtНЧ) по биологическим показателям. Провели лабораторные модельные исследования устойчивости к загрязнению PtНЧ образцов почв из слоя 0–10 см, контрастных по генетическим характеристикам: чернозема обыкновенного (Haplic Chernozem (Loamic)), бурой лесной (Eutric Cambisol) и серопесков (Eutric Arenosol). Исследовали концентрации PtНЧ 0.01, 0.1, 1, 10 и 100 мг/кг. Устойчивость почв оценивали по наиболее чувствительным и информативным биологическим показателям состояния почвы: общей численности бактерий, активности каталазы и дегидрогеназ, всхожести и изменению длины корней редиса. Установили, что низкие концентрации PtНЧ 0.01, 0.1 и 1 мг/кг в большинстве случаев не оказывают достоверного влияния на биологическое состояние почв, а большие дозы 10 и 100 мг/кг приводят к снижению биологических показателей. Ферментативная активность почв при загрязнении PtНЧ была снижалась в меньшей степени, чем фитотоксические и микробиологические показатели. Чернозем обыкновенный проявил большую устойчивость к загрязнению PtНЧ, чем бурая лесная почва и серопески. Полученные результаты могут быть использованы для прогнозирования экологических рисков при загрязнении почв PtНЧ и разработки предельно допустимых концентраций платины в различных почвах.

Ключевые слова: экотоксичность, тяжелые металлы, биотестирование, биологические свойства

DOI: 10.31857/S0032180X23600221, **EDN:** OJCCTO

ВВЕДЕНИЕ

Нанотехнологии достигли огромного прогресса за последние десятилетия и продолжают активно развиваться. Согласно “The Global Nanotechnology Market 2021–2026” [67] мировой рынок нанотехнологий должен вырасти от 5.2 млрд \$ в 2021 г. до 23.6 млрд \$ к 2026 г. при совокупном годовом темпе роста 35.5% в период 2021–2026 гг. Одним из основных факторов, стимулирующих рост рынка нанотехнологий, является растущее их применение в различных секторах. В настоящее время число отраслей, которые широко используют наночастицы платины (PtНЧ), постоянно растет, что приводит к повышенным концентрациям этого редкого металла в объектах окружающей среды [29]. Платина известна способностью катализировать процессы окисления, гидрогенизации и дегидрогенизации в биосистемах (благодаря большой площади поверхности), что имеет решающее значение для многих промышленных процессов [31], и обладает специфическими свой-

ствами такими, как большая площадь поверхности и хорошая устойчивость к коррозии и химическим воздействиям [60]. Наиболее важной областью применения Pt, преимущественно в форме наночастиц, является автомобильная промышленность. Из-за уникальной каталитической активности PtНЧ являются наиболее часто используемыми каталитическими металлами в автомобильных нейтрализаторах [58, 63]. Автомобильные катализаторы стали основным источником антропогенного загрязнения окружающей среды Pt в большей степени в форме наночастиц [69]. Во время эксплуатации транспортных средств PtНЧ поступают в придорожную пыль, почвы и растения [25, 34]. PtНЧ широко используются не только в промышленности в качестве катализаторов [19, 35, 45] и в реакциях гидрирования [65, 71], но прежде всего, в медицине и диагностике [22, 32, 58]. Наночастицы платины зарекомендовали себя в качестве эффективных антимикробных и противоопухолевых агентов [37]. Кроме того, PtНЧ применяют-

ся для получения солнечной энергии [39], удаления сильно загрязняющих окружающую среду ароматических соединений [41] и очистки воды от фармацевтических продуктов [46, 49].

Естественными источниками платиноидов на поверхности Земли являются вулканизм, выветривание горных пород и отложение внеземного вещества [51]. Учитывая, что концентрации обоих веществ в континентальной коре низкие, а естественные источники обеспечивают ограниченное количество платиноидов на поверхности Земли, судьба этих элементов в окружающей среде не должна вызывать особого беспокойства. Однако антропогенные выбросы элементов платиновой группы начались в начале индустриального периода, примерно в 1750-х гг. Именно с этого времени наблюдается накопление этих элементов в некоторых почвах [16].

Повышенное содержание платины в почвах, подверженных антропогенному влиянию по сравнению с незатронутыми почвами, отмечается в проведенных ранее исследованиях. Так, фоновое содержание платины в почвах Германии без антропогенного влияния составляет 0.00014 мг/кг, сельскохозяйственных почвах — 0.0011 мг/кг; почвах возле дорог — 0.0209 мг/кг [16]. В работе [56] отмечается более высокое содержание Pt в городских почвах (от 0.06 до 1.58 мг/кг в зависимости от района) по сравнению с почвами в сельских районах (0.003 мг/кг). Максимальная концентрация Pt была зафиксирована в районе Палермо, в непосредственной близости от исторического центра города, характеризующемся узкими улицами, интенсивным движением, состоящим из автомобилей и автобусов, — 2.24 мг/кг. В почвах Берлина значения содержания Pt в пригородных районах составили 0.00298 и 0.00583 мг/кг для сельскохозяйственных и лесных почв соответственно [21]. В верхнем слое городских почв в Европе содержание Pt колеблется от 0.00046 до 0.164 мг/кг [21]. Определено содержание пяти элементов платиновой группы Pt в почвах и уличной пыли Юго-Восточного административного округа г. Москвы, территории, подверженной повышенному риску загрязнения. В почве содержание Pt составляло 0.09 мг/кг, в уличной пыли — 0.16 мг/кг [9].

По данным [54], автокатализаторы выбрасывают преимущественно нанокристаллическую платину Pt⁰, причем определенная доля элемента в этих частицах присутствует в химически растворимых формах. В работах [30, 52] отмечается, что частицы платины в выхлопных газах присутствуют в основном как Pt⁰ и (очень мало) в виде Pt⁴⁺. Многие исследователи отмечают, что наночастицы платины способны подвергаться химической и биохимической трансформации в окружающей среде и формировать растворимые соединения [36, 50]. Таким образом, часть PtНЧ поступает в

почву уже в виде Pt⁴⁺, а часть Pt⁰ переходит в Pt⁴⁺ в процессе химической и биохимической трансформации.

Механизм токсического действия наночастиц Pt⁰ пока не установлен (в литературе не встречается). Относительно механизма токсичности Pt⁴⁺, установлено, что ионы платины способны связываться с сульфгидрильными группами [20], это характерно для многих тяжелых металлов.

На сегодняшний день лишь в немногих исследованиях в области нанотоксикологии рассматривалось воздействие PtНЧ на различные организмы и окружающую среду. Известно, что PtНЧ подавляют деление клеток микроорганизмов, снижая их биологическую активность. Наночастицы платины связываются с бактериальной клеткой и влияют на функциональность клеточной мембраны, что приводит к гибели клетки [24, 48, 62, 63]. Установлено, что концентрация PtНЧ 2.5 мг/кг вызывает уменьшение общей численности бактерий во всех почвенных горизонтах, угнетение азотфиксации и нитрификации в гумусово-аккумулятивных горизонтах [47]. Антибактериальная активность зависит от размера и формы наночастиц. Большинство исследований бактерицидных эффектов PtНЧ сосредоточено на комбинации платины с другими бактерицидными компонентами [33].

Установлено, что платина в низких концентрациях может оказывать как стимулирующий, так и токсический эффект на ферментативную активность почв, в зависимости от исследуемого фермента [63]. Работ по влиянию наночастиц платины на ферментативную активность почвы не отмечено.

Зафиксировано негативное влияние PtНЧ на рост растений [43, 57] и способность PtНЧ накапливаться в тканях растений [18, 61]. В работе [43] изучено влияние платины в различных формах и концентрациях на прорастание и рост корней растений овса (*Avena sativa* L.), кресс-салата (*Lepidium sativum* L.) и томата (*Lycopersi-conesculentum* Mill.). Токсичность платиносодержащих соединений для роста корней молодых саженцев зависела от дозы и вида тестируемых растений. Доза платины 1 мг/кг оказала стимулирующий эффект на рост длины корней кресс-салата [43].

Попадая в почву, наночастицы могут поступать в живые организмы через пищевую цепь [27, 72]. Почва является чувствительным компонентом окружающей среды, а ее биологические компоненты первыми реагируют на загрязнение [4].

Цель исследования — оценить устойчивость почв, различающихся по гранулометрическому составу, содержанию органического вещества и реакции среды, на загрязнение наночастицами платины по биологическим показателям.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Характеристика объектов исследования. Для оценки воздействия исследовали три типа почв: чернозем обыкновенный южно-европейской фации (Россия, г. Ростов-на-Дону, Ботанический сад ЮФУ) — *Naptic Chernozem (Loamic)* [70], серопески (Ростовская область, Усть-Донецкий район, ст. Верхнекундрюченская) — *Eutric Arenosol* [70] и бурую лесную слабонасыщенную (Республика Адыгея, Майкопский район, п. Никель) — *Eutric Cambisol* [70]. Для исследования воздействия PtНЧ выбрали верхний горизонт 0–10 см.

Выбор обусловлен разной устойчивостью этих типов почв к загрязнению тяжелыми металлами вследствие различий их генетических свойств, таких как гранулометрический состав, pH и содержание гумуса, определяющих подвижность в почве тяжелых металлов [38].

Использованные в исследовании черноземы обыкновенные характеризуются тяжелосуглинистым гранулометрическим составом (физическая глина (<0.01 мм) 50.9%), нейтральной реакцией среды — pH_{H_2O} 7.8, содержанием гумуса 2.7%; бурые лесные слабонасыщенные — тяжелосуглинистым гранулометрическим составом (физическая глина (<0.01 мм) 45.1%), кислой реакцией среды — pH_{H_2O} 5.8, содержанием гумуса 2.8%; серопески — легкосуглинистым гранулометрическим составом (физическая глина (<0.01 мм) 12.1%), нейтральной реакцией среды — pH_{H_2O} 6.8, содержанием гумуса 1.6%. Все почвы характеризуются средним обогащением как микроорганизмами, так и ферментами. Однако биологическая активность в черноземе обыкновенном значительно выше, чем в бурой лесной почве и серопесках. Общая численность бактерий составила в черноземе обыкновенном 5 млрд/г, в бурой лесной почве — 2.4 млрд/г, в серопесках — 2.6 млрд/г; активность каталазы в черноземе обыкновенном — 8.7 мл O_2 /(г мин), в бурой лесной почве — 7 мл O_2 /(г мин), в серопесках — 4.2 мл O_2 /(г мин); активность дегидрогеназ — в черноземе обыкновенном — 22 мг ТТФ (2,3,5-трифенилтетразолий хлористый)/(10 г сут), в бурой лесной почве — 15.6 мг ТТФ/(10 г сут), в серопесках — 11 мг ТТФ/(10 г сут). Данные значения типичны для исследованных почв [3].

Почву после пробоотбора высушили, очищали от растительных остатков, перетирали и просеивали через сито с отверстиями, диаметром 3 мм. Для анализа использовали 300 г почвы, размещенной в пластиковые контейнеры объемом 500 мл. После этого вносили загрязняющее вещество. Модельный опыт закладывали в двух повторностях.

Характеристика используемых наночастиц. Наночастицы были предоставлены компанией

Guangzhou Hongwu Material Technology Co., Ltd. Для исследования устойчивости почв к загрязнению PtНЧ использовали наночастицы сферической формы (порошок) размером 20–30 нм, чистотой 99.99%. Данные характеристики заявлены производителем.

Методика лабораторного моделирования. В почвы вносили следующие концентрации PtНЧ: 0.01, 0.1, 1, 10 и 100 мг/кг. Несмотря на то, что концентрации наночастиц платины 1, 10, 100 мг/кг почвы не являются экологически значимыми, в связи с увеличением применения наночастиц платины в разных отраслях, уже совсем скоро они могут стать актуальными. Ранее установлено содержание платины в почве более 2 мг/кг, что превышает естественное фоновое содержание в 750 раз [21].

Наночастицы вносили сначала в небольшое количество почвы (10 г), тщательно перетирали, а затем смешивали с основной массой, которая составляла 300 г, и тщательно перемешивали. Почву инкубировали в вегетационных сосудах в контролируемых условиях: комнатной температуре (20–22°C), влажность поддерживали на уровне 25%. Через 10 сут после загрязнения определяли состояние почвы по следующим биологическим показателям: общая численность бактерий, активность каталазы и дегидрогеназ, всхожесть и длина корней редиса (*Raphanus sativus* L.).

Методы исследования. Реакцию почвенного бактериального сообщества почв на PtНЧ определяли по показателю общей численности бактерий (методом люминесцентной микроскопии) [3].

В качестве показателей фитотоксичности использовали всхожесть и длину корней. Одним из рекомендованных OECD [55] тест-объектов для оценки токсичности веществ в почве по изменению всхожести семян и длины наземных побегов является редис. Семена редиса имеют небольшой размер, малый запас питательных веществ, поэтому редис является хорошим индикатором загрязнения, а относительно короткий вегетационный период позволяет использовать его для лабораторных опытов [3]. Использовали семена редиса сорта “18 дней”. Посев осуществляли после извлечения почвы из инкубационных сосудов. Для оценки фитотоксичности из каждого вегетационного сосуда через 10 сут после загрязнения отбирали по 40 г почвы в 3-кратной повторности. Навеску почвы помещали в чашки Петри, увлажняли до 80% полной влагоемкости и перемешивали до однородной консистенции. В подготовленную таким образом почву высаживали по 20 семян редиса. Исследуемые образцы находились в условиях постоянной оптимальной температуры, влажности и освещения в климатической камере KBW240. Продолжительность эксперимента составляла 7 сут.

Скорость биохимических превращений, происходящих в почве, оценивали по активности почвенных ферментов [5]. Изучали активности ферментов класса оксидоредуктаз: каталазы и дегидрогеназ. Активность каталазы определяли газометрическим методом по скорости разложения 3%-ной H_2O_2 после контакта с почвой (температура, 20–22°C), активность дегидрогеназ — спектрофотометрически на спектрофотометре PE 5800VI при длине волны 540 нм [3].

На основе наиболее чувствительных и информативных биологических показателей определяли интегральный показатель биологического состояния (ИПБС) почвы [4]. Для расчета ИПБС почвы использовали общую численность бактерий, активность каталазы и дегидрогеназ, всхожесть и длину корней семян редиса.

Для расчета ИПБС в выборке максимальное значение каждого из показателей принимали за 100%, и по отношению к нему в процентах выражали значение показателя в остальных образцах:

$$B_1 = \frac{B_x}{B_{\max}} \times 100\%, \quad (1)$$

где B_1 — относительный балл показателя; B_x — фактическое значение показателя; $B_{\max}$ — максимальное значение показателя. После этого рассчитывали средний оценочный балл изученных показателей для образца (варианта), абсолютные значения которых не могут быть суммированы, так как имеют разные единицы измерения (мг, мм, %). Интегральный показатель биологического состояния почвы рассчитывали аналогично формуле:

$$\text{ИПБС} = \frac{B_{\text{ср}}}{B_{\text{ср. max}}} \times 100\%, \quad (2)$$

где $B_{\text{ср}}$ — средний оценочный балл всех показателей, $B_{\text{ср. max}}$ — максимальный оценочный балл всех показателей.

Используемая методология позволяет интегрировать относительные значения различных показателей, которые имеют различные единицы измерения.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты эксперимента представлены в табл. 1. Загрязнение РтНЧ чернозема обыкновенного, бурой лесной почвы и серопесков привело к изменению в различной степени общей численности бактерий, активности каталазы и дегидрогеназ, всхожести и длины корней семян редиса в зависимости от концентрации загрязняющего вещества и типа почвы. В низких концентрациях (0.01, 0.1 и 1 мг/кг) РтНЧ либо не оказывали достоверного уменьшения значений показателей, либо вызывали стимулирование показателей на

1–8%. При загрязнении большими концентрациями (10 и 100 мг/кг) установлено ингибирование всех исследованных биологических показателей. Наибольший токсический эффект РтНЧ зафиксирован при наибольшей концентрации (100 мг/кг) — от 22 до 61% в зависимости от показателя и типа почвы. Степень токсичности РтНЧ определялась свойствами почвы, которые влияют на концентрацию подвижных форм РтНЧ. Наиболее устойчивым к загрязнению РтНЧ оказался чернозем обыкновенный. Это объясняется тем, что тяжелый гранулометрический состав, нейтральная реакция среды (рН 7.8) и большее по сравнению с другими почвами содержание гумуса (3.7%) обуславливают низкую подвижность загрязняющего вещества в черноземе обыкновенном, а легкий гранулометрический состав серопесков и кислая реакция среды бурых лесных почв (рН 5.8), а также низкое содержание органического вещества в этих почвах способствуют большей подвижности [38], а следовательно и высокой экотоксичности РтНЧ. Зависимость уровня уменьшения показателей от подвижности токсиканта в почве и устойчивость сильногумусированных почв по сравнению с другими к тяжелым металлам, в том числе в форме наночастиц, отмечалась ранее [10–15].

Микробиологические показатели. Общая численность бактерий не изменялась при внесении малых доз (0.01, 0.1 и 1 мг/кг) РтНЧ. Более того, доза 1 мг/кг вызывала стимулирование данного показателя на всех исследованных почвах на 5–8%. Концентрации 10 и 100 мг/кг вызывали уменьшение общей численности бактерий на 6–30% в черноземе обыкновенном и от 12 до 42% в серопесках и бурой лесной почве. При этом наблюдалась закономерность: чем выше доза, тем сильнее уменьшение показателя. Кроме того, уровень снижения зависел от типа почвы. Серопески и бурая лесная почва примерно в равной степени менее устойчивы к загрязнению РтНЧ, чем чернозем обыкновенный.

Анализ литературных данных показал отсутствие информации о влиянии РтНЧ на почвенные бактерии. Имеются исследования, свидетельствующие о токсичности РтНЧ в отношении патогенных для животных и человека микроорганизмов [20, 23, 44]. Существует ряд исследований, свидетельствующих о значительном сокращении общей численности бактерий при загрязнении почв наночастицами других металлов: серебра [8, 35, 42], меди [18], цинка [17, 40, 42, 66].

Ферментативная активность. Поступление РтНЧ в концентрациях 10 и 100 мг/кг привело к снижению активности каталазы во всех почвах. Меньшие дозы (0.01, 0.1 и 1 мг/кг) либо вызывали недостоверное стимулирование показателя (для чернозема обыкновенного), либо статистически недостоверное уменьшение (для бурой лесной

Таблица 1. Влияние загрязнения РтНЧ на биологические свойства почв

Почва	Содержание металла в почве, мг/кг						НСР _{0.05}
	контроль	0.01	0.1	1	10	100	
Общая численность бактерий, млрд/г							
Чернозем обыкновенный	5	5	5	5.3	4.7	3.5	0.5
Серопески	2.6	2.4	2.5	2.8	2.3	1.5	0.2
Бурая лесная почва	2.4	2.4	2.4	2.6	2	1.4	0.2
НСР _{0.05}		0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	
Активность каталазы, мл О ₂ /(г почвы мин)							
Чернозем обыкновенный	8.7	8.7	8.7	9.0	8.5	7.0	0.9
Серопески	4.2	4.1	3.9	3.8	3.9	3.2	0.4
Бурая лесная почва	7.0	6.8	6.6	6.7	6.6	5.6	0.7
НСР _{0.05}		0.4	0.4	0.4	0.4	0.3	
Активность дегидрогеназ, мг ТТФ (2,3,5-трифенилтетразолий хлористый)/(10 г почвы 24 ч)							
Чернозем обыкновенный	22.1	22.3	22.1	22.5	23.8	17	2.3
Серопески	11	11	10.6	11	11.3	8.3	1.1
Бурая лесная почва	15.6	15.3	15.1	15.1	15.8	11.3	1.6
НСР _{0.05}		1.0	1.0	1.0	1.1	0.8	
Всхожесть редиса, % от контроля							
Чернозем обыкновенный	100	100	96	100	86	64	7
Серопески	100	98	96	100	78	48	7
Бурая лесная почва	100	96	100	100	84	60	7
НСР _{0.05}		4.9	4.8	5.0	4.1	2.8	
Длина корней редиса, % от контроля							
Чернозем обыкновенный	100	100	100	113	84	59	8
Серопески	100	97	98	110	76	39	7
Бурая лесная почва	100	98	104	107	79	55	7
НСР _{0.05}		6.3	6.5	7.1	5.1	3.3	
Интегральный показатель биологического состояния почвы, %							
Чернозем обыкновенный	100	100	99	105	94	70	
Серопески	100	97	96	101	87	59	
Бурая лесная почва	100	98	99	102	88	65	

почвы). Активность каталазы и дегидрогеназ серопесков оказались чувствительна (ингибировалась) ко всем концентрациям, за исключением 1 мг/кг, где уменьшения не наблюдали. Активность дегидрогеназ на всех исследованных почвах снизилась только при максимальной концентрации РтНЧ 100 мг/кг на 23–28%. В черноземе обыкновенном при внесении 10 мг/кг РтНЧ установлена стимуляция активности дегидрогеназ на 8%. В серопесках и бурой лесной почве все исследованные концентрации, за исключением максимальной 100 мг/кг, не вызвали изменений. Влияние аналогичных концентраций наночастиц Ag (1, 10 и 100 мг/кг) на активность ферментов в почве исследовано ранее [42]. При этом для наночастиц Ag уменьшение данного показателя зафик-

сировано для всех исследованных доз, что не характерно для РтНЧ, где малые дозы не оказывают статистически значимого влияния на активность почвенных ферментов. Исследований по влиянию РтНЧ на активность почвенных ферментов не обнаружено. Работы по влиянию наночастиц других металлов: Ag [42], Zn [2, 73], Ti [73], Ce [73], Cu [6] и Ni [6] – на ферментативную активность почвы подтверждают отрицательное воздействие наночастиц на данный показатель. Степень уменьшения показателей, как и в настоящем исследовании, зависела не только от концентрации загрязняющего вещества, но и от типа почвы. При загрязнении РтНЧ активность ферментов в наименьшей степени снижалась в черноземе обыкновенном. Наибольшее уменьшение активности

каталазы наблюдали в серопесках — на 8–24% от контроля, активности дегидрогеназ в бурой лесной почве — на 2–28% от контроля.

Фитотоксические показатели. Установлено, что концентрации 0.01 и 0.1 мг/кг РтНЧ не оказывают влияния на всхожесть и длину корней редиса во всех исследованных почвах. При внесении в почву 1 мг/кг РтНЧ всхожесть редиса не отличалась от контроля, а длина корней редиса увеличилась на 7–13% по сравнению с контрольными значениями. Большие концентрации РтНЧ (10 и 100 мг/кг) вызывают подавление всхожести (от 14 до 52%) и уменьшение длины корней редиса (от 16 до 61%). Степень отрицательного воздействия зависела от концентрации загрязняющего вещества и типа почвы. Наибольшее уменьшение фитотоксических показателей наблюдали в серопесках, а наименьшее — в черноземе обыкновенном. Негативное влияние РтНЧ на рост и урожайность растений отмечали и другие исследователи. Так, зафиксировано уменьшение всхожести гороха посевного (*Pisum sativum* L.) на 45% за 3 ч обработки семян. Урожайность была увеличена на 126%, но средняя масса семян сократилась на 68% [57]. Однако имеются исследования, в которых негативное влияние платины, в том числе в форме наночастиц, не зафиксировано [1, 64].

Фитотоксические и микробиологические показатели проявили себя более чувствительными (значения уменьшались от контроля в большей степени), чем показатели ферментативной активности почв.

Интегральный показатель состояния почв. По результатам расчета ИПБС установлено, что наибольшее влияние РтНЧ оказывают в серопесках, а наименьшее — в черноземе обыкновенном. Возможно, это объясняется большей подвижностью вещества, а следовательно и большей экотоксичностью в почвах с легким гранулометрическим составом, низким содержанием гумуса и кислой реакцией среды [10, 11]. По литературным данным, важную роль в подвижности наночастиц в почве играют гранулометрический состав, содержание органического углерода и кислотность [7, 26, 28]. Тяжелый гранулометрический состав, высокое содержание гумуса снижают подвижность наночастиц в почвах, а большее содержание песка и низкие значения pH увеличивают подвижность наночастиц [26, 59]. При этом pH почвы рассматривается как один из критических факторов, определяющих поведение наночастиц в почве [26, 59]. В кислых условиях наночастицы становятся источниками ионов [53, 68].

Небольшие концентрации РтНЧ в почве (0.01, 0.1 и 1 мг) не вызывают ухудшения биологического состояния почв, в отличие от концентраций 10 и 100 мг/кг. Максимальное снижение ИПБС отмечается для наибольшей дозы (100 мг/кг) — на

30, 41 и 35% для чернозема обыкновенного, серопесков и бурой лесной почвы соответственно.

В настоящем исследовании в большинстве случаев зафиксировано стимулирующее действие РтНЧ на биологические свойства чернозема в концентрации 1 мг/кг.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Загрязнение чернозема обыкновенного, бурой лесной почвы, серопесков РтНЧ в концентрациях 10 и 100 мг/кг привело к уменьшению общей численности бактерий, всхожести и длины корней проростков редиса, активности каталазы и дегидрогеназ. Низкие концентрации РтНЧ (0.01, 0.1 мг/кг) не оказывают влияния на биологическое состояние почв, концентрация 1 мг/кг вызывает стимулирование показателей, в отдельных случаях статистически недостоверное, а большие дозы (10 и 100 мг/кг) приводят к снижению биологических показателей, что подтверждает необходимость проведения дальнейших исследований о возможных негативных последствиях, связанных с поступлением РтНЧ в почву.

Чернозем обыкновенный проявил большую устойчивость к загрязнению РтНЧ, чем бурая лесная почва и серопески.

Ингибирование активности ферментов исследованных почв наблюдали при больших дозах РтНЧ, чем для фитотоксических и микробиологических показателей.

Полученные результаты будут полезны для прогнозирования экологических рисков при загрязнении почв РтНЧ и разработке предельно допустимых концентраций платины в различных почвах.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 22-74-00080, <https://rscf.ru/project/22-74-00080/>.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что конфликт интересов отсутствует.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Буренина А.А., Воронова А.О., Астафурова Т.П. Морфофизиологические эффекты при воздействии наночастиц платины на проростки пшеницы // Сб. науч. тр. по материалам научной конференции, посвященной 100-летию кафедры физиологии растений и микроорганизмов Пермского гос. национ. исслед. ун-та. 18–19 октября 2017 г. Пермь, 2017. С. 9–11.

2. Галактионова Л.В., Губайдуллина И.З., Лебедев С.В., Гавриш И.А. Воздействие наночастиц цинка на морфометрические показатели и пигментный аппарат *Raphanus sativus* L., *Lepidium sativum* L. и *Avena sativa* L. // Известия ОГАУ. 2017. № 2. С. 203–205.
3. Казеев К.Ш., Колесников С.И. Биодиагностика почв: методология и методы исследований. Ростов-на-Дону: Изд-во Южного фед. ун-та, 2012. 260 с.
4. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Экологические последствия загрязнения почв тяжелыми металлами. Ростов-на-Дону: Изд-во СКНЦ ВШ, 2000. 232 с.
5. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Татосян М.Л., Вальков В.Ф. Влияние загрязнения нефтью и нефтепродуктами на биологическое состояние чернозема обыкновенного // Почвоведение. 2006. № 5. С. 616–620.
6. Колесников С.И., Тимошенко А.Н., Казеев К.Ш., Акименко Ю.В., Мясникова М.А. Оценка экотоксичности наночастиц меди, никеля и цинка по биологическим показателям чернозема // Почвоведение. 2019. № 8. С. 986–992.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X19080094>
7. Кубракова И.В., Тютюнник О.А., Кощеева И.Я., Садагов А.Ю., Набиуллина С.Н. Миграционное поведение платиновых металлов в природно-техногенных системах // Геохимия. 2017. № 1. С. 68–85.
<https://doi.org/10.7868/S0016752516120050>
8. Куликова Н.А. Наночастицы серебра в почве: поступление, трансформация, токсичность // Почвоведение. 2021. № 3. С. 304–319.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X21030096>
9. Ладонин Д.В. Элементы платиновой группы в почвах и уличной пыли Юго-Восточного административного округа г. Москвы // Почвоведение. 2018. № 3. С. 274–283.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X18030024>
10. Минкина Т.М., Мотузова Г.В., Назаренко О.Г. Взаимодействие тяжелых металлов с органическим веществом чернозема обыкновенного // Почвоведение. 2006. № 7. С. 804–811.
11. Плеханова И.О., Золотарева О.А., Тарасенко И.Д., Яковлев А.С. Оценка экотоксичности почв в условиях загрязнения тяжелыми металлами // Почвоведение. 2019. № 10. С. 1243–1258.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X19100083>
12. Терехова В.А., Прудникова Е.В., Кирюшина А.П., Карпунин М.М., Плеханова И.О., Якименко О.С. Фитотоксичность тяжелых металлов в дерново-подзолистых почвах разной степени окультуренности // Почвоведение. 2021. № 6. С. 757–768.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X21060137>
13. Тимошенко А., Колесников С., Вардуни В., Тер-Микасянц Т., Неведомая Е., Казеев К. Оценка экотоксичности наночастиц меди // Экология и промышленность России. 2021. № 25. Р. 61–65.
<https://doi.org/10.18412/1816-0395-2021-4-61-65>
14. Цепина Н.И., Минникова Т.В., Колесников С.И., Казеев К.Ш. Оценка фитотоксичности серебра на почвах разной устойчивости: бурых лесных, черноземах и серопесках // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2020. № 3. Р. 107–112.
<https://doi.org/10.18522/1026-2237-2020-3-107-112>
15. 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>
16. Alt F., Eschnauer H.R., Mergler B., Messerschmidt J., Tölg G. A contribution to the ecology and enology of platinum // Fresenius J. Analyt. Chem. 1997. V. 357. Р. 1013–1019.
<https://doi.org/10.1007/s002160050296>
17. Ameen K.I., Alabdullatif J.A., AL-Nadhari S. A review on metal-based nanoparticles and their toxicity to beneficial soil bacteria and fungi // Ecotoxicology Environ. Safety. 2021. V. 213. Р. 112027.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112027>
18. Asztemborska M., Steborowski R., Kowalska J., Bystrzejewska-Piotrowska G. Accumulation of aluminum by plants exposed to nano- and micro-sized particles of Al_2O_3 // Int. J. Environ. Res. 2015. V. 9. Р. 109–116.
<https://doi.org/10.22059/ijer.2015.880>
19. Ayad M.M., Torad N.L., El-Nasr A.A., Amer W. Study on catalytic efficiency of platinum and silver nanoparticles confined in nanosized channels of a 3-D mesostructured silica // J. Porous Materials. 2021. V. 28. Р. 65–79.
<https://doi.org/10.1007/s10934-020-00960-7>
20. Aygun A., Gülbagca F., Ozer L.Y., Ustaoglu B., Altunoglu Y.C., Baloglu M.C., Atalar M.N., Alma M.H., Sen F. Biogenic platinum nanoparticles using black cumin seed and their potential usage as antimicrobial and anticancer agent // J. Pharmaceutical Biomedical Analysis. 2020. V. 179. Р. 112961.
<https://doi.org/10.1016/j.jpba.2019.112961>
21. Birke M., Rauch U., Stummeyer J., Lorenz H., Keilert B. A review of platinum group element (PGE) geochemistry and a study of the changes of PGE contents in the topsoil of Berlin, Germany, between 1992 and 2013 // J. Geochem. Exploration. 2018. V. 187. Р. 72–96.
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.09.005>
22. Bloch K., Paredesi K., Satriano C., Ghosh S. Bacteriogenic Platinum Nanoparticles for Application in Nanomedicine // Frontiers Chem. 2021. V. 9. Р. 624344.
<https://doi.org/10.3389/fchem.2021.624344>
23. Chlumsky O., Purkrtova S., Michova H., Sykorova H., Slepicka P., Fajstavr D., Ulbrich P., Viktorova J., Demnerova K. Antimicrobial properties of palladium and platinum nanoparticles: A new tool for combating food-borne pathogens // Int. J. Molecular Sci. 2021. V. 22. Р. 7892.
<https://doi.org/10.3390/ijms22157892>
24. Chwalibog A., Sawosz E., Hotowy A., Szeliga J., Mitura S., Mitura K., Grodzik M., Orlowski P., Sokolowska A. Visualization of interaction between inorganic nanoparticles and bacteria or fungi // Int. J. Nanomedicine. 2010. V. 5. Р. 1085–1094.
<https://doi.org/10.2147/IJN.S13532>
25. Cicchella D., Fedele L., De Vivo B., Albanese S., Lima A. Platinum group element distribution in the soils from urban areas of the Campania region (Italy) // Geochemistry Exploration Environment Analysis. 2008.

- V. 8. P. 31–40.
<https://doi.org/10.1144/1467-7873/07-149>
26. Cornelis G., Pang L.P., Doolette C., Kirby J.K., McLaughlin M.J. Transport of silver nanoparticles in saturated columns of natural soils // *Sci. Total Environ.* 2013. V. 463. P. 120–130.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.089>
27. De la Rosa G., Garcia-Castaneda C., Vazquez-Nunez E., Alonso-Castro A.J., Basurto-Islas G., Mendoza A., Cruz-Jimenez G., Molina C. Physiological and biochemical response of plants to engineered NMs: Implications on future design // *Plant Physiol. Biochem.* 2017. V. 110. P. 226–235.
<https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2016.06.014>
28. Dimkpa C.O. Soil properties influence the response of terrestrial plants to metallic nanoparticles exposure // *Curr. Opin. Environ. Sci. Health.* 2018. V. 6. P. 1–8.
<https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.06.007>
29. Diong H.T., Das R., Khezri B., Srivastava B., Wang X., Sikdar P.K., Webster R.D. Anthropogenic platinum group element (Pt, Pd, Rh) concentrations in PM10 and PM2.5 from Kolkata, India // *SpringerPlus.* 2016. V. 5. P. 1242.
<https://doi.org/10.1186/s40064-016-2854-5>
30. Ek K.H., Rauch S., Morrison G.M., Lindberg P. Environmental routes for platinum group elements to biological materials – a review // *Sci. Total Environ.* 2004. V. 334–335. P. 149–159.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.04.027>
31. Gopal J., Hasan N., Manikandan M., Wu H. Bacterial toxicity/compatibility of platinum nanospheres, nanocuboids and nanoflowers // *Scientific Reports.* 2013. V. 3. P. 1260.
<https://doi.org/10.1038/srep01260>
32. Grimaldi M., Dal Bo V., Ferrari B., Roda E., Luca F. De., Veneroni P., Barni S. et al. Long-term effects after treatment with platinum compounds, cisplatin and [Pt (O, O'-acac)(γ-acac)(DMS)]: autophagy activation in rat B50 neuroblastoma cells // *Toxicol Appl. Pharmacol.* 2019. V. 364. P. 1–11.
<https://doi.org/10.1016/j.taap.2018.12.005>
33. Hasani A., Madhi M., Gholizadeh P., Shahbazi J., Ahangarzadeh Rezaee M., Zarrini, G., Kafil H. Metal nanoparticles and consequences on multi-drug resistant bacteria: reviving their role // *SN Appl. Sci.* 2019. V. 1. P. 360.
<https://doi.org/10.1007/s42452-019-0344-4>
34. Huang J., Cao C., Li R., Guan W. Effects of silver nanoparticles on soil ammonia-oxidizing microorganisms under temperatures of 25 and 5°C // *Pedosphere.* 2018. V. 28. P. 607–616.
35. Huff C., Biehler E., Quach, Q., Long J.M., Abdel-Fattah T.M. Synthesis of highly dispersive platinum nanoparticles and their application in a hydrogen generation reaction // *Colloids Surfaces A: Physicochem. Engineer. Aspects.* 2021. V. 610. P. 125734.
<https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2020.125734>
36. Jarvis K.E., Parry S.J., Piper J.M. Temporal and spatial studies of autocatalyst-derived platinum, rhodium, and palladium and selected vehicle-derived trace elements in the environment // *Environ. Sci. Technol.* 2001. V. 35. P. 1031–1036.
<https://doi.org/10.1021/es0001512>
37. Jeyaraj M., Gurunathan, S., Qasim M., Kang M.H., Kim J.H. A Comprehensive review on the synthesis, characterization, and biomedical application of platinum nanoparticles // *Nanomaterials.* 2019. V. 9. P. 1719.
<https://doi.org/10.3390/nano9121719>
38. Kabata-Pendias A. Trace Elements in Soils and Plants. Boca Raton, FL: Crc Press, 2010. P. 548.
39. Kasem K.K. Role of Platinum in Photoelectrochemical Studies Related to Solar Energy Harvesting // *Platin. Met. Rev.* 2012. V. 56. P. 221–228.
<https://doi.org/10.1595/147106712X654178>
40. Khan S.A., Shahid. S., Ayaz A., Alkahtani J., Elshikh M.S., Riaz T. Phytomolecules-Coated NiO Nanoparticles Synthesis Using Abutilon indicum Leaf Extract: Antioxidant, Antibacterial, and Anticancer Activities // *Int. J. Nanomedicine.* 2021. V. 16. P. 1757b1773.
<https://doi.org/10.2147/IJN.S294012>
41. Kliewer C.J., Somorjai G.A. Structure effects on Pyridine hydrogenation over Pt(111) and Pt(100) studied with sum frequency generation vibrational spectroscopy // *Catalysis Lett.* 2010. V. 137. P. 118–122.
42. Kolesnikov S.I., Tsepina N.I., Minnikova T.V., Kazeev K.SH., Mandzhieva S.S., Sushkova S.N., Minkina T.M., Mazarji M., Singh R.K., Rajput V.D. Influence of Silver Nanoparticles on the Biological Indicators of Haplic Chernozem // *Plants.* 2021. V. 10. P. 1022.
<https://doi.org/10.3390/plants10051022>
43. Kołton A., Czaja M.A. Influence of platinum ions on the germination and seedling root growth of different plant species // *Geology Geophys. Environ.* 2014. V. 40. P. 343–348.
<https://doi.org/10.7494/geol.2014.40.4.343>
44. Kumar P.V., Jelastin Kala S.M., Prakash K.S. Green synthesis derived Pt-nanoparticles using Xanthium strumarium leaf extract and their biological studies // *J. Environ. Chem. Engineer.* 2019. V. 7. P. 103146.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103146>
45. Labbé F., Asset T., Chatenet M., Ahmad Y., Guérin K., Metkemeijer R., Berthon-Fabry S. Activity and Durability of Platinum-Based Electrocatalysts with Tin Oxide-Coated Carbon Aerogel Materials as Catalyst Supports // *Electrocatalysis.* 2019. V. 10. P. 156–172.
<https://doi.org/10.1007/s12678-018-0505-z>
46. Li Y., Zhang K., Peng S., Lu G., Li J.S. Photocatalytic hydrogen generation in the presence of ethanolamines over Pt/ZnIn₂S₄ under visible light irradiation // *J. Molecular Catalysis A: Chem.* 2012. V. 363. P. 354–361.
<https://doi.org/10.1016/j.molcata.2012.07.011>
47. Lushchaeva I.V., Morgalev Y.N. Effect of Platinum Nanoparticles on Biological Activity of Humus-Accumulated Horizons // *Adv. Mater. Res. Trans Tech Publ.* 2015. V. 1085. P. 384–389.
<https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/amr.1085.384>
48. Manikandana M., Wua H.-F., Hasana N. Cell population-based mass spectrometry using platinum nanodots for algal and fungal studies // *Biosensors Bioelectronics.* 2012. V. 35. P. 493–497.
<https://doi.org/10.1016/j.bios.2012.03.020>
49. Martins M., Mourato C., Sanches S., Noronha J.P., Crespo M.B., Pereira I.A. Biogenic platinum and palladium nanoparticles as new catalysts for the removal of pharmaceutical compounds // *Water Research.*

2017. V. 108. P. 160–168.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.071>
50. Merget R., Rosner G. Evaluation of the health risk of platinum group metals emitted from automotive catalytic converters // *Sci. Total Environ.* 2001. V. 270. P. 165–173.
 51. Mitra A., Sen I. Anthrobiogeochemical Platinum, Palladium and Rhodium Cycles of Earth: Emerging Environmental Contamination // *Geochim. Cosmochim. Acta.* 2017. V. 216. P. 417–432.
<https://doi.org/10.1016/j.gca.2017.08.025>
 52. Moldovan M., Palacios M.A., Gómez M.M. Environmental risk of soluble and particulate platinum group elements released from gasoline and diesel engine catalytic converters // *Sci. Total Environ.* 2002. V. 296. P. 199–208.
[https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00087-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00087-6)
 53. Molleman B., Hiemstra T. Time, pH, and size dependency of silver nanoparticle dissolution: the road to equilibrium // *Environ. Sci. Nano.* 2017. V. 4. P. 1314–1327.
 54. Nachtigall D., Kock H., Artelt S., Levsen K., Wünsch G., Rühle T., Schlögl R. Platinum solubility of a substance designed as a model for emissions of automobile catalytic converters // *Fresenius J. Anal. Chem.* 1996. V. 354. P. 742–746.
 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.
 56. Orecchio S., Amorello D. Platinum levels in urban soils from Palermo (Italy). Analytical method using voltammetry // *Microchem. J.* 2011. V. 99. P. 283–288.
<https://doi.org/10.1016/j.microc.2011.05.016>
 57. Rahman M.S., Chakraborty A., Mazumdar S., Nandi N.C., Bhuiyan M.N.I., Alauddin S.M., Khan I.A., Hossain M.J. Effects of poly(vinylpyrrolidone) protected platinum nanoparticles on seed germination and growth performance of *Pisum sativum* // *Nano-Structures Nano-Objects.* 2020. V. 21. P. 100408.
<https://doi.org/10.1016/j.nanoso.2019.100408>
 58. Rajput V.D., Minkina T., Sushkova S., Tsitsuashvili V., Mandzhieva S., Gorovtsov A., Nevidomskaya D., Gromakova N. Effect of nanoparticles on crops and soil microbial communities // *J. Soils Sediments.* 2017. V. 18. P. 2179–2187
<https://doi.org/10.1007/s11368-017-1793-2>
 59. Reith F., Cornelis G. Effect of soil properties on gold- and platinum nanoparticle mobility // *Chemical Geology.* 2017. V. 466. P. 446–453.
<https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2017.06.033>
 60. Şahin B., Aygün A., Gündüz H., Şahin K., Demir E., Akocak S. et al. Cytotoxic effects of platinum nanoparticles obtained from pomegranate extract by the green synthesis method on the MCF-7 cell line // *Colloids Surf. B Biointerfaces.* 2018. V. 163. P. 119–124.
<https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2017.12.042>
 61. Savignan L., Faucher S., Chéry P., Lespes G. Platinum group elements contamination in soils: Review of the current state // *Ecotoxicol. Environ. Safe.* 2021. V. 222. P. 112459.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112459>
 62. Seckin H., Tiri R.N.E., Meydan I., Aygun A.M., Gunduz K., Sen F. An environmental approach for the photodegradation of toxic pollutants from wastewater using Pt–Pd nanoparticles: Antioxidant, antibacterial and lipid peroxidation inhibition applications // *Environ. Res.* 2022. V. 208. P. 112708.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112708>
 63. Shar S., Shahsavaria E., Reith F., Alghamdi O.A., Yamanib H.A., AlJudaibib A., Donnere E., Vasileiadis S., Ball A.S. Dose-related changes in respiration and enzymatic activities in soils amended with mobile platinum and gold // *Appl. Soil Ecol.* 2021. V. 157. P. 103727.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103727>
 64. Shiny P.J., Mukerjee A., Chandrasekaran N. Comparative assessment of the phytotoxicity of silver and platinum nanoparticles // *Proceedings of the international conference on advanced Nanomaterials and emerging engineering technologies.* Chennai: Sathyabama University. 2013. P. 391–393.
<https://doi.org/10.1109/ICANMEET.2013.6609327>
 65. Soden M., Kato S., Nanao H., Shirai M. Preparation and structural characterization of platinum nanosheets intercalated between graphite powder with high surface area // *Catalysis Today.* 2020. V. 375. P. 48–55.
<https://doi.org/10.1016/j.cattod.2020.04.038>
 66. Soltanian S., Sheikhabaei M., Mohamadi N., Pabarja A., Abadi M.F.S., Tahroudi M.H.M. Biosynthesis of Zinc Oxide Nanoparticles Using *Hertia intermedia* and Evaluation of its Cytotoxic and Antimicrobial Activities // *BioNano-Science.* 2021. V. 11. P. 245–255.
<https://doi.org/10.1007/s12668-020-00816-z>
 67. The “Global Nanotechnology Market 2021–2026” report has been added to Research and Markets.com’s offering. 2021.
<https://www.prnewswire.com/news-releases/global-nanotechnology-market-report-2021-2026-market-opportunities-with-increasing-use-of-nanotechnology-in-building-materials-301433710.html>
 68. Wang J., Gerlach J.D., Savage N., Cobb G.P. Necessity and approach to integrated nanomaterial legislation and governance // *Sci. Total Environ.* 2013. V. 442. P. 56–62.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.09.073>
 69. Wang Y., Li X. Health risk of platinum group elements from automobile catalysts // *Procedia Engineering.* 2012. V. 45. P. 1004–1009.
<https://doi.org/10.1016/j.proeng.2012.08.273>
 70. World Reference Base for Soil Resources 2014. Update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 3rd. Rome. FAO, 2015. ISBN 978-92-5-108370-3
 71. Xantini Z., Erasmus E. Platinum supported on nanosilica and fibrous nanosilica for hydrogenation reactions // *Polyhedron.* 2021. V. 193. P. 114769.
<https://doi.org/10.1016/j.poly.2020.114769>
 72. Yang Q.Q., Li Z.Y., Lu X.N., Duan Q.N., Huang L., Bi J. A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment // *Sci. Total Environ.* 2018. V. 42. P. 690–700.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.068>
 73. You T., Liu D., Chen J., Yang Z., Dou R., Gao X., Wang L. Effects of metal oxide nanoparticles on soil enzyme activities and bacterial communities in two different soil types // *J. Soils Sediments.* 2018. V. 18. P. 211–221.
<https://doi.org/10.1007/s11368-017-1716-2>

Assessment of Soil Resistance to Contamination by Platinum Nanoparticles by Biodiagnostic Methods

A. N. Timoshenko^{1, *}, S. I. Kolesnikov¹, V. S. Kabakova¹, N. A. Evstegneeva¹,
T. V. Minnikova¹, K. Sh. Kazeev¹, and T. M. Minkina¹

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

**e-mail: aly9215@mail.ru*

Soil contamination with platinum nanoparticles is reproduced at a rapid rate, primarily because of the operation of vehicles with platinum exhaust gas converters. Already present on the territory with a concentration of platinum in the soil of more than 2 mg/kg, which is the maximum background content of 750 times. At the same time, the environmental risks of the adverse impact of platinum nanoparticles on the soil are practically not studied. The purpose of this work is to assess the consequences of different buffering capacities of soils to contamination with platinum nanoparticles in terms of biological parameters. Laboratory studies of soil resistance to pollution with platinum nanoparticles (PtNP) in the South of Russia were carried out, and their genetic properties were compared: Ordinary Chernozem (Haplic Chernozem (Loamic)), Brown Forest Soil (Eutric Cambisol), and Gray Sands (Eutric Arenosol). PtHЧ concentration studies 0.01, 0.1, 1, 10 and 100 mg/kg. Soil stability is assessed by the most sensitive and informative biological indicators of the state. It was found that the low content of PtNP (0.01, 0.1 and 1 mg/kg) in most cases does not lead to following the analysis of the biological state of the soil, and higher concentrations (10 and 100 mg/kg) lead to biological indicators. Soil enzymatic activity under PtHЧ contamination was inhibited to a lesser extent than phytotoxic and microbiological indicators. Common chernozem caused greater penetration to PtNP contamination than brown forest soil and gray sands. The results obtained were used to predict environmental risks in case of pollution of paid soils and to develop maximum allowable concentrations of platinum in soils of different buffering capacity.

Keywords: ecotoxicity, heavy metals, biotesting, biological properties