

СОДЕРЖАНИЕ

Номер 8, 2022

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

Формирование и трансформация почв в районах размещения отходов сахарной индустрии (обзор)

И. В. Замотаев, Р. Г. Грачева, П. В. Михеев, Ю. В. Конопляникова 949

Особенности сохранности спор и пыльцы в почвах в зоне распространения многолетнемерзлых отложений Якутии

Д. А. Лопатина, О. Г. Занина, Д. Г. Фёдоров-Давыдов 962

ХИМИЯ ПОЧВ

Анализ молекулярных механизмов трансформации компостных органических отходов с помощью комбинации электрофореза, эксклюзионной хроматографии и абсорбционной спектроскопии

О. А. Трубецкой, О. Е. Трубецкая 975

Влияние различного землепользования на элементный состав лабильных гумусовых веществ чернозема типичного Курской области

В. А. Крылов, В. Г. Мамонтов, В. И. Лазарев, О. В. Рыжков 981

БИОЛОГИЯ ПОЧВ

Актиномицетные комплексы низинных торфяников

А. В. Головченко, Т. А. Грачева, В. А. Лыпкань, Т. Г. Добровольская, Н. А. Манучарова 990

Бактерии-продуценты эктоина ризосферы растений, произрастающих на техногенной засоленной почве

А. В. Назаров, Л. Н. Ананьина, А. А. Горбунов, А. А. Пьянкова 1000

Биологическая активность городских почв: пространственная вариабельность и определяющие факторы

О. Ю. Гончарова, О. В. Семенюк, Г. В. Матышак, Л. Г. Богатырев 1009

Нитрификация в эутрофных торфяниках разного типа землепользования

М. Н. Маслов, Л. А. Поздняков, О. А. Маслова 1023

Молекулярно-биологическая характеристика почвенного микробиома северной части архипелага Новая Земля

Д. А. Никитин, Л. В. Лысак, Д. В. Бадмадашиев 1035

АГРОХИМИЯ И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

Углеродпротекторная емкость дерново-подзолистой почвы естественных и агроэкосистем Предуралья

Н. Е. Завьялова 1046

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

Солевое состояние почв в постирригационных условиях на Генераловской оросительной системе в Волгоградской области

Н. Б. Хитров, И. Н. Горохова, Е. И. Кравченко 1056

Contents

No. 8, 2022

Genesis and Geography of Soils

- Formation and Transformation of Soils in the Areas of Sugar Industry Waste Disposal (Review)
I. V. Zamotaev, R. G. Gracheva, P. V. Mikheev, and Yu. V. Konoplianikova 949
- Features of Spore and Pollen Preservation in Soils in the Permafrost Deposits of Yakutia
D. A. Lopatina, O. G. Zanina, and D. G. Fedorov-Davydov 962
-

Soil Chemistry

- Analysis of the Molecular Mechanisms of Compost Organic Waste Transformation by Using the Combination of Electrophoresis, Size Exclusion Chromatography and Absorption Spectroscopy
O. A. Trubetskoy and O. E. Trubetskaya 975
- The Influence of Different Land Use on the Elemental Composition of Labile Humus Substances of Chernozem Typical of the Kursk Region
V. A. Krylov, V. G. Mamontov, V. I. Lazarev, and O. V. Ryzhkov 981
-

Soil Biology

- The Actinomycete Complexes of Eutrophic Peatlands
A. V. Golovchenko, T. A. Gracheva, V. A. Lypcan, T. G. Dobrovolskaya, and N. A. Manucharova 990
- Bacteria Producing Ectoin of the Rhizosphere of Plants Growing on Technogenic Saline Soil
A. V. Nazarov, L. N. Anan'ina, A. A. Gorbunov, and A. A. Pyankova 1000
- Biological Activity of Urban Soils: Spatial Variability and Determinal Factors
O. Yu. Goncharova, O. V. Semenyuk, G. V. Matyshak, and L. G. Bogatyrev 1009
- Nitrification in Eutrophic Peat Soils under Different Types of Land Use
M. N. Maslov, L. A. Pozdnyakov, and O. A. Maslova 1023
- Molecular Biological Characteristics of Soil Microbiome in Northern Part of Novaya Zemlya Archipelago
D. A. Nikitin, L. V. Lysak, and D. V. Badmadashiev 1035
-

Agricultural Chemistry and Fertility of Soils

- Carbon Reserves and Carbon Protective Capacity of Sod-Podzolic Soil in Natural and Agricultural Ecosystems of the Pre-Urals
N. E. Zavyalova 1046
-

Degradation, Rehabilitation, and Conservation of Soils

- Soil Salinity Status Under Post-Irrigation Conditions at the Generalovskaya Irrigation System in the Volgograd Region
N. B. Khitrov, I. N. Gorokhova, and E. I. Kravchenko 1056
-
-

ГЕНЕЗИС
И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 631.483

ФОРМИРОВАНИЕ И ТРАНСФОРМАЦИЯ ПОЧВ В РАЙОНАХ
РАЗМЕЩЕНИЯ ОТХОДОВ САХАРНОЙ ИНДУСТРИИ (ОБЗОР)

© 2022 г. И. В. Замотаев^а, *, Р. Г. Грачева^а, П. В. Михеев^б, Ю. В. Конопляникова^а

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

^бФедеральный научный центр гигиены им. Ф.Ф. Эрисмана Роспотребнадзора,
Семашко, 2, Мытищи, Московская обл., 141014 Россия

*e-mail: zivigran@rambler.ru

Поступила в редакцию 04.02.2022 г.

После доработки 03.03.2022 г.

Принята к публикации 05.03.2022 г.

Приводится обзор современных представлений о почвообразовании на выведенных из эксплуатации полях фильтрации сахарных заводов, а также тенденциях изменения свойств почв при применении отходов в земледелии в качестве органических удобрений в разных природно-климатических зонах. Рассматриваются физико-химические и биологические свойства почв, сформированных на разных элементах полей фильтрации в черноземной зоне России. На межсекционных валах на материале, извлеченном из прудов-отстойников (карт, чеков) в процессе их сооружения, формируются темногомусовые типичные почвы; в случаях, когда валы перекрыты твердыми отходами сахарных заводов (дефекатом), выделены пелоземы техногенные. В пределах днищ заброшенных карт на осадках сточных вод выделяются стратоземы техногенные темногомусовые; при механическом удалении техногенного осадка через 30–40 лет формируются (перегнойно)-темногомусовые гидрометаморфизованные почвы с яркими признаками биотурбаций. По сравнению с фоновыми черноземами в почвах днищ карт наблюдаются обилие органических остатков, увеличение щелочности, содержания элементов питания, ожелезнение, формирование фосфатных и карбонатных новообразований, загрязнение кадмием и цинком, повышенные уровни среднегодовой эмиссии парниковых газов. Внесение отходов сахарного производства (щелочного дефеката и сильноокислого свекловичного жома) в чистом виде или в сочетании с удобрениями рассматривается как один из приемов биологизации земледелия. Однако по сравнению с контрольными вариантами, это не всегда приводит к улучшению показателей почв и повышению урожайности сельскохозяйственных культур.

Ключевые слова: новообразованные почвы, свеклосахарное производство, сточные воды, поля фильтрации, утилизация отходов, Cambisols, Fluvisols, Technosols

DOI: 10.31857/S0032180X22080159

ВВЕДЕНИЕ

Сахарная промышленность занимает важнейшее место в структуре агропромышленного комплекса России. Сахарная свекла фабричная выращивается в 25 субъектах страны (2020 г.). Основные ее посевы сосредоточены в Центральном (51.0%), Южном (около 23%) и Приволжском (23.2%) федеральных округах; незначительная часть (2.8%) находится в Сибирском федеральном округе (в Алтайском крае). По данным официального сайта Союза сахаропроизводителей (по состоянию на 2020 г.), производство сахара включает 74 действующих свеклоперерабатывающих предприятия, из которых 34 находятся в Центральном Черноземье [101]. На заводах ежегодно перерабатывается более 40 млн т сахарной свеклы. В процессе ее переработки на сахар образуется большое количество отходов и вторичных продуктов различного состава и

свойств: сточные воды, фильтрационный осадок (дефекат), свекловичный жом, меласса (патока), транспортерно-мочный осадок, отсеб известняка и др. На большинстве предприятий отходы не используются и выводятся на очистные сооружения (пруды-накопители, поля фильтрации), промышленные площадки и отвалы. При сложившихся объемах переработки сахарной свеклы на сахарных заводах России ежегодно образуется около 9 млн м³ сточных вод, 2.3 млн т транспортерно-мочных осадков, 3.0–4.0 млн т дефеката, 31 млн 855 тыс. свекловичного жома [19, 56, 58, 63, 87, 89, 93].

История развития свеклосахарного производства в России, которому уже более двухсот лет, и многие аспекты технологии получения сахара, хранения и утилизации отходов рассматриваются в монографии Спичака и Остроумова [76]. В си-

стеме агропромышленного комплекса свеклосахарные заводы являются крупнейшими потребителями водных ресурсов, используя ежегодно на производственные цели около 10,0 млн м³ воды, в среднем до 20 т воды различного качества на 1 т свеклы [68, 74, 93, 94]. Средние показатели водопотребления для отечественной сахарной отрасли оцениваются около 200–300%, водоотведения – 250–350% от массы свеклы [62].

Множество работ посвящено воздействию свеклосахарного производства на окружающую среду [5, 10, 18, 21, 24, 69, 86, 96]. От сахарных заводов в атмосферный воздух поступают жомовая, сахарная и известковая пыль, оксиды углерода и азота и др. Поля фильтрации (ПФ) являются источниками газов в атмосферу, в том числе парниковых (СО₂ и СН₄), что может влиять на здоровье людей и экологическую обстановку в близлежащих населенных пунктах [43, 75, 108]. Воздействию сточных вод с ПФ подвергаются не только территории размещения отходов, но и компоненты сопредельных транзитных склоновых, суперкавальных и аквальных ландшафтов (почвы, растительность, поверхностные и подземные воды, донные отложения). В подземных водах отмечают повышенные содержания соединений азота и фосфора, превышение ПДК по жесткости воды, содержанию железа и марганца [7, 17, 18, 21, 25, 27, 48, 51, 69]. Загрязнение почв может происходить в местах разгрузки и хранения сырьевых материалов – известнякового и доломитового камня, угля, элементной дисперсной серы [58, 84, 85].

Особое внимание уделяется составу и свойствам сточных вод – “экологическому проклятию сахароварения” – их зависимости от перерабатываемого сырья (сахарной свеклы, сахара-сырца, сахарного тростника), а также технологиям усовершенствования биологической очистки сточных вод как в естественных условиях – на ПФ, сельскохозяйственных полях орошения и биологических прудах с высшей водной растительностью, так и искусственных устройствах с помощью микроорганизмов [6, 8, 17, 22, 30, 31, 33, 37, 46, 49, 74, 92, 106, 107]. Отходы сахарного производства могут использоваться в биоэнергетике [60, 72, 88], как сырье для получения других видов продукции (кирпича, пенобетона, цемента, адсорбентов, спирта, глицерина и др.), в качестве органических удобрений и компостов, для известкования кислых почв и рекультивации нарушенных земель [1–3, 13, 19, 20, 25, 28, 29, 34, 38, 39, 41, 54, 60, 64–67, 69, 78, 79, 81, 88, 90, 95, 97, 98, 103–105].

Несмотря на большой интерес к исследованиям почв и ландшафтов, образующихся на различных промышленных отходах, публикации о почвах и ландшафтах, формирующихся в пределах очистных сооружений сахарных заводов, единичны. В России и в других сахаропроизводящих странах

эти объекты оказались за пределами внимания почвоведов, экологов и других специалистов. В этой связи стоит отметить работы Тютюнника с соавт. [82–85], посвященные комплексному анализу различных производственных ландшафтов, действующих и исторических свеклосахарных заводов Украины. Авторы выделили почвы, сформированные на заброшенных промплощадках производственных зон, отнеся их к “индустриоземам”, эмбриоземам и техноземам. Однако собственно трансформация почв под воздействием отходов сахарного производства в этих работах не рассматривается.

Немногочисленность и неполнота исследований побудили к рассмотрению результатов техногенеза на производственных территориях сахарных заводов, используя почвенно-генетический подход. Работа основана на обзоре публикаций с привлечением некоторых собственных материалов, прежде всего, по изучению почв, выведенных из эксплуатации (заброшенных) ПФ в черноземной зоне. Кроме того, охарактеризованы особенности трансформации свойств почв на пахотных землях в результате внесения отходов свеклосахарного производства в зависимости от определенных природных и антропогенных факторов.

ПОЛЯ ФИЛЬТРАЦИИ САХАРНЫХ ЗАВОДОВ КАК ОСОБЫЙ ТИП ПРОИЗВОДСТВЕННОГО ЛАНДШАФТА

Для естественной биологической очистки сточных вод сахарных заводов используются очистные сооружения, обычно называемые полями фильтрации. Они занимают при предприятии от 70 до 250 га и наряду с сырьевой и заводской структурно-функциональными зонами рассматриваются как неотъемлемая составная часть “индустриальной геосистемы”, или “индустриально-ландшафтной зоны сахарного производства” [59, 83].

ПФ обычно находятся на значительном расстоянии от заводов и представляют собой сеть выемок – карт (называемых также чеками), разделенных межсекционными земляными валами высотой до 3–4 м с различными техническими (функциональными) элементами (трубопроводы, железобетонные трубчатые водовыпуски, распределители и оросители для подачи сточных вод и др.). Размеры карт зависят от рельефа местности, общей рабочей площади очистных сооружений и др. Отношение ширины карты к ее длине обычно находится в пределах от 1 : 2 до 1 : 4. Например, площадь ПФ Львовского сахарного завода (Курская область) составляет 175 га, ширина карт варьирует от 30 до 80 м, длина – от 60 до 300 м.

ПФ имеют своеобразную чековую структуру, не характерную для вмещающей природной территории. По конфигурации выделяют несколько

типов структур: полигональную, регулярную, линейную, меандроподобную, радиально-кольцевую, параллелограмную [83]. Это хорошо видно на снимках, получаемых со спутников, и с помощью беспилотных летательных аппаратов в сахаропроизводящих регионах [99].

В большинстве случаев ПФ размещаются в плакорных условиях, занимая выровненные водораздельные поверхности и участки речных террас; иногда их размещают в поймах рек и даже на искусственно террасированных склонах речных долин и балок [83]. В частности, ПФ Пенского сахарного завода в Курской области располагаются на второй надпойменной террасе р. Сейм, Льговского на водораздельной поверхности рек Бык и Опока, сложенной четвертичными отложениями. Днища карт размещаются выше окружающей местности (от 3 до 40 м), что обеспечивает свободный дренаж и предотвращает длительный застой воды.

Карты ПФ действуют в режиме периодического заполнения сточными водами и осушения. Перед распределением по картам стоки отстаиваются в прудах-накопителях (стабилизационных прудах), где в анаэробных условиях деятельность метанообразующих бактерий способствует осветлению сточных вод, сбраживанию жирных кислот, разложению органических загрязнителей на 40–60% [70]. По завершении производства карты частично или полностью очищают от осадка и подготавливают к повторной эксплуатации; некоторые из них заброшены. В частности, заброшенные в 1990–2000-х гг. карты сахарных заводов в Курской области (Льговский, Пристенский, Пенский) в настоящее время частично используются под стихийное складирование твердых бытовых и строительных отходов, как карьеры по добыче строительных материалов. Отдельные отработанные и неочищенные от осадков карты ПФ периодически распахиваются под огороды.

ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ И СОСТАВ СТОКОВ, ОТВОДИМЫХ НА ПОЛЯ ФИЛЬТРАЦИИ

Сточные воды, образующиеся в процессе производства сахара, в зависимости от степени загрязнения подразделяются на 3 категории. Сточные воды I категории (для охлаждения сатурационного газа, барометрическая вода, паровые конденсаты) и II категории (транспортно-мочные воды), как правило, используются вторично в оборотных системах и не отводятся на ПФ. По данным на 2005 г. [74], на 76 заводах РФ применяли оборотную схему водоснабжения вод I и II категорий (с использованием градирен, радиальных, вертикальных и секционных отстойников различных типов), 24 завода использовали

только секционные отстойники и технологические пруды для охлаждения вод I категории.

Состав техногенных потоков, поступающих на ПФ заводов за сезон переработки сахарной свеклы (средняя продолжительность 110 дней), формируется за счет смешения высококонцентрированных сточных вод III категории, которые включают диффузные, жомопрессовые, хозяйственно-бытовые, сточные воды от салфетомоек и газопромывателей и др., с разбавленными фильтрационным и транспортно-мочным осадками [74]. После отстаивания на фильтрах и промывания 5-кратным количеством воды твердый осадок (defecate lime, filter cake) выводится в дефекальные отвалы вблизи и/или на валах по периметру карт, откуда отфильтрованная вода самотеком поступает на ПФ [70, 73].

Состав производственных сточных вод сахарных заводов. Специфика воздействия на среду и почвы на ПФ заключается в привносе со сточными водами широкого спектра геохимически активных веществ, в первую очередь минеральных взвесей, хлоридов, сульфатов, фосфатов, нитритов, нитратов, соединений кальция, магния, а также поверхностно-активных веществ и нефтепродуктов. Кроме основных компонентов, в сточных водах могут присутствовать применяемые в производстве сахара техногенные вещества (известняк, известь, антикипины, ПАВ, пеногасители и др.), остаточное количество пестицидов и патогенные микроорганизмы [4, 6, 80, 109].

Изучение свойств и состава сточных вод в зависимости от перерабатываемого сырья, используемой воды и технологии производства в сахаропроизводящих регионах РФ и других стран, в последние годы проводилось многими исследователями. Например, сточные воды сахарных заводов Алтайского края характеризуются щелочной реакцией (рН 7.8), высоким содержанием органических веществ (химическое потребление кислорода 2852 мг O₂/л), невысоким содержанием взвешенных веществ (252 мг/л) и средней минерализацией (2.47 г/л) [80]. Содержание азота в них составляет 40.5 мг/л, фосфора – 14.2 мг/л и калия – 69 мг/л. Общей особенностью сточных вод сахарных заводов Краснодарского края является высокая концентрация в их составе взвешенных (7430 мг/л) веществ, низкое содержание соединений азота (0.02–0.05 мг/л) и фосфора (0.1 мг/л), наличие свекловичного сапонина – органического вещества из группы гликозидов, токсичного для живых организмов, в частности для озерной лягушки *Rana Ridibunda* Pal. [9, 91].

Наши исследования [99, 108] показали, что сточные воды, которые в настоящее время выводятся на ПФ Льговского сахарного завода, имеют характерный гнилостный запах, нейтральную реакцию, высокое содержание аммиака и солей ам-

мония (4.9 мг/дм³), соединений железа (7.8 мг/дм³) и марганца (1.74 мг/дм³), дефицит нитритов (0.01 мг/дм³) и нитратов (0.1 мг/дм³). Биохимическое потребление кислорода 586 мг O₂/дм³ свидетельствует о том, что в отработанных сточных водах присутствует большое количество органических соединений. Перманганатная окисляемость сточных вод (9.8–10.4 мг O₂/дм³) – один из наиболее информативных показателей антропогенного загрязнения вод органическими соединениями – в 2 раза больше, чем у питьевой воды.

Несмотря на существенное обеззараживание производственных вод, проводимое на заводе, в стоках фиксируется значительное количество бактерий, о чем свидетельствует общее микробное число (при 37°C равное 1600–4000 КОЕ/мл), в 16–40 раз превышающее нормативы для питьевой воды – интегральный санитарный показатель, отражающий общее содержание мезофильных аэробных и факультативно анаэробных микроорганизмов в 1 мл воды.

Еще один компонент техногенных отходов, поступающих на ПФ в составе сточных вод – фильтрационный осадок (сахарный дефека́т) – образуется в процессе очистки диффузионного сока в результате взаимодействия “несахаров” с известью и CO₂ – сатурационным газом [70, 73]. Он относится к категории “отходы известняка и доломита” и, согласно “Федеральному классификационному каталогу отходов”, имеет пятый класс опасности (“опасные свойства отсутствуют”). Стоит отметить, что по результатам биотестирования с помощью семян кресс-салата, а также ракообразных, зеленых водорослей и простейших, осадок соответствует более высокому четвертому классу токсичности [44].

Дефека́т имеет щелочную и сильнощелочную реакцию среды, содержит очень большие количества карбонатов кальция и магния (40–80% на сухое вещество), 10–30% органического вещества (для сравнения в навозе 21%), 0.2–0.7% азота, 0.5–0.7% фосфора (P₂O₅), 0.2–0.7% калия (K₂O), до 0.2% железа, 0.0007–0.0008% меди, 0.005–0.75% марганца, 0.0035–0.025% молибдена [8]. В органическую часть дефека́та входят белки, пектиновые вещества, кальциевые соли, кислоты (шавелевая, лимонная, яблочная и др.), сахароза. Все указанные соединения встречаются в почвах и относятся в большинстве своем к биологически разлагаемым соединениям. При поступлении в почву они участвуют в биохимических процессах и способствуют повышению плодородия. Кроме того, в дефека́те присутствует широкий спектр тяжелых металлов [29, 100]. По оценкам [15, 18, 38, 40] превышение нормативных показателей в дефека́тах сахарных заводов Центрального Черноземья может достигать для Zn до 1.8, Ni – 7.0.

Pb – 3.3, Cd – 5 раз, что ограничивает возможность их применения в сельском хозяйстве.

После многоуровневой очистки транспортно-мочные воды (II категория) возвращаются в технологический процесс, а суспензия осадка в разбавленном виде (влажность 93–98%) выводится на ПФ. Осадок примерно на 93.4% состоит из гумусированного мелкозема, который налипает на корнеплоды сахарной свеклы и выносятся из агросерых почв и агрочерноземов в период уборки культуры, что является одной из актуальных экологических проблем в свеклосеющих регионах [6, 57, 68, 93]. В этой связи отметим, что в настоящее время большое внимание уделяется разработке технологий эффективной очистки корнеплодов сахарной свеклы [45].

Специальные исследования, проведенные на ряде сахарных заводов, показали [93], что в гранулометрическом составе осадков преобладающими являются фракции 0.05–0.005 мм (крупная пыль – 36.9% и средняя пыль – 23.4%). Более крупные частицы, как правило, выносятся в связи с особенностями гидродинамического режима в отстойниках (при высоких скоростях воды). Среди оставшейся части осадка (около 7%) обломки и бой корнеплодов, ботва, мезга, корешки, кожура и другие примеси.

Очистка сточных вод на ПФ происходит в результате их фильтрации через почвенно-грунтовую толщу, испарения, образования биопленки и последующего окисления органических соединений, сорбции загрязняющих веществ на органо-минеральных частицах, их ассимиляции растениями, почвенными животными и др. [33, 43, 55, 74].

После прекращения эксплуатации ПФ карты, как правило, очищают от осадка и подготавливают к повторной эксплуатации. Также карты могут быть заброшены как в очищенном, так и в неочищенном состоянии. В последнем случае в картах ПФ накапливаются значительные объемы органо-минерального материала, представляющие собой намытые тонкослоистые почвообразующие субстраты, которые можно отнести к техногенным поверхностным образованиям. Мощность аккумулятивной толщи колеблется значительно в зависимости от гидрологического режима, длительности использования карт и рядом других более частных причин [83]. Например, по нашим данным на ПФ закрытого Пенского сахарного завода в Курской области за период функционирования карт с 1973 по 2001 г. образовалась толща слоистых осадочных отложений мощностью от 190 до 320 см.

При механическом удалении органо-минеральных отложений (высохших осадков) на дневную поверхность выходит трансформированная под воздействием минерализованных сточных вод нижняя часть почвенного профиля или природные субстраты, на которых после прекраще-

ния использования карт и поселения растительности развиваются новые посттехногенные почвы.

ПОЧВЫ ПОЛЕЙ ФИЛЬТРАЦИИ САХАРНЫХ ЗАВОДОВ

Почвы и техногенные поверхностные образования территорий размещения отходов сахарных заводов сравнительно недавно вошли в круг объектов почвенно-генетических исследований. Обобщение литературных данных [48, 62, 64, 77, 82, 83] и собственные исследования [26, 99, 108] позволили выделить на выведенных из эксплуатации ПФ сахарных заводов в черноземной зоне России (Львовский, Пенский, Пристенский заводы, Курская область) основные группы почв на поверхности межсекционных валов и днищ карт, различающиеся по особенностям факторов и специфике почвообразования. Названия почв даны по Классификации и диагностике почв России [35] с авторскими дополнениями и по международной классификации WRB [102]. Следует особо отметить, что найти корректные аналогии между классификациями в данном случае не всегда удается.

Почвы насыпных валов, созданных в начале 50-х годов прошлого столетия, разделены на два типа, тесно связанных с характером субстрата. На валах, сложенных механической смесью органоминерального материала фоновых природных черноземных почв и лёссовидного суглинка, извлеченной из карт под разреженными зарослями клена американского (ассоциация *Aceretum negundo*), сформированы *темногумусовые типичные почвы* (AU–(AB)–C), относящиеся к отделу органо-аккумулятивных. По международной классификации [102] в зависимости от наличия или отсутствия вторичных карбонатов и других диагностических признаков эти почвы можно отнести к группам Cambisols или Phaeozems с дополнительным квалификатором Transportic. На валах, сложенных известковым техногенным материалом – дефекатом, под высокотравьем и тростниковыми зарослями с порослью клена американского (ассоциация *Cannabio–Atriplicetum nitentis*) формируются *пелоземы техногенные* (W–C (TCH)) из отдела слабозвитых почв, или Spolic Technosols (Alcalic, Calcic, Calcaric, Immissic), согласно [102]. Пелоземы отличаются от темногумусовых почв большим содержанием карбонатов (52.7–65.5% CaCO₃ – “дефекатная карбонатность”), органического углерода (7.8–13.6% C_{орг}) за счет обилия дисперсных органических остатков, соотношением органического углерода к общему азоту (C/N 27–40).

Процессы почвообразования на валах из материала природного происхождения проявляются в метаморфизме органического вещества, дифференциации профилей по переорганизации твер-

дой фазы субстратов (биогенное оструктуривание), содержанию мелкозема/пылеватых частиц, карбонатов (вскипание от HCl), плотности (0.96–1.05 г/см³) и твердости (10–20 мм). Последние указывают на рыхлое состояние сформировавшегося темногумусового горизонта по сравнению с нижележащим органо-литостратом. Этому способствуют активные фито- и зоотурбационные процессы, обусловленные обилием корней и деятельностью почвенной мезофауны.

Почвы заброшенных карт полей фильтрации. В днищах осушенных неочищенных карт на отходах сахарного производства, зачастую под крапивой (*Urtica dioica*) развиты *стратоземы темногумусовые остаточно-карбонатные* мощностью до 180–220 см. Особое своеобразие этим почвам придает ярко выраженная слоистость – чередование органо-минеральных темно-серых с коричневым оттенком и светло-палевых преимущественно известковых прослоев вследствие цикличности поступления сточных вод в период функционирования карт. По существу, это сочетание педогенеза с седиментогенезом (*аккумулятивно-седиментационная модель педогенеза*). По механизму формирования они сходны с аллювиальными почвами: как и при формировании пойменных почв (естественном синлитогенном почвообразовании) почвы растут вверх, не оставляя в глубине погребенные профили. Курбатовой [48] подобные почвы в днищах недействующих с середины 90-х гг. карт ПФ Львовского сахарного завода под тростником обыкновенным (*Phragmites australis*) отнесены к *стратоземам темногумусовым карбонатным глееватым*. В Классификации и диагностике почв СССР [36] этим почвам частично соответствуют внеклассификационные выделы мощных искусственно-аккумулятивных почвогрунтов. Украинские ландшафтоведы в наиболее влажных позициях отстойников сахарных заводов под тростником (*Phragmites australis*) и манником (*Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb.) выделяют “*дефекатно-болотные*” почвы с хорошо выраженной слоистостью профиля [83, 84]. Согласно классификации [102], эти почвы можно отнести к Calcaric Fluvisols (Alcalic, Technic). При этом основная особенность данных почв – их техногенный генезис – уходит на второй план. Точнее было бы отнести их к Technosols, однако слоистость как квалификатор отсутствует в этой реферативной группе почв. Spolic Technosols (Alcalic, Calcic, Calcaric, Immissic) формируются в сухих днищах карт на механической смеси известковых и органических отходов.

Почвы щелочные (pH 8.2–8.5) по всему профилю, высококарбонатные (от 22% в верхних горизонтах до 39.8% в нижних). В силу технологических причин обеспеченность почвы органическим веществом (2.42–3.57%; отношение C/N = 10) и питательными элементами в верхней части профилей

(0–20 см) высокая. Содержание подвижного фосфора (P_2O_5) в верхней части профилей (0–20 см) составляет 229.0 мг/кг, обменного калия (K_2O) – 404.0–648.4 мг/кг, легкогидролизуемого азота (NO_3) – 148.5–183.0 мг/кг [64]. Для сравнения, в окружающих ПФ агрочерноземах (условно фоновых) количество питательных элементов значительно меньше: 155.1, 91.8 и 43.1 мг/кг соответственно.

В темногумусовых и стратифицированных горизонтах почв обращает на себя внимание высокая аккумуляция кадмия (0.17–0.33 мг/кг; кларк – 0.09 мг/кг) и незначительная цинка (47–62 мг/кг; кларк – 75 мг/кг; фон – 44 мг/кг) по сравнению с фоновыми черноземными суглинистыми почвами Курской биосферной станции (Медвенский район). Это связано с повышенным содержанием микроэлементов в субстрате очистных сооружений (дефекате) [48, 64]. Содержание никеля (17–30 мг/кг; кларк – 50 мг/кг; фон – 30 мг/кг), Cu (17–28 мг/кг; кларк – 27 мг/кг; фон – 20 мг/кг) и Pb (12–17 мг/кг; кларк – 17 мг/кг; фон – 25 мг/кг) в стратоземах карт ПФ практически не отличается от фоновых.

В пределах днищ заброшенных карт, из которых удалены производственные осадки, на нижних горизонтах черноземов и/или карбонатных лёссовидных суглинках, испытавших химическое воздействие сточных вод в период функционирования очистных сооружений, за 30–40 лет под тростником обыкновенным (*Phragmites australis*) развиваются (*перегнойно*)-темногумусовые *фитозоотурбированные гидрометаморфизованные почвы*. Они обладают специфическими физико-химическими характеристиками и своеобразной морфологией и не вполне укладываются в ячейки Классификации почв России [35]. Согласно [102], почвы можно определить как Follic Cambisols (Alcalic, Protocalcic, Oxiaquic). Отметим ряд свойств, общих для новообразованных почв: 1) верхние горизонты отличаются интенсивной прокраской гумусом; им свойственна хорошая оструктуренность, рыхлость сложения, признаки активной деятельности биоты и относительно небольшое количество артефактов (строительно-бытового мусора), обилие виноградных улиток (*Helix pomatia*) на поверхности; 2) по сравнению с окружающими черноземами в этих почвах наблюдаются увеличение щелочности (pH_{H_2O} достигает значений 8.6–9.1), содержания органического углерода (4–10%), питательных элементов (NPK), формирование железистых (пятна, точечные выделения, кутаны по порам), фосфатных (кутаны, инфиллинги, скопления; $P_{вал} = 0.31–0.36\%$ сильнозафосфаченные) и карбонатных (псевдомицелий, пропитки, выцветы и др.) новообразований в различных формах, повышенные уровни среднегодовой эмиссии парниковых газов (0.464–1.445 г С (CO_2)/(м² ч)), что свя-

зано с разложением органического вещества сточных вод и осадков, обусловленном активностью микробиоты.

По нашим данным [108] численность микроорганизмов в почвах днищ ПФ под тростником обыкновенным (*Phragmites australis*) больше, чем в фоновых аналогах. При этом микробиологические процессы деструкции органического вещества протекают с высокой интенсивностью в основном за счет бактерий ($1.9–4.8 \times 10^6$ КОЕ/г при незначительной численности актиномицетов и особенно микромицетов (плесневых грибов), составляющей <100 КОЕ/г).

Минимальное количество микромицетов и актиномицетов на фоне численности остальных групп микроорганизмов может быть связано с повышенной влажностью на ПФ в момент отбора образцов. Мицелиальный тип роста и развития этих микроорганизмов является приспособлением к обитанию в твердофазном субстрате и предполагает функционирование организмов в аэробных условиях, что может быть причиной их низкой активности при периодическом подтоплении карт ПФ.

Только для олиготрофов (не требовательных к элементам питания и характеризующих заключительные этапы сукцессий микроорганизмов), присутствующих в поверхностном горизонте почвы под тростником обыкновенным (*Phragmites australis*), насыщенным растительными остатками разных степеней разложения, численность зафиксирована на одном уровне по сравнению с фоновыми природными и агрогенными почвами.

ТРАНСФОРМАЦИЯ СВОЙСТВ ПОЧВ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ ОТХОДОВ САХАРНОГО ПРОИЗВОДСТВА

Трансформация почв под воздействием дефеката. Перспективным направлением восстановления плодородия почв является использование известково-содержащих отходов промышленности и в особенности дефеката как мелиоранта и нетрадиционного органического удобрения (**НОУ**). Установлено, что по влиянию на почву дефекат равноценен стандартной известковой муке, а в тонко-размолотом состоянии превосходит ее [54]. Вегетационные опыты по применению дефеката (“дефекационной грязи”) как удобрения проводились в первой половине прошлого века, их результаты в целом оценивались как позитивные [12, 47]. Более поздние исследования показали, что при необоснованно широком, без учета климатических, почвенных и региональных особенностей, внесении дефеката в “чистом виде” отмечается не только отсутствие положительного действия на продуктивность культур, но в ряде случаев угнетение растений и даже “известковый

хлороз” – перевод железа в составе белка хлоропластов, отвечающего за синтез хлорофилла, в малодоступное состояние [52]. Наиболее эффективным для повышения плодородия почв оказывается внесение дефеката в сочетании с минеральными удобрениями на пахотных дерново-подзолистых и серых лесных почвах, с органическими на черноземных [11, 16, 23, 38–40, 50, 52, 54, 65].

Приведем несколько примеров, демонстрирующих тренды изменения свойств агропочв под воздействием дефеката совместно с удобрениями в разных природно-климатических зонах. По данным [40] использование в течение трех лет дефеката в сочетании с органическими удобрениями (Воронежская область) приводит к изменению химических и биологических свойств верхних горизонтов агрочерноземных почв под разными культурами. Можно отметить увеличение рН на 0.5–0.8 ед., содержания подвижного фосфора на 5.0–12.2% и органического вещества на 5.3–7.9% по сравнению с контролем. Происходит повышение биологической активности на 5.8–9.3% и незначительное увеличение численности дождевых червей (люмбрицидов до 25–28 шт./м²) и их биомассы на 1 м³ (до 23.7–25.9 г/м²).

Внесение дефеката сахарного завода с. Черемное (15 т/га) в сочетании с минеральными удобрениями (N60P60K60) приводит к изменению физических свойств деградированных суглинистых пахотных серых лесных почв Бия-Чумышского междуречья (Алтайский край) уже через 3 месяца. Содержание агрономически ценных агрегатов 2–5 мм увеличивается до 20%, водостойчивых с 29.2 до 36.8%, плотность сложения пахотных горизонтов снижается с 1.46 до 1.24 г/см³ – оптимального значения для накопления и сохранения влаги, произрастания озимой ржи и картофеля [32, 50]. Степень насыщенности основаниями возрастает с 67–69 до 88–89%. Изменяется и почвенный климат. В пахотном горизонте (0–20 см) по сравнению с контролем повышаются температуры, увеличивается теплопроводность (с 269×10^6 до 389×10^6 м²) и температуропроводность (с 468 до 534 Вт/(м К)). Одновременно с повышенной теплообеспеченностью пахотных почв наблюдается уменьшение численности грибной микрофлоры и накопление бактерий, актиномицетов и целлюлозоразрушающих микроорганизмов.

Существенные изменения свойств пахотных горизонтов отмечаются в окультуренных дерново-подзолистых почвах Московской области [3] при внесении дефеката Золотухинского сахарного завода (3 т/га) вместе с минеральными удобрениями (N100P120K120). Данные по агрегатному составу указывают на процессы восстановления структуры почв, характеризующейся хорошей аэрацией и другими благоприятными для расте-

ниеводства свойствами. Содержание агрономически ценных агрегатов размером 0.25–10 мм увеличивается с 64.5% на контроле до 70.7% в варианте с дефекатом. Коэффициент структурности, как показатель сохранности в почве агрономически ценных агрегатов, возрастает в 1.3 раза. Происходят изменения в составе и величине поглощающего комплекса окультуренных дерново-подзолистых почв. Уменьшается обменная кислотность (рН_{КС1} увеличивается с 5.8 до 6.3), что является оптимальным для произрастания картофеля. Гидролитическая кислотность уменьшается с 2.10 до 1.62 смоль(экв)/кг почвы, сумма обменных оснований достигает 33.15 смоль(экв)/кг (средняя). Наряду с изменением свойств ППК происходит накопление бактерий, использующих органический и минеральный азот, уменьшается численность грибной микрофлоры в 2 раза по сравнению с контрольным вариантом.

В приведенных примерах, по мнению авторов, внесение дефеката в сочетании с минеральными удобрениями на пахотных дерново-подзолистых и серых лесных почвах и с органическими удобрениями на черноземных нарушает стабильность почв и приводит к изменению не только лабильных свойств (рН, карбонатный профиль), но и трансформации структуры, гумусового профиля, ППК, теплообеспеченности и биотического комплекса верхней части профилей.

Трансформация почв под воздействием свекловичного жома. Свекловичный жом (СЖ) в свежем и сушеном виде используется в качестве корма для сельскохозяйственных животных, сырья в пищевой промышленности (производство пектинов, добавок и т.д.). В настоящее время он рассматривается как исходный материал для получения биогаза и вермикомпостирования [13, 60, 63, 66, 72]. После извлечения сахарозы в СЖ остается 18–23% сухих веществ, около 80% которых полисахариды, включающие 22–24% (от сухого вещества) целлюлозы, 24–32% гемицеллюлозы, 15–32% пектиновых веществ [71]. В небольших количествах содержатся белок (8–11%), жиры (1–2%) и лигнин (3–6%). Согласно “Федеральному классификационному каталогу отходов”, свекловичный жом относится к пятому классу опасности. Однако результаты биотестирования с помощью высших растений показывают, что при длительном хранении в ямах или на открытых площадках СЖ становится более токсичным отходом третьего класса опасности из-за уксуснокислого и маслянокислого брожения [61].

Сведения о влиянии сильноокислого СЖ (рН 4.53–4.65) на изменение свойств почв немногочисленны и противоречивы. Технология применения жома предполагает перемешивание определенного его количества с пахотным слоем почвы в различных сочетаниях, то есть получение

субстратов с заданным соотношением компонентов. Доказана реальность и достоверность подкисления, особенно черноземов выщелоченных, при внесении под основную обработку в норме 100 т/га [53, 81]. Наряду с подкислением известны случаи увеличения содержания общего азота, подвижного фосфора и обменного калия, а также запасов продуктивной влаги в агроценозах картофеля, сои и томата. Лабораторно-вегетационными опытами установлено, что включение в состав субстрата (на основе гумусированного материала темно-серой лесной почвы) СЖ на фоне дефеката способствует увеличению фитомассы опытной культуры – озимой ржи [81] – и активизации целлюлозоразрушающих микроорганизмов [11]. Однако отмечается, что увеличение дозы отхода >500 г/кг почвы приводит к значительному уменьшению зеленой массы озимой ржи.

В качестве НОУ в агроценозах все шире применяются различные смеси и компосты на основе дефеката и жома для уменьшения почвенной кислотности, улучшения минерального питания растений, усиления микробиологической активности почвы, повышения урожайности возделываемых сельскохозяйственных культур. Исследования показали высокую эффективность применения жомодефекатного компоста с добавлением микробной закваски, вытяжки из целинного чернозема, биогумуса на черноземах типичных [42] и компостированной удобрительно-мелиорирующей смеси из дефеката Сотницинского сахарного завода Рязанской области, торфа и соломы в соотношении 1 : 3 : 1, а также микробных препаратов на деградированных дерново-подзолистых и торфяных почвах [34, 89].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Экологические проблемы при традиционной переработке сахарной свеклы для получения сахара связаны с образованием большого количества отходов, потреблением энергии и воды. Очистка сточных вод большинством заводов осуществляется на ПФ, занимающих площади в сотни гектаров. В настоящее время в стране создан научно-теоретический и прикладной аппарат по организации ПФ, накоплен огромный опыт по мониторингу их экологического состояния, выяснена роль сточных вод и осадков в загрязнении подземных и поверхностных вод, атмосферного воздуха; оценен потенциал вторичного использования (утилизации) отходов переработки сахарной свеклы в биоэнергетике, как НОУ, для рекультивации нарушенных земель. Вместе с тем крайне мало внимания уделяется почвам, их свойствам, развитию, оценке эколого- и газогеохимического состояния и опасности загрязнения токсикантами в районах размещения полей фильтрации. Почвенно-генетические и ландшафтно-

геохимические исследования на территориях размещения отходов расширят представления о разнообразии, географии и классификации “экстремальных” почв [14], развивающихся “при избытке ресурса” под воздействием сахарной индустрии. Эти исследования необходимы для составления и корректировки крупномасштабных почвенных и ландшафтных карт регионов сахарной промышленности, уточнения классификации почв, развитых на индустриальных отходах, а также разработки способов рекультивации заброшенных очистных сооружений и введения их в хозяйственный оборот.

К настоящему времени описаны ключевые физико-химические и биологические свойства почв днищ заброшенных карт ПФ, формирующихся на осадках сточных вод сахарных заводов в черноземной зоне России, оценено их эколого-геохимическое состояние. Однако сведения о новообразованных почвах днищ после их выведения из эксплуатации и удаления осадков, а также межсекционных валов в России и других сахаропроизводящих странах единичны. Классификационная позиция щелочных и сильнощелочных, активно биотурбированных, обогащенных органическим веществом, карбонатами, фосфором почв днищ карт ПФ нуждается в уточнении.

Изменения свойств почв под воздействием отходов сахарных заводов (дефеката, транспортно-моечного осадка, СЖ, смесей и компостов на их основе) в большинстве публикаций анализируются с позиций результатов, интересующих сельскохозяйственное производство. Между тем генетико-географический подход, с учетом конкретных почвенно-ландшафтных условий и изучением почвообразовательных процессов позволит получить целостную характеристику новообразованных и трансформированных почв, выявить их влияние на окружающую среду и потенциальные возможности их рекультивации и использования.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при финансовой поддержке проекта РФФИ № 19-29-05025мк (концептуальное обобщение, техногенез), а также в рамках темы государственного задания Института географии РАН № АААА-А19-119022190169-5 (FMGE-2019-0006) (классификация и диагностика почв, географические аспекты исследования).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алексеева Е.Н.* Эффективность дефеката // Сахарная свекла. 1975. № 3. С. 33–35.

2. Балабко П.Н., Славянский А.А., Хуснетдинова Т.И., Головкин А.М., Черкашина Н.Ф., Карпова Д.В., Выборова О.Н. Использование фильтрационного осадка (дефеката) в растениеводстве // *АгроЭкоИнфо* (электронный журнал). 2013. № 1(12). С. 6.
3. Балабко П.Н., Хуснетдинова Т.И., Карпова Д.В., Славянский А.А. Влияние отходов свеклосахарного производства на плодородие дерново-подзолистой почвы при выращивании картофеля // *Агрохимический вестник*. 2014. № 6. С. 22–25.
4. Беляева Л.И., Лабузова В.Н., Остапенко А.В., Скрипко Е.М. Технологические вспомогательные средства в производстве сахара: от локальных технологий применения к интегрированным // *Сахар*. 2017. № 3. С. 23–27.
5. Богданов Б.М., Ригер Т.В., Сапрыкина Н.В. Сахарный завод как источник загрязнения воздушного бассейна // *Известия высших учебных заведений. Пищевая технология*. 2000. № 1. С. 90–91.
6. Будыкина Т.А., Франтова В.В. Очистка транспортно-моечных вод сахарного завода // *Вестн. Рос. ун-та Дружбы народов. Сер. Инженерные исследования*. 2011. № 2. С. 27–30.
7. Валяльщикова А.А., Белозеров Д.А. Система мероприятий по улучшению качества подземных вод Лев-Толстовского, Лебедянского и Грязинского районов Липецкой области // *Вестник ВГУ. Сер. Геология*. 2016. № 1. С. 124–130.
8. Васильев С.М., Домашенко Ю.Е., Ляшков М.А., Матвиенко А.О., Митяева Л.А., Глуценко Ю.Ю. Анализ источников формирования сточных вод на агропредприятиях, их качественных и количественных показателей (научный аналитический обзор). Новочеркасск, 2017. 82 с.
9. Вафис А.А., Пескова Т.Ю. Реакции крови озерной лягушки *Rana Ridibunda* Pal. на воздействие сточных вод сахарных заводов // *Вопросы современной науки и практики. Ун-т им. В.И. Вернадского*. 2009. № 2(16). С. 8–18.
10. Вентиляция, кондиционирование и очистка воздуха на предприятиях пищевой промышленности / Под ред. Е.А. Штокман. М.: АСВ, 2007. 632 с.
11. Гнеушева В.С. Оптимизация доз внесения отходов свеклосахарного производства как фактор биологизации земледелия на серых лесных почвах ЦЧЗ. Автореф. дис. ... канд. с./х. наук. Орел, 2019. 18 с.
12. Голубев Б.А., Дикусар И.Г., Лошаков М.Т. Вегетационные опыты с дефекационной грязью // *Из результатов вегетационных опытов и лабораторных работ*. 1928. Т. XIV. С. 18–21.
13. Голыбин В.А., Федорук В.А., Лоскутов А.Ю., Бушмин И.С. Возможности по использованию отходов свеклосахарного производства // *Сб. научн. тр. Всерос. научно-исслед. и-та овцеводства и козоводства*. 2016. Т. 2. № 10. С. 34–36.
14. Горячкин С.В., Мергелов Н.С., Таргульян В.О. Генезис и география почв экстремальных условий: элементы теории и методические подходы // *Почвоведение*. 2019. № 1. С. 5–19.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X19010040>
15. Гурин А.Г., Басов Ю.В., Гнеушева В.В. Сравнительная оценка накопления тяжелых металлов в серой лесной почве при внесении минеральных удобрений и отходов сахарного производства // *Russ. J. Agricultural Socio-Economic Sci.* 2017. № 3(63). С. 154–159.
<https://doi.org/10.18551/rjoas.2017-03.19>
16. Гурин А.Г., Гнеушев В.В. Изменение агрохимических свойств почвы и ее биологической активности при использовании отходов сахарного производства на посевах яровой пшеницы // *Вестник аграрной науки*. 2018. № 1(70). С. 3–7.
<https://doi.org/10.15217/48484>
17. Девятова Т.А., Божко С.Н., Яблонских Л.А., Чувычкин А.Л. Влияние отраслей народного хозяйства Центрального Черноземья на загрязнение водных объектов // *Вестник ВГУ. Сер. Химия. биология. фармация*. 2015. № 1. С. 54–58.
18. Джувеликян Х.А. Экологическое состояние природных и антропогенных ландшафтов Центрального Черноземья. Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Петрозаводск, 2007. 50 с.
19. Егорова М.И., Пузанова Л.Н., Колотовченко А.А., Бессонова Е.А., Стифеев А.И. Роль свеклосахарного производства в развитии отраслей АПК // *Вестник Курской гос. с./х. академии*. 2010. № 6. С. 48–51.
20. Ельников Д.А. Очистка сточных вод от синтетических и органических красителей отходом производства дисахаридов. Автореф. дис. ... канд. тех. наук. Пенза, 2013. 20 с.
21. Ермакова Н.В., Будыкина Т.А. Техногенное воздействие сахарного завода на окружающую среду // *Изв. Юго-Западного гос. ун-та. Сер. Техника и технологии*. 2012. № 2. С. 176–179.
22. Желязко В.И. О пригодности сточных вод предприятий агропромышленного комплекса для удобрения орошения // *Вестник Белорусской гос. с./х. академии*. 2018 № 1. С. 122–130.
23. Жеряков Е.В. Влияние дефеката на физико-химические свойства чернозема выщелоченного и продуктивность сахарной свеклы // *Междунар. научн.-исслед. журн*. 2014. № 7–1(26). С. 65–67.
24. Жидких Д.В. Геоэкологическая оценка влияния предприятий пищевой промышленности на природную среду Белгородской области // *Проблемы региональной экологии*. 2007. № 6. С. 47–51.
25. Житин Ю.И., Стекольников Н.В. Приемы использования отходов производства в агроэкосистемах Центрального Черноземья. Воронеж, 2015. 218 с.
26. Замотаев И.В., Грачева Р.Г., Конопляникова Ю.В., Долгих А.В., Карелин Д.В., Тельнова Н.О., Добрянский А.С. Неизвестные почвы районов воздействия сахарной промышленности // *Почвы – стратегический ресурс России. Тез. докладов VIII съезда Общества почвоведов им. В.В. Докучаева и Школы молодых ученых по морфологии и классификации почв (Сыктывкар, 2020–2022 гг.)*. М., 2021. Ч. 2. С. 226–227.
27. Зинюков Ю.М., Золотарев А.В. Структурно-иерархическая модель природно-техногенной системы

- “поля фильтрации ООО “Этанол-Спирт” – геологическая среда” как основа оптимизации ее мониторинга // Вестник ВГУ. Сер. Геология. 2012. № 1. С. 200–208.
28. *Зотов Н.И., Чернышева О.А.* Агроэкологические аспекты применения осадков сточных вод для удобрения сельскохозяйственных культур // Вісник ДонНАБА. 2005. Вип. 2(50). С. 130–139.
 29. *Зотов Н.И., Чернышева О.А.* Концептуальная модель потоков тяжелых металлов в агрофере при использовании осадков сточных вод // Вісник ДонНАБА. 2005. Вип. 6(54). С. 170–174.
 30. *Зубов М.Г., Гетманский А.С.* Очистка сточных вод сахарных заводов при сезонном режиме работы // Сахар. 2017. № 5. С. 2–4.
 31. *Зуева С.Б., Зарцына С.С., Щербаков В.И.* Экозащитные технологии систем водоотведения предприятия пищевой промышленности. СПб.: Прспект науки, 2012. 328 с.
 32. *Иванов А.Н.* Влияние дефектата на свойства, плодородие серых лесных почв Бие-Чумышского междуречья и урожайность сельскохозяйственных культур. Автореф. дис. ... канд. с./х. наук. Барнаул, 2004. 18 с.
 33. *Калимулин Р.М., Штыров А.Н., Адамян У.А., Бариева Э.Р., Серазеева Е.В.* Усовершенствование системы очистки сточных вод на предприятии сахарной промышленности // Вестник магистратуры. 2016. № 7(58). Т. II. С. 9–10.
 34. *Кирейчева Л.В., Перегудов С.В., Шилова Е.Ю.* Использование удобрительно-мелиорирующей смеси на основе отходов сахарного производства для повышения плодородия малопродуктивных почв // Агротехнический вестник. 2010. № 1. С. 22–24.
 35. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
 36. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 224 с.
 37. *Кожокару Т.Т.* Биология прудов полей фильтрации сахарных заводов Молдавии и возможности их рыбохозяйственного использования. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Кишинев, 1971. 29 с.
 38. *Кольцова О.М.* Экологический аспект в оценке использования отходов производства в качестве химических мелиорантов черноземов выщелоченных типичной лесостепи Воронежской области // Вестник Воронежского гос. аграрного ун-та. 2015. № 4 (47). С. 12–21.
 39. *Кольцова О.М., Стекольников Н.В., Житин Ю.И.* Отходы свеклосахарного производства и их использование в сельском хозяйстве // Вестник Воронежского гос. аграрного ун-та. 2018. № 4(59). С. 52–58.
 40. *Коноплина Е.А.* Оценка воздействия вторичных ресурсов сахарного производства на биоресурсы агроэкосистем. Автореф. дис. ... канд. с./х. наук. Воронеж, 2011. 20 с.
 41. *Корнейко Н.И.* Мониторинг кислотности пахотных почв в Белгородской области // Adv. Current Natural Sci. 2013. № 9. С. 152–155.
 42. *Кузнецов А.Е.* Экологические особенности разложения в черноземе типичном жомодефекатных компостов и их влияние на показатели продуктивности почв. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Владимир, 2013. 24 с.
 43. *Кузнецов А.Е., Градова Н.Б.* Научные основы экобиотехнологии. М.: Мир, 2006. 504 с.
 44. *Кузнецов А.Е., Трутаева Н.Н., Проценко Е.П., Прусаченко А.В., Проценко А.А.* Проблемы фитотестирования малоопасных отходов свеклосахарного производства // Вестник Курской гос. с./х. академии. 2012. № 6. С. 53–56.
 45. *Кузнецов П.Н., Соловьев С.В.* Совершенствование степени очистки корнеплодов сахарной свеклы путем применения шеточного очистителя в условиях Тамбовской области // Вестник Мичуринского гос. аграрного ун-та. 2015. № 1. С. 162–167.
 46. *Кульнев В.В., Ступин В.И., Борзенков А.А.* Биологическая реабилитация сточных вод сахарных заводов методом коррекции альгоценоза // Экология и промышленность России. 2017. Т. 21. № 3. С. 16–20.
 47. *Курбатов Т.Т., Лунев Н.Г.* Смелее применять дефекационную грязь как удобрение // Сахарная промышленность. 1940. № 4. С. 24–26.
 48. *Курбатова А.Н.* Техногенная трансформация компонентов ландшафтов малых городов Центрального Черноземья (на примере г. Льгова Курской области). Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. М., 2017. 23 с.
 49. *Лукьянчиков Д.И.* Защита поверхностных вод Курской области от антропогенного загрязнения путем применения биологических прудов с высшей водной промышленностью. Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Курск, 2012. 23 с.
 50. *Макарычев С.В.* Химическая мелиорация малоплодородных почв Алтайского края на основе региональных природных ресурсов // Вестник Алтайского гос. аграрного ун-та. 2018. № 10(168). С. 68–74.
 51. *Михайлов А.В., Тейхреб Н.Я.* Образование и переработка отходов пищевой промышленности в Алтайском крае // Ползуновский Вестник. 2015. № 2. С. 59–63.
 52. *Муха В.Д., Пигорев И.Я., Ачкасов А.Л., Недбаев В.Н., Мирошнченко О.Н., Худяков С.И., Бельчиков Е.В.* Дефекат перспективное удобрение-мелиорант // Вестник Курской гос. с./х. академии. 2011. № 6. С. 47–49.
 53. *Мязин Н.Г., Кожокина А.Н.* Влияние дефектата на агрохимические свойства чернозема выщелоченного и урожайность сахарной свеклы // IV Международная научн. экологическая конф. на тему: “Проблемы рекультивации отходов быта, промышленного и сельскохозяйственного производства”. Краснодар, 2015. Ч. 1. С. 302–307.
 54. *Небытов В.Г., Мазалов В.И., Николаев А.В., Наумкина Т.С., Зотиков В.И.* Известкование и применение дефектата на почвах Орловской области. Орел, 2015. 56 с.
 55. *Пархомец А.П., Сергиенко В.И.* Биологическая очистка сточных вод сахарных заводов. М.: Легкая и пищевая пром-сть, 1984. 112 с.

56. *Поливанова Т.В., Семичева Н.Е., Поливанова С.А.* Исследование экологических проблем при проектировании и строительстве предприятий сахарной промышленности // Промышленное и гражданское строительство. 2017. № 3. С. 79–83.
57. *Поливанова Т.В., Уваркин А.В., Фролов К.А., Поливанова С.А.* Управление осадками транспортеромоечных вод сахарного производства – важная экологическая проблема // Известия Юго-Западного гос. ун-та. 2014. № 1. С. 125–129.
58. *Полянин А.В., Мошкевич М.Л., Карлова Е.В.* Оценка экологичности сахарной промышленности на основе уровней техногенного воздействия используемых технологий // Известия Юго-Западного гос. ун-та. 2012. № 6 (45). С. 240–245.
59. Природно-антропогенные геосистемы центральной лесостепи Русской равнины / Отв. ред. А.М. Грин, Л.И. Мухина. М.: Наука, 1989. 276 с.
60. *Протасова М.В., Миронов С.Ю., Лукьянчикова О.В., Бабкина Л.А.* Перспективные направления использования отходов сахарного производства // Auditorium. 2016. № 2(10). С. 32–41.
61. *Проценко А.А., Кузнецов А.Е., Проценко Е.П., Балабина И.П., Ермакова Н.В., Протасова М.В., Лукьянчикова О.В.* Проблемы токсичности жомовых отходов свеклосахарного производства // Проблемы региональной экологии. 2015. № 2. С. 86–89.
62. *Пузанова Л.Н., Егорова М.И.* Оценка экологичности технологий производства сахара // Хранение и переработка сельхозсырья. 2009. № 10. С. 8–11.
63. *Пузанова Л.И., Лабузова В.Н.* Использование отходов свеклосахарного производства для повышения плодородия почв // Агроэкологические проблемы почвоведения и земледелия. Сб. докл. Международной науч.-пр. конф. Курского отделения МОО “Общество почвоведов имени В.В. Докучаева”. Курск, 2019. С. 315–318.
64. *Пузанова Л.Н., Сысоева Т.И.* Поля фильтрации – потенциальные земли сельскохозяйственного назначения // Агроэкологические проблемы почвоведения и земледелия. Сб. докл. Международной науч.-пр. конф. Курского отделения МОО “Общество почвоведов имени В.В. Докучаева”. Курск, 2019. С. 319–321.
65. *Рябинин А.И.* Влияние совместного внесения дефекаата с минеральными и органическими удобрениями на плодородие чернозема обыкновенного и продуктивность сахарной свеклы в условиях Прихоперья Окско-Донской равнины. Автореф. дис. ... канд. с./х. наук. Саратов, 1999. 24 с.
66. *Сабетова Л.А., Девина М.В.* Направления использования вторичных отходов свеклосахарного производства // Технология пищевой и перерабатывающей промышленности АК – продукты здорового питания. 2017. № 5(19). С. 132–141.
67. *Савостина О.А., Крицкая Е.Б.* Отходы сахарного производства // Успехи современного естествознания. 2008. № 7. С. 137
68. *Салтык И.П.* Повышение эффективности функционирования свеклосахарного подкомплекса АПК: на материалах Центрально-Черноземного региона. Автореф. дис. ... докт. экон. наук. Курск, 2006. 45 с.
69. *Салтык И.П., Косулин Г.С., Болухонцева Ю.И.* Вопросы повышения эффективности функционирования свеклосахарного подкомплекса в контексте проблем вторичной переработки отходов и защиты окружающей среды // IV Международная научн. экологическая конф. на тему: “Проблемы рекультивации отходов быта, промышленного и сельскохозяйственного производства”. Краснодар, 2015. Ч. 1. С. 425–430.
70. *Сапронов А.Р.* Технология сахарного производства. М.: Агропромиздат, 1986. 431 с.
71. *Семенова М.В., Рожкова А.М., Осипов Д.О., Сатрутдинов А.Д., Сеницына О.А., Рубцова Е.А., Кондратьева Е.Г., Сеницын А.П.* Подбор оптимального комплекса ферментов для гидролиза углеводов свекловичного жома // Прикладная биохимия и микробиология. 2019. Т. 55. № 6. С. 586–593.
72. *Сидак М.В.* Анализ и перспективы развития рынка глубокой переработки побочной продукции и отходов свеклосахарного производства в биотопливо и другие продукты // Сахарная свекла. 2019. № 10. С. 6–11.
73. *Славянский А.А.* Промышленное производство сахара. М., 2015. 255 с.
74. *Спичак В.В., Базлов В.Н., Ананьева П.А., Поливанова Т.В.* Водное хозяйство сахарных заводов. Курск, 2005. 167 с.
75. *Спичак В.В., Климахин Н.А.* Экология АПК: (экологические проблемы свеклосахарной промышленности) // Инж. экол. 1997. № 5. С. 38–40.
76. *Спичак В.В., Остроумов В.Б.* Развитие сахарной промышленности в России. Курск, 2010. 143 с.
77. *Спичак В.В., Ревенков О.Г., Пузанова Л.Н.* Эксплуатация и регенерация почв полей фильтрации сахарных заводов // Сахар. 2008. № 10. С. 62–64.
78. *Стекольников Н.В.* Использование вторичных ресурсов агроэкосистемах // IV Международная научн. экологическая конф. на тему: “Проблемы рекультивации отходов быта, промышленного и сельскохозяйственного производства”. Краснодар, 2015. Ч. 1. С. 307–312.
79. *Сыпко А.А.* Влияние дефекаата на плодородие почвы и продуктивность гибридов // Сахарная свекла. 2010. № 8. С. 20–22.
80. *Тиньгаев А.В.* Управление использованием органических отходов в сельском хозяйстве на региональном уровне. Автореф. дис. ... докт. тех. наук. М., 2010. 45 с.
81. *Титова В.И., Ветчинников А.А., Дабахова Е.В.* Оценка возможности использования свекловичного жома в качестве удобрения при выращивании зерновых культур // IV Международная научн. экологическая конф. на тему: “Проблемы рекультивации отходов быта, промышленного и сельскохозяйственного производства”. Краснодар, 2015. Ч. 1. С. 37–41.
82. *Тютюнник Ю.Г.* Виробничий ландшафт і його деградація. К.: ІЕЕ НАН України, 2021. 142 с.

83. Тютюнник Ю.Г. Цукроварні України. Індустріальна спадщина і ландшафт Київ: Інститут еволюційної екології НАН України, 2016. 330 с.
84. Тютюнник Ю.Г., Губарь Л.М., Пашкевич П.В., Гончаренко И.В. Почвы промышленных площадок и их экологическая демутиация (на примере сахарных заводов) // Биосфера. 2019. Т. 11. № 2. С. 63–74. <https://doi.org/10.24855/biosfera.v11i2.482>
85. Тютюнник Ю.Г., Пашкевич П.В., Губарь Л.М. Производственные ландшафты и их демутиация (на примере свеклосахарной промышленности Украины) // Известия Русского географического общества. 2019. Т. 151. № 5. С. 48–66. <https://doi.org/10.31857/S0869-6071151548-66>
86. Тушикова О.А. Перспективы развития свеклосахарного подкомплекса России в условиях модернизации производств и международной интеграции // Научн. журн. КубГАУ. 2013. № 93. С. 10–25.
87. Чукарина Ю.А., Зуева С.Б., Филимонова О.Н., Матющенко И.Н. Получение модифицированного сорбента из отхода сахарной промышленности // Междунар. журн. прикладных и фундаментальных исследований. 2012. № 3. С. 193.
88. Шамыраниев Ж.Д. Перспективные направления переработки вторичных ресурсов сахарной промышленности Кыргызской республики // Экономика и социум. 2017. № 5(36). С. 451–455.
89. Шилова Е.Ю. Использование отходов сахарной промышленности для повышения плодородия малопродуктивных почв. Автореф. дис. ... канд. с./х. наук. М., 2013. 21 с.
90. Шишкин А.Ф. Новые известковые удобрения: эффективность и безопасность применения. Воронеж: Изд-во Воронежского ГАУ, 2001. 316 с.
91. Шиян А.А. Экологическая характеристика озерной лягушки (*Rana ridibunda* Pall.) при обитании на полях фильтрации сахарных заводов. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Саратов, 2011. 21 с.
92. Шеголькова Н.М., Диас В., Криксунов Е.А., Рыбка К.Ю. Фито-системы для очистки сточных вод // Наилучшие доступные технологии водоснабжения и водоотведения. 2015. № 2. С. 50–59.
93. Филатов С.Л., Думченков В.М., Петров С.М., Подгорнова Н.М., Басаргин Н.А. Механическое обезвреживание осадка транспортерно-моечной воды свеклосахарного производства ленточными фильтр-прессами // Сахар. 2020. № 1. С. 32–37.
94. Филатов С.Л., Петров С.М., Подгорнова Н.М., Михайличенко М.С., Думченков В.М. Инновационные технологии как основа устойчивого экономического развития свеклосахарного производства // Сахар. 2020. № 8. С. 12–19.
95. Эрбаева Р.С., Чериков С.Т., Баткибекова М.Б. Физико-химические характеристики отходов сахарной промышленности, содержащих CaCO_3 // Известия КГТУ им. И. Раззакова. 2012. № 26. С. 220–223.
96. Юдина В.А. Оценка воздействия на окружающую среду завода по переработке сахарной свеклы // Успехи современного естествознания. 2013. № 8. С. 62.
97. Afshar PGh, Honarvar M., Gharachorloo M., Eshratatabadi P., Bazyar B. Investigation of the Physico-Chemical Properties of Press Mud: A Sugar Industry Waste // Adv. Environ. Biol. 2014. V. 8(13). P. 1053–1058.
98. Balakrishnan M., Batra V.S. Valorization of solid waste in sugar factories with possible applications in India: A review // J. Environ. Management. 2011. V. 92. № 11. P. 2886–2891. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.039>
99. Gracheva R.G., Zamotaev I.V., Belonovskaya E.A., Konopliankova Yu.V., Dobryanskiy A.S. Newly formed soils of the sugar industry treatment facilities and invasion of *Acer Negundo* (Chernozem zone of Russia) // IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. 817. 2021. P. 1–7. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/817/1/012037>
100. Gupta V.K., Jain C.K., Sharma I.A.M., Saina V.K. Removal of cadmium and nickel from wastewater using bagasse fly ash—a sugar industry waste // Water Res. 2003. V. 37. № 16. P. 4038–4044. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00292-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00292-6)
101. <http://rossahar.ru/>
102. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources. 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports. № 106. Update 2015. FAO, Rome, 2015. 192 p.
103. Keshavanath P., Shvianna Gangadhara B. Evaluation of sugarcane by-product pressmud as a manure in carp culture // Bioresource Technol. Bioresource technol. 2006. V. 97. № 4. P. 628–634. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.03.019>
104. Khoiron Analysis of Solid Waste Management of Sugar Industry (Studies at the Sugar Industry (in East Java) // UNEJ e-Proceeding. 2018. P. 88–94.
105. Kumar S., Meena R.S., Jinger D., Jatav H. S., Banjara T. Use of pressmud compost for improving crop productivity and soil health // Int. J. Chem. Studies. 2017. V. 5. № 2. P. 384–389.
106. Kushwaha J.P. A review on sugar industry wastewater: sources, treatment technologies, and reuse // Desalination and Water Treatment. 2015. V. 53. № 2. P. 309–318. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.838526>
107. Meghana M., Shastri Yo. Sustainable valorization of sugar industry waste: Status, opportunities, and challenges // Bioresource Technology. 2020. V. 303. P. 122929. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122929>
108. Mikheev P., Zamotaev I., Telnova N. Microbial Features in Newly Formed Soils of Disposal Fields from Sugar Refineries // E3S Web of Conferences. APEEM. 2021. V. 265. P. 03009. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20212603009>
109. Morar F., Rus D., Lung B.-L. The influence of sugar-processing effect on water in treatment plant // Procedia Technology. 2016. V. 22. P. 486–492. <https://doi.org/10.1016/j.protcy.2016.01.098>

Formation and Transformation of Soils in the Areas of Sugar Industry Waste Disposal (Review)

I. V. Zamotaev^{1, *}, R. G. Gracheva¹, P. V. Mikheev², and Yu. V. Konopliyanikova¹

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

²*Erisman Federal Scientific Center for Hygiene, Mytishchi, 141014 Russia*

**e-mail: zivigran@rambler.ru*

An overview of modern concepts of technogenesis and soil formation in the decommissioned infiltration fields (IF) of sugar factories, as well as trends in soil property changes under waste use in agriculture as organic fertilizers in different natural zones is given. The physico-chemical and biological properties of soils formed on different components of IF in the Chernozem zone of Russia are considered. On the earth walls made of material extracted from settling ponds during their construction, dark-humus typical soils are formed; on the waste of sugar factories (press mud) transported to the surface of the walls, technogenic pelozems are identified. Within the bottoms of abandoned settling ponds filled by the sewage sludge, technogenic dark-humus stratozems are formed; in cases of removal of technogenic sediment, after 30–40 years, dark-humus hydrometamorphosed soils are formed with clear bioturbation. Compared to the background Chernozems, the soils of the dried bottoms of ponds show an abundance of organic residues, an increase in alkalinity and nutrients, ferruginization, the formation of phosphate and carbonate neoformations, cadmium and zinc pollution, and increased levels of average annual greenhouse gas emissions. The usage of sugar production waste (alkaline press mud and strongly acidic beet pulp) in a pure form or in combination with other fertilizers is considered as one of the methods of agriculture biologization. However, this does not always lead to an improvement in soil properties and an increase in crop yields compared to control options.

Keywords: newly formed soils, sugar beet production, wastewater, infiltration fields, waste using, Cambisols, Fluvisols, Technosols

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 551.89

ОСОБЕННОСТИ СОХРАННОСТИ СПОР И ПЫЛЬЦЫ В ПОЧВАХ В ЗОНЕ РАСПРОСТРАНЕНИЯ МНОГОЛЕТНЕМЕРЗЛЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ЯКУТИИ¹

© 2022 г. Д. А. Лопатина^а, О. Г. Занина^{б, *}, Д. Г. Фёдоров-Давыдов^б

^аГеологический институт РАН, Пыжевский пер., 7, Москва, 119017 Россия

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

*e-mail: oksanochka_zet@mail.ru

Поступила в редакцию 08.12.2021 г.

После доработки 22.01.2022 г.

Принята к публикации 24.02.2022 г.

Представлены результаты изучения качественного и количественного состава спор и пыльцы из почв в зоне распространения многолетнемерзлых отложений Якутии (Колымская низменность, п-ов Быковский, г. Якутск и его окрестности) с целью выявления основных криогенных нарушений палиноморф и анализа механизмов их криогенной деструкции. Исследованы качественный и количественный составы палиноморф, проанализированы закономерности формирования на них повреждений и механизм криогенной деструкции. Палинологические остатки с разрушениями химико-биотического типа (истончение оболочек, образование каверн в результате воздействия на них микробов) присутствуют единично или отсутствуют, вероятно, это обусловлено спецификой криолитозоны с преобладанием низких температур в течение года и в целом подавленной микробиологической активностью. Обычно на спорах и пыльце преобладают разрушения физического типа (разрывы и трещины). В пробах из минеральных горизонтов суглинистых почв содержание поврежденных палинологических остатков составляет 5–10%, в минеральных горизонтах песчаной почвы оно достигает 20%. В последних содержание пленок незамерзшей воды, выполняющих криопротекторную роль, низкое, соответственно палиноморфы больше подвержены разрушению растущими кристаллами льда при промерзании. Наиболее подвержена разрушению пыльца голосеменных относительно крупных размеров *Pinus* и *Larix*, стабильно фиксируются повреждения на преобладающей в спектрах пыльце *Poaceae* и *Betula sect. Nanae*, а также *Syringaceae* и *Ericaceae*; единично и спорадически — на пыльце второстепенных и единичных таксонов: *Salix*, *Duschekia*, *Asteraceae*, *Onagraceae*, *Ranunculaceae*, *Saryophyllaceae* и спорах *Sphagnum* и *Bryales*. Отсутствуют нарушения на пыльце трав *Valeriana*, *Polemonium*, *Artemisia*, *Chenopodiaceae*, *Polygonaceae* и спорах *Lycopodium*, *Diphasiastrum*, *Selaginella* и *Polypodiaceae*. Полученные результаты могут быть использованы при реконструкции палеогеографических условий времени формирования погребенных почв, а также при изучении криоконсервации биологических объектов в районах многолетней мерзлоты.

Ключевые слова: тафономия, криосфера, повреждения палиноморф

DOI: 10.31857/S0032180X22080093

ВВЕДЕНИЕ

Для реконструкции истории ландшафтов, растительности и климата Якутии актуальным является изучение погребенных почв, в профилях которых отражаются следы различных природных воздействий [7–9, 24, 31]. Среди палеоэкологических методов исследований погребенных почв используется палинологический метод, что связано в первую очередь с массовой встречаемостью спор и пыльцы [9, 12]. Методологической основой реконструкций растительности и климата по

палинологическим данным является принцип актуализма, интерпретация ископаемых спектров базируется на сравнительной оценке их сходства с субфоссильными спорово-пыльцевыми спектрами. При анализе спектров арктических регионов необходимо принимать во внимание такие факторы, как ветровой занос палиноморф из южных районов, их сохранность, которая зависит как от биологических особенностей (пыльцевой продуктивности, морфологии), так и от локальных факторов (геоморфологического положения, гранулометрического состава, степени увлажнения почв, сплошного растительного покрова или открытости субстрата точки отбора пробы и др.), а также особенностей консервации палиноморф

¹ Дополнительная информация для этой статьи доступна по doi 10.31857/S0032180X22080093 для авторизованных пользователей.

при многократных циклах промерзания–оттаивания [3–6, 10, 11, 18, 20, 26, 27]. С одной стороны, слабая трансформация органической массы определяется спецификой криолитозоны с преобладанием низких температур в течение года и подавленностью микробиологической активности. При быстром захоронении и переходе в мерзлое состояние органические остатки хорошо сохраняются, что дает возможность использовать их при палеоэкологических исследованиях погребенных почв. С другой стороны, криогенные процессы, вероятно, в определенной мере “стирают” информацию о существовавших биоценозах, приводя к разрушению растительных остатков в почвах. Характер сохранности палиноморф является одним из ключей к обоснованной интерпретации спорово-пыльцевых спектров и реконструкции ландшафтов рассматриваемого региона. Вопросы сохранности спор и пыльцы в криолитозоне России освещены в монографии Васильчук [4]. Ей проанализированы виды разрушений и систематический состав поврежденных палинологических остатков из субфоссильных проб различных элементов рельефа.

Цель работы – изучение в качестве методической основы состава спор и пыльцы из современных почвенных профилей районов распространения многолетнемерзлых отложений Якутии, выявление основных криогенных нарушений палиноморф и анализ механизмов их криогенной деструкции. Полученные данные послужат дополнительным критерием при интерпретации результатов палинологического анализа и могут быть использованы при уточнении генезиса погребенных почв и реконструкции палеогеографических условий формирования четвертичных отложений криолитозоны.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Материалом для настоящей статьи послужили пробы из трех почв катены в районе обнажения Мамонтова Хайата п-ова Быковского, на берегу моря Лаптевых: разрезы 412-17 (71°46′59.4″ N, 129°24′39.1″ E), 131-19 (71°46′57.1″ N, 129°24′46.4″ E) и 132-19 (71°46′56.3″ N, 129°24′47.5″ E); пробы из двух почвенных профилей, соответствующих элементам нанорельефа в слабозаболоченном лиственничном редколесье на правом берегу р. Колымы на 10 км ниже по течению от устья р. Омолон, разрез 103-16 (68°43′34.8″ N, 158°54′41.3″ E). На изучаемой территории Северной Якутии водоразделы сложены высокольдистыми отложениями позднеплейстоценовой едомной свиты. В качестве почвообразующих пород выступают сами отложения едомной свиты или продукты их голоценовой трансформации. Для сравнения взят материал из почвенных профилей Центральной Якутии, отобранный в 2005 г. С.В. Максимовичем:

в сосновом лесу в черте г. Якутска, разрез 253, (2°02′13″ N, 129°40′05″ E) и лиственничнике в 1.5 км от г. Якутска, разрез 251 (62°02′34.6″ N 129°37′04.4″ E) (рис. 1, 2).

Разрез 412-17 заложен на вершине северного останца обнажения Мамонтова Хайата (абсолютная высота около 40 м), в кустарничково-травянистой лишайниково-зеленомошной тундре с участием сфагновых мхов. Нанорельеф бугорковый, диаметр бугорков – 60–110 см, превышение бугорков – 15–35 см. Профиль почвы под бугорком организован по типу AYot–Bghi–Gox@–G₁–G₂ (рис. 2). Подробное описание профилей представлено в табл. S1. Название почвы: глеезем потечно-гумусовый тяжелосуглинистый; Reductaquic Turbic Glacis Cryosol (Loamic).

Второй профиль по катене (разрез 131-19) заложен в средней части юго-юго-восточного пологого (7°–9°) склона вышеупомянутого останца. Нанорельеф бугорковый, превышение вскрытого разрезом бугорка над западинками 17–20 см. Кустарничково-пушицево-осоковая зеленомошно-лишайниковая тундра с участием сфагнума. Профиль организован по типу AYot–Bcrn–Bg–G–Gox–G@. Название почвы: глеезем криотурбированный тяжелосуглинистый; Reductaquic Turbic Glacis Cryosol (Loamic).

Разрез 132-19 заложен в нижней трети того же склона. Кочкарный нанорельеф. Осоково-пушицевая зеленомошно-сфагновая заболоченная тундра с участием кустистых лишайников. Профиль организован по типу T–Tmr–Bcrn–Bg–Gox–G. Название почвы: торфяно-глеезем окисленно-глеевый тяжелосуглинистый; Histic Turbic Glacis Cryosol (Loamic).

Разрез 103-16 заложен в слабозаболоченном лиственничнике на вершине едомного останца высотой около 20 м над урезом воды в р. Колыме. Среди кустарников отмечается береза растопыренная *Betula divaricata* Ledeb., среди кустарничков – багульник *Ledum palustre* L. и брусника *Vaccinium vitis-idaea* L., в нижнем ярусе преобладают кустистые лишайники и зеленые мхи. Диаметр бугорков от 0.5–2.5 м, их превышение над западинками составляет 10–25 см. Профиль на бугорке организован по типу O–TJ1–TJ2–Bhi–CR1–CR2. Название почвы: торфяно-криозем потечно-гумусовый легкосуглинистый; Folis Oxyaquic Turbic Glacis Cryosol (Siltic, Thixotropic). Профиль в западинке организован по типу T1_T2–Bg1–Bg2. Название – торфяно-глеезем криотурбированный легкосуглинистый; Histic Reductaquic Turbic Glacis Cryosol (Siltic, Thixotropic).

Почвенный разрез 251 заложен в 1.5 км на запад от города по Вилюйскому шоссе, в разновозрастном лиственничнике с *Larix cajanderi* Mayr с большой примесью березы *Betula platyphylla* Sukacz. Почвенный профиль имеет строение: O–Ah–

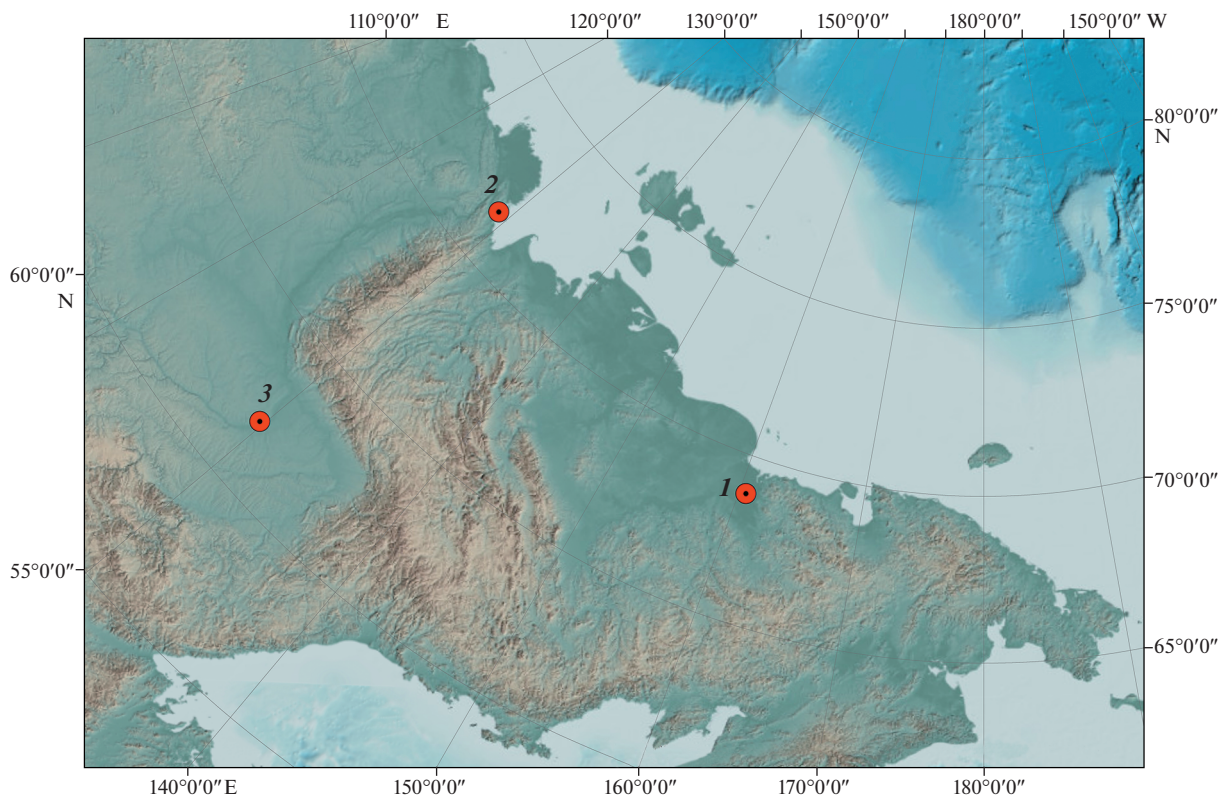


Рис. 1. Расположение изученных разрезов на территории Якутии: 1 – устье р. Омолон, Колымская низменность, 2 – разрез Мамонтова Хайата, п-ов Быковский, 3 – г. Якутск.

CRM1–CRM2–CRM1g–CRM2g. Почва криометаморфическая глееватая среднесуглинистая почва; Oxyaquic Turbic Cryosol (Loamic, Fluvic, Ochric, Raptic).

Почвенный разрез 253 заложен в одновозрастном сосновом бору, состоящим преимущественно из *Pinus sylvestris* L. Бор расположен в г. Якутск, в 3 км на северо-запад от Института мерзлотоведения. Почвенный профиль имеет строение: O–AU–BHF1–BHF2–BC. Название почвы: подбур иллювиально-железистый песчаный; Brunic Arenosol (Humic, Protosodic).

При обработке образцов для палинологического анализа использовали сепарационный метод Гричука [14, 16]. Количественную оценку палиноморф проводили путем их подсчета до 200 экземпляров на одну пробу, после чего препарат просматривали с целью обнаружения новых таксонов. При анализе сохранности палиноморф выделяли разрушения физического типа (разрывы и трещины оболочек спор и пыльцы) и химико-биотического типа (истончение экзины и каверны, образующиеся в результате воздействия на споры и пыльцу микробов). Электронные микрофотографии спор и пыльцы выполняли в Центре коллективного пользования ИФХиБПП РАН (Пушино) с использованием электронного микроскопа Vega Teskan 3 LSU и режима BSE. Анализы почвенных

образцов выполняли в ЦКП ИФХиБПП РАН (Пушино) по общепринятым методикам [2, 25]. Потери при прокаливании (ППП) определяли выдерживанием навески почвы при температуре 900°C в муфельной печи в течение 1 ч. pH_{H_2O} и pH_{KCl} определяли потенциометрически (pH метр Sartorius Basic Meter PB-11). Гидролитическую кислотность (Hr) определяли по Каппену – потенциометрически. Обменные основания вытесняли 1.0 н. CH_3COONH_4 (метод Шеленбергера). Обменные Ca^{2+} и Mg^{2+} определяли комплексонометрически, K^+ и Na^+ – методом пламенной фотометрии (пламенный фотометр BWB-XP Performance Plus, BWB-Technologies). Гранулометрический состав определяли пипеточным методом с обработкой образцов пирофосфатом натрия.

Термометрические исследования и определения глубины максимального сезонного протаивания почв выполняли в рамках международной программы “Циркумполярный мониторинг деятельного слоя” (Circumpolar Active Layer Monitoring – CALM).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Почвы п-ова Быковского имеют тяжелосуглинистый (на грани с глинистым) состав со значительным содержанием илистой фракции (табл. 1).



Рис. 2. Фото почв: а – глеезем потечно-гумусовый тяжелосуглинистый (разрез 412-17, вершина водораздела), б – глеезем криогурбированный тяжелосуглинистый (разрез 131-19, средняя часть склона), с – торфяно-глеезем окисленно-глеевый тяжелосуглинистый (разрез 132-19, нижняя часть склона), д – торфяно-криозем потечногумусовый легкосуглинистый (разрез 103-16 бугорок).

Величины потери при прокаливании говорят о повышенной гумусированности минеральных горизонтов (табл. 2). Этим почвам свойственны кислая реакция и высокая потенциальная кислотность. Степень насыщенности ППК основаниями в оторфованных серогумусовых горизонтах глееземов составляет всего 16–29%, а в нижележащем профиле – 25–36%. В торфяно-глееземе нижней части склона величины рН и степени насыщенности несколько больше. В составе оснований преобладают кальций и магний, в торфяно-глееземе доля магния уменьшается.

В подзоне арктической тундры (Мамонтова Хайата) среднеголетняя мощность сезонного слоя (СТС) на вершине водораздела составляет под бугорками 43.5 см, а под западинками – 25 см. Среднегодовая температура водораздельной почвы на глубине 20 см по среднеголетним данным равна -9.3°C , средняя температура за летний период (июль–август) $+0.4^{\circ}\text{C}$ (данный показатель в отдельные годы наблюдений был отрицательным за счет низких температур июня), температура в самом теплом месяце $+1.8^{\circ}\text{C}$ (август), а в самом холодном -22.3°C (февраль). На заболоченном едомном останце в подзоне северной тай-

ги (район устья р. Омолон) среднеголетняя мощность СТС под бугорками составляет 46 см, а под западинками – 31 см. Среднегодовая температура почвы на глубине 20 см по среднеголетним данным равна -3.4°C , средняя температура за летний период $+2.8^{\circ}\text{C}$, температура в самом теплом месяце $+4.1^{\circ}\text{C}$ (июль), а в самом холодном -11.5°C (февраль).

Палинологическая характеристика почвенных профилей в подзоне арктической тундры (п-ов Быковский). Пробы из минеральных горизонтов почв катены, изученной на побережье моря Лаптевых, в районе обнажения Мамонтова Хайата, насыщены палиноморфами, в пробах из органо-генно-аккумулятивных горизонтов их количество единично. Все спектры из минеральных горизонтов описанных суглинистых почв имеют сходный состав, изменения качественного и количественного составов палиноморф по изученным профилям катены не установлены. Пыльца деревьев и кустарников, являющаяся, за исключением *Salix*, заносной, составляет более половины от всех подсчитанных палиноморф. Преобладает *Betula sect. Nanae* (19.5–32.5%) и *Alnus* (12–24.5%). Среди трав и кустарничков доминируют

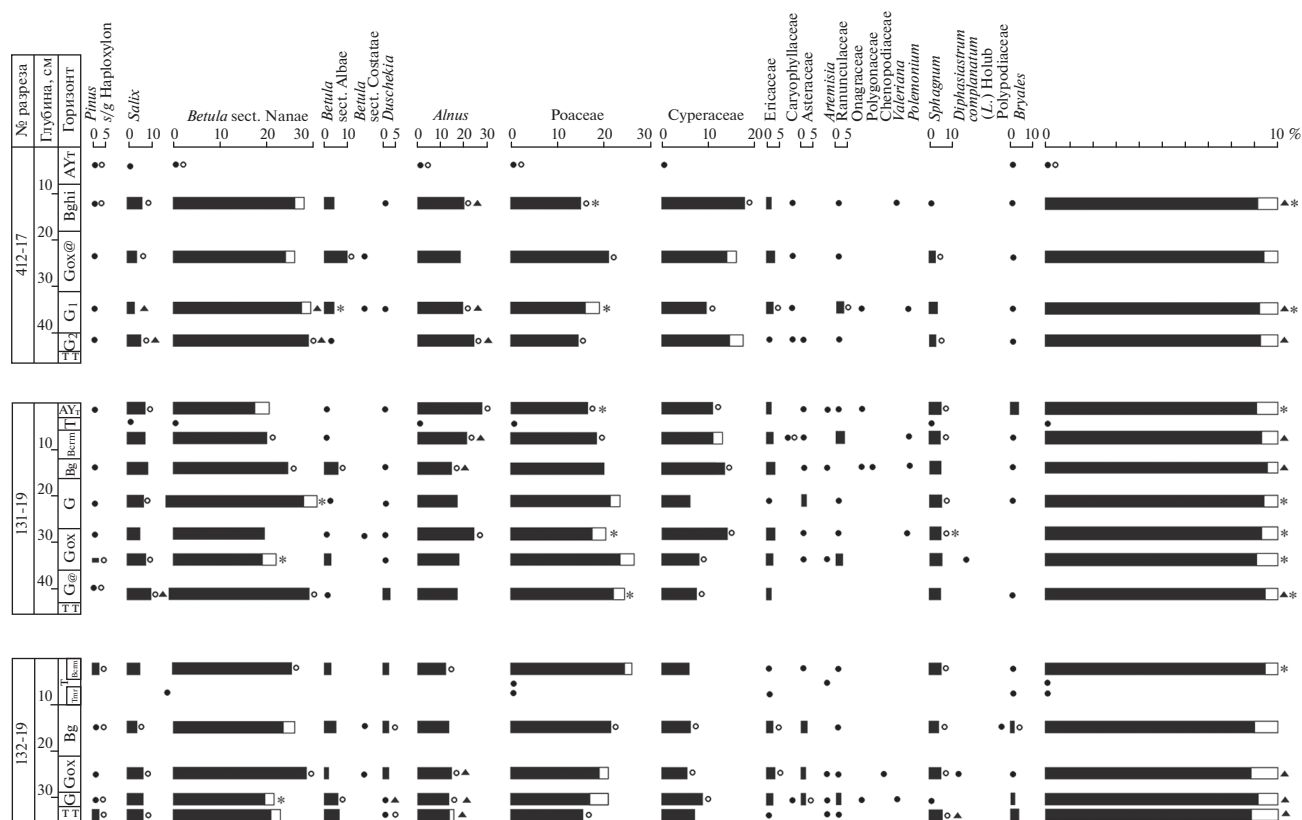
Таблица 1. Гранулометрический состав мелкозема тундровых почв п-ова Быковского, %

Горизонт	Глубина, см	Содержание фракций, %; размер фракции, мм						Физический песок (>0.01 мм)	Физическая глина (<0.01 мм)
		1–0.25	0.25–0.05	0.05–0.01	0.01–0.005	0.005–0.001	<0.001		
Разрез 412-17, вершина водораздела									
AYot	0–4	17.49	16.35	28.70	6.58	13.78	17.09	62.55	37.45
Bg,hi	4–12	2.81	16.44	29.05	10.88	19.64	21.18	48.30	51.70
Gox,@	18–30	3.63	19.73	30.03	6.80	19.19	20.62	53.39	46.61
G1	30–36	3.48	14.61	30.76	11.62	17.76	21.78	48.85	51.15
G2	40–44	3.82	19.19	30.55	8.58	16.79	21.08	53.55	46.45
Разрез 131-19, средняя часть склона									
Vcrm	3–10	5.95	18.01	31.12	8.25	16.38	20.30	55.08	44.92
Bg	10–15	5.53	14.87	32.00	10.53	18.61	18.45	52.40	47.60
Gox	15–25	4.24	19.06	29.26	9.44	16.63	21.37	52.56	47.44
G@	30–43	3.44	19.49	28.26	10.14	15.93	22.75	51.18	48.82
Разрез 132-19, нижняя часть склона									
Bg	12–18	5.88	19.37	29.37	10.66	19.12	15.60	54.62	45.38
Gox	18–25	8.75	14.63	30.05	10.52	17.41	18.63	53.44	46.56
G	25–32	5.07	20.09	30.20	8.49	19.18	16.98	55.35	44.65

Таблица 2. Показатели химического состояния тундровых почв п-ва Быковского

Горизонт	Глубина, см	ППП, %	рН		Нг, смоль ⁺ /кг	Обменные основания, смоль ⁺ /кг			
			H ₂ O	KCl		Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
Разрез 412-17, вершина водораздела									
AYot	0–4	13.06	4.07	3.25	16.98	1.49	1.23	0.09	0.46
Bg,hi	4–12	7.14	4.66	3.51	8.61	1.95	1.49	0.09	0.15
Gox,@	18–30	7.29	4.57	3.48	9.00	1.56	1.16	0.08	0.14
G1	30–36	6.60	4.49	3.38	8.59	2.13	1.08	0.12	0.28
G2	40–44	7.33	4.46	3.42	8.20	2.31	1.14	0.12	0.41
Разрез 131-19, средняя часть склона									
AYot	0–3	Не опр.	4.76	Не опр.	13.18	2.59	2.04	0.14	0.58
Vcrm	3–10	»	4.85	3.61	9.43	2.44	1.70	0.07	0.21
Bg	10–15	»	4.88	Не опр.	9.23	2.76	1.88	0.11	0.17
G	15–25	»	4.98	3.66	8.27	3.69	2.34	0.15	0.15
Gox	15–25	»	Не опр.	Не опр.	8.64	2.92	2.03	0.11	0.12
	25–36	»	4.95	3.67	9.02	2.93	1.88	0.10	0.18
G@	30–43	»	4.69	3.60	9.55	2.87	1.14	0.13	0.32
Разрез 132-19, нижняя часть склона									
T	0–6	Не опр.	Не опр.	Не опр.	46.50	Не опр.			
Tmr	8–11	»	4.75	»	31.48	18.25	11.46	0.33	0.94
Vcrm	6–11	»	5.04	»	8.30	5.47	3.59	0.13	0.25
Bg	12–18	»	5.08	»	6.83	4.31	2.75	0.11	0.21
Gox	18–25	»	4.98	»	8.62	3.39	2.14	0.1	0.18
G	25–32	»	4.97	»	8.83	3.59	1.99	0.19	0.18

Примечание. ППП – потери при прокаливании, Нг – гидролитическая кислотность.



Условные обозначения: ● – единичное содержание таксонов ■ – % содержание неповрежденных палиноморф □ – % содержание палиноморф с повреждениями физического типа
 ○ – единичное содержание палиноморф: ○ – с повреждениями физического типа ▲ – с истончением экзины * – с кавернами
 т – сезонно-талый слой

Рис. 3. Содержание спор и пыльцы в почвенных профилях катены на п-ове Быковский.

Роосеае и Сурегасеае, пыльца разнотравья единична. Содержание спор (*Sphagnum*, Bryales) составляет в среднем 5–6%. В целом пыльца во всех спектрах хорошей сохранности, среди поврежденных палиноморф преобладают разрушения физического типа (разрывы и трещины) (4.5–10% (в среднем 7%) от общего числа подсчитанных зерен). Практически во всех спектрах с повреждениями этого типа определена пыльца *Betula sect. Nanae*, Роосеае и Сурегасеае (до 4%), единично зафиксирована пыльца *Alnus*, *Salix*, *Pinus* и споры *Sphagnum*. Содержание палиноморф с истончением экзины составляет 0.5–3%. Обычно это единичные экземпляры *Sphagnum*, *Salix* и заносной пыльцы сем. Betulaceae – *Alnus*, *Duschekia* и *Betula sect. Nanae*. Палиноморфы с кавернами зафиксированы в количестве 0.5–2%: как правило, это единичные пыльцевые зерна *Betula sect. Nanae*, *B. sect. Albae*, Роосеае, споры *Sphagnum* (рис. 3).

Палинологическая характеристика почвенных профилей в подзоне северной тайги. Споры и пыльца изучены из двух почвенных профилей, соответствующих элементам нанорельефа (бугорку и западинке) в слабозаболоченном лиственничном редколесье на правом берегу р. Колымы на 10 км

ниже по течению от устья р. Омолон. В профиле под бугорком установлено, что только два верхних торфяных горизонта насыщены палиноморфами. В спектре из горизонта Т₁ доминирует пыльца семейств Роосеае (26%) и Егисасеае (26.5%); в заметном количестве содержится пыльца деревьев и кустарников: *Betula sect. Nanae* (13%), *Larix* (10%) и *Alnus* (7.5%). Спектр из горизонта Т₂ резко отличается от такового горизонта Т₁; в нем доминирует пыльца *Betula sect. Nanae* (65%). В горизонте растительного опада (О) и в суглинистых горизонтах B_{hi}, CR₁ и CR₂ палиноморфы единичны (рис. 4).

В верхнем торфяном горизонте Т₁ установлено много пыльцы с разрывами (13.5%) и кавернами (12.5%). Наибольшее число зерен с разрывами определено для *Larix* (4%) и Роосеае (5%). Пыльца с кавернами встречена в приблизительно одинаковом количестве (2.5–3.5%) у *Pinus s/g* Наploxylon, Роосеае, Егисасеае и *Larix*. В горизонте Т₂ содержание палиноморф с повреждениями физического типа сокращается до 3.5%, повреждения химико-биотического типа на спорах и пыльце здесь не зафиксированы. Единичные экземпляры палиноморф с разрывами и трещинами (*Larix*,

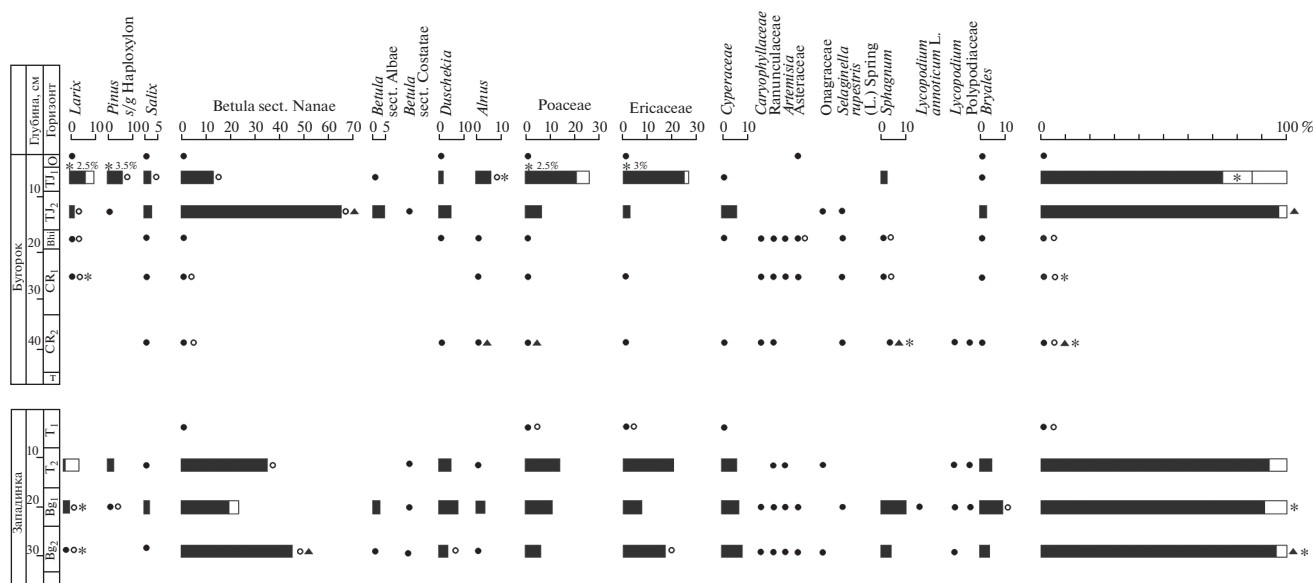


Рис. 4. Содержание спор и пыльцы в почвенных профилях в районе устья р. Омолон, Колымская низменность.

Betula sect. *Nanae*, *Ericaceae*, *Asteraceae*, *Sphagnum*), истончением эскины (*Betula* sect. *Nanae*, *Alnus*, *Poaceae*, *Sphagnum*) и кавернами (*Larix*, *Ericaceae*, *Sphagnum*) зафиксированы в горизонтах Bhi, CR₁ и CR₂, не насыщенных палинологическими остатками.

В профиле в западинке в отличие от такового под бугорком верхний горизонт T₁ практически не содержит палинологических остатков, пробы из горизонтов T₂, Bg₁ и Bg₂ ими насыщены. Доминантом во всех спектрах является пыльца *Betula* sect. *Nanae*, в группе трав и кустарничков значительно содержание *Poaceae* и *Ericaceae*. Количество пыльцы с разрывами составляет 4–9%, наблюдается незначительное уменьшение ее содержания с глубиной. Единично определены пыльцевые зерна *Larix* с кавернозными повреждениями.

Палинологическая характеристика почвенных профилей Центральной Якутии. Мацераты проб из профиля, изученном в лиственничнике под Якутском, неравномерно насыщены палинологическими остатками. Спорово-пыльцевые спектры из двух проб, отобранных из верхних горизонтов O и A_n близки по составу и характеризуются преобладанием пыльцы деревьев: *Betula platyphylla* Sukaczew, произрастающей в лиственничнике, и заносной пыльцы *Pinus sylvestris* L. Содержание пыльцы *Larix* менее 10%. Доля пыльцы с разрывными нарушениями в рассматриваемых спектрах составляет соответственно 13 и 14%, доминирует *Pinus sylvestris*. От этих спектров резко отличается спектр из горизонта CRM₁, в котором более половины от суммы всех палиноморф составляет переотложенная пыльца, среди которой преобладают различные представители сем. Pinaceae: *Pi-*

cea, *Pinus s/g* *Haploxyylon*, *Pinus s/g* *Diploxyylon*, с эскиной относительно темного цвета, имеющей “вытертый” облик и значительными повреждениями, преимущественно с трещинами. Доля пыльцы с разрушениями физического типа среди переотложенной пыльцы составляет 60%. Вероятно, присутствие переотложенной пыльцы обусловлено высокой мощностью СТС, включающего дочетвертичные отложения, являющиеся источником аллохтонного материала, привносимого в почвенные горизонты в результате криотурбации из нижних горизонтов. На значительный уровень сезонного переувлажнения горизонта указывает высокое содержание в спектрах обрывков колоний зеленых водорослей р. *Botryococcus*. В горизонтах CRM₂ и CRMg₂ палиноморфы единичны. В горизонте CRMg₁ преобладает пыльца *Pinus sylvestris*, *Larix* представлен в количестве 6%, доля пыльцы с разрывными нарушениями составляет 18.5%, преимущественно за счет *Pinus sylvestris* (рис. 5).

В профиле, исследованном в сосновом лесу в черте г. Якутска, споры и пыльца обнаружены лишь в пробах из двух органо-аккумулятивных горизонтов O и AU. Спектры характеризуются преобладанием пыльцы *Pinus sylvestris*, доминирующей в древостое. В нижележащих минеральных горизонтах палиноморфы отсутствуют.

ОБСУЖДЕНИЕ

В изученных спектрах палиноморфы с разрушениями химико-биотического типа (истончение оболочек спор и пыльцы, образование каверн в результате химического воздействия на

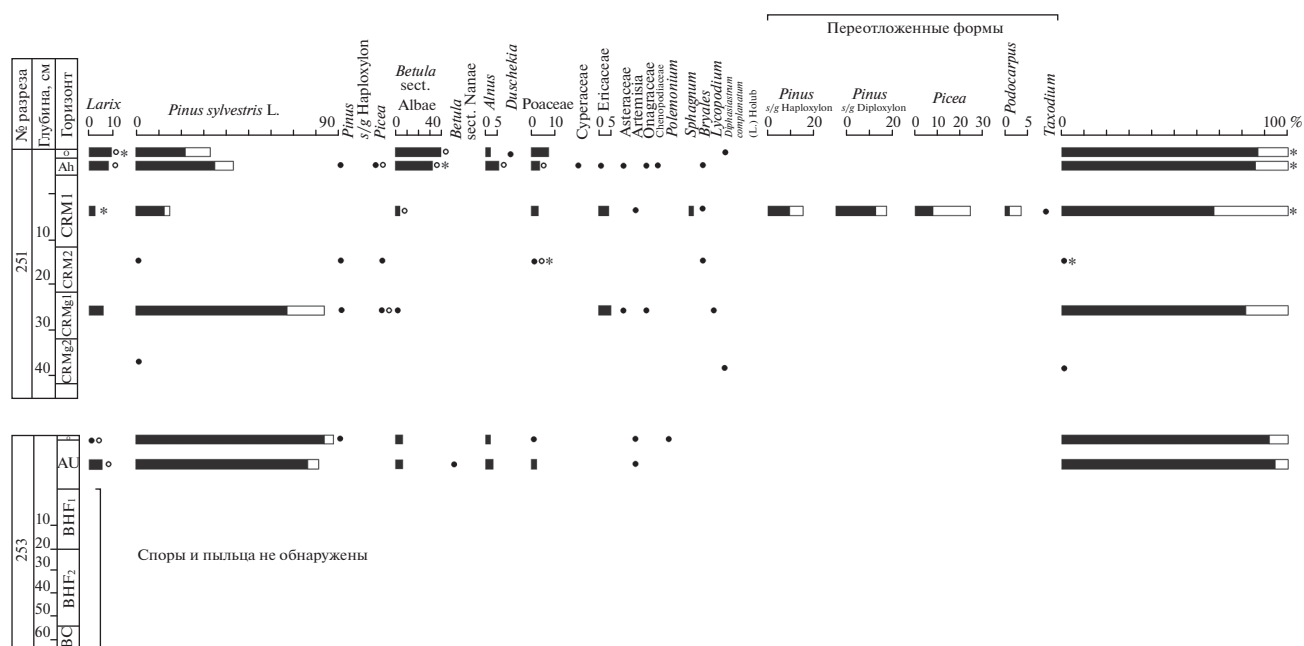


Рис. 5. Содержание спор и пыльцы в почвенных профилях в районе г. Якутск.

них микробов) присутствуют в минимальном количестве (0.5–3%) или отсутствуют. Вероятно, это обусловлено спецификой криолитозоны с преобладанием низких температур в течение года и в целом подавленной микробиологической активностью. Высокое содержание палиноморф с кавернами (12.5%) зафиксировано лишь в пробе, отобранной из горизонта TJ_1 профиля под бугорком в лиственничнике на правом берегу р. Колымы близ устья р. Омолон. В большинстве изученных проб на спорах и пыльце преобладают разрушения физического типа (разрывы и трещины). Обычно в пробах хорошей насыщенности из минеральных горизонтов суглинистых почв их содержание стабильно и составляет 5–10%, в пробах из минеральных горизонтов песчаной почвы количество пыльцы с разрывами и трещинами увеличивается до 20%.

Васильчук [4] при анализе сохранности спор и пыльцы из поверхностных проб Северо-Востока Азии сделан вывод о преобладании палиноморф с разрывными нарушениями. По мнению исследователя, разрыв оболочек происходит в результате промерзания–оттаивания при образовании кристаллов льда и при разбухании палиноморф в воде и последующем высыхании, а также при их переносе в мутьевых потоках. Экспериментально Тюремновым и Березиной [19] установлено, что разрыв пыльцевых зерен происходит при их сильном пропитывании водой и последующем разбухании. Гиличинским с соавт. [28] исследована палеомикрофлора из вечномёрзлых верхнекайнозойских толщ, сохраняющая жизнеспособность в

течение геологического времени и при оттаивании пород восстанавливающая свою физиологическую активность. Ими установлено, что основную криопротекторную роль играют пленки незамерзшей воды, защищающие адсорбированные на поверхности почвенных частиц живые и мертвые биологические объекты от механического разрушения растущими кристаллами льда. В верхнекайнозойских отложениях содержание пленочной влаги связано с их гранулометрическим составом: чем дисперснее осадки, тем больше в них незамерзшей воды и больше толщина пленок. Можно предположить, что аналогичную криопротекторную роль пленки незамерзшей воды играют и в современных почвах. Анализируя распределение палинологических остатков в изученных почвенных профилях, отметим, что количество палиноморф с повреждениями в основном физического типа (разрывами и трещинами) напрямую связано с гранулометрическим составом отложений. Так, их единичное содержание или даже отсутствие, а также значительное число поврежденных форм зафиксировано в песчаном подбуре и среднесуглинистой криометаморфической почве в сосновом и лиственничном лесах около Якутска. Содержание незамерзающей воды в песчаных почвах низкое, соответственно палиноморфы больше подвергаются разрушению растущими кристаллами льда при промерзании.

Хорошая насыщенность проб палинологическими остатками удовлетворительной сохранности зафиксирована для минеральных горизонтов суглинистых почв катены, изученной на обнаже-

нии Мамонтова Хайята п-ова Быковского. Вероятно, этому способствовал термический режим рассматриваемых почв, стабильно низкие температуры в летнее (0.4°C) и зимнее время (-22.3°C), благоприятные для криоконсервации палиноморф. Попадавшие на поверхность почвы споры и пыльца оказывались в условиях низких температур, замерзали и соответственно лучше сохранялись. Кроме того, относительно высокое содержание в суглинках пленочной влаги играло криопротекторную роль. Для ряда проб этой катены выполнен анализ гранулометрического состава почв. Установлено, что при суммарном содержании мелкопесчаной ($0.25-0.05$ мм) и крупнопылевой ($0.05-0.01$ мм) фракций от 45 до 50% количество палиноморф с повреждениями физического типа колеблется в интервале 4.5–10%. Обращает на себя внимание практически полное отсутствие палиноморф в обогащенных органическим материалом горизонтах исследованных профилей. Анализ гранулометрического состава пробы из горизонта АУот разреза 412-17 показывает суммарное содержание фракций крупного и среднего песка (17.5%); можно предположить, что эта величина является критической для сохранности палинологических остатков. Кроме того, для указанных органо-аккумулятивных горизонтов характерна повышенная гидролитическая активность микрофлоры, уничтожающей растительные остатки, в том числе споры и пыльцу.

В пробах из почвенных профилей лиственничника в правобережье р. Колымы зафиксирована неравномерная насыщенность палинологическими остатками и разная сохранность этих остатков. Здесь детально изучено распределение спор и пыльцы в почвах под элементами криогенного бугорковатого нанорельефа: бугорками и западинками. Большое количество палиноморф с повреждениями установлено для горизонта Т₁ профиля под бугорком. Здесь зафиксировано максимальное для исследованных проб содержание палиноморф с кавернами (12.5%), обусловленными действием на них микрофагов, а также с разрывами и трещинами (13.5%). Возможно, что попадающая в осадок пыльца разбухала в условиях переувлажненного деятельного слоя заболоченного лиственничника. Затем, в течение холодного периода происходило ее подсушивание и вымораживание. При повторении этих циклов на оболочках спор и пыльцы происходило образование разрывов и трещин. В горизонте Т₂ отмечено резкое сокращение поврежденной пыльцы (3.5% с разрывами). В минеральных горизонтах профиля под бугорком палинологические остатки единичны, возможно, это происходит из-за сноса органического материала в понижения рельефа — западинки. Здесь происходит его глубокое проникновение в минеральную толщу по криогенным трещинам. Образцы из профиля под западинкой насыщены спорами и

пыльцой за исключением самого верхнего горизонта Т₁, содержание поврежденных форм преимущественно с разрывными нарушениями составляет 4–9%. Мощность СТС в западинках меньше, чем под бугорками. Большая инерционность СТС отрицательных форм нанорельефа к изменению климатических условий обычно определяется его большей влажностью и развитым моховым покровом [21]. Для почв межбугорковых западинок характерны температуры ниже 5°C на глубине 20 см и значительно меньшая годовая температурная амплитуда [22, 23]. Возможно, именно стабильный низкотемпературный режим, несмотря на переувлажнение, способствовал лучшей сохранности палинологических остатков в профиле под западинкой по сравнению с профилем под бугорком. Единичное содержание спор и пыльцы в самом верхнем горизонте почвы западинки, вероятно, обусловлено либо гидролитической активностью микрофлоры, либо переносом их водой в нижележащие горизонты почвенного профиля.

Переходя к анализу качественного состава поврежденных палинологических остатков, отметим, что почти во всех спектрах проб из минеральных горизонтов суглинистых почв катены на п-ове Быковском в количестве 0.5–4% отмечена пыльца *Betula sect. Nanae*, *Roaseae* и *Cyperaceae* с разрывами и трещинами (рис. 6). Споры *Sphagnum*, а также пыльца *Pinus s/g Haploxyton*, *Salix* и разнотравья с повреждениями этого типа отмечены единично и спорадически. Содержание палиноморф с истончением экзины (*Sphagnum*, *Salix* и заносных таксонов березовых) составляет 0.5–3%. С кавернами зафиксированы единичные экземпляры пыльцы *Betula sect. Nanae*, *B. sect. Albae*, *Roaseae* и *Sphagnum*. В почвенных профилях из лиственничника в районе устья р. Омолон с разрывными нарушениями (3–9%) обычны пыльцевые зерна *Larix*, *Ericaceae* относительно крупных для данного семейства размеров (<50 мкм) и *Roaseae*. Каверны зафиксированы преимущественно на пыльце *Larix*, лишь в пробе из горизонта Т₁ под бугорком определена с кавернами пыльца *Pinus s/g Haploxyton*, *Alnus*, *Roaseae* и *Ericaceae*. Наибольшее число разрывов и трещин зафиксировано для пыльцы *Pinus sylvestris* из почвенных профилей, изученных в лиственничнике (разрез 251) и сосновом бору (разрез 253) окрестностей г. Якутска. Она присутствует практически во всех пробах в количестве до 16.5%.

По количеству поврежденных пыльцевых зерен доминантами являются *Larix* и *Pinus*. В пробах из материала почвенных профилей лиственничников пыльца *Larix* содержится в спектрах в незначительном количестве (до 10%), что отмечалось в литературе для районов распространения лиственничных лесов [1, 17, 29, 30]. Пыльца *Larix*

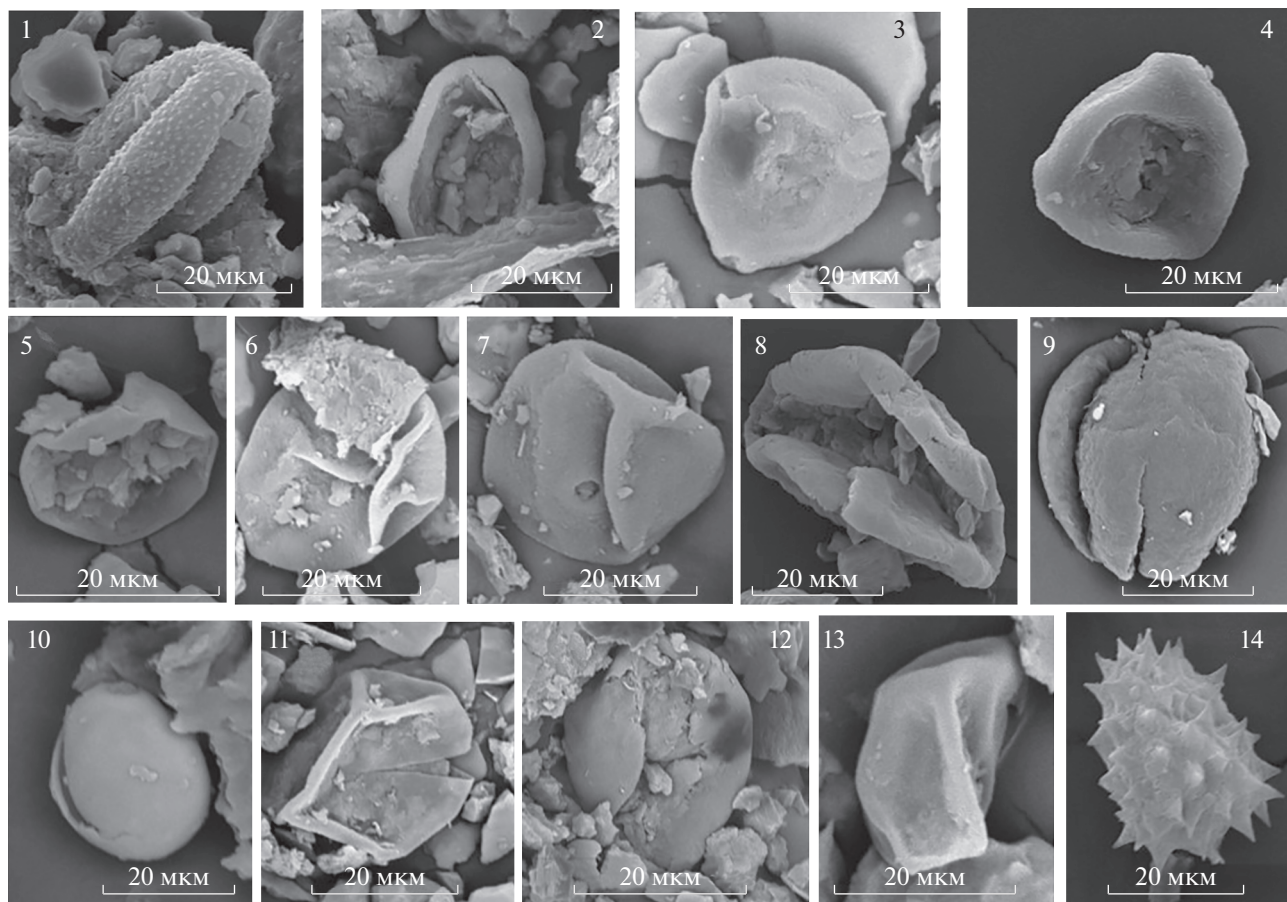


Рис. 6. Пыльца из почвенного профиля разрез 131-19: 1, 14 – Asteraceae; 2–4 – *Betula* sect. *Nanae*; 5 – Роасеае с разрывами; 6, 7, 13 – Роасеае без повреждений; 8 – Сурерсееае; 9 – *Pinus* с трещинами; 10–12 – Роасеае с трещинами.

в изученных пробах обычно разорвана и часто с кавернами.

Пыльца *Pinus s/g* *Harpoloxylon*, вероятно, относящаяся к кедровому стланнику, не произрастающему в районе устья р. Омолон и на п-ове Быковском, единично встречается в почвенных профилях из этих районов, как правило, она с разрывами и трещинами. Пыльца сосны *Pinus sylvestris*, обычной в районе Якутска, но также не произрастающей непосредственно в лиственничнике, составляет около трети от общей суммы пыльцы в спектрах из двух верхних горизонтов почвенного профиля разрез 251, причем значительная ее часть разорвана и с трещинами (32 и 18% от всей пыльцы данного таксона). Обращает на себя внимание, что количество пыльцы березы, присутствующей в подросте лиственничника под Якутском, в пробах из двух верхних горизонтов профиля разрез 251 сопоставимо с содержанием пыльцы сосны, при этом все зерна хорошей сохранности, разрывы отмечены лишь единично. В спектре из горизонта CRM1 содержание пыльцы сосны обыкновенной уменьшается за счет появления в расчетной сумме таксонов переотложенной пыльцы, но при этом 10%

от всех подсчитанных экземпляров повреждено. Среди переотложенных палиноморф преобладают сосновые, преимущественно разорванные (более половины пыльцы ели и более трети пыльцы сосны). В спектре из горизонта CRMg1 рассматриваемого профиля пыльца *Pinus sylvestris* доминирует, при этом доля экземпляров с разрушениями физического типа составляет приблизительно 20%. В спектрах из почвы соснового леса около г. Якутска количество пыльцы сосны составляет более 80%, но при этом повреждено 6–8% зерен. На основании проанализированного материала можно заключить, что пыльца сосны сильно подвержена разрушению, причем часть ее подвергается деструкции уже на стадии транспортировки.

Степень устойчивости палиноморф зависит от их размера, больше подвержены разрушению крупные споры и пыльца [15]. В исследованном материале из почвенных профилей это преимущественно пыльца *Larix* и *Pinus* сравнительно крупных размеров, а также относительно крупные (более 50 мкм) пыльцевые зерна *Ericaceae* и *Onagraceae*. Мусина и Сахибгареев [13] отмечают, что устойчивость к физическому типу разрушений

возрастает в ряду пыльца хвойных → пыльца покрытосеменных → споры. Результаты исследований почвенных профилей подтверждают этот вывод: пыльца представителей хвойных: лиственницы и сосны — является наиболее уязвимой к повреждениям подобного рода.

По частоте встречаемости пыльцы с повреждениями доминирует пыльца березы, которая зафиксирована в относительно небольшом количестве (до 4%), но практически во всех тундровых спектрах. В данных спектрах пыльца *Betula sect. Nanae* встречается в массовом количестве, соответственно располагаем большим числом зерен для статистического анализа по сравнению с второстепенными и единично встречающимися таксонами. Следует подчеркнуть, что преобладающая в спектрах из почв катены п-ова Быковского пыльца *Betula sect. Nanae* так же, как пыльца *Alnus*, вероятно, имеет заносное происхождение. При этом пыльцевые зерна карликовой березы с разрушениями физического типа определены во всех пробах в количестве до 4%, а пыльца ольхи с повреждениями этого типа зафиксирована в пробах спорадически в виде единичных зерен, что свидетельствует о ее лучшей сохранности в почвах данного региона. Как отмечалось выше, палиноморфы с истончением экзины в спектрах из изученных проб единичны, но при этом фиксируются именно на пыльце *Betula sect. Nanae* и *Alnus*.

Постоянное присутствие (до 5%) пыльцевых зерен с разрывами и трещинами зафиксировано для пыльцы Роасеае, обычно доминирующей в тундровых спектрах, а также для преобладающих в спектрах из почв катены на п-ове Быковском Сурегасеае и Егисеае в спектрах из профилей в районе р. Омолон. Спорадически зафиксированы разрывы и трещины на пыльце второстепенных и единичных таксонов: *Salix*, *Duschekia*, *Asteraceae*, *Onagraceae*, *Ranunculaceae*, *Caryophyllaceae*, *Bryales* и *Sphagnum*. Для единичных экземпляров *Sphagnum* отмечено истончение экзины. Единично встречающаяся в спектрах пыльца трав *Valeriana*, *Polemonium*, *Artemisia*, *Chenopodiaceae*, *Polygonaceae* и споры *Lycopodium*, *Diphasiastrum*, *Selaginella* и *Polypodiaceae* имеют хорошую сохранность, без каких-либо повреждений.

Таким образом, ряд увеличения устойчивости спор и пыльцы к повреждениям физического типа (разрывам и трещинам) в спектрах проб из почв в зоне распространения многолетнемерзлых отложений может быть выстроен следующим образом. Среди доминантов обычно зафиксирована пыльца *Pinus*, *Larix*, *Betula sect. Nanae*. Далее по степени устойчивости расположена пыльца Роасеае, Сурегасеае и Егисеае. Единично определены поврежденная пыльца *Salix*, *Alnus*, *Duschekia*, *Asteraceae*, *Onagraceae*, *Ranunculaceae*, *Caryophyllaceae*, *Bryales* и споры *Sphagnum*. Не зафиксиро-

ваны повреждения на пыльце трав *Valeriana*, *Polemonium*, *Artemisia*, *Chenopodiaceae*, *Polygonaceae* и спорах *Lycopodium*, *Diphasiastrum*, *Selaginella* и *Poly-podiaceae*.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате проведенных исследований расширены представления о тафономии палиноморф и возможности их криоконсервации в почвах криолитозоны Якутии, установлены закономерности формирования поврежденных палиноморф, проанализирован механизм их криогенной деструкции. Установлено, что, с одной стороны, преобладающие разрушения палинологических остатков физического типа (разрывы и трещины), вероятно, связаны с многократными циклами промерзания—оттаивания в верхних горизонтах почвы в весенне-осенний период. При переходе нижних горизонтов почв в стабильное многолетнемерзлое состояние отрицательные температуры не являются экстремальным фактором, а напротив, способствуют длительной сохранности спор и пыльцы.

Палинологические остатки с разрушениями химико-биотического типа (истончение оболочек, образование каверн в результате химического воздействия на них микробов) присутствуют единично или отсутствуют, что, вероятно, обусловлено спецификой криолитозоны с преобладанием низких температур в течение года и в целом подавленной микробиологической активностью.

В большинстве изученных проб на спорах и пыльце преобладают разрушения физического типа (разрывы и трещины). Единичное содержание или даже отсутствие спор и пыльцы, значительное (около 20%) количество форм с повреждениями физического типа зафиксировано в песчаном подбуре и среднесуглинистой криометаморфической почве около Якутска. Обычно они в большей степени подвержены колебаниям температур и лучше прогреваются. Содержание пленок незамерзшей воды в почвах данного состава низкое, соответственно палиноморфы также подвергаются разрушению растущими кристаллами льда при промерзании. В минеральных горизонтах суглинистых почв палиноморфы обычно удовлетворительной сохранности, количество палиноморф с повреждениями физического типа не превышает 10%.

По количеству повреждений пыльцевых зерен в спектрах почв из районов распространения многолетней мерзлоты доминирует пыльца относительно крупных размеров голосеменных: *Pinus* и *Larix*, по частоте встречаемости *Betula*, которая обычно преобладает в спектрах. Далее по степени устойчивости следует пыльца трав сем. Роасеае, также доминирующая в спектрах и сем. Сурегасе-

ае и Ericaceae, представленные в массовом количестве соответственно в спектрах почв с п-ова Быковский и лиственничника близ устья р. Омолон. Единично определены поврежденная пыльца *Salix*, *Alnus*, *Duschekia*, Asteraceae, Onagraceae, Ranunculaceae, Caryophyllaceae, Bryales и споры *Sphagnum*. Отсутствуют нарушения на пыльце трав *Valeriana*, *Polemonium*, *Artemisia*, Chenopodiaceae, Polygonaceae и спорах *Lycopodium*, *Diphasiastrum*, *Selaginella* и Polyodiaceae.

Полученные данные могут быть использованы в качестве индикаторов палеоландшафтных и палеоклиматических условий формирования погребенных почв и вмещающих их отложений, а также при исследовании механизмов криоконсервации биологических объектов в районах многолетней мерзлоты.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Сбор фактического материала, исследования сохранности палиноморф выполнены при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 20-05-00559-А. Анализы почвенных образцов выполнены при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 19-29-05003 МК. Изучение современных почв Якутии проведено в рамках госзадания ИФХиБПП РАН, статистический анализ палинологических данных и синтез материалов – в рамках госзадания ГИН РАН.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Таблица S1. Описание почв.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Андерсон П.М., Ложкин А.В., Белая Б.В., Стеценко Т.В. Современные спорово-пыльцевые спектры горных районов рек Колыма и Индигирка по данным озерных осадков // Четвертичная палеогеография Берингии. Магадан, 2002. С. 28–39.
- Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1962. 491 с.
- Васильчук А.К. Особенности тафономии спор и пыльцы в Арктике // Известия РАН. Сер. биологическая. 2005. № 2. С. 240–252.
- Васильчук А.К. Особенности формирования палиноспектров в криолитозоне России. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2005. 245 с.
- Васильчук А.К. Региональная и дальнезонасная пыльца в тундровых палиносpectрах // Известия РАН. Сер. биологическая. 2005. № 1. С. 1–12.
- Васильчук А.К., Васильчук Ю.К. Палиноспектры ледников Полярного Урала // Арктика и Антарктика. 2020. № 4. С. 1–14.
- Губин С.В. Педогенез – составная часть механизма формирования отложений позднеплейстоценового ледового комплекса // Криосфера Земли. 2002. Т. VI. № 3. С. 82–91.
- Губин С.В., Занина О.Г. Изменение почвенного покрова в ходе формирования отложений ледового комплекса на Колымской низменности (часть 1) // Криосфера Земли. 2013. Т. XVII. № 4. С. 48–56.
- Губин С.В., Луначев А.В. Подходы к выделению и изучению погребенных почв в мерзлых отложениях ледового комплекса // Криосфера Земли. 2012. Т. XVI. № 2. С. 79–84.
- Кац В.Я., Федорова Р.В. О возможности использования спорово-пыльцевого анализа при проведении исследований в высокоширотных районах Арктики // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1983. Т. 88. № 2. С. 63–70.
- Лопатина Д.А., Занина О.Г. Субрецентные спорово-пыльцевые спектры низовьев р. Колыма и их значение для реконструкции четвертичной палеогеографии региона // Стратиграфия. Геологическая корреляция. 2016. № 2. С. 103–112.
- Лопатина Д.А., Занина О.Г. Условия формирования палеопочв времени МИС 3 Колымской низменности по данным палинологического и фитолитного методов // Стратиграфия. Геологическая корреляция. 2020. Т. 28. № 3. С. 1–14.
- Мусина Г.В., Сахибгареев Р.С. Разрушение оболочек пыльцы и спор в процессе литогенеза // Стратиграфия и корреляция осадков методами палинологии. Свердловск: УНЦ АН СССР, 1983. С. 154–160.
- Палеопалинология / Под ред И.М. Покровской. Л.: Недра, 1966. Т. I. 352 с.
- Петросьянц М.А., Овнатова Н.С., Мухина Г.В. Микрофоссилии в геологической практике: их роль в определении обстановок древнего осадконакопления // Итоги науки и техники. Сер. Общая геология. Т. 27. М., 1990. 160 с.
- Пыльцевой анализ / Под ред. А.Н. Криштофович М.: Госгеолиздат, 1950. 571 с.
- Рашке Е.А., Савельева Л.А. Субрецентные спорово-пыльцевые спектры и современная растительность дельты реки Лена, Российская Арктика // Сибирский экологический журнал. 2017. № 4. С. 456–472.
- Руденко О.В., Васильчук А.К., Енина В.В. Сравнительная характеристика состава субрецентных палиноспектров в донных осадках моря Лаптевых и ледовых комплексах Сибирской Арктики // Арктика и Антарктика. 2017. № 3. С. 1–16.
- Тюремнов С.Н., Березина Н.А. Сохранность и разрушение пыльцы – важный фактор формирования спорово-пыльцевого спектра // Методические вопросы палинологии. Тр. III Палинологической конф. М. 1973. С. 5–8.
- Украинцева В.В., Поспелов И.Н. О связях состава растительности и состава спорово-пыльцевых спектров поверхностных проб (устье р. Оленья, полуостров Таймыр) // Известия РАН. Сер. Географическая. 2006. № 3. С. 97–109.

21. Федоров-Давыдов Д.Г., Давыдов С.П., Давыдова А.И., Зимов С.А., Мергелов Н.С., Остроумов В.Е., Сороко-виков В.А., Холодов А.Л., Митрошин И.А. Простран-ственно-временные закономерности сезонного протаивания почв на севере Колымской низмен-ности // Криосфера Земли. 2004. Т. VIII. № 4. С. 15–26.
22. Федоров-Давыдов Д.Г., Давыдов С.П., Давыдова А.И., Шмелев Д.Г., Остроумов В.Е., Холодов А.Л., Сороко-виков В.А. Термическое состояние почв северной Якутии // Криосфера Земли. 2018. Т. XXII. № 3. С. 52–66.
23. Федоров-Давыдов Д.Г., Давыдов С.П., Давыдова А.И., Остроумов В.Е., Холодов А.Л., Сороко-виков В.А., Шмелев Д.Г. Температурный режим почв северной Якутии // Криосфера Земли. 2018. Т. XXII. № 4. С. 15–24.
24. Шатилович А.В., Шмакова Л.А., Губин С.В., Гили-чинский Д.А. Жизнеспособные простейшие в веч-ной мерзлоте Арктики // Криосфера Земли. 2010. Т. XIV. № 2. С. 69–78.
25. Шеин Е.В., Карпачевский Л.О. (ред.). Теории и ме-тоды физики почв. М.: Гриф и Ко, 2007. 616 с.
26. De Klerk P., Teltewskoi A., Theuerkauf M., Joosten H. Vegetation patterns, pollen deposition and distribution of non-pollen palynomorphs in an ice-wedge polygon near Kytalyk (NE Siberia), with some remarks on Arctic pollen morphology // Polar Biology. 2014. V. 37. P. 1393–1412.
27. De Klerk P., Theuerkauf M., Joosten H. Vegetation, re- cent pollen deposition, and distribution of some non-pol- len palynomorphs in a degrading ice-wedge polygon mire complex near Pokhodsk (NE Siberia), including size-fre- quency analyses of pollen attributable to *Betula* // Review of Palaeobotany and Palynology. 2017. V. 238. P. 122–143.
28. Gilichinsky D., Soina V.S., Petrova M.A. Cryoprotective Properties of Water in the Earth Cryolithosphere and its Role in Exobiology // Origins of Life and Evolution of the Biosphere. 1993. V. 23. P. 65–75.
29. Gluckler R., Herzs Schuh U., Kruse S., Andreev A., Vyse S.A., Winkler B., Biskaborn B., Pestryakova L., Dietze E. Wildfire history of the boreal forest of south-western Yakutia (Siberia) over the last two millennia document- ed by a lake-sediment charcoal record // Biogeosciences. 2021. V. 18. P. 4185–4209.
30. Klemm J., Herzs Schuh U., Pisaric M., Telford R., Heim B., Pestryakova L.A. A pollen-climate transfer function from the tundra and taiga vegetation in Arctic Siberia and its applicability to a Holocene record // Palaeoge- ography, Palaeoclimatology, Palaeoecology. 2013. V. 386. P. 702–713.
31. Murton J., Goslar T., Edwards M., Bateman M., Danilov P., Savvinov G., Gubin S. et al. Palaeoenvironmental Inter- pretation of Yedoma Silt (Ice Complex) Deposition as Cold-Climate Loess, Duvanny Yar, Northeast Siberia // Permafrost and Periglac. Process. 2015. V. 26. P. 208–288.

Features of Spore and Pollen Preservation in Soils in the Permafrost Deposits of Yakutia

D. A. Lopatina¹, O. G. Zanina², *, and D. G. Fedorov-Davydov²

¹ Geological Institute, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017 Russia

² Institute of Physicochemical and Biological Problems of Soil Science, Russian Academy of Science, Pushchino, 142290 Russia

*e-mail: oksanochka_zet@mail.ru

The article presents the results of studying the spores and pollen preservation in soils of the permafrost distribution zone in Yakutia (Kolyma Lowland, Bykovsky Peninsula, Yakutsk and its neighborhood). In the re- search the qualitative and quantitative composition of palynomorphs was revealed, the patterns of damage formation on them and the mechanism of cryogenic destruction were analyzed. Palynological residues with destruction of the chemical-biological type (thinning of the walls, the formation of cavities as a result of the chemical action of microbes on them) are present singly or absent, which is probably due to the specifics of the cryolithozone with a predominance of low temperatures throughout the year and generally suppressed microbiological activity. On palynomorphs damages of the physical type (ruptures and cracks) predominates. In samples from mineral horizons of loamy soils, the content of damaged palynological remains is 5–10%, in mineral horizons of sandy soil it reaches 20%. In sandy soil the content of unfrozen water and its cryopro- tective role is low, thus the palynomorphs are more susceptible to destruction by growing ice crystals during freezing. The large size Gymnospermae pollen of *Pinus* and *Larix* is most susceptible to destruction. Lesions on the dominant pollen of Poaceae and *Betula* sect. *Nanae* as well as Cyperaceae and Ericaceae is deter- mined. Single destruction of pollen grains is characteristically for the pollen of minor taxa—*Salix*, *Duschekia*, Asteraceae, Onagraceae, Ranunculaceae, Caryophyllaceae and spores *Sphagnum* and Bryales. There is no destroyed on pollen of herbs *Valeriana*, *Polemonium*, *Artemisia*, *Chenopodiaceae*, *Polygonaceae* and spores of *Lycopodium*, *Diphasiastrum*, *Selaginella* and *Polypodiaceae*. The results can be used in the reconstruction of paleogeographic conditions for buried soils, as well as in the study of cryopreservation of biological objects in permafrost distribution areas.

Keywords: soils, taphonomy, cryosphere, palynomorph destruction

УДК 631.41:577.15/17

АНАЛИЗ МОЛЕКУЛЯРНЫХ МЕХАНИЗМОВ ТРАНСФОРМАЦИИ КОМПОСТНЫХ ОРГАНИЧЕСКИХ ОТХОДОВ С ПОМОЩЬЮ КОМБИНАЦИИ ЭЛЕКТРОФОРЕЗА, ЭКСКЛЮЗИОННОЙ ХРОМАТОГРАФИИ И АБСОРБЦИОННОЙ СПЕКТРОСКОПИИ

© 2022 г. О. А. Трубецкой^а, О. Е. Трубецкая^б, *^аИнститут фундаментальных проблем биологии РАН,
ул. Институтская, 2, Пушкино, Московской обл., 142290 Россия^бФилиал Института биоорганической химии им. академиков М.М. Шемякина и Ю.А. Овчинникова РАН,
ул. Институтская, 2, Пушкино, Московской обл., 142290 Россия

*e-mail: trub@bibch.ru

Поступила в редакцию 08.12.2021 г.

После доработки 12.01.2022 г.

Принята к публикации 24.02.2022 г.

Гуминоподобные вещества из компоста в начале и через 130 дней компостирования исследовали с помощью комплекса аналитических методов, включающих аналитический электрофорез в 10%-ном полиакриламидном геле в присутствии денатурирующих агентов, абсорбционную спектроскопию и эксклюзионную хроматографию на сефадексе G-75. Показано, что трансформация органических остатков в процессе компостирования сопровождается уменьшением весовой доли фракций наибольшего молекулярного размера и формированием значительного количества фракций наименьшего молекулярного размера с одновременным увеличением доли ароматических компонентов в препарате компостных гуминоподобных веществ. Использованный комплекс аналитических методов можно применять для оценки эффективности различных процессов компостирования органических бытовых и промышленных отходов. Одновременно такой подход может быть полезным при решении задач восстановления почвенного плодородия.

Ключевые слова: компостные гуминоподобные вещества, стабильные электрофоретические фракции, спектры поглощения, коэффициенты удельной экстинкции и цветности

DOI: 10.31857/S0032180X22080147

ВВЕДЕНИЕ

На современном этапе развития цивилизации во всех странах (особенно с развитой экономикой) интенсивное возделывание почв приводит к заметной потере плодородия. В то же время в процессе человеческой деятельности существенно увеличивается количество отходов различного происхождения, в том числе органических [20, 24]. Утилизация отходов – одна из наиболее острых экологических проблем, с которыми столкнулось человечество в XXI в. Промышленные и бытовые органические отходы несут серьезную опасность для экосистем и здоровья человека, поэтому требуются эффективные методы их переработки. Наиболее перспективным решением настоящих проблем является природоподобная (зеленая) технология переработки методами биологического или промышленного компостирования органических отходов в продукт с повышенным содержанием минеральных компонентов: калия, фосфора и азота. В процессе компостирования наряду с ак-

тивной минерализацией происходит гумификация некоторой части органических отходов, приводящая к образованию компостных гуминоподобных веществ (КГВ) [24]. Внесение продукта компостирования в почву позволяет частично восстановить в ней содержание минеральных компонентов и органического вещества. Несмотря на широкое использование компостов в сельском хозяйстве, вопрос о молекулярных механизмах формирования КГВ остается открытым. Объяснение этих механизмов создаст теоретическую основу для разработки оптимальных экологически чистых технологий компостирования и, безусловно, может внести вклад в решение задач восстановления почвенного плодородия и охраны окружающей среды.

Формирование КГВ происходит в течение значительно более короткого периода времени по сравнению с почвенными гуминовыми веществами [1, 3, 5, 7, 24, 26]. Для оценки качества КГВ предложено множество методов, таких как эле-

Таблица 1. Элементный состав (мас. %) в пересчете на сухое беззольное вещество, коэффициенты удельной экстинкции на длинах волн 270 ($E_{270}^{0.002\%}$) и 465 нм ($E_{465}^{0.002\%}$) и цветности (E_4/E_6) компостных ГВ в начале (КГВ-0) и через 130 дней созревания (КГВ-130). Показаны средние значения после трех измерений \pm стандартные отклонения

Препарат	Элементный состав, %			Оптические свойства		
	С	Н	N	$E_{270}^{0.002\%}$	$E_{465}^{0.002\%}$	E_4/E_6
КГВ-0	44.5 \pm 0.8	5.8 \pm 0.2	5.9 \pm 0.1	0.27 \pm 0.01	0.031 \pm 0.002	5.7
КГВ-130	44.2 \pm 0.7	5.5 \pm 0.1	5.1 \pm 0.1	0.39 \pm 0.01	0.046 \pm 0.003	8.3

ментный и функциональный групповой анализ, исследование спектров поглощения и флуоресценции, эксклюзионная хроматография, а также ^1H - и ^{13}C -ЯМР [3, 7, 9, 14, 16, 22, 25, 29, 30]. Для сравнения КГВ различных сроков созревания также применяются электрофоретические методы: изоэлектрофокусирование [6, 12] и электрофорез в полиакриламидном геле (ЭПАГ), основанный на разделении смеси ГВ по таким важнейшим параметрам, как электрический заряд, молекулярный размер и пространственная конфигурация [19, 28]. Быстрые, эффективные и сравнительно дешевые аналитические электрофоретические методы разделяют КГВ различного происхождения на несколько четких естественно окрашенных зон, позволяя использовать электрофореграммы в качестве фингерпринтов [6, 8, 12, 15, 17–19, 23]. Однако такой фингерпринт способен демонстрировать лишь наличие/отсутствие качественных изменений органического вещества в процессе компостирования, но не позволяет получить количественную информацию о молекулярных механизмах трансформации КГВ. Необходим комплексный подход, отражающий не только качественные, но и количественные различия КГВ в процессе их созревания. Ранее нами был разработан эффективный метод фракционирования почвенных гуминовых кислот, основанный на сочетании препаративной эксклюзионной хроматографии (ЭХ) на колонке с сефадексом G-75 с аналитическим ЭПАГ [28]. Фракционирование почвенных гуминовых кислот осуществляли с помощью ЭХ, затем хроматографический профиль тестировали ЭПАГ, на основе которого вели отбор индивидуальных стабильных электрофоретических фракций. Сочетание ЭХ–ЭПАГ впервые позволило получить из почвенных гуминовых кислот различного генезиса препаративные количества фракций, существенно различающихся по молекулярному размеру, электрофоретической подвижности, оптическим свойствам и другим физико-химическим характеристикам [4].

Цель работы – применение комплексного подхода, включающего сочетание ЭХ–ЭПАГ, для исследования молекулярных механизмов форми-

рования КГВ в процессе созревания с параллельным анализом спектров поглощения.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектами исследования были препараты КГВ, выделенные из компостной смеси в начале (КГВ-0) и после 130 дней созревания (КГВ-130). Компостирование смеси муниципальных органических остатков (50% канализационных отходов + 25% виноградных косточек и 25% растительных отходов после обрезки насаждений в парках и скверах округа Эмилия-Романья, Италия) проводили при температуре $+60^\circ\text{C}$ с постоянным перемешиванием на промышленной фирме “Кавиро”, специализирующейся на переработке органических отходов различного происхождения в сельскохозяйственные удобрения. Сухие препараты КГВ-0 и КГВ-130, выделенные однократной экстракцией 0.5 М раствором NaOH с последующим осаждением соляной кислотой, были любезно предоставлены сельскохозяйственным факультетом университета г. Болонья.

Элементный состав образцов КГВ-0 и КГВ-130 в пересчете на сухое беззольное вещество представлен в табл. 1. Элементный состав определяли на приборе Carlo Erba Model EA 1108 Elemental Analyzer (Italy) в трех повторностях. Спектры поглощения в УФ и видимой областях света получали на спектрофотометре Cary 3 (Varian) в кварцевой кювете длиной 1 см. Препараты компостных ГВ растворяли в 0.1 М NaOH до концентрации 100 мг/л для расчета коэффициента цветности E_4/E_6 , представляющего соотношение поглощений при 465 и 665 нм. Для получения спектра поглощения в УФ и видимой областях света растворы разбавляли до концентрации 20 мг/л. Коэффициенты удельной экстинкции ($E_{270}^{0.002\%}$ и $E_{465}^{0.002\%}$) на длинах волн 270 и 465 нм для КГВ-0 и КГВ-130, а также коэффициенты цветности E_4/E_6 приведены в табл. 1.

Сочетание препаративной ЭХ низкого давления на колонке с сефадексом G-75 в 7 М мочевины с аналитическим ЭПАГ в 10%-ном полиакриламидном геле использовали для получения стабиль-

Таблица 2. Весовое соотношение (%) полученных сочетанием ЭХ-ЭПАГ фракций А, В и С + D различного МР в компостных ГВ в начале (КГВ-0) и через 130 дней созревания (КГВ-130), %

Препарат	Фракция А наибольшего МР	Фракция В среднего МР	Смесь фракций В и С + D	Фракция С + D наименьшего МР
КГВ-0	51 ± 4.9	19 ± 1.8	25 ± 2.2	3 ± 0.2
КГВ-130	27 ± 2.5	17 ± 1.6	43 ± 3.6	14 ± 1.1

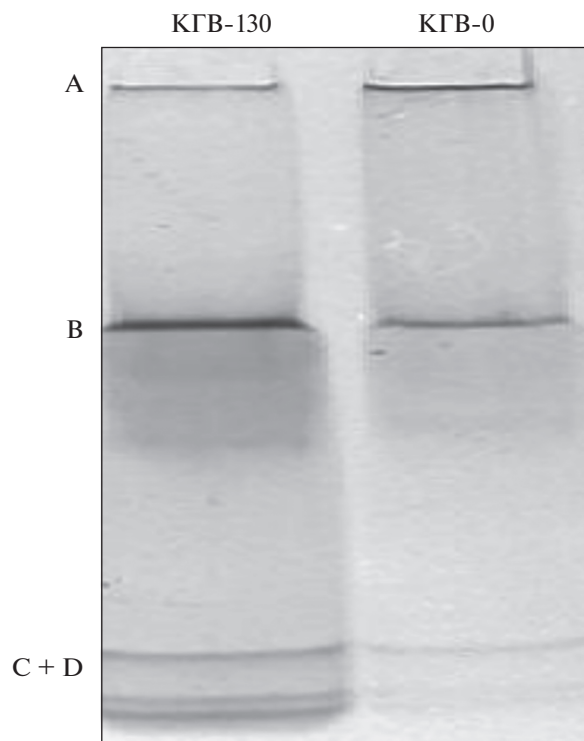
ных электрофоретических фракций из препаратов КГВ-0 и КГВ-130 согласно ранее разработанной методике [28]. По 10 мг компостных гуминовых веществ растворяли в 1 мл 7 М мочевины и наносили на стеклянную колонку (1.5 × 100 см) с сефадексом G-75 (Pharmacia, Швеция), уравновешенным тем же раствором. Свободный и общий объем колонки составлял 42 и 158 мл соответственно. Элюент с колонки собирали в виде аликвот по 2 мл, каждую третью аликвоту анализировали с помощью ЭПАГ. Аликвоты, формирующие индивидуальные электрофоретические зоны в матрице полиакриламидного геля с аналогичной электрофоретической подвижностью, объединяли, диализовали против дистиллированной воды в течение 7 дней в диализных мешках с номинальным размером пор 10 кДа, лиофилизировали и взвешивали на аналитических весах. Из каждого образца получили по три индивидуальных стабильных электрофоретических фракций, названных А (объем элюции 42–54 мл), В (55–80 мл) и С + D (105–150 мл), а также смесь фракций В и С + D (81–104 мл). На основании времени выхода фракций из колонки и калибровки колонки с помощью стандартных глобулярных белков определяли номинальный молекулярный размер (МР) фракций: МР фракции А < 100 кДа, фракции В находится в пределах 100–30 кДа, фракции С + D – 30–10 кДа, то есть $MP_A > MP_B > MP_{C+D}$. Для каждого образца КГВ провели по три независимых фракционирования, в трех повторностях разброс выхода одноименных фракций не превышал 10%. Средние значения весового содержания фракций для исследованных образцов КГВ представлены в табл. 2.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

На рис. 1 представлены электрофореграммы образцов КГВ-0 и КГВ-130, выделенных из компоста в начале и после 130 дней его созревания. Компостные гуминовые вещества различного срока созревания образуют в полиакриламидном геле три узкие естественно окрашенные коричневые зоны, сходные по электрофоретической подвижности и обозначенные А (стартовая зона, не входящая в поры 10% полиакриламидного геля), В (узкая зона в середине геля) и С + D (зона в нижней части геля, состоящая из нескольких полос с близкими электрофоретическими подвиж-

ностями). Следует отметить, что после 130 дней созревания интенсивность естественной окраски электрофоретических зон В и С + D в образце КГВ-130 стала более яркой по сравнению с образцом КГВ-0, выделенным в начале процесса компостирования, а интенсивность окраски стартовой зоны А снизилась. Таким образом, аналитический электрофорез в 10%-ном полиакриламидном геле позволяет зафиксировать трансформацию КГВ уже через 130 дней созревания компоста. Следует отметить, что элементный состав КГВ меняется незначительно после 130 дней созревания и соответственно не может служить надежным критерием изменений КГВ в процессе компостирования.

Спектры поглощения исследованных компостных препаратов гуминовых веществ монотонно убывают по мере увеличения длины волны и не имеют четких максимумов поглощения, однако содержат небольшое спектральное плечо в

**Рис. 1.** Электрофорез в 10% полиакриламидном геле 0.2 мг компостных ГВ в начале (КГВ-0) и через 130 дней созревания (КГВ-130).

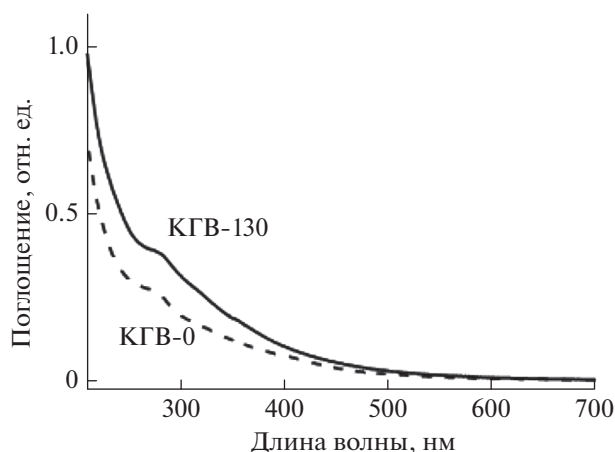


Рис. 2. Спектры поглощения в УФ и видимой областях света компостных ГВ в начале (КГВ-0) и через 130 дней созревания (КГВ-130).

области 260–280 нм (рис. 2). После 130 дней компостирования оптическая плотность КГВ увеличилась приблизительно в 1.5 раза как в УФ, так и в видимой областях. В табл. 1 представлены коэффициенты удельной экстинкции в УФ и видимой областях света ($E_{270}^{0.002\%}$ и $E_{465}^{0.002\%}$ соответственно) и цветности (E_4/E_6) компостных препаратов КГВ-0 и КГВ-130. Увеличение коэффициента удельной экстинкции $E_{465}^{0.002\%}$ препарата КГВ-130 в видимой области спектра по сравнению с КГВ-0 соответствует увеличению интенсивности естественной окраски электрофоретических зон В и С + D.

Сравнивая данные ^{13}C -ЯМР и коэффициент удельной экстинкции на длинах волн 260–280 нм, некоторыми авторами показано, что увеличение этого коэффициента коррелирует с увеличением содержания ароматических компонентов в составе гуминовых веществ различного генезиса [4, 21, 27], так как в этом районе находятся максимумы поглощения основных ароматических компонентов (лигнинов, фенолов и др.). Основываясь на увеличении в 1.5 раза коэффициента $E_{270}^{0.002\%}$ препарата КГВ-130 по сравнению с КГВ-0 можно предположить, что уже в первые 130 дней трансформация компостных гуминовых веществ происходит в направлении увеличения содержания ароматических компонентов.

Другой вывод о направлении трансформации КГВ следует из увеличения значений коэффициента цветности E_4/E_6 с 5.7 до 8.3 в процессе созревания компоста. Соотношение E_4/E_6 связано не только с изменением цвета [2], но и с изменением среднего МР препаратов гуминовых веществ различного происхождения. Рядом авторов показана обратная зависимость между значениями E_4/E_6 и средним МР [10, 11, 13, 30]. Таким образом, обнаруженное увеличение значения E_4/E_6

после 130 дней созревания компоста с большой долей вероятности отражает уменьшение среднего МР препарата КГВ в процессе компостирования. Для экспериментального доказательства данного предположения нами впервые был применен метод ЭХ-ЭПАГ с анализом весового соотношения электрофоретических фракций различного МР в препаратах КГВ-0 и КГВ-130. Из образцов КГВ-0 и КГВ-130 получены препаративные количества стабильных электрофоретических фракций А, В и С + D. Согласно времени выхода фракций с хроматографической колонки, их МР уменьшаются в последовательности $\text{MR}_A > \text{MR}_B > \text{MR}_{C+D}$. В табл. 2 представлены данные о весовом содержании каждой фракции в препаратах КГВ-0 и КГВ-130. Оказалось, что в процессе созревания компоста наряду с почти двукратным уменьшением весового содержания фракции А наибольшего МР происходит почти пятикратное увеличение весовой доли фракции С + D наименьшего МР и в 1.5 раза увеличивается весовая доля смеси фракций В и С + D, подтверждая достоверное снижение среднего МР компостного ГВ после 130 дней созревания. Таким образом, с помощью нескольких независимых аналитических методов удалось экспериментально показать, что процесс трансформации органического вещества в компостные ГВ в первые 130 дней происходит в направлении уменьшения среднего МР и увеличения содержания ароматических компонентов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Совокупность данных, полученных с применением комплекса аналитических методов, включающих ЭПАГ в присутствии денатурирующих агентов, сочетание препаративной ЭХ и ЭПАГ и исследование спектров поглощения в УФ и видимой областях, впервые позволила экспериментально выявить некоторые молекулярные механизмы трансформации органических остатков в гуминоподобные вещества в процессе компостирования. Показано, что трансформация органических остатков сопровождается уменьшением весовой доли фракций наибольшего МР и формированием значительного количества фракций наименьшего МР с одновременным увеличением доли ароматических компонентов в препарате КГВ. Используемый в настоящей работе комплекс аналитических методов можно с успехом применять для оценки эффективности различных процессов компостирования. С другой стороны, такой подход может быть полезным при решении задач восстановления почвенного плодородия и охраны окружающей среды.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках бюджетного финансирования.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гамзиков Г.П., Сулейменов С.З. Азотоминерализующая способность серой лесной почвы Новосибирского Приобья при компостировании и паровании растительных остатков // Почвоведение. 2021. № 5. С. 582–591. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21050087>
2. Кононова М.М. Органическое вещество почв. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 314 с.
3. Пукальчик М.А., Терехова В.А., Якименко О.С., Кыдралиева К.А., Акулова М.И. Метод триад для оценки ремедиационного действия гуминовых препаратов на урбаноземы // Почвоведение. 2015. № 6. С. 751–760. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15060088>
4. Трубецкой О.А., Трубецкая О.Е. Обратно-фазовая высокоэффективная жидкостная хроматография стабильных электрофоретических фракций почвенных гуминовых кислот // Почвоведение. 2015. № 2. С. 166–174. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15020124>
5. Христева Л.А. Об участии гуминовых кислот и других органических веществ в питании высших растений // Почвоведение. 1953. № 10. С. 46–59.
6. Цыпленков Б.П. Использование изоэлектрофокусирования при сравнительной характеристике гумусовых соединений почв // Вестник ЛГУ. 1983. № 15. С. 106–108.
7. Canellas L.P., Piccolo A., Dobbss L.B., Spaccini R., Olivares F.L., Zandonadi D.B., Façanha A.R. Chemical composition and bioactivity properties of size-fractions separated from a vermicompost humic acid // Chemosphere. 2010. V. 78. P. 457–466.
8. Cavani L., Ciavatta C., Trubetskaya O.E., Reznikova O.I., Afanas'eva G.V., Trubetskoj O.A. Capillary zone electrophoresis of soil humic acid fractions obtained by coupling SEC-PAGE // J. Chromatography A. 2003. V. 983. P. 263–270.
9. Chen H., Dou J., Xu H. Remediation of Cr (VI)-contaminated soil with co-composting of three different biomass solid wastes // J. Soils Sediments 2017. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1811-4>
10. Chin Y., Aiken G., O'Loughlin E. Molecular weight, polydispersity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances // Environ. Sci. Technol. 1994. V. 28. P. 1853–1858.
11. Christl I., Knicker H., Kogel-Knabner I., Kretschmar R. Chemical heterogeneity of humic substances: characterisation of size fractions obtained by hollow-fibre ultrafiltration // Eur. J. Soil Sci. 2000. V. 51. P. 617–625.
12. De Nobili M., Ciavatta C., Sequi P. Evaluation of organic matter stabilisation during composting by means of humification parameters and electrofocusing // Compost: Production and Use. Proceeding of the International Symposium. San Michele all'Adige. Italy, 1989. P. 328–342.
13. Duarte M.B.O., Santos E.B.H., Duarte A.C. Spectroscopic characteristics of ultrafiltration fractions of fulvic and humic acids isolated from an eucalyptus bleached Kraft pulp mill effluent // Water Res. 2003. V. 37. P. 4073–4080.
14. Fedoseeva E., Stepanov A., Yakimenko O., Patsaeva S., Freidkin M., Khundzhua D., Terekhova V. Biodegradation of humic substances by microscopic filamentous fungi: chromatographic and spectroscopic proxies // J. Soils Sediments. 2019. V. 19. P. 2676–2687. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2209-7>
15. Filip Z., Trubetskoj O., Alberts J. Electrophoretic comparison of humic substances derived from natural and anthropogenic environments // The Role of Humic Substances in the Ecosystems and in Environmental Protection. 1997. Wroclaw, Poland. P. 115–120.
16. Francioso O., Sanchez-Cortes S., Tugnoli V., Ciavatta C., Gessa C. Characterization of peat fulvic acid fractions by means of FT-IR, SERS and ¹H-¹³C-NMR spectroscopy // Appl. Spectros. 1998. V. 52. P. 270–277.
17. Jiménez M.S., Gomez M.T., Rodriguez L., Velarte R., Castillo J.R. Characterization of metal–humic acid complexes by polyacrylamide gel electrophoresis–laser ablation-inductively coupled plasma mass spectrometry // Anal. Chim. Acta 2010. V. 676. P. 9–14. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2010.07.022>
18. Karim S., Okuyama Y., Aoyama M. Separation and characterization of the constituents of compost and soil humic acids by two-dimensional electrophoresis // Soil Sci. Plant Nutr. 2013. V. 59. P. 130–141. <https://doi.org/10.1080/00380768.2012.750230>
19. Kazuki M., Matsumoto A., Nakano S., Shibukawa M., Saito T., Haraga T., Saito S. Advanced gel electrophoresis techniques reveal heterogeneity of humic acids based on molecular weight distributions of kinetically inert Cu²⁺-humate complexes // Environ. Sci. Technol. 2019. V. 53. P. 14507–14515. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05169>
20. Marmo L. Towards a European strategy for biodegradable waste management // Ricicla (L. Morselli, a cura di). Maggioli Editore, Rimini, 2000. P. 21–30.
21. Peuravuori J., Pihlaja K. Molecular size distribution and spectroscopic properties of aquatic humic substances // Anal. Chim. Acta. 1997. V. 337. P. 33–149.
22. Richard C., Guyot G., Trubetskaya O., Trubetskoj O., Grigatti M., Cavani L. Fluorescence of humic-like acids extracted from composts: influence of maturity and fractionation // Environ. Chem. Lett. 2009. V. 7. P. 61–65.
23. Saiz-Jimenez C., Trubetskoj O.A., Trubetskaya O.E., Hermosin B. Polyacrylamide gel electrophoresis of soil humic acids, lignins, model phenolic polymers, and fungal melanins // Commun. Soil Sci. Plant Anal. 1999. V. 30. P. 345–352.
24. Sardarmehni M., Levis J.W., Barlaz M.A. What is the best end use for compost derived from the organic fraction of municipal solid waste? // Environ. Sci. Technol. 2021. V. 55. P. 73–81. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c04997>
25. Senesi N., Brunetti G. Chemical and physico-chemical parameters for quality evaluation of humic substances produced during composting // The Science of Composting. London, 1996. P. 195–212.

26. Scaglia B., Nunes R.R., Tambone F., Rezende M.O.O., Adani F. Investigating organic molecules responsible of auxin-like activity of humic acid fraction extracted from vermicompost // *Sci. Total Environ.* 2016. V. 562. P. 289–295.
27. Traina S.J., Novak J., Smeck N.E. An ultraviolet absorbance method of estimating the percent aromatic carbon content of humic acids // *J. Environ. Qual.* 1990. V. 19(1). P. 151–153.
28. Trubetskoy O.A., Trubetskaya O.E., Afanas'eva G.V., Reznikova O.I., Saiz-Jimenez C. Polyacrylamide gel electrophoresis of soil humic acid fractionated by size exclusion chromatography and ultrafiltration // *J. Chromatography A.* 1997. V. 767. P. 285–292.
29. Vig A.P., Singh J., Wani S.H., Dhaliwal S.S. Vermicomposting of tannery sludge mixed with cattle dung into valuable manure using earthworm *Eisenia fetida* (Savigny) // *Bioresour. Technol.* 2011. V. 102. P. 7941–7945.
30. Yakimenko O., Khundzhua D., Izosimov A., Yuzhakov V., Patsaeva S. Source indicator of commercial humic products: UV-Vis and fluorescence proxies // *J. Soils Sediments.* 2018. V. 18. P. 1279–1291. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1528-9>

Analysis of the Molecular Mechanisms of Compost Organic Waste Transformation by Using the Combination of Electrophoresis, Size Exclusion Chromatography and Absorption Spectroscopy

O. A. Trubetskoy¹ and O. E. Trubetskaya², *

¹ *Institute of Fundamental Problems of Biology of the Russian Academy of Sciences, Pushchino, 142290 Russia*

² *Filial of the Institute of Bioorganic Chemistry named after Academicians M.M. Shemyakin and Yu.A. Ovchinnikov RAS, Pushchino, 142290 Russia*

*e-mail: trub@bibch.ru

Humic-like substances from compost at the beginning and after 130 days of transformation were studied using a set of analytical methods, including analytical electrophoresis in 10% polyacrylamide gel in the presence of denaturing agents, absorption spectroscopy and size exclusion chromatography on Sephadex G-75. It has been shown that the transformation of organic residues during composting is accompanied by a decrease of portion of highest molecular size fraction and the formation of a significant part of fractions of the lowest molecular size with a simultaneous increasing of aromatic components in the humic-like substances sample. The complex of analytical methods used in this work can be successfully applied to assess the efficiency of various composting processes for organic household and industrial waste.

Keywords: compost humin-like substances, stable electrophoretic fractions, molecular size, absorption spectra, specific extinction and chromaticity coefficients

УДК 631.41

ВЛИЯНИЕ РАЗЛИЧНОГО ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ НА ЭЛЕМЕНТНЫЙ СОСТАВ ЛАБИЛЬНЫХ ГУМУСОВЫХ ВЕЩЕСТВ ЧЕРНОЗЕМА ТИПИЧНОГО КУРСКОЙ ОБЛАСТИ

© 2022 г. В. А. Крылов^{а, *}, В. Г. Мамонтов^а, В. И. Лазарев^б, О. В. Рыжков^с

^аРоссийский государственный аграрный университет – МСХА им. К.А. Тимирязева,
ул. Тимирязевская, 49, Москва, 127434 Россия

^бКурский ФАНЦ, пос. Черемушки, 10, Курская обл., 305526 Россия

^сЦентрально-Черноземный государственный природный биосферный заповедник имени профессора В.В. Алехина,
п/о Заповедное, Курская обл., 305528 Россия

*e-mail: kryloff.vadim2015@yandex.ru

Поступила в редакцию 18.01.2022 г.

После доработки 16.02.2022 г.

Принята к публикации 24.02.2022 г.

Изучен элементный состав лабильных гумусовых веществ, переходящих в непосредственно 0.1 М NaOH вытяжку, чернозема типичного, находящегося под различными ценозами. Судя по величине отношения Н : С, изменяющейся в пределах 1.55–1.91, в их составе алифатические структуры преобладают над циклическими компонентами. Под влиянием агрогенного воздействия развиваются процессы деметилирования, дегидрогенизации и окисления лабильных гумусовых веществ чернозема. В результате лабильные гумусовые вещества теряют алифатические компоненты и обогащаются окисленными азотсодержащими циклическими структурами. Интенсивность данного процесса увеличивается в ряду бессменная озимая пшеница > бессменная кукуруза > бессменный пар. При этом лабильные гумусовые вещества чернозема бессменного пара являются наименее энергоемкими соединениями, судя по значениям теплоты сгорания, найденным на основании данных элементного анализа. За 23 года, прошедших после перевода бессменного пара в залежь (представлена злаково-разнотравной ассоциацией), в элементном составе лабильных гумусовых веществ чернозема типичного не произошло существенных изменений, отмечается лишь тенденция к обогащению их новообразованными алифатическими азотсодержащими восстановленными и более энергоемкими соединениями.

Ключевые слова: теплота сгорания органического вещества, степень окисленности гумусовых веществ, графико-статистический анализ, Naplic Chernozem

DOI: 10.31857/S0032180X22080081

ВВЕДЕНИЕ

Большое содержание гумуса – характерный признак черноземов, во многом обуславливающий их высокий уровень плодородия [18, 28, 32, 41]. Не случайно черноземная зона является важнейшим сельскохозяйственным регионом страны. Именно здесь сосредоточено более половины пахотных угодий и производится около двух третей всей сельскохозяйственной продукции [40].

Однако за длительный период интенсивного использования в сельскохозяйственном производстве черноземы во многом утратили изначально высокий уровень плодородия в значительной степени вследствие уменьшения содержания гумуса [10, 11, 26, 41]. Потери гумуса в пахотных черноземах по сравнению с целинными почвами обычно составляют 20–40%, хотя могут достигать

40–60% [10, 24, 26, 41]. Обусловлены они уменьшением в 2–8 раз количества поступающих в пахотные почвы растительных остатков по сравнению с целинными аналогами, усилением процессов минерализации вследствие активизации микробиологической и ферментативной активности, эрозии и дефляции из-за механической обработки почвы особенно в паровых полях [10, 17, 20, 32, 33, 42]. Одна из главных причин дегумификации – разрушение почвенной структуры [16], поскольку до 80% органического углерода находится в составе макроагрегатов [48].

Под влиянием агрогенного воздействия изменяется не только содержание гумуса, но и состав формирующих его компонентов, в том числе лабильных гумусовых веществ (ЛГВ) [11, 22]. ЛГВ являются динамичным компонентом гумуса почвы, прочно связанным с ее минеральной частью

и относительно легко доступным микроорганизмам, играющим важную роль в проявлении эффективного плодородия почв и чутко реагирующим на изменение условий почвообразования. Поэтому изучение состава и свойств ЛГВ при различном агрогенном воздействии имеет большое теоретическое и практическое значение.

Важнейшей характеристикой органических соединений почвы, в том числе гумусовых веществ, является элементный состав. В частности, содержание углерода 36–61% и азота 3–6% входит в перечень обязательных показателей при отнесении органических соединений к классу гумусовых кислот [30].

Элементный состав является традиционным показателем, используемым при характеристике и сравнительной оценке гумусовых кислот почв разных типов [8, 18, 27, 37, 49]. Элементный состав гумусовых кислот и их фракций может служить основой для углубленной генетической и экологической характеристики почв, для прогностических целей и выявления структурных особенностей гумусовых кислот [3, 19, 27, 31, 37, 43, 49].

Данные элементного анализа служат для отработки методики экстрагирования гумусовых кислот из почвы. Показано [34], что в препаратах гуминовых кислот при их последовательном экстрагировании из почвы от экстракции к экстракции происходит уменьшение содержания углерода, увеличиваются отношение Н : С и доля алифатических фрагментов, уменьшается количество ароматических и карбоксильных групп, увеличиваются средние величины молекулярных масс. При этом определяющий вклад в структурно-групповой и молекулярно-массовый состав среднего образца гуминовых кислот вносит первая экстракция. Установлено, что экстрагирование гуминовых кислот из минеральных горизонтов чернозема в атмосфере азота нецелесообразно, тогда как в случае дерново-подзолистых почв этот прием следует использовать, особенно если в дальнейшем предполагается изучать реакции окисления гуминовых кислот [9].

Не случайно к настоящему времени получен большой объем информации, отражающей особенности элементного состава гуминовых кислот и фульвокислот не только целинных и пахотных почв, но и других природных объектов [4, 6, 8, 18, 21, 27, 31, 37–39, 43, 44, 47, 49]. Особую значимость данные элементного состава приобретают при оценке характера и направленности трансформации компонентов гумуса под влиянием агрогенного воздействия. В частности, установлено, что элементный состав гуминовых кислот различается не только в зональном ряду, но и в пределах каждого типа почвы в зависимости от примененной системы удобрения. Под влиянием минераль-

ных систем удобрения формируются неустойчивые, обогащенные алифатическими компонентами гумусовые вещества, которые быстро разлагаются, не достигая зрелых, устойчивых форм [37, 38].

Изучению элементного состава ЛГВ или их отдельных компонентов посвящено ограниченное количество работ [14, 23]. Поэтому в задачу наших исследований входило исследование влияния различного землепользования на элементный состав ЛГВ чернозема типичного Курской области.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектом исследования служил чернозем типичный: AU1–AU2–AU3ca–AU4ca–BCAmc–BCca–Cca. Название почвы по WRB (2014) *haplic Chernozem (Loamic, Pachic)*, согласно КиДПР (2004) – чернозем миграционно-мицелярный мощный тяжелосуглинистый на карбонатном лёссовидном суглинке. Почвенные образцы отбирали в Центрально-Черноземном государственном биосферном заповеднике им. А.А. Алехина на участке целинной некосимой степи из гумусово-аккумулятивного горизонта А чернозема. Образцы пахотного чернозема типичного отобрали на стационарном полевом опыте Курского НИИ АПП, заложенном в 1964 г. Изучали следующие варианты опыта: бессменная озимая пшеница без удобрений, бессменная кукуруза без удобрений, бессменный пар. Размер делянок – 296 м². В 1998 г. 2/3 участка пара было оставлено под бессменное парование, а 1/3 участка отведена под залежь. К моменту отбора почвенных образцов бессменные культуры возделывались 56 лет, столько же лет бессменному пару; участок, отведенный под залежь, просуществовал 23 года. Сроки и технология возделывания сельскохозяйственных культур в опыте были типичными для Курской области.

Свойства почв этих объектов подробно изучены, данные опубликованы [12, 24, 35]. Содержание илистой фракции составило 18.4–22.9%, почвы характеризуются нейтральной реакцией среды рН_{н₂о} 6.20–6.77, величина гидролитической кислотности 3.35–5.52 смоль(экв)/кг, содержание С_{орг} – 2.79–5.72%, N – 0.23–0.48%, Са_{обм} – 48.5–55.2 смоль(экв)/кг, доступных К₂O и P₂O₅ – 119.7–181.0 и 58.6–177.8 мг/кг почвы.

Индивидуальные почвенные образцы для получения препаратов ЛГВ отбирали в июне 2021 г. из слоя мощностью 0–20 см в 5-кратной повторности методом конверта. Для получения препаратов ЛГВ использовали смешанные образцы, составленные из индивидуальных почвенных образцов. ЛГВ экстрагировали из смешанных образцов 0.1 М раствором NaOH при соотношении почва : раствор, равном 1 : 20, и суточном настаивании [13]. Полученную вытяжку центрифугировали при 8000 тыс. об./мин, обрабатывали

Таблица 1. Элементный состав лабильных гумусовых веществ чернозема типичного при различном землепользовании, $M \pm m_{0.5}$ (среднее \pm доверительный интервал), мас. %

Вариант	Гигроскопическая влажность, %	Зольность, %	С	Н	N	O
Целина	5.18 \pm 0.89	7.32 \pm 0.51	42.63 \pm 0.89	6.84 \pm 0.76	3.49 \pm 0.51	47.04 \pm 0.25
Бессеменная озимая пшеница	6.14 \pm 1.40	6.30 \pm 1.91	40.22 \pm 0.38	6.14 \pm 0.64	4.68 \pm 0.76	48.96 \pm 0.13
Бессеменная кукуруза	5.95 \pm 1.65	6.85 \pm 0.64	41.17 \pm 0.89	5.94 \pm 0.25	4.95 \pm 0.25	47.94 \pm 0.38
Бессеменный пар	5.53 \pm 0.64	6.25 \pm 0.89	39.97 \pm 0.76	5.21 \pm 0.38	4.07 \pm 0.76	50.75 \pm 0.38
Залежь	5.94 \pm 1.14	7.53 \pm 1.40	39.88 \pm 0.51	5.45 \pm 0.51	4.09 \pm 0.64	50.58 \pm 0.76

Таблица 2. Влияние бессеменной культуры, пара и залежи на элементный состав лабильных гумусовых веществ чернозема типичного Курской области, ат. %

Вариант	С	Н	N	O	Н : С	O : С	С : N	ω
Целина	26.3	50.1	1.8	21.8	1.91	0.83	14.6	-0.25
Бессеменная озимая пшеница	26.1	47.4	2.6	23.9	1.82	0.92	10.0	+0.02
Бессеменная кукуруза	27.1	46.4	2.8	23.7	1.71	0.88	9.7	+0.04
Бессеменный пар	27.8	43.2	2.4	26.6	1.55	0.96	11.6	+0.36
Залежь	27.3	44.3	2.4	26.0	1.62	0.95	11.4	+0.28

катионитом КУ-23 в Н-форме и высушивали на водяной бане. В образцах определяли гигроскопическую влагу высушиванием в эксикаторе над P_2O_5 , зольность весовым методом после сухого сжигания, содержание С, Н, N на автоматическом анализаторе CHNS-varioMicrocube, содержание O находили по разности, степень окисленности и теплоту сгорания по эмпирическим формулам [1, 27]. Теплоту сгорания рассчитывали по элементному составу ЛГВ, используя формулу: $Q = 90[C] + 34.4[H] - 50(0.84[O] - 4[N])$ [1, 27], где Q – теплота сгорания, кДж/г; [C], [H], [O], [N] – содержание элемента в препарате, мас. %. Математическую обработку данных проводили по Б.А. Доспехову и с помощью программы R-Studio.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Согласно полученным данным, больше всего ЛГВ содержат кислорода, содержание которого варьирует в пределах 47.04–50.75 мас. %. Вторым по значимости элементом является углерод, на который приходится 39.88–42.63 мас. %. Содержание водорода составило 5.21–6.84 мас. %, а азота – 3.49–4.95 мас. % (табл. 1).

Такой элементный состав характерен для гумусовых веществ почвы. Об этом можно судить на основании данных работы [47], авторы которой, обобщив результаты анализов 410 образцов гуминовых кислот и 214 образцов фульвокислот, полученных из разных источников, установили, что содержание основных химических элементов в гумусовых кислотах почв колеблется в следую-

щих пределах: С – 37.18–64.1%, Н – 1.64–8.0%, N – 0.50–7.00%, O – 27.1–51.98%. Авторы отмечают, что в природе существует оптимальный состав гуминовых веществ. Близкие результаты приводятся в работе Перминовой [31].

Согласно полученным данным, ЛГВ целинного чернозема по сравнению с таковыми почв агроценозов содержат больше углерода и водорода на 1.46–2.66 и 0.7–1.63 мас. % соответственно. В то же время у них меньше содержание кислорода и азота соответственно на 0.9–3.71 и 0.58–1.46 мас. %.

Считается, что использование данных элементного состава гумусовых веществ в массовых (весовых) процентах не позволяет получить правильное и полное представление о роли отдельных элементов в построении их молекул и о тех изменениях, которые происходят с гумусовыми веществами под воздействием природных и антропогенных факторов. Истинное представление можно получить, используя при интерпретации данных элементного анализа атомные проценты, которые показывают число атомов данного элемента в процентах к общему числу атомов в молекуле вещества [27]. Элементный состав ЛГВ чернозема типичного в атомных процентах представлен в табл. 2.

Согласно полученным данным, в элементном составе ЛГВ целинного чернозема преобладает водород, на долю которого приходится 50.1 ат. %. Это согласуется с ранее полученными данными, согласно которым водород преобладает в элементном составе ЛГВ, а также составе лабильных

гуминовых кислот и фульвокислот, являющихся важнейшими компонентами ЛГВ [11, 23]. Следующим по значимости элементом является углерод, содержание которого составило 26.3 ат. %, содержание кислорода равно 21.8 ат. %, меньше всего содержится азота — 1.8 ат. %. Судя по величине отношения Н : С и степени окисленности, равным 1.91 и -0.25 соответственно, в составе ЛГВ целинного чернозема типичного преобладают восстановленные алифатические соединения. Величина отношения С : N равна 14.6 и, согласно существующим критериям [29], ЛГВ целинного чернозема характеризуются очень низкой обогащенностью азотом.

В результате бессменного возделывания озимой пшеницы содержание углерода в ЛГВ практически не изменилось, тогда как содержание водорода уменьшилось на 2.7 ат. %, а количество кислорода и азота возросло на 2.1 и 0.8 ат. % соответственно. Это отразилось на величинах атомных отношений. Отношение Н : С уменьшилось от 1.91 до 1.82, а С : N с 14.6 до 10.0, тогда как отношение О : С увеличилось от 0.83 до 0.92.

Все это свидетельствует о том, что под влиянием бессменного возделывания озимой пшеницы происходит изменение элементного состава ЛГВ, проявляющееся в увеличении в их молекулах доли окисленных азотсодержащих циклических структур. Об этом можно судить по уменьшению отношения Н : С, изменению обогащенности ЛГВ азотом с очень низкой до средней и степени окисленности от -0.25 до 0.02. Подобный характер трансформации ЛГВ, скорее всего, обусловлен изменившимися условиями гумификации и происходит как в результате соответствующих изменений самих молекул ЛГВ, так и за счет включения в их состав качественно иных новообразованных соединений.

Под влиянием возделывания бессменной кукурузы содержание водорода в составе ЛГВ чернозема типичного уменьшилось на 3.7 ат. %, в то время как количество остальных элементов возросло, углерода на 0.8 ат. %, азота — на 1.0 ат. %, кислорода — на 1.9 ат. %. В связи с этим изменились и величины атомных отношений. Отношения Н : С и С : N уменьшились до 1.71 и 9.7 соответственно, а величина отношения О : С несколько возросла и составила 0.88. Степень окисленности ЛГВ достигла 0.04 при средней обогащенности ЛГВ азотом.

Полученные данные показывают, что под влиянием бессменной кукурузы трансформация элементного состава ЛГВ чернозема типичного такая же, как под влиянием бессменной озимой пшеницы, но протекает интенсивнее, видимо, это обусловлено технологией ее возделывания, и проявляется в накоплении в составе ЛГВ окисленных азотсодержащих циклических структур.

Наиболее заметные изменения в элементном составе ЛГВ чернозема типичного произошли под влиянием бессменного пара. Содержание водорода уменьшилось на 6.9 ат. %, а углерода возросло на 1.5 ат. %, азота — на 0.6 ат. %, кислорода — на 4.8 ат. %. Эти изменения отразились на величинах атомных отношений. По сравнению с ЛГВ целинного чернозема типичного величины атомных отношений Н : С и С : N у ЛГВ чернозема бессменного пара уменьшились с 1.91 до 1.55 и с 14.6 до 11.6 соответственно, тогда как величина отношения О : С увеличилась с 0.83 до 0.96. При этом резко изменилась степень окисленности ЛГВ, с -0.25 до 0.36, а обогащенность азотом достигла низкого уровня.

По сравнению с ЛГВ чернозема с бессменным возделыванием сельскохозяйственных культур ЛГВ чернозема бессменного пара содержат больше углерода и кислорода на 0.7–1.7 и 2.7–2.9 ат. % соответственно и меньше водорода и азота на 3.2–4.2 и 0.2–0.4 ат. %. Для них присущи более широкие отношения О : С и С : N, более узкое отношение Н : С и большая степень окисленности.

Таким образом, ЛГВ чернозема бессменного пара являются более окисленными и обедненными азотом соединениями, нежели ЛГВ чернозема с бессменным возделыванием озимой пшеницы и кукурузы. Поскольку в бессменный пар не поступают свежие растительные остатки и отсутствует пополнение фонда ЛГВ новообразованными гумусовыми веществами, то в их составе накапливаются преимущественно наиболее устойчивые, в том числе гетероциклические азотсодержащие соединения [35].

В результате перевода бессменного пара в залежь за прошедшие 23 года не произошло существенного изменения элементного состава ЛГВ. Можно отметить лишь тенденцию к обогащению ЛГВ новообразованными алифатическими азотсодержащими недоокисленными соединениями. На это указывает изменение атомных отношений Н : С от 1.55 до 1.62, С : N от 11.6 до 11.4 и степени окисленности от 0.36 до 0.28. Оно обусловлено тем, что при поступлении свежих растительных остатков в максимально выпаханную почву происходит резкая активизация микробиологических процессов [15]. При этом утилизации микроорганизмами подвергаются не только свежие растительные остатки, но и часть инертного гумуса [45].

Может иметь место и механизм, названный Фокиным [33], “матричной достройкой гумуса”, когда уже сформированный почвенный гумус как бы регулирует свое не только количество, но и качественное воспроизводство, действуя как своеобразная матрица. Это явление было отнесено к способности системы гуминовых веществ почвы к саморегуляции и самовосстановлению [7]. В пользу

данного предположения свидетельствуют данные о том, что в первые 17 лет залежи ежегодное приращение $S_{\text{орг}}$ составляло $\sim 0.05\%$ [36].

Применение метода главных компонент для анализа данных по элементному составу ЛГВ, выраженных в ат. %, показало, что наибольшее отличие между образцами наблюдается по координатам СНО, то есть 72.5% отличий между образцами, объясняется отличиями в содержании водорода, углерода, в меньшей степени кислорода (рис. 1).

Отличие в содержании азота в первую очередь выделило группу почв, которые находятся в сельскохозяйственном обороте. По основной главной компоненте явно выделяются три кластера, залежь + пар, кукуруза + пшеница и целина. Стоит отметить, что элементный состав ЛГВ залежного чернозема не претерпел значительных изменений и все еще близок к элементному составу ЛГВ чернозема бессменного пара.

Гумус, в том числе ЛГВ – основной источник энергии для протекающих в почве превращений органических и минеральных соединений, биосинтетических и органо-минеральных реакций, жизнедеятельности микрофлоры [1, 32]. Энергетический потенциал ЛГВ можно оценить по теплоте сгорания. Расчет теплоты сгорания ЛГВ на основании результатов элементного анализа приведен в табл. 3.

По имеющимся данным теплота сгорания гуминовых кислот почв разных типов варьирует в интервале 18.30–22.15 кДж/г, фульвокислот – 6.36–11.68 кДж/г [1]. Теплота сгорания ЛГВ исследуемых почв находится в интервале 9.97–11.79 кДж/г, она меньше, чем у гуминовых кислот, и сопоставима или превосходит теплоту сгорания фульвокислот. Отсюда следует, что ЛГВ играют немаловажную роль в энергетическом балансе почвы.

Теплота сгорания ЛГВ целинного чернозема равна 11.40 кДж/г. Под влиянием бессменных озимой пшеницы и пара формируются ЛГВ с более низкой теплотой сгорания, на 0.36 и 1.43 кДж/г соответственно. В то же время под влиянием бессменной кукурузы формируются ЛГВ с большей величиной теплоты сгорания, которая на 0.39 и 0.75 кДж/г больше, чем теплота сгорания ЛГВ целинного чернозема и чернозема с бессменным возделыванием озимой пшеницы. По-видимому, в варианте с бессменным возделыванием кукурузы складываются несколько иные условия гумусообразования, вследствие чего в состав ЛГВ включа-

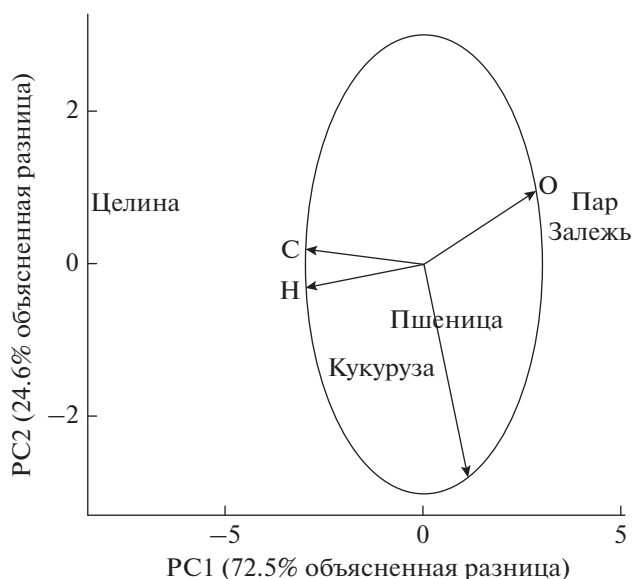


Рис. 1. Диаграмма распределения элементного состава ЛГВ чернозема типичного (ат. %), метод главных компонент.

ются органические соединения с большим энергетическим потенциалом.

При переводе бессменного пара в залежь теплота сгорания ЛГВ очень незначительно, всего на 0.07 кДж/г, увеличивается, что обусловлено включением в их состав новообразованных гумусовых веществ. Незначительное изменение теплоты сгорания ЛГВ чернозема залежи по сравнению с ЛГВ чернозема бессменного пара подтверждает сказанное ранее, что восстановление содержания гумуса и, вероятно, свойств, присущих его компонентам в выпаханых почвах, происходит очень медленно.

Одним из способов интерпретации данных элементного состава гумусовых веществ является графико-статистический анализ по Д. Ван Кревелену с использованием диаграммы атомных соотношений в координатах $H : C - O : C$ [6, 8, 21]. Считается, что этот анализ позволяет установить природу изменений гумусовых веществ под влиянием различных факторов [30, 37]. Результаты графико-статистического анализа ЛГВ представлены на рис. 2.

Согласно полученным данным, по сравнению с ЛГВ целинного чернозема под влиянием бессменных озимой пшеницы, кукурузы и пара ЛГВ чернозема типичного подвергаются процессам деметилирования и окисления, дополняемых процессом дегидрогенизации. При этом при переходе от ЛГВ

Таблица 3. Величина теплоты сгорания лабильных гумусовых веществ чернозема типичного Курской области при различном землепользовании, кДж/г

Целина	Бессменная озимая пшеница	Бессменная кукуруза	Пар	Залежь
11.40	11.04	11.79	9.97	10.04

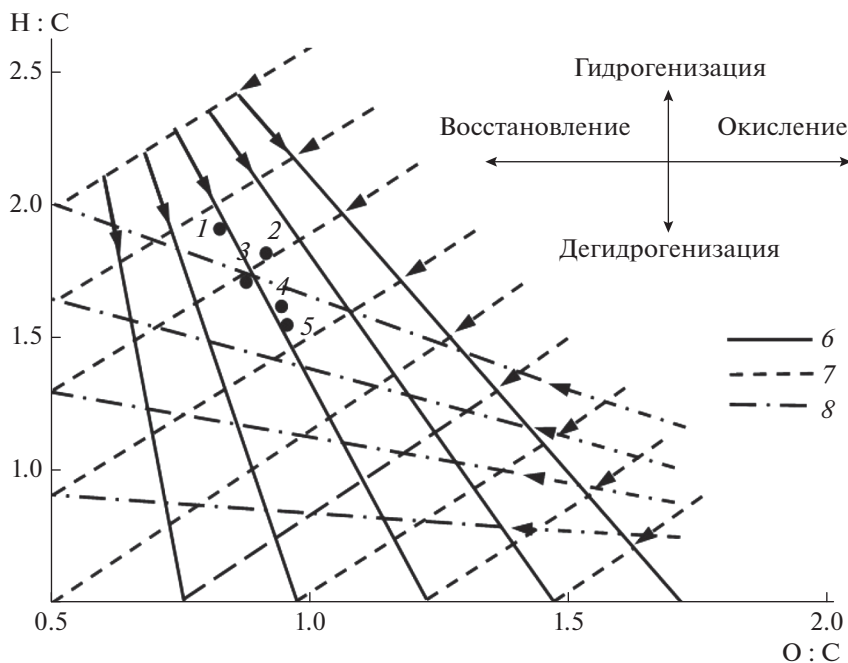


Рис. 2. Диаграмма атомных отношений Н : С—О : С (по Д. Ван Кревелену): 1 — целина, 2 — бессменная озимая пшеница без удобрений, 3 — бессменная кукуруза без удобрений, 4 — залежь, 5 — бессменный пар; направления: 6 — деметилирования, потеря CH_3 , 7 — дегидратации, 8 — декарбосилирования.

чернозема с бессменной озимой пшеницей к ЛГВ чернозема с бессменной кукурузой развиваются процессы дегидратации и дегидрогенизации, что свидетельствует о наличии качественных различий между компонентами, входящими в состав ЛГВ этих вариантов. После замены бессменного пара залежью трансформация ЛГВ чернозема типичного, по-видимому, обусловлена процессами

метилирования, гидрогенизации и слабовыраженного восстановления.

В работе использовали подход, предложенный Глебовой [5], согласно которому строится диаграмма, на которой по оси ординат откладываются значения отношения Н : С, а по оси абсцисс вместо отношения О : С откладываются значения степени окисленности (рис. 3). Таким способом показано, что под влиянием органических и минеральных удобрений формируются гуминовые кислоты с большим содержанием водорода и меньшим содержанием углерода, менее окисленные и химически зрелые [38].

На диаграмме отчетливо видно, что относительно расположения ЛГВ целинного чернозема область размещения ЛГВ черноземов, подвергшихся агрогенному воздействию, расположена ниже и сдвинута вправо. Это свидетельствует о том, что под влиянием бессменных культур и пара ЛГВ теряют метоксильные группировки, обогащаются карбоксильными группами и подвергаются окислению. Аналогичные данные приводятся и в литературе. Установлено, что гуминовые кислоты пахотных почв, в том числе лабильные гуминовые кислоты, по сравнению с гуминовыми кислотами целинной почвы характеризуются большим содержанием карбоксильных групп и имеют более высокую степень окисленности [2].

В литературе приводятся и противоположные данные, согласно которым в гуминовых кислотах

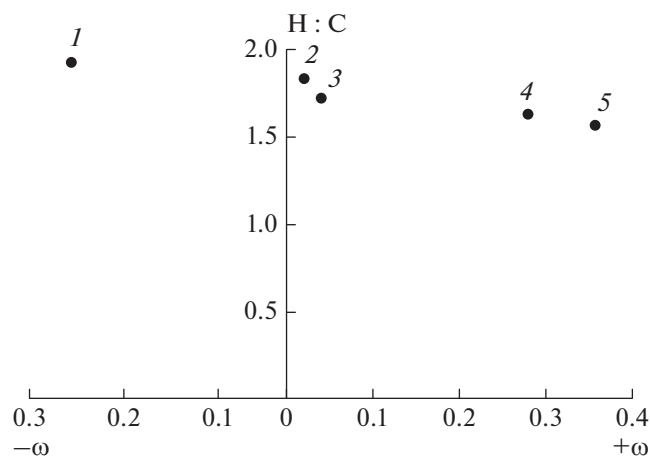


Рис. 3. Диаграмма атомных отношений Н : С и степени окисленности: 1 — целина, 2 — бессменная озимая пшеница без удобрений, 3 — бессменная кукуруза без удобрений, 4 — залежь, 5 — бессменный пар.

пахотных почв по сравнению с целинными аналогами количество карбоксильных групп и степень окисленности уменьшаются [25]. Однако с учетом дефицита свежих растительных остатков и изменением водно-воздушного режима, что характерно для пахотных почв, следует признать более реальной окислительную деструкцию гумусовых веществ почв агроценозов. Это неоднократно отмечалось в литературе [2, 7, 10, 18, 27, 32, 33, 42].

При этом перевод бесменного пара в залежь за прошедшее время радикальным образом не повлиял на молекулярную структуру ЛГВ, отмечается лишь некоторое увеличение в их составе доли алифатических компонентов, обогащенных водородом.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Под влиянием бесменных культур и пара изменения в элементном составе ЛГВ обусловлены увеличением в них доли окисленных азотсодержащих циклических структур. Интенсивность трансформации ЛГВ увеличивается в ряду бесменная озимая пшеница > бесменная кукуруза > бесменный пар. ЛГВ чернозема бесменного пара являются более окисленными, обедненными азотом и менее энергоемкими соединениями, нежели ЛГВ чернозема с бесменным возделыванием кукурузы и озимой пшеницы.

В результате перевода бесменного пара в залежь за прошедшие 23 года не произошло существенного изменения элементного состава ЛГВ, отмечается лишь тенденция к обогащению их новообразованными алифатическими азотсодержащими восстановленными соединениями.

Трансформация ЛГВ в условиях экстенсивного использования чернозема обусловлена процессами деметилирования, дегидрогенизации и окисления. При переводе бесменного пара в залежь формирование ЛГВ сопряжено с процессами метилирования, гидрогенизации и слабовыраженного восстановления.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алиев С.А. Энергетика почвообразования. Новосибирск, 1985. 27 с.
2. Багаутдинов Ф.Я., Хазиев Ф.Х. Состав, свойства гуминовых кислот целинных и пахотных почв и новообразованных гумусовых веществ // Научные доклады Высшей школы. Биологические науки. 1991. № 10. С. 136–141.
3. Багаутдинова Л.В., Рюмин А.Г., Кечайкина И.О., Чуков С.Н. Трансформация гуминовых кислот пахотных почв // Вестник Санкт-Петербургского ун-та. 2012. Сер. 3. Вып. 2. С. 92–108.
4. Бажина Н.Л., Захарова Е.С., Дергачева М.И. Сравнительный анализ гумусовой составляющей тундровых почв Тувы и горного Алтая, сформировавшихся в одинаковых экологических условиях // Научные ведомости. Сер. Естественные науки. 2019. Т. 43. № 4. С. 337–343. <https://doi.org/10.18413/2075-4671-2019-43-4-337-347>
5. Глебова Г.И., Орлов Д.С. Элементный состав и коэффициенты экстинкции гематомелановых кислот // Научные доклады Высшей школы. Биологические науки. 1980. № 9. С. 95–107.
6. Горбов С.Н. Генезис, классификация, экологическая роль городских почв юга Европейской части России (на примере Ростовской агломерации). Автореф. дис. ... докт. биол. наук. М., 2018. 49 с.
7. Дергачева М.И. Система гумусовых веществ почв: поведение в меняющейся обстановке при антропогенных воздействиях // Методы исследования органического вещества почв. М., 2005. С. 252–274.
8. Дергачева М.И., Некрасова М.А., Васильева Д.И., Фадеева В.И. Элементный состав гуминовых кислот целинных черноземов разных условий формирования // Вестник ОГУ. 2012. № 10(146). С. 87–92.
9. Заварзина А.Г., Кравченко Е.Г., Константинов А.И., Перминова И.В., Чуков С.Н., Демин В.В. Сравнение свойств препаратов гуминовых кислот, выделенных из почв щелочной экстракцией в присутствии и отсутствии кислорода // Почвоведение. 2019. № 8. С. 910–922. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19080161>
10. Кирюшин В.И., Ганжара Н.Ф., Кауричев И.С., Орлов Д.С., Титлянова А.А., Фокин А.Д. Концепция оптимизации режима органического вещества почв в агроландшафтах. М., 1993. 99 с.
11. Козут Б.М. Органическое вещество чернозем // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2017. Вып. 90. С. 39–55. <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2017-90-39-55>
12. Козут Б.М., Артемьева З.С., Кириллова Н.П., Яшин М.А., Сошникова Е.И. Компонентный состав органического вещества воздушно-сухих и водостойчивых макроагрегатов типичного чернозема в условиях контрастного землепользования // Почвоведение. 2019. № 2. С. 161–170. <https://doi.org/10.1134/S106422931902008X>
13. Козут Б.М., Булкина Л.Ю. Сравнительная оценка воспроизводимости методов определения лабильных форм гумуса черноземов // Почвоведение. 1987. № 4. С. 143–145.
14. Козут Б.М., Дьяконова К.В., Травникова Л.С. Состав и свойства гуминовых кислот различных вытяжек и фракций типичного чернозема // Почвоведение. 1987. № 7. С. 38–45.
15. Козут Б.М., Семенов В.М., Артемьева З.С., Данченко Н.Н. Дегумусирование и почвенная секвестрация углерода // Агрохимия. 2021. № 5. С. 3–13.

16. *Когут Б.М., Сысуев С.А., Холодов В.А.* Водопрочность и лабильные гумусовые вещества типичного чернозема при разном землепользовании // Почвоведение. 2012. № 5. С. 555–561.
17. *Коковина Т.П.* О почвенных процессах в типичном мощном черноземе под пашней // Почвоведение. 1978. № 9. С. 13–23.
18. *Кононова М.М.* Органическое вещество почвы. М.: Изд-во АН СССР, 1960. 315 с.
19. *Куликова Н.А., Перминова И.В.* Сравнительная характеристика элементного состава водорастворимых гуминовых веществ, гуминовых и фульвокислот дерново-подзолистых почв // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2010. № 4. С. 16–19.
20. *Кутюва О.В., Тхакахова А.К., Семенов М.В., Чернов Т.И., Ксенофونتова Н.А., Железова А.Д., Гаджиумаров Р.Г., Стукалов Р.С., Иванова Е.А., Никитин Д.А.* Сравнительная оценка влияния нулевой и традиционной обработки на биологическую активность агрочерноземов Ставропольского края // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2019. № 100. С. 159–189.
<https://doi.org/10.19047/0136-1694-2019-100-159-189>
21. *Лодыгин Е.Д.* Структурно-функциональные параметры гумусовых веществ таежных и тундровых почв Европейского Северо-Востока России. Автореф. дис. ... докт. биол. наук. М., 2016. 46 с.
22. *Мамонтов В.Г.* Изменение компонентного состава гумуса чернозема обыкновенного под влиянием агрогенеза // Международный сельскохозяйственный журнал 2020. Т. 63. № 4. С. 83–86.
23. *Мамонтов В.Г., Артемьева З.С., Лазарев В.И., Родионова Л.П., Крылов В.А., Ахмедзянова Р.Р.* Сравнительная характеристика свойств целинного, пахотного и залежного чернозема типичного Курской области // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2020. Вып. 101. С. 182–201.
24. *Мамонтов В.Г., Соколовская Е.Л.* Элементный и молекулярно-массовый состав лабильных гумусовых веществ чернозема обыкновенного Каменной Степи // Известия ТСХА. 2018. Вып. 1. С. 130–138.
25. *Назарова А.В.* О трансформации гуминовых кислот в почвах // Органическое вещество почв и методы его исследования. Л., 1990. С. 11–19.
26. *Орлов Д.С.* Методы определения и показатели гумусового состояния почв // Методы изучения и повышения плодородия засоленных почв. М., 1986. С. 91–98.
27. *Орлов Д.С.* Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1990. 324 с.
28. *Орлов Д.С., Бирюкова О.Н., Суханова Н.И.* Органическое вещество почв Российской Федерации. М.: Наука, 1996. 256 с.
29. *Орлов Д.С., Бирюкова О.Н., Розанова М.С.* Дополнительные показатели гумусного состояния почв и их генетических горизонтов // Почвоведение. 2004. № 8. С. 918–926.
30. *Орлов Д.С., Садовникова Л.К., Суханова Н.И.* Химия почв. М.: Высш. шк., 2005. 558 с.
31. *Перминова И.В.* Анализ, классификация и прогноз свойств гумусовых кислот. Автореф. дис. ... докт. хим. наук. М., 2000. 50 с.
32. *Семенов В.М., Когут Б.М.* Почвенное органическое вещество. М.: ГЕОС, 2015. 233 с.
33. *Фокин А.Д.* Почва, биосфера и жизнь на земле. М.: Наука, 1986. 75 с.
34. *Холодов В.А., Константинов А.И., Беляева Е.Ю., Куликова Н.А., Кирюшин А.В., Перминова И.В.* Строение гуминовых кислот, извлекаемых в ходе последовательной щелочной экстракции из типичного чернозема // Почвоведение. 2009. № 10. С. 1177–1183.
35. *Холодов В.А., Фарходов Ю.Р., Ярославцева Н.В., Айдиев А.Ю., Лазарев В.И., Ильин Б.С., Иванов А.Л., Куликова Н.А.* Термолабильное и термостабильное органическое вещество черноземов различного землепользования // Почвоведение. 2020. № 8. С. 970–982.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X20080080>
36. *Холодов В.А., Ярославцева Н.В., Фарходов Ю.Р., Яшин М.А., Лазарев В.И., Ильин Б.С., Филиппова О.И., Воликов А.Б., Иванов А.Л.* Оптические характеристики экстрагируемых фракций органического вещества типичных черноземов в многолетних полевых опытах // Почвоведение. 2020. № 6. С. 691–702.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X20060052>
37. *Черников В.А.* Методы структурной диагностики органического вещества почв // Методы исследования органического вещества почв. М., 2005. С. 135–147.
38. *Шевцова Л.К., Черников В.А., Сычев В.Г., Беличенко М.В., Рухович О.В., Иванова О.И.* Влияние длительного применения удобрений на состав, свойства и структурные характеристики гумусовых кислот основных типов почв. Сообщение 1 // Агрехимия. 2019. № 10. С. 3–15.
39. *Шигабаева Г.Н.* Элементный состав и содержание функциональных групп гуминовых веществ почв и торфов различного происхождения // Вестник Тюменского гос. ун-та. 2014. № 12. Экология. С. 45–53.
40. *Щеглов Д.И.* Черноземы центральных областей России: современное состояние и направление эволюции // Черноземы Центральной России: генезис, эволюция и проблемы рационального использования. Воронеж: Издательско-полиграфический центр “Научная книга”, 2017. С. 5–18.
41. *Щербаков А.П., Васенев И.И.* Русский чернозем на рубеже веков // Антропогенная эволюция черноземов. Воронеж: Воронежский гос. ун-т, 2000. С. 32–67.
42. *Cade-Menun B.J., Bainard L.D., LaForge K., Schellenberg M., Houston B., Hamel C.* Long-term agricultural land use affects chemical and physical properties of soils from southwest Saskatchewan // Can. J. Soil Sci. 2017. V. 97. № 4. P. 650–666.

43. *El-Metwally S.M., Taha A.A., Mosa A.A., El-Agamy M.A.* Chemical composition of humic substances extracted from salt affected Egyptian soils // *Life Sci. J.* 2014. V. 11. № 9. P. 197–206.
44. *Giovanella M., Crespo J.S., Antunes M., Adametti D.S., Fernandes A.N., Barison A., da Silva C.W.P., Motelica-Heino R.G.M.* Chemical and spectroscopic characterization of humic acids extracted from the bottom sediments of Brazilian subtropical microbasin // *J. Molecular Structure.* 2010. V. 981. № 1–3. P. 111–119.
45. *Kuzyakov Y., Friedel J.K., Stahr K.* Review of mechanisms and quantification of priming effects // *Soil Biol. Biochem.* 2000. V. 32. P. 1485–1498.
46. *Lal R.* Challenges and opportunities in soil organic matter research // *Eur. J. Soil Sci.* 2009. V. 60. P. 158–169.
47. *Rice J.A., MacCarthy P.* Statistical evaluation of the elemental composition of humic substances // *Org. Geochem.* 1991. V. 17. № 5. P. 635–648.
48. *Six J., Paustian K., Elliott E.T., Combrink C.* Soil structure and soil organic matter: I. Distribution of aggregate size classes and aggregate associated carbon // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2000. V. 64. P. 681–689.
49. *Stevenson F.J.* Humus Chemistry, Genesis, Composition, Reactions. N.Y.: John Wiley & Sons, 1994. 443 p.

The Influence of Different Land Use on the Elemental Composition of Labile Humus Substances of Chernozem Typical of the Kursk Region

V. A. Krylov^{1, *}, V. G. Mamontov¹, V. I. Lazarev², and O. V. Ryzhkov³

¹ *Russian State Agrarian University – Moscow Agricultural Academy named after K.A. Timiryazev, Moscow, 127434 Russia*

² *Bkursky FANC, Cheryomushki, 10, Kursk Region, 305526 Russia*

³ *Central Chernozem State Natural Biosphere Reserve named after Professor Alyokhin, Kursk District, Zapovednoye settlement, Kursk Region, 305528 Russia*

*e-mail: kryloff.vadim2015@yandex.ru

The study of the elemental composition of labile humus substances passing into the direct 0.1 M NaOH extract of typical chernozem under various ecosystem showed that, judging by the magnitude ratio of the H : C ratio varying within 1.55–1.91, aliphatic structures prevail over cyclic components in their composition. Under the influence of agrogenic impact, the proof demethylation, dehydrogenation and oxidation of organic substances of chernozem develops. As a result, labile humic substances lose their aliphatic components and are enriched with oxidized nitrogen-containing cyclic structures. The intensity of this process increases in the series permanent steam > permanent corn > permanent winter wheat. At the same time, the labile humic substances of the permanent fallow chernozem are the least energy-intensive compounds, judging by the values of the heat of combustion found on the basis of elemental analysis data. During the 23 years that have passed since the transfer of permanent steam to the deposit (represented by the cereal and grass association), there have been no significant changes in the elemental composition of labile humus substances of typical chernozem, there is only a tendency to enrich them with newly formed aliphatic nitrogen-containing reduced compounds.

Keywords: heat of combustion, degree of oxidation, graph-statistical analysis, Haplic Chernozem Haplic Chernozem

УДК 631.46-576.8

АКТИНОМИЦЕТНЫЕ КОМПЛЕКСЫ НИЗИННЫХ ТОРФЯНИКОВ

© 2022 г. А. В. Головченко^{а, *}, Т. А. Грачева^а, В. А. Лыпкань^а,
Т. Г. Добровольская^а, Н. А. Манучарова^а

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

*e-mail: golovchenko.alla@gmail.com

Поступила в редакцию 17.12.2021 г.

После доработки 11.02.2022 г.

Принята к публикации 24.02.2022 г.

Изучены актиномицетные комплексы низинных торфяников различного генезиса: озерного, лесного и пойменного заболачивания (Тверская и Томская области, Россия). Образцы из торфяников (мощностью 3 м) отбирали послойно с учетом ботанического состава торфов в конце сентября 2019 г. Длину и биомассу актиномицетного мицелия определяли люминесцентно-микроскопическим методом, численность культивируемых актиномицетов – чашечным методом. Видовую идентификацию актиномицетов проводили на основании морфологических, культуральных признаков и анализа фрагментов 16S рРНК. Антагонистическую активность стрептомицетов исследовали методом агаровых блоков. Актиномицетный мицелий обнаруживали по всему профилю торфяников, его длина варьировала от 700 до 3000 м/г, биомасса – от 22 до 140 мкг/г сухого торфа. Впервые выявлена достоверная зависимость содержания актиномицетного мицелия от ботанического состава и степени разложения торфов, слагающих профили исследуемых торфяников. Актиномицеты были представлены родами: *Streptomyces*, *Micromonospora*, *Streptosporangium*, *Streptoverticillium*. Доминирующие по частоте встречаемости представители рода *Streptomyces* были отнесены к 19 видам из 9 серий и 5 секций. У 70% актиномицетов обнаружена способность к микроаэрофильному росту, что свидетельствует об их адаптации к дефициту кислорода, существующему в глубоких слоях торфяников. Антибактериальной активностью обладали 89% изолятов. Наиболее активными оказались штаммы *S. avicenniae* и *S. caeruleus*. Они характеризовались множественной резистентностью к антибиотикам.

Ключевые слова: торфяные эутрофные почвы, Sapric Histosols, актиномицетный мицелий, культивируемые актиномицеты, микроаэрофильный рост, антибактериальная активность, антибиотическая активность

DOI: 10.31857/S0032180X22080020

ВВЕДЕНИЕ

Несмотря на то, что анализ микробных сообществ болот проводится уже более полувека, остается много вопросов, на которые еще предстоит ответить микробиологам. Главные из них – какие группы и таксоны бактерий, актиномицетов, грибов преобладают в торфяниках разного генезиса, какие экологические функции они осуществляют в специфической среде обитания, какой является торф.

Следует отметить, что микробиологический аспект изучения торфяных почв становится актуальным, так как подразделение на типы по трофности лучше всего осуществляется по их биологическим свойствам. Многие используемые агрохимические параметры (NPK, степень насыщенности основаниями и др.) показали свою относительную неэффективность при диагностике органогенных почв [1].

В настоящей работе основное внимание будет уделено актиномицетным комплексам низинных

торфяников. Деятельность актиномицетов активируется с усилением процессов разложения органического вещества [18]. Низинный торф в отличие от верхового характеризуется высокой степенью минерализации органического вещества и является благоприятным субстратом для актиномицетов, которые способны разлагать сложные полимеры, накапливающиеся на поздних стадиях разложения органического вещества. В низинных торфяниках выявляют высокую численность актиномицетов, которая на 2–3 порядка больше, чем в верховых торфяниках [7, 12, 13].

Состояние органического вещества болот разного генезиса определяет различия не только в показателях обилия, но и в структурно-функциональной организации актиномицетных комплексов. Данные относительно численности и таксономического состава актиномицетных комплексов, их профильного распределения и биомассы в низинных торфяниках немногочисленны, противоречивы и требуют дополнительной проработки.

Таблица 1. Ботанический состав, степень разложения (СРТ), рН_{водн}, С/Н низинных торфов, слагающих профиль исследуемых торфяников

Глубина, см	Торфяник 1			Торфяник 2			Торфяник 3		
	ботанический состав (СРТ, %)	рН _{водн}	С/Н	ботанический состав (СРТ, %)	рН _{водн}	С/Н	ботанический состав (СРТ, %)	рН _{водн}	С/Н
0–20	Древесно-осоковый (36)	6.4	22	Травяной (25)	4.4	40	Осоковый (25–27)	6.1	17
20–50	Древесный (35–40)	6.5	23	Осоковый (35)	4.7	23	Осоково-гипновый (35–40)	6.0	15
50–75		6.6	24	Травяной (30)	4.9	21		5.7	26
75–100		6.7	24	Вахтовый (25)	5.4	21		5.7	20
100–150		6.7	21		5.6	23		7.2	22
150–200		6.6	21	Травяно-гипновый (20–25)	6.5	18		7.2	17
200–250	6.7	21	Древесно-осоковый (42)	7.3	17	7.3	23		
250–300	6.8	39		7.4	20	Древесный (45)	7.3	22	

Кроме того, в связи с мировой тенденцией неуклонно растущей резистентности к существующим антибиотикам, актуальным остается поиск актинобактерий, способных продуцировать новые виды антибиотиков для создания противомикробных препаратов.

Антагонистические штаммы актиномицетов, выделенные из почв, являются ценными инструментами для экологически чистой, здоровой и безопасной борьбы с фитопатогенными микроорганизмами. Многие исследователи отмечают значительный вклад актиномицетов в формирование почвенного резиста [25, 28, 33].

Цель работы – изучение актиномицетных комплексов низинных торфяников различного генезиса для расширения знаний о биоразнообразии болотных экосистем и выявления культур актиномицетов с высоким антагонистическим потенциалом.

Данное исследование является частью комплексной работы по изучению микробных сообществ низинных торфяников России [4–6, 8, 9, 31].

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектами исследования были низинные торфяники различного генезиса, которые классифицированы как эутрофные торфяные мощные почвы [24], по WRB – Sapric Histosols [23].

Низинный торфяник 1 (56°09'55" N; 32°08'13" E) под сосняком болотно-травяным – пример торфяника озерного происхождения. Он является частью болотного массива “Петушиха” (Тверская область). Залежь этого торфяника сложена низинными торфами: древесно-осоковым и древесным со степенью разложения 35–42%, подстилается смешанно-водорослевым сапропелем. Значения рН_{водн} по всему профилю близки к нейтральным. Отношение С/Н в большей части профиля составляет 21–24 (табл. 1).

Низинный торфяник 2 под березняком сосново-сфагновым (56°23'25" N; 84°38'47" E) – пример торфяника лесного заболачивания. Он является частью болотного массива “Клюквенное” (Томская область). Его толща сложена преимущественно среднеразложившимися торфами (степень разложения 21–23%) травяной группы и подстилается суглинками. Значение рН_{водн} увеличивается с глубиной от 4.4 до 7.4. Отношение С/Н в большей части профиля составляет 17–23.

Низинный торфяник 3 (56°31'09" N; 84°38'27" E) является частью болотного массива “Карбышевское” (Томская область). Это пример торфяника пойменного заболачивания. Река Порос, протекающая по болоту, является левобережным притоком р. Томи. Современные аллювиальные отложения поймы представлены суглинками. Болотный массив почти полностью покрыт смешанным лесом. Древесный ярус состоит из ели, кедра, сосны, березы, пихты, полнота древостоя 0.6–0.7. Кустарничковый ярус (брусника, костяника) угнетен. Травяной ярус, представленный преимущественно осоками, хвощами, папоротниками и вахтой, покрывает 40–50% поверхности. Моховой ярус развит фрагментарно, и в основном это зеленые мхи. Торфяная залежь представлена низинными торфами древесной, травяной и травяно-моховой групп. Степень разложения торфов увеличивается вниз по профилю от 25 до 45%. Карбонатность подстилающих пород определяет смену рН_{водн} по профилю – от слабокислой реакции в верхней 1.5 м толще до нейтральной и слабощелочной в слое 1.5–3 м. Отношение С/Н варьирует по профилю от 15 до 26.

Максимальное опускание грунтовых вод во время летнего высыхания в исследуемых торфяниках не превышало 50 см, соответственно мощность деятельного слоя в них составила 50 см, инертного – 250 см.

На исследуемых болотных массивах в третьей декаде сентября 2019 г. торфяным буром пробурили колонки (по три для каждого объекта) для отбора проб и их дальнейшего анализа. Отбирали смешанные послойные образцы с глубин 0–20, 20–50, 50–100, 100–150, 150–200, 200–250 и 250–300 см, соблюдая стерильность. Образцы доставляли до места исследования в переносных сумках-холодильниках.

Длину актиномицетного мицелия определяли прямым люминесцентно-микроскопическим методом [22]. Для приготовления торфяной суспензии отбирали 1 г торфа и помещали в колбу со 100 мл стерильной воды. Полученную суспензию обрабатывали на ультразвуковом диспергаторе Bandelin Sonopuls HD 2070 (Germany) в течение 2 мин при мощности 50% для десорбции мицелия с торфяных частиц. Для одного образца на двух обезжиренных предметных стеклах готовили 6 препаратов. На каждый препарат наносили микропипеткой 0.01 мл суспензии и равномерно распределяли на площади 4 см². Затем препараты высушивали на воздухе, фиксировали над пламенем горелки, окрашивали водным раствором акридина оранжевого и просматривали в 50 полях зрения на люминесцентном микроскопе “Люмам-ИЗ” (Россия).

Длину актиномицетного мицелия в 1 г торфа (N) рассчитывали по формуле:

$N = S_1 a n / (v S_2 c) \times 10^6$, где S_1 – площадь препарата, мкм²; a – средняя длина обрывков актиномицетного мицелия в поле зрения, мкм; n – показатель разведения суспензии, мл; v – объем капли, наносимой на стекло, мл; S_2 – площадь поля зрения микроскопа, мкм²; c – навеска торфа, г. Пересчитывали полученные данные на 1 г сухого торфа. Для определения влажности образцы торфа высушивали при 105°C в течение 6 ч.

Биомассу актиномицетного мицелия (B) рассчитывали по формуле: $B = N 3.9 \times 10^{-5}$ (г), где N – длина актиномицетного мицелия в 1 г сухого торфа, а 3.9×10^{-5} г – биомасса 1 м актиномицетного мицелия с диаметром 0.5 мкм [19].

Численность культивируемых актиномицетов определяли методом поверхностного посева из серии разведений на агаризованную среду Гаузе I [3] в пятикратной повторности. Для посева использовали ту же суспензию, что и для приготовления препаратов для люминесцентной микроскопии. Чашки с посевами инкубировали в термостате при 28°C в течение 7–10 сут, затем подсчитывали колонии актиномицетов. Данные по общей численности актиномицетов выражали в колониеобразующих единицах (**КОЕ**) на 1 г сухого торфа.

Определение таксономического статуса актиномицетов начинали с учета их культурально-диагностических признаков, затем оценивали под биноклем при малом увеличении их морфо-

логические признаки. Идентификацию актиномицетов рода *Streptomyces* проводили на ряде диагностических сред (Гаузе I, Гаузе II, овсяном, глицерин-нитратном и пептонно-дрожжевом агаре), рецепты которых приведены в определителе актиномицетов [3]. Для уточнения видовой принадлежности штаммов стрептомицетов с высоким антагонистическим потенциалом анализировали фрагменты 16S рРНК в НПК “Синтол” (Москва).

Для родов актиномицетов рассчитывали частоту встречаемости – отношение числа образцов, в которых присутствовал данный род, к общему числу проанализированных образцов.

Способность роста актиномицетов в микроаэрофильных условиях тестировали методом посева уколом в агаровый столбик (высотой 7 см) овсяного агара. Пробирки с культурами актиномицетов инкубировали 7 дней в термостате при температуре 28°C, затем оценивали способность культур к росту на поверхности или в столбике агара [35].

Антагонистическую активность актиномицетов определяли методом агаровых блоков [20]. В качестве тест-культур использовали бактериальные штаммы, выделенные из профилей низинных и верховых торфяников, а также из подстилок лесных болот.

Для определения резистентности выделенных штаммов актиномицетов использовали бумажные диски с антибиотиками: тетрациклином, гентамицином, левомицетином, канамицином в концентрации 100 мкг/мл.

Виды низинного торфа, степень их разложения, рН_{водн} определяли по ГОСТ 28245.2-89 и 11306-83 в Научно-исследовательском институте биологии и биофизики при Томском государственном университете. Содержание углерода и азота в различных слоях исследуемых торфяников выявляли с помощью CHNS-анализатора Vario EL III (Elementar, Германия) в токе кислорода при 1150°C.

Обработку массивов данных проводили с использованием пакета программ Statistica 8.0 и Microsoft Excel 10.0.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Диапазон колебаний длины актиномицетного мицелия в исследуемых торфяниках – от 700 м/г до 3 км/г сухого торфа. В низинных торфяниках других регионов России порядок величин, характеризующих этот показатель обилия [4, 7, 9, 10], близок к установленному в этом исследовании.

Актиномицетный мицелий обнаруживали по всему профилю исследуемых торфяников. Различным оказался характер его профилевого распределения. В торфянике I озерного заболачивания длина актиномицетного мицелия сохранялась на высоком уровне (1.5–2.2 км/г торфа) в

пределах верхней метровой толщи, далее она уменьшалась в 2 раза в слое 100–150 см и поддерживалась на уровне 0.7–1 км/г торфа в оставшейся части профиля. В торфянике 2 лесного заболачивания длина актиномицетного мицелия флуктуировала по профилю. Однако наибольшие значения выявлены в верхнем метровом слое этого торфяника. Для торфяника 3 пойменного заболачивания установлено преимущественно плавное уменьшение длины актиномицетного мицелия по профилю, кроме слоя 1.5–2 м, в котором обилие актиномицетов возрастало до уровня, установленного в слое 25–50 см (рис. 1). Варианты профильного распределения актиномицетного мицелия, выявленные в данном исследовании, встречались в низинных торфяниках других регионов. Плавное уменьшение содержания актиномицетного мицелия с глубиной отмечали в работах [8, 9]; флуктуирование по профилю и наличие пиков в глубоких слоях – в [4, 10].

Различным в торфяниках оказался не только характер профильного распределения актиномицетного мицелия, но и амплитуда его значений. Она была максимальной в торфянике 2 лесного заболачивания. Практически на всех глубинах этого торфяника обилие актиномицетного мицелия было больше, чем в других торфяниках.

Достоверность выявленных различий подтверждена результатами двухфакторного дисперсионного анализа, где рассматриваемыми факторами были “исследуемый торфяник” и “глубина отбора образцов”. Влияние обоих факторов на длину актиномицетного мицелия оказалось достоверным, но максимальным по силе влияния был фактор “исследуемый торфяник” – 63% от общей дисперсии (табл. 2).

Характер заболачивания, различный в исследуемых торфяниках, оказывает влияние на особенность профильного распределения микроорганизмов, так как он способствует смене растительных группировок и определяет строение торфяной залежи – закономерное вертикальное напластование торфов.

Показатели обилия и разнообразия микроорганизмов в большей степени зависят от субстрата

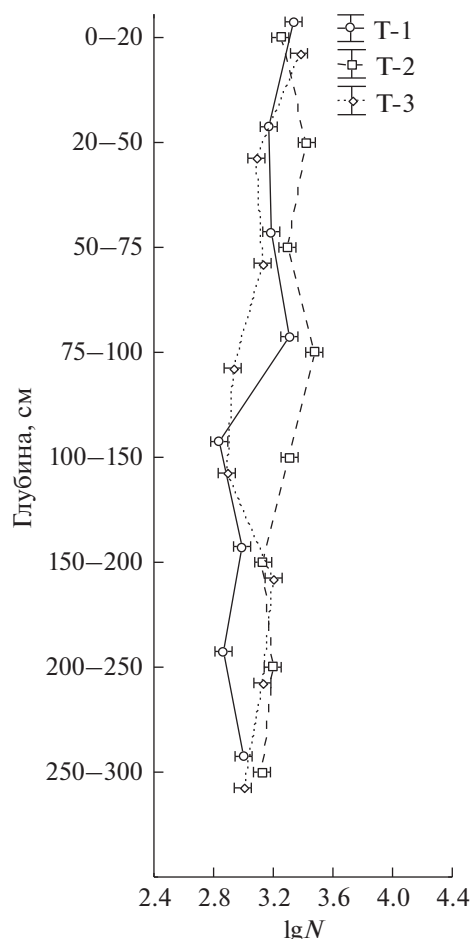


Рис 1. Распределение длины актиномицетного мицелия (N – м/г сухого торфа) по профилю исследуемых торфяников (T-1, T-2 и T-3).

[27, 29, 32]. В торфяниках одной из важнейших характеристик субстрата – торфа – является его ботанический состав. Предпринята попытка найти корреляцию между содержанием актиномицетного мицелия и ботаническим составом низинных торфов. Однофакторный дисперсионный анализ выявил существование достоверной зависимости (критерий Фишера (F) = 9.7 при уровне значимости $p < 0.001$). Длина актиномицетного

Таблица 2. Влияние различных факторов на содержание актиномицетного мицелия в исследуемых торфяниках (по результатам двухфакторного дисперсионного анализа)

Варьирование по градациям факторов*	Число степеней свободы	Дисперсия	Критерий Фишера	% от общей дисперсии	Уровень значимости
1	2	0.556	111.2	63	<0.001
2	17	0.219	43.8	23	
12	14	0.122	24.4	14	
Остаточное	120	0.006			

* Рассматриваемые факторы и их градации: 1 – “исследуемый торфяник” (торфяники 1, 2, 3); 2 – глубина отбора образцов (0–20, 20–50, 50–75, 75–100, 100–150, 150–200, 200–250, 250–300 см); 12 – совместное влияние факторов.

Таблица 3. Пределы колебаний биомассы актиномицетов (мкг/г сухого торфа) в разных слоях торфяников

Слой, см	Торфяник		
	1	2	3
0–50	58–103	55–140	44–100
50–100	55–96	64–128	29–58
100–200	23–51	51–90	26–70
200–300	22–45	45–68	35–56

мицелия возрастала в ряду низинных торфов: древесный < травяно-гипновый < травяной. Среди травяных торфов максимальные показатели выявляли для вахтового торфа. Количественная оценка потерь при разложении растительных остатков различных видов-торфообразователей в болотных экосистемах показала, что представители травяной растительности разлагаются быстрее, чем представители древесной и моховой групп. Оказалось, что потери при разложении фракций листьев, корневищ, корней вахты трехлистной были наибольшими (до 80% массы за 2 года опыта), чем при разложении других трав [2]. Вахтовый торф, в ботаническом составе которого преобладает вахта с наибольшей скоростью разложения среди трав, оказался благоприятным субстратом для актиномицетов. В слое залежи, сложенном этим видом низинного торфа, зарегистрированы не только максимальные показатели обилия актиномицетов, но и бактерий [6].

Как показал однофакторный дисперсионный анализ, существует достоверная зависимость длины актиномицетного мицелия от степени разложения низинного торфа ($F = 9.7$ при $p < 0.001$). Показатели обилия актиномицетного мицелия были больше в слоях низинного торфа со степенью разложения <35%. Эти слои в исследуемых торфяниках были представлены преимущественно торфами травяной группы. Травянистые растения, по сравнению со мхами, содержат больше целлюлозы. Микробиологическая деструкция проходит активно в слоях, где идет скопление органических веществ с повышенным содержанием целлюлозы, минеральных элементов и азота. С увеличением степени разложения торфа возрастает выход фенолсодержащих групп, которые являются дубителями и антиокислителями. Обилие фенольных групп в торфе приводит к торможению процессов минерализации органического вещества.

Актиномицетная биомасса в различных слоях профилей исследуемых торфяников колеблется от 22 до 140 мкг/г торфа (табл. 3). Запасы актиномицетной биомассы, при расчете на весь профиль, составляют 19–28 г/м². В деятельном слое торфяников они не превышают 6 г/м² – это 22–24% от актиномицетной биомассы всего профиля. Мощность инертного слоя торфяника в 5 раз больше деятельного, соответственно большая часть акти-

номицетной биомассы сосредоточена в нем. Следует отметить, что торфяники различного генезиса характеризуются близкими значениями актиномицетной биомассы в деятельном слое и отличаются не более чем в 1.5 раза в инертном слое. Максимальных значений (28 г/м²) актиномицетная биомасса достигала в торфянике 2 лесного заболачивания.

Актиномицетная биомасса является частью прокариотной биомассы. В исследуемых торфяниках прокариотная биомасса составляла от 309 до 370 г/м² [6]. На долю бактерий приходилось 88–96%, актиномицетного мицелия – 4–12% соответственно. Максимальной доля актиномицетного мицелия оказалась в торфянике 2, где ранее на всех глубинах выявляли наибольшие показатели его обилия.

Доля актиномицетного мицелия в прокариотной биомассе низинных торфяников других регионов России была всегда значительно меньше доли бактерий. Так, в низинных торфяниках карстовых ландшафтов Тульской области она не превышала 15% [4], в низинных торфяниках Тверской области варьировала от 7 до 25% [10]. В низинных высокозольных торфяниках под черноольшанниками ее значения не превышали 11% в неосушенных и 15% – в осушенных вариантах [8]. В низинных торфяниках Томской области доля актиномицетного мицелия в верхних слоях варьировала от 4 до 7%, в нижних слоях – от 0 до 3% [9].

Численность культивируемых актиномицетов в исследуемых торфяниках варьировала в широком диапазоне – от 10⁵ до 10⁷ КОЕ/г сухого торфа. Максимальные показатели были приурочены преимущественно к деятельному слою. С глубиной численность актиномицетов уменьшалась, но в отдельных слоях могла быть больше, чем в верхних слоях. Доля актиномицетов составляла от 1 до 26% от общей численности бактерий, учитываемых на используемой среде.

В торфяных почвах других регионов численность актиномицетов в верхних слоях колеблется от 10³ до 10⁶ КОЕ/г торфа, в нижних слоях – от 10³ до 10⁵ КОЕ/г торфа. Отмечается также особый характер профильного распределения культивируемых актиномицетов – без уменьшения численности с глубиной [12, 14, 15, 17]. Следует отметить, что речь идет о торфяных почвах, мощность которых не превышает 50–100 см, и данная тенденция описана именно для этой толщи.

Из исследуемых торфяников выделены 48 штаммов актиномицетов. В результате проведенной идентификации они отнесены к четырём родам: *Streptomyces*, *Micromonospora*, *Streptosporangium*, *Streptoverticillium*. Доминировали по частоте встречаемости представители рода *Streptomyces* (85–100%), частота встречаемости других родов не превышала 15%. Эти роды актиномицетов обнаруживали в торфяных почвах других регионов. Их численность не превышала 10⁴–10⁵ КОЕ/г тор-

Таблица 4. Таксономический состав актиномицетов, выделенных из исследуемых торфяников

Род	Секция	Серия	Вид
<i>Streptomyces</i>	Cenereus	Chromogenes	<i>S. achromogenes</i>
			<i>S. graminofaciens</i>
			<i>S. noboritoensis</i>
			<i>S. xanthocidicus</i>
		Achromogenes	<i>S. gelaticus</i>
			<i>S. griseochromogenes</i>
			<i>S. wedmorensis</i>
		Chrysomallus	<i>S. viridogenes</i>
	Violaceus	<i>S. ramulosus</i>	
	Helvolo-Flavus	Helvolus	<i>S. avicenniae</i>
			<i>S. cremeus</i>
			<i>S. felleus</i>
			<i>S. globisporus</i>
			<i>S. odorifer</i>
Albus	Albus	<i>S. alborubidis</i>	
	Albocoloratus	<i>S. baarnensis</i>	
Azureus	Coerulescens	<i>S. caeruleus</i>	
Roseus	Lavendulae-Roseus	<i>S. lavendulae</i>	
		<i>S. lilacinus</i>	
<i>Micromonospora</i>	Aurantiaca	<i>M. aurantiaca</i>	
		<i>M. parva</i>	
	Nigra	<i>M. melanospora</i>	

фа. Об обнаружении в торфяных низинных почвах с помощью различных селективных приемов представителей редких родов актиномицетов, таких как *Actinomadura*, *Microbispora*, *Saccharopolyspora*, *Saccharomonospora* и *Microtetraspora*, сообщается в работах [15, 17]. Представители рода *Streptomyces*, как правило, доминировали по всему профилю. В глубоких слоях они были единственными представителями порядка [13]. В исследуемых торфяниках актиномицеты рода *Streptomyces* обнаруживали по всему профилю торфяников 1 и 2, тогда как в торфянике 3 – в отдельных слоях и в минимальном количестве. Спецификой торфяника 3 является выделение из глубоких слоев актиномицетов рода *Streptosporangium*. Следует отметить, что у представителей этого рода, изолированных из торфяной и агроторфяной почв, обнаружена способность к микроаэрофильному росту [15], что позволяет им существовать в условиях дефицита кислорода, имеющего место в глубоких слоях торфяной залежи.

Особенностью торфяных почв считается также численное преобладание микромоноспоровых актиномицетов над стрептомицетами [13]. Многие представители этого рода обладают гидрофильными спорами и являются микроаэрофилами [16]. В исследуемых торфяниках микромоноспоровые выделяли преимущественно из деятельного слоя. Их доля в актиномицетном комплексе варьировала от 11 до 33%.

Стрептомицеты были отнесены к 19 видам из 9 серий и 5 секций, микромоноспоровые – к трем видам (табл. 4).

Актиномицеты, наряду с грибами, осуществляют в наземных экосистемах функции редуцентов – микроорганизмов, разрушающих органические вещества и возвращающих минеральные элементы в круговорот веществ. Основная роль актиномицетов состоит в разложении сложных полимеров – лигнина, хитина, гумусовых соединений и др. [13, 16, 21, 26, 32]. В деятельном слое торфяников стрептомицеты и микромоноспоровые занимают сходные экологические ниши и проявляют себя как гидролитики. В инертном слое торфяников эти функции выполняют преимущественно стрептомицеты.

Существование в торфяниках специфического водно-воздушного режима предполагает наличие в них микроорганизмов, способных существовать в условиях пониженного содержания кислорода в почвенном воздухе. В связи с этим коллекционные культуры представителей родов *Streptomyces* и *Micromonospora*, выделенные из исследуемых торфяников, были проверены на способность к микроаэрофильному росту. Установлено, что 70% культур из коллекции были способны к росту в этих условиях. Из них 30% росли на всю глубину столбика агаризованной овсяной среды, то есть обладали максимальной интенсивностью роста,

Таблица 5. Величина зон ингибирования (мм) роста тест-культур бактерий стрептомицетами, выделенными из исследуемых торфяников

Шагмы стрептомицетов	Тест-культуры бактерий*																					% от числа бактерий	
	верховой торфяник							низинный торфяник							подстиллки лесных болот								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21		
	100	86	50	46	34	22	20	94	94	94	69	45	58	55	41	16	—	—	—	—	—	—**	
N-12				25	25	22			19	31		14	12					12	12			15	48
N-9				22																			5
N-5						12																	5
N-6						12																	5
N-19																							0
N-22										20								12					10
N-10								18		30	32								17			19	24
N-2						20						20						10				12	24
N-8						15				15	13							15	21			15	38
N-7	20			24	20	20				20	17							12	20	16	20	18	57
N-14						11				20	16	12			13								24
N-13						11				16	25	14						12	12	20	12	12	43
N-1						20				32			16										14
N-18						22					20	24		12				16	12	19		20	43
N-21										30								13	18	30	12	11	29
N-3					30	20				20	12	12						13	30		12	20	43
N-11					40	30	11		15	40	54	22	35		17			15	32	28	30	22	67
N-4			12		35	22				27				10				10	30	15	15	30	48
N-20						20										12			15				14
% от числа актиномицетов	5	0	5	10	32	63	16	0	21	63	37	47	21	10	10	5	47	53	53	37	37	58	

* Бактерии: 1 – *Pseudomonas psychrophila*, 2 – *Serratia liquefaciens*, 3 – *Paraburkholderia phytofirmans*, 4 – *Burkholderia bryophila*, 5 – *Delftia tsuruhatensis*, 6 – *Mucilaginibacter polytrichastri*, 7 – *Rouxietella badensis*, 8 – *Pseudomonas mandelii*, 9 – *Pseudomonas chloraphis*, 10 – *Arthrobacter humicola*, 11 – *Microbacterium phyllosphaerae*, 12 – *Microbacterium foliorum*, 13 – *Pedobacter agri*, 14 – *Janthinobacterium lividum*, 15 – *Janthinobacterium svalbardensis*, 16 – *Flavobacterium luteum*, 17 – *Bacillus cereus (toyii)*, 18 – *B. lentus (clausii)*, 19 – *B. pumilus*, 20 – *B. globisporus (Sporosarcina globispora)*, 21 – *B. subtilis (natto)*.

** Не определяли.

и соответственно – 40% на глубину 1–3.5 см. Интенсивность роста в микроаэрофильных условиях была максимальной у представителей рода *Streptomyces* – *S. achromogenes*, *S. noboritoensis*, *S. viridogenes*, *S. cremeus*, *S. baarnensis*, рода *Micromonospora* – *M. aurantiaca*. Таким образом, можно говорить об адаптации некоторых видов актиномицетов к условиям дефицита кислорода, существующим в инертных слоях низинных торфяников.

Антагонистическая активность была проверена у 19 представителей рода *Streptomyces* (табл. 5). В качестве тест-культур использовали 21 вид бактерий, из них 7 были выделены из верховых торфяников, 9 – из низинных торфяников и 5 (бактерии рода *Bacillus*) – из подстилок лесных болот. Выбор тест-культур бактерий преследовал две цели: изучение взаимоотношений бактерий и стрептомицетов, являющихся характерными сапротрофными обитателями болот; поиск активных штаммов стрептомицетов.

Методом блоков было проверено 399 сочетаний. Появление зон подавления роста бактерий вокруг блоков стрептомицетов считали за положительный результат. Из 19 видов стрептомицетов 17 проявили антибактериальную активность. Она была высокой (зоны ингибирования тест-культур ≥ 20 мм) у 84% культур.

Доля стрептомицетов с широким спектром антагонистического действия (≥ 5 тест-культур) составила 63%. Наиболее активными оказались штаммы N-7 и N-11, представленные видами *S. avicenniae*, *S. caeruleus*. Они подавляли рост от 12 до 14 видов бактерий, то есть от 57 до 67% коллекции. Следует отметить, что видовая принадлежность активных штаммов стрептомицетов уточнена молекулярно-биологическими методами. *S. avicenniae* впервые был выделен из ризосферы растения *Avicennia marina* в Китае [37]. Представители этого вида используют сахара (ксилозу, галактозу, арабинозу, рамнозу, сахарозу), гидролизуют желатин, редуцируют нитраты; растут в диапазоне температур 15–37°C [37]; проявляют антагонистическую активность против *Esherichia coli* и *Staphylococcus aureus* [36]. Вид *S. caeruleus* был впервые обнаружен и описан Балдаччи в 1944 г. Психротолерантных представителей этого вида выделяли из почв тундр и северной тайги [11]. Стрептомицеты этого вида использовали глюкозу, мальтозу, ксилозу, маннит, рамнозу, маннозу и сорбит [34]. Из аутентичной культуры *S. caeruleus* выделен антибиотик церуломицин, который ингибировал развитие грибов и дрожжей [30].

Анализ антагонистической активности показал, что стрептомицеты, выделенные из исследуемых торфяников, слабо подавляли рост бактерий, изолированных, как из низинных (24% от всех сочетаний для низинного торфяника), так и из верховых торфяников (19% от всех сочетаний

для верхового торфяника). Однако можно выделить отдельные виды бактерий из этих торфяников, рост которых угнетали 37–63% стрептомицетов. Это редко встречающиеся в верховом торфянике бактерии *Mucilaginibacter polytrichastri* и доминирующие и часто встречающиеся в низинном торфянике актинобактерии родов *Arthrobacter* и *Microbacterium*. Следует отметить, что от 37 до 58% штаммов стрептомицетов оказывали ингибирующее действие на спорообразующие бактерии (представителей рода *Bacillus*), что составило максимальную долю (44%) от сочетаний бациллы-стрептомицеты (табл. 5).

Изоляты из исследуемых торфяников, исходя из литературных данных [3], могут продуцировать не менее 22 антибиотиков, преимущественно антибактериальных широкого спектра действия.

Штаммы стрептомицетов N-(3, 4, 7, 11, 12, 18) с антибактериальной активностью 43–67% проверены на устойчивость к четырем антибиотикам (тетрациклин, гентамицин, левомецетин, канамицин), которые повреждают мембраны и ингибируют биосинтез белка в бактериальных клетках. Штаммы N-4 и N-18 обладали устойчивостью к одному антибиотику, N-3 – к двум, N-7, N-11 и N-12 – к четырем. Следует отметить, что штаммы N-7 и N-11 (*S. avicenniae*, *S. caeruleus*), проявляющие высокую антибактериальную активность, характеризовались множественной резистентностью к тестируемым антибиотикам.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведено комплексное исследование актиномицетных комплексов низинных торфяников различного генезиса. Люминесцентно-микроскопическим методом удалось обнаружить актиномицетный мицелий на всех глубинах трехметровых профилей торфяников. Исследуемые торфяники различались характером профильного распределения и показателями обилия актиномицетов. Максимально обогащен актиномицетной биомассой торфяник лесного заболачивания. Впервые выявлена достоверная зависимость содержания актиномицетного мицелия от ботанического состава и степени разложения торфов, слагающих профили исследуемых торфяников. Максимальные показатели обилия актиномицетного мицелия выявляли в слоях, представленных торфами травяной группы со степенью разложения <35%.

Из исследуемых торфяников удалось выделить представителей четырех родов актиномицетов (*Streptomyces*, *Micromonospora*, *Streptosporangium*, *Streptoverticillium*). Доминирующие по частоте встречаемости представители рода *Streptomyces* были отнесены к 19 видам из 9 серий и 5 секций. Штаммы *S. avicenniae* и *S. caeruleus* обладали высокой антибактериальной активностью (подавляли

рост 57–67% бактерий) и характеризовались множественной резистентностью к антибиотикам.

На основании показателей обилия и видового богатства показано, что актиномицеты являются неотъемлемым компонентом прокариотного комплекса этих почв. У 70% изолятов выявлена способность к микроаэрофильному росту, что свидетельствует об адаптации актиномицетов к дефициту кислорода, существующему в глубоких слоях торфяников.

Представляется значимым, что стрептомицеты не подавляли развитие большинства бактерий, выделенных из низинных торфяников, что позволяет им эффективнее осуществлять свою совместную деятельность. Выявлен антагонизм между актиномицетами и спорообразующими бактериями, что может быть одной из причин низкой численности и неглубокого проникновения бактерицелл в толщу торфяников.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при финансовой поддержке РНФ в рамках научного проекта № 21-14-00076. Исследования антагонистической активности стрептомицетов и резистентности их к антибиотикам выполнены Т.А. Грачевой, А.В. Головченко и Н.А. Манучаровой при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации, проект № 075-15-2021-1396.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Аветов Н.А., Шишконокова Е.А.* Некоторые аспекты систематики и диагностики торфяных почв бореальных болот // Почвоведение. 2019. № 8. С. 901–909.
2. *Вишнякова Е.К., Мироньчева-Токарева Н.П., Косых Н.П.* Динамика разложения растений на болотах Васюганья // Вестник ТГПУ (TSPU Bulletin). 2012. № 7(122). С. 87–93.
3. *Гаузе Г.Ф., Преображенская Т.П., Свешникова М.А., Терехова Л.П., Максимова Т.С.* Определитель актиномицетов. М.: Наука, 1983. 247 с.
4. *Головченко А.В., Волкова Е.М.* Запасы и структура микробной биомассы в торфяниках карстовых ландшафтов Тульской области // Почвоведение. 2019. № 3. С. 370–376.
5. *Головченко А.В., Дмитриенко Ю.Д., Добровольская Т.Г., Грачева Т.А., Инишева Л.И., Кожевин П.А.* Численность, таксономическая структура и активность бактериальных комплексов низинных торфяников Томской области // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2020. № 4. С. 43–51.
6. *Головченко А.В., Дмитриенко Ю.Д., Морозов А.А., Поздняков Л.А., Глухова Т.В., Инишева Л.И.* Микробная биомасса в низинных торфяниках: запасы, структура, активность // Почвоведение. 2021. № 7. С. 838–848.
7. *Головченко А.В., Полянская Л.М., Добровольская Т.Г., Васильева Л.В., Чернов И.Ю., Звягинцев Д.Г.* Особенности пространственного распределения и структуры микробных комплексов болотно-лесных экосистем // Почвоведение. 1993. № 10. С. 78–89.
8. *Головченко А.В., Тихонова Е.Ю., Звягинцев Д.Г.* Численность, биомасса, структура и активность микробных комплексов низинных и верховых торфяников // Микробиология. 2007. Т. 76. № 5. С. 711–719.
9. *Добровольская Т.Г., Головченко А.В., Кухаренко О.С., Якушев А.В., Семенова Т.А., Инишева Л.И.* Структура микробных сообществ верховых и низинных торфяников Томской области // Почвоведение. 2012. № 3. С. 317–326.
10. *Добровольская Т.Г., Полянская Л.М., Головченко А.В., Смагина М.В., Звягинцев Д.Г.* Микробный пул в торфяных почвах // Почвоведение. 1991. № 7. С. 69–77.
11. *Дуброва М.С., Лубсанова Д.А., Макарова Е.П., Кожевин П.А., Манучарова Н.А., Зенова Г.М.* Психротолерантные актиномицеты в почвах тундры и северной тайги // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2011. № 2. С. 3–8.
12. *Звягинцев Д.Г., Добровольская Т.Г., Головченко А.В., Зенова Г.М., Смагина М.В.* Структура сапротрофного комплекса микроорганизмов в торфяниках // Микробиология. 1991. Т. 60. Вып. 6. С. 155–164.
13. *Звягинцев Д.Г., Зенова Г.М.* Экология актиномицетов. М.: Геос, 2001. 257 с.
14. *Зенова Г.М., Грядунова А.А., Дорошенко Е.А., Лихачева А.А., Початкова Т.Н., Судницын И.И., Звягинцев Д.Г.* Влияние влажности на жизнедеятельность актиномицетов в низинной торфяной почве // Почвоведение. 2007. № 5. С. 616–621.
15. *Зенова Г.М., Грядунова А.А., Поздняков А.И., Звягинцев Д.Г.* Аэробные и микроаэрофильные актиномицеты агроторфяной и торфяной типичных почв // Почвоведение. 2008. № 2. С. 235–240.
16. *Зенова Г.М., Звягинцев Д.Г.* Разнообразие актиномицетов в наземных экосистемах. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2002. 132 с.
17. *Зенова Г.М., Манучарова Н.А., Звягинцев Д.Г.* Экстремофильные и экстремотолерантные актиномицеты в почвах разных типов // Почвоведение. 2011. № 4. С. 457–478.
18. *Зименко Т.Г., Самсонова А.С., Мисник А.Г., Гаврилкина В.В., Филиппишанова Л.И.* Микробные ценозы торфяных почв и их функционирование. Минск: Наука и техника, 1983. 181 с.
19. *Кожевин П.А., Полянская Л.М., Звягинцев Д.Г.* Динамика развития различных микроорганизмов в почве // Микробиология. 1979. Т. 48. № 4. С. 490–494.
20. *Лысак Л.В., Лихачева А.А., Алферова И.В.* Методы выделения и изучения почвенных актиномицетов, продуцентов антибиотиков. М.: Макс Пресс, 2005. 80 с.
21. *Манучарова Н.А., Белова Э.В., Полянская Л.М., Звягинцев Д.Г.* Хитинолитический актиномицетный комплекс чернозема // Микробиология. 2004. Т. 73. № 1. С. 68–72.
22. *Методы почвенной биохимии и микробиологии.* М.: Изд-во Моск. ун-та, 1991. 304 с.
23. *Национальный атлас почв Российской Федерации / Ред. С.А. Шоба.* М.: Астрель: АСТ, 2011. 632 с.

24. Шишов Л.Л., Тонконогов В.Д., Лебедева И.И., Герасимова М.И. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
25. Alten H.K., Donato J., Wang H.H., Cloud-Hansen K.A., Davies J., Handelsman J. Call of the wild antibiotic resistance genes in natural environments // *Nature Rev. Microbiol.* 2010. V. 8. № 4. P. 251–258. <https://doi.org/10.1038/nrmicro2312>
26. Berg B., McClaugherty C. Decomposer organisms / *Plant Litter - Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. Netherlands: Springer, 2003. P. 31–48.
27. Chen J., Xie H.J., Zhuang X.L., Zhuang G.Q., Bai Z.H., Zhang H.X. Substrate induced changes in microbial community-level physiological profiles and their application to discriminate soil microbial communities // *J. Environ. Sci. – China*. 2008. V. 20. № 6. P. 725–731. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62119-1](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62119-1)
28. D'Costa V.M., Kins C.E., Kalan L., Morar M., Sung W.W., Schwarz C., Froese D., Zazula G., Calmels F., Golding G.B. Antibiotic resistance is ancient // *Nature*. 2011. V. 477. P. 457–461. <https://doi.org/10.1038/nature10388>
29. Eilers K.G., Lauber C.L., Knight R., Fierer N. Shifts in bacterial community structure associated with inputs of low molecular weight carbon compounds to soil // *Soil Biol. Biochem.* 2010. V. 42. P. 896–903. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.02.003>
30. Funk A., Divekar P.V. Caerulomycin, a new antibiotic from *Streptomyces caeruleus* Baldacci: I. Production, isolation, assay, and biological properties // *Can. J. Microbiol.* 1959. V. 5. № 4. P. 317–324. <https://doi.org/10.1139/m59-039>
31. Glukhova Tamara V., Ilyasov Danil V., Vompersky Stanislav E., Golovchenko Alla V., Manucharova Natalia A., Stepanov Alexey L. Soil Respiration in Alder Swamp (Alnus glutinosa) in Southern Taiga of European Russia Depending on Microrelief // *FORESTS*. 2021. V. 12. № 4. P. 496–514. <https://doi.org/10.3390/f12040496>
32. Peltoniemi K., Straková P., Fritze H., Iráizoz P.A., Pennanen T., Laiho R. How water-level drawdown modifies litter-decomposing fungal and actinobacterial communities in boreal peatlands // *Soil Biol. Biochem.* 2012. V. 51. P. 20–34. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.04.013>
33. Schlatter D.C., Kinkel L.L. Do tradeoffs structure antibiotic inhibition, resistance and resource use among soil-borne Streptomyces? // *BMC Evolutionary Biol.* 2015. V. 15. № 1. Art. 186. <https://doi.org/10.1186/s12862-015-0470-6>
34. Tamura T., Ishida Y., Otaguro I.M. Reclassification of *Streptomyces caeruleus* as a synonym of *Actinoalloteichus cyanogriseus* and reclassification of *Streptomyces spheroides* and *Streptomyces laceyi* as later synonyms of *Streptomyces niveus* // *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 2008. V. 58. P. 2812–2814. <https://doi.org/10.1099/ijs.0.65560-0>
35. Waksman S.A. The Actinomycetes. Classification, Identification and description of genera and species. Baltimore: Williams and Willins Co., 1961. V. 2. 363 p.
36. Wardana R.S., Ryandini D., Oedjijono O. Antibacterial capacity of *Streptomyces avicenniae* isolate from a mangrove plant rhizosphere *Avicennia marina* // *Scripta Biologia*. 2017. V. 4. № 2. P. 131–134. <https://doi.org/10.20884/1.SB.2017.4.2.433>
37. Xiao J., Wang Y., Luo Y. et al. *Streptomyces avicenniae* sp. nov., a novel actinomycete isolated from the rhizosphere of the mangrove plant *Avicennia marina* // *Int. J. System. and Evol. Microb.* 2009. V. 59. P. 2624–2628. <https://doi.org/10.1099/ijs.0.009357-0>

The Actinomycete Complexes of Eutrophic Peatlands

A. V. Golovchenko^{1, *}, T. A. Gracheva¹, V. A. Lypcan¹, T. G. Dobrovolskaya¹, and N. A. Manucharova¹

¹Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

*e-mail: golovchenko.alla@gmail.com

The actinomycete complexes of eutrophic peatlands of various genesis was studied in order to broaden the knowledge of microorganisms' biodiversity in wetland ecosystems and to detect microorganisms with a high potential of antagonistic action. The research sites were eutrophic peatlands of lacustrine, forest and floodplain origin in Tver and Tomsk regions, Russia. In September of 2019 samples were taken from the peatlands (3 meter thick) layer-by-layer having regard to botanical composition of peats. The length and biomass of actinomycete mycelium was assessed by luminescent microscopic method, the number of culturable actinomycetes – by plate method. The species of actinomycetes were identified basing on morphological, cultural features and the analysis of 16S rRNA fragments. The antagonistic activity of streptomycetes was analysed by the method of agar blocks. The actinomycete mycelium was found throughout all the peatlands' profile. Its length varied from 700 to 3000 m per gram and its biomass – from 22 to 140 microgram per gram of dry peat. The verifiable correlation between the abundance of actinomycete mycelium and peat botanical composition was revealed for the first time. It was also found that the abundance of actinomycete mycelium depends on the degree of profile-forming peat decomposition. The actinomycete complex included representatives of the *Streptomyces*, *Micromonospora*, *Streptosporangium*, *Streptovercillium* genera. The most dominant *Streptomyces* representatives in terms of occurrence frequency were assigned to 19 species from 9 series and 5 sections. 70% of studied actinomycetes showed the ability for microaerophilic growth. This fact indicates that those actinomycetes adapted to the oxygen deficiency present in the deep layers of peatlands. 89% of the isolates showed antibacterial activity. *S. avicenniae* and *S. caeruleus* proved to be the most active strains with antibacterial activity and multiple resistance to antibiotics.

Keywords: eutrophic peatlands, Sapric Histosols, actinomycete mycelium, culturable actinomycetes, microaerophilic growth, antibacterial activity, antibiotic resistance

УДК 631.472.74:631.46:631.416.5

БАКТЕРИИ-ПРОДУЦЕНТЫ ЭКТОИНА РИЗОСФЕРЫ РАСТЕНИЙ, ПРОИЗРАСТАЮЩИХ НА ТЕХНОГЕННОЙ ЗАСОЛЕННОЙ ПОЧВЕ

© 2022 г. А. В. Назаров^а *, Л. Н. Ананьина^а, А. А. Горбунов^б, А. А. Пьянкова^а

^аИнститут экологии и генетики микроорганизмов Уральского отделения РАН – филиал ПФИЦ УрО РАН,
Голева, 13, Пермь, 614081 Россия

^бИнститут технической химии Уральского отделения РАН – филиал ПФИЦ УрО РАН,
Академика Королева, 3, Пермь, 614013 Россия

*e-mail: nazarov@iegm.ru

Поступила в редакцию 22.10.2021 г.

После доработки 18.02.2022 г.

Принята к публикации 24.02.2022 г.

С целью исследования ризосферных сообществ бактерий-продуцентов эктоина, а также оценки влияния данного осмопротекторного соединения на растения в условиях техногенного засоления изучены сообщества бактерий ризосферы растений видов марь красная (*Chenopodium rubrum* L.) и бескильница расставленная (*Puccinellia distans* (Jacq.) Parl.), произрастающих на техногенной почве (*Technosol*) вблизи солеотвала предприятия Соликамского калийного производственного рудоуправления 2 ПАО “Уралкалий” (г. Соликамск, Пермский край). Обнаружено, что подавляющее большинство бактерий в изученной почве способно к синтезу эктоина. Установлено, что концентрация эктоина, как и численность бактерий-продуцентов, больше в ризосфере, чем в почве без растений. Концентрация эктоина в ризосфере мари красной составляла 167.4 ± 9.8 мкмоль/кг, в ризосфере бескильницы расставленной – 92.9 ± 14.1 мкмоль/кг, в почве без растений – 23.9 ± 8.4 мкмоль/кг. В составе бактериального сообщества ризосферы мари красной преобладали бактерии, принадлежащие роду *Pseudomonas*, в ризосфере бескильницы расставленной – представители рода *Halomonas*. Показано стимулирующее влияние на рост корня проростков в условиях солевого стресса штаммов: *Halomonas* sp. МК 2-1, *Pseudomonas* sp. BR 19-12, *Dietzia* sp. РМК 9, способных к продукции эктоина. Полученные данные указывают на существование положительного воздействия ризосферных бактериальных сообществ на растения в условиях засоления вследствие продукции эктоина и могут быть использованы для создания биотехнологий, повышающих продуктивность растений, произрастающих на засоленных почвах.

Ключевые слова: эктоин, бактериальные сообщества, солеотвалы, осмопротекторные соединения

DOI: 10.31857/S0032180X22080123

ВВЕДЕНИЕ

Промышленная добыча калийных солей на Верхнекамском месторождении в Пермском крае приводит к складированию на поверхности галитовых отходов, ежегодный объем образования, которых составляет 35–36 млн т [8]. Почвы, расположенные в непосредственной близости от мест складирования данных отходов – солеотвалов, имеют повышенную минерализацию и являются местообитанием для галофильных и галотолерантных растений и микроорганизмов [2, 5]. Сформировавшиеся возле солеотвалов технопедагомплессы характеризуются хлоридно-натриевым засолением (сумма солей в корнеобитаемых слоях местами достигает 3.7%), щелочностью (до рН 8.8), солонцеватостью (по обменному натрию), повышенным содержанием тяжелых ме-

таллов (Cu, Ni, Ba, Pb, V, Mn, Co, Sr в 1.2–2.5 раза больше, чем в дерново-подзолистой почве) [3].

Известно, что бактерии, обитающие в прикорневой зоне почвы (ризосфере), могут снижать стрессовое воздействие засоления на растения, улучшая минеральное питание растений, продуцируя биологически активные вещества (фитогормоны, витамины), разрушая поступающую от растений в прикорневую почву 1-аминоциклопропан-1-карбоновую кислоту, снижая тем самым выработку растениями стрессового гормона – этилена [22]. Одной из основных систем защиты бактерий и растений от повышенной концентрации солей в среде является накопление осмопротекторных соединений, которые защищают клетки от осмотического стресса и обезвоживания [45, 46]. У бактерий важнейшим

осмопротектором является циклическая амидно-нокислота эктоин [21, 40].

При совместном культивировании галофильных и негалофильных бактерий устойчивость негалофильных микроорганизмов к гиперосмотическому воздействию может быть связана с усвоением ими эктоина, который образуют бактерии-галофилы [11]. Выявлено снижение негативного влияния повышенной минерализации воды на морские диатомовые водоросли в результате поступления в их клетки данного осмопротектора от ассоциированных с ними бактерий, продуцирующих эктоин [23]. Обнаружено, что эктоин обладает антистрессовым действием на клетки и ткани, стабилизирует клеточные элементы и биополимеры, благодаря чему находит применение в медицине, косметологии и биотехнологии [21, 32]. Поэтому эктоин, синтезируемый бактериями ризосферы, потенциально может оказывать положительное воздействие на растения в условиях засоления. Однако способность ризосферных бактерий образовывать эктоин в условиях засоления почвы и его роль в повышении устойчивости растений к солевому стрессу в настоящее время не изучены.

Высокая концентрация солей в почве оказывает на растения негативное воздействие из-за повышения осмотического давления почвенного раствора и токсического действия неорганических ионов на клетки [25]. Осмотический и окислительный стресс, вызванный токсическим действием солей, повреждает структуры фотосинтетического аппарата и, вследствие этого, снижает продуктивности растений [24]. Так как эктоин стабилизирует липидный слой и увеличивает гидратацию поверхности клеточных мембран, что повышает их устойчивость к осмотическому стрессу [28], наиболее вероятным механизмом положительного влияния эктоина, синтезируемого ризосферными бактериями, на растения является стабилизация в условиях засоления почвы клеточных мембран наружных клеток корня, прежде всего, корневых волосков и клеток в зоне деления.

Цель работы – исследование ризосферных сообществ бактерий-продуцентов эктоина, а также оценка влияния данного осмопротекторного соединения на растения в условиях техногенного засоления.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили на территории района промышленных разработок Верхнекамского месторождения солей вблизи солеотвала предприятия Соликамского калийного производственного рудоуправления 2 (СКПРУ 2) ПАО «Уралкалий» (г. Соликамск, Пермский край). Территория Соликамского района относится к зоне умеренных широт, входит в состав Атлантико-континентальной

области. Среднегодовые температуры воздуха в г. Соликамске колеблются в пределах 0.5–1.3°C, средняя температура июля 17.0–17.4°C, средняя температура января от –16.0 до –15.8°C, осадков в году выпадает 470–550 мм [12]. Рельеф ледниковый, сглаженно-увалистый, подьемы на увалы пологие, во многих местах наблюдается развитие болот, преобладающими отметками являются 140–180 м над ур. м. [13]. Соликамский район входит в почвенный подрайон Чердынско-Соликамских песчаных и супесчаных дерново-сильно- и среднеподзолистых почв, материнскими породами почв служат водно-ледниковые пески, подстилаемые покровными суглинками, ниже которых залегают пермские мергелистые глины, мергели и известняки [4]. Город Соликамск находится на южной границе района среднетаежных пихтово-еловых лесов [9].

Основными объектами исследования являлись бактериальные сообщества ризосферы растений марь красная (*Chenopodium rubrum* L.) семейства Chenopodiaceae и бескильница расставленная (*Puccinellia distans* (Jacq.) Parl.) семейства Poaceae, произрастающих на техногенной почве (*Technosol*), сформировавшейся на площадке, созданной для солеотвала. Проектное покрытие растений растительной группировки исследуемого участка 10%, в растительном покрове преобладали бескильница расставленная (*Puccinellia distans* (Jacq.) Parl.) (проектное покрытие 5%), марь красная (*Chenopodium rubrum* L.) (3%), марь сизая (*Ch. glaucum* L.) (1%). Почва (*Technosol*) легкоуглинистая, имеющая техногенное хлоридное калиево-натриевое засоление, содержание гумуса – 1.0%, pH водной вытяжки – 7.4, общий азот – 0.06%, Na⁺ – 1450 мг/кг, K⁺ – 366 мг/кг, содержание водорастворимых солей – 0.5%.

Отбор, подготовку и микробиологический посев почвенных образцов проводили согласно методическим рекомендациям [4]. Растения, 10 экземпляров каждого вида, выкапывали из почвы и стряхивали непрочно удерживающуюся на корнях почву, оставляя прочно связанную с корнями. Для микробиологического посева образцы корней с почвой массой 5–10 г переносили в колбу со 100 мл стерильной водой и встряхивали 5 мин на качалке со скоростью 180 оборотов в минуту. Отмытые корни вынимали из колбы, подсушивали между листов фильтровальной бумаги и взвешивали. По разнице массы корней с почвой и отмытых корней рассчитывали массу ризосферной почвы, взятой для микробиологического анализа. Контрольную почву без корней растений отбирали в 3 повторностях массой 100–200 г на расстоянии более 15 см от корней растений. Для микробиологического посева почвенную суспензию из почвы без растений получали встряхиванием на качалке аналогично образцам ризосферной почвы.

Агрохимический анализ почвы проводили стандартными методами [10], содержание органического углерода – по методу Тюрина, рН – потенциометрическим методом, общий азот – методом Кьельдаля, содержание Na^+ и K^+ – атомно-абсорбционной спектрометрией водных вытяжек из почвы на приборе AA-6300 (Shimadzu, Япония).

Для учета численности, выделения и культивирования бактерий использовали агаризованную среду Раймонда [38] с добавлением в нее (г/л): триптона – 5.0, дрожжевого экстракта – 2.5, NaCl – 50.0 и агара – 15.0. Численность бактерий выражали в количестве колониеобразующих единиц (КОЕ) на 1 г почвы. Для оценки численности бактерий-продуцентов эктоина в почве выделенные в чистую культуру штаммы исследовали на способность к продукции эктоина.

Для определения эктоина бактериальные культуры выращивали в 50 мл минеральной среды Раймонда [38] с добавлением (г/л): NaCl – 50.0 и глюкозы – 1.0. Рост культуры контролировали по оптической плотности (ОП), измерения которой осуществляли на спектрофотометре BioSpec-mini (Shimadzu, Япония) при длине волны 540 нм. При достижении ОП₅₄₀, равной 1, клетки осаждали на центрифуге Sartorius (Германия) при 10000 об./мин в течение 15 мин при температуре +26°C. После центрифугирования 100 мг сырой бактериальной биомассы ресуспендировали в 10 мл 80%-ного раствора этанола, встряхивали 30–60 мин на вортексе АВ-30С (Россия). Суспензию центрифугировали на центрифуге Sartorius (Германия) при 10000 об./мин в течение 15 мин при температуре +26°C. Супернатант высушивали при 40°C. Сухой остаток растворяли в 1.5 мл 80%-ного раствора ацетонитрила в воде, раствор использовали для определения эктоина методом высокоэффективной жидкостной хроматографии высокого давления (ВЭЖХ). Штаммы-продуценты эктоина отбирали для таксономического анализа.

Эктоин из почвы экстрагировали 80%-ным раствором этанола. Навеску почвы массой 10 г помещали в колбу с 20 мл этанола. Колбу с образцом встряхивали на качалке 180 об./мин в течение 10 мин. Суспензию сливали и центрифугировали при 10000 об./мин 15 мин на центрифуге (Sartorius, Германия). Почвенный осадок вновь заливали 20 мл этанола и повторяли процедуру с экстракцией почвы и центрифугированием полученной суспензии. Супернатанты (отцентрифугированные экстракты из почвы) собирали вместе, объединяли и высушивали при 40°C. Сухой остаток растворяли в 1.0 мл дистиллированной воды, добавляли 1.0 мл хлороформа и встряхивали 60 мин на вортексе АВ-30С (Россия) для удаления липидов. Полученную эмульсию центрифугировали при 10000 об./мин 15 мин на центрифуге (Sartorius, Германия). Водную фракцию использовали

для определения концентрации эктоина методом ВЭЖХ.

Эктоин из ризосферы экстрагировали из образца корней с почвой общей массой 10 г аналогично вышеописанному методу. Корни вынимали из колбы после первого встряхивания на качалке, подсушивали между листами бумаги и взвешивали. По разнице массы корней с почвой и отмытых корней вычисляли массу ризосферной почвы, взятой для анализа.

Для экстракции эктоина с фильтров из чашек Петри в биотестах растения убирали, затем в чашки добавляли 5 мл 80%-ного этанола для фиксации пробы, через 1 ч этанол выпаривали при 40°C, после чего в чашки добавляли по 10 мл дистиллированной воды и отбирали аликвоту 5 мл, которую центрифугировали в течение 5 мин со скоростью 8000 об./мин на центрифуге MiniSpin (Eppendorf, Германия). Супернатант использовали для анализа содержания эктоина.

Количественное определение эктоина проводили на высокоэффективном жидкостном хроматографе высокого давления Shimadzu LC-20 с УФ-спектрофотометрическим детектором с рабочей длиной волны $\lambda = 230$ нм (Shimadzu, Япония) согласно [42].

Бактерии идентифицировали на основе анализа нуклеотидных последовательностей генов 16S рРНК. ДНК из чистых культур бактерий выделяли общепринятым методом [43]. Амплификацию нуклеотидной последовательности гена 16S рРНК осуществляли на приборе C1000 Touch™ Thermal Cycler (Bio-Rad Laboratories, США) при использовании бактериальных праймеров 27F и 1492R [31]. Определение нуклеотидных последовательностей генов 16S рРНК проводили с применением набора реактивов Big Dye Terminator Cycle Sequencing Kit v. 3.1 (Applied Biosystems, США) на автоматическом секвенаторе Genetic Analyser 3500XL (Applied Biosystems, США) согласно рекомендациям производителя. Анализ нуклеотидных последовательностей осуществляли с использованием программ Sequence Scanner v 2.0 и MEGA 6.0 (<http://www.megasoftware.net>). Поиск гомологичных последовательностей проводили в базе данных ezTaxon (<http://www.ezbiocloud.net/eztaxon>).

Влияние бактерий-продуцентов эктоина на растения оценивали с помощью биотеста по длине корней проростков рапса (*Brassica napus* L.). Семена стерилизовали сначала 1 мин в 70%-ном этаноле, затем 10 мин в 1%-ном растворе гипохлорита натрия. Обработанные семена отмывали в стерильной воде. Для инокуляции семян использовали штаммы бактерий-продуцентов эктоина, выделенные из почвы: *Pseudomonas* sp. BR 19-12, имеющий наибольшее сходство по нуклеотидным последовательностям гена 16S рРНК со штаммом

Таблица 1. Концентрация эктоина и численность бактерий в почве (среднее \pm стандартное отклонение)

Образец	Концентрация эктоина, мкмоль/кг	Общая численность учтенных бактерий, КОЕ/г	Численность бактерий-продуцентов эктоина, КОЕ/г
Ризосфера мари красной	167.4 \pm 9.8	(3.5 \pm 0.7) $\times 10^7$	(3.3 \pm 0.4) $\times 10^7$
Ризосфера бескильницы расставленной	92.9 \pm 14.1	(1.6 \pm 0.6) $\times 10^7$	(1.5 \pm 0.6) $\times 10^7$
Почва без растений	23.9 \pm 8.4	(2.8 \pm 0.3) $\times 10^6$	(2.6 \pm 0.4) $\times 10^6$

P. xanthomarina KMM 1447^T (сходство 98.60%), *Halomonas* sp. МК 2-1 – со штаммами *Halomonas venusta* DSM 4743^T и *Halomonas hydrothermalis* Slthf2^T (99.78%), *Dietzia* sp. РМК 9 – с *Dietzia psychrocaliphila* JCM 10987^T (99.56%). Штамм *Halomonas* sp. МК 2-1 был выделен из ризосферы мари красной, *Pseudomonas* sp. BR19-12 – из ризосферы бескильницы расставленной, *Dietzia* sp. РМК 9 – из почвы без растений. Семена инокулировали в течение 1 ч суточной суспензией бактерий в концентрации 10⁸/г семян. Обработанные семена помещали в количестве 25 шт. в чашки Петри на поверхность фильтровальной бумаги и заливали 5 мл 1.0%-ного раствора NaCl. Через 7 сут измеряли длину корней проростков и концентрацию эктоина.

Оценку воздействия эктоина на растения проводили аналогично эксперименту (биотесту), описанному выше. Стерильные семена помещали в чашки Петри на поверхность фильтровальной бумаги и заливали 5 мл 1.0%-ного раствора NaCl с добавлением эктоина. Концентрация добавленного эктоина (0.17, 1.13 и 0.14 мкмоль/5 мл) соответствовала его содержанию в вариантах эксперимента с обработкой семян бактериями-продуцентами эктоина: *Pseudomonas* sp. BR19-12 (0.17 мкмоль/5 мл), *Halomonas* sp. МК 2-1 (1.13 мкмоль/5 мл) и *Dietzia* sp. РМК 9 (0.14 мкмоль/5 мл).

Статистическую обработку данных проводили с помощью программы Statistica 6.0. Для описания результатов исследования применяли стандартные методы параметрической статистики: рассчитывали среднее арифметическое (M), стандартное отклонение (SD). Сравнение двух групп проводили при помощи двустороннего критерия Стьюдента. Критическим уровнем значимости в данном исследовании принимали 0.05.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В изученной почве (*Technosol*) как в ризосфере растений, так и в почве без корней растений методом ВЭЖХ был обнаружен эктоин (табл. 1). Содержание эктоина в ризосфере было больше, чем в почве без растений. Так, в ризосфере мари красной содержание эктоина больше в 7.0 раз, в ризосфере бескильницы расставленной – в 3.9 раза,

что, очевидно, связано с большей численностью бактерий, способных к продукции эктоина. Численность данных бактерий в ризосфере мари красной была больше, чем в почве без растений – в 11.7 раза, в ризосфере бескильницы расставленной – в 5.8 раза.

В настоящее время накопление в почве осмопротекторных веществ, в том числе эктоина, обнаружено при снижении ее влажности [19, 50]. В результате стрессового воздействия на почвенные микроорганизмы, вызванного высыханием почвы, общее содержание осмопротекторных соединений возрастает до 5 раз и более [47, 51]. Концентрация эктоина в почве (*Abruptic Lixisol*) саванноидного растительного сообщества в Австралии в условиях недостатка воды составила 1.6 мкмоль/кг, гидроксиэктоина – 2.8 мкмоль/кг [51]. В изученной почве с техногенным засолением (*Technosol*) эктоин выявлен в большей концентрации (табл. 1), чем в ранее изученной почве с низкой влажностью [51], при этом гидроксиэктоин в исследованной почве не обнаружен.

В проведенном исследовании в ризосфере мари красной была выявлена большая численность бактерий, чем в ризосфере бескильницы расставленной (табл. 1). Численность бактерий в ризосферной зоне обусловлена количеством органических веществ, поступающих с корневыми выделениями, так как выделяемые корнями органические соединения являются источником питания для ризосферных бактерий, поэтому [33] количество органических соединений в корневых выделениях зависит от вида растений, их фенофазы, возраста и физиологического состояния, а также факторов окружающей среды [15]. Кроме того, на количество органических веществ, выделяемых корнями, влияет морфология и анатомия корней. Так, с увеличением диаметра корней возрастает количество корневых выделений в ризосферную зону [52]. Бескильница расставленная имеет мочковатую корневую систему, состоящую из множества тонких корней, мари красная – стержневую корневую систему, образованную меньшим количеством более толстых корней. Поэтому различие между данными видами в количестве корневых выделений и, следовательно, в численности бактерий в ризосфере, возможно, определяется типом корневой системы. Например, в ряде работ

Таблица 2. Биоразнообразие бактерий-продуцентов эктоина

Род бактерий	Типовой штамм ближайшего родственного вида (сходство, %)	Доля рода в бактериальном сообществе, %
Ризосфера мари красной		
<i>Halomonas</i>	<i>H. hydrothermalis</i> Slthf2 ^T (99.8); <i>H. taeanensis</i> BH539 ^T (99.3); <i>H. titanicae</i> BH1 ^T (98.9); <i>H. ventosae</i> A112 ^T (99.3); <i>H. venusta</i> DSM 4743 ^T (99.8)	67.6
<i>Bacillus</i>	<i>B. hwajinpoensis</i> SW-72 ^T (99.7); <i>B. marisflavi</i> TF-11 ^T (100.0)	12.2
<i>Photobacterium</i>	<i>P. halotolerans</i> MACL01 ^T (97.9)	6.9
<i>Planomicrobium</i>	<i>P. flavidum</i> ISL-41 ^T (99.1)	3.0
<i>Salegentibacter</i>	<i>S. salarii</i> ISL-6 ^T (99.1)	2.4
<i>Microbacterium</i>	<i>M. terricola</i> KV-448 ^T (98.8)	1.2
<i>Marinobacter</i>	<i>M. maritimus</i> CK47 ^T (97.8)	1.0
Ризосфера бескильницы расставленной		
<i>Pseudomonas</i>	<i>P. xanthomarina</i> KMM 1447 ^T (98.6–98.9)	88.6
<i>Halomonas</i>	<i>H. variabilis</i> DSM 3051 ^T (99.4)	3.0
<i>Rhodococcus</i>	<i>R. wratislaviensis</i> NCIMB 13082 ^T (100.0); <i>R. fascians</i> DSM 20669 ^T (100.0)	1.3
<i>Arthrobacter</i>	<i>A. nicotianae</i> DSM 20123 ^T (98.8)	0.6
<i>Bacillus</i>	<i>B. marisflavi</i> TF-11 ^T (99.9); <i>B. vietnamensis</i> 15-1 ^T (99.7–98.8)	0.3
Почва без растений		
<i>Halomonas</i>	<i>H. alkaliphila</i> 18bAG ^T (99.8); <i>H. titanicae</i> BH1 ^T (100.0)	35.6
<i>Dietzia</i>	<i>D. psychrocaliphila</i> JCM 10987 (99.6)	23.7
<i>Bacillus</i>	<i>B. hwajinpoensis</i> SW-72 ^T (99.5); <i>B. vietnamensis</i> 15-1 ^T (99.8)	18.2
<i>Salinibacterium</i>	<i>S. amurskyense</i> KMM 3673 ^T (99.8–99.9)	15.4

выявлено меньшее количество органических веществ, выделяемых корнями пшеницы, имеющей мочковатую корневую систему по сравнению с корнями растений томата [6] и рапса [49], обладающими стержневой корневой системой.

Доля выделенных штаммов-продуцентов эктоина в бактериальном сообществе ризосферы мари красной составляла 94.3%, ризосферы бескильницы расставленной – 93.8%, почвы без растений – 92.9% от общей численности КОЕ бактерий, учтенных на агаризованной среде Раймонда. Полученные данные согласуются с литературными, согласно которым эктоин является наиболее широко распространенным осмопротекторным соединением аэробных хемогетеротрофных эубактерий [40].

В ризосфере бескильницы расставленной наибольшую часть бактериального сообщества составляли представители рода *Halomonas* (табл. 2), способные к синтезу эктоина. В ряде работ также отмечено преобладание бактерий рода *Halomonas* в ризосфере галофильных растений засоленных местообитаний: берегов соленых озер национального парка Кишкуншаг в Венгрии [18], солончаков, расположенных на юге Туниса [35], побережья Персидского залива [14], мангровых лесов Саудовской Аравии [17], засоленных почв Приаралья [1]. Кроме того, известно, что бактерии рода *Halomonas* являются активными продуцентами эктоинов [26].

В ризосфере мари красной преобладали бактерии-продуценты эктоина, принадлежащие к роду

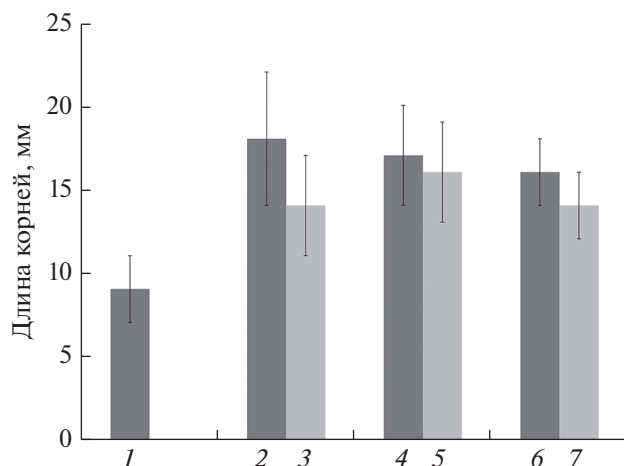


Рис. 1. Влияние бактерий и эктоина на длину корней рапса в растворе NaCl (1%): 1 – без бактерий; 2 – *Pseudomonas* sp. BR 19-12; 3 – эктоин, 0.17 мкмоль; 4 – *Halomonas* sp. МК 2-1; 5 – эктоин, 1.13 мкмоль; 6 – *Dietzia* sp. РМК 9; 7 – эктоин, 0.14 мкмоль.

Pseudomonas, имевшие наибольшее сходство по нуклеотидным последовательностям гена 16S рРНК со штаммом *P. xanthomarina* КММ 1447^T. Ранее сообщалось об изоляции *P. xanthomarina* из ризосферы [44] и из тканей растений [20, 40] как засоленных, так и незасоленных экосистем. Способность к продукции эктоина среди представителей рода *Pseudomonas* выявлена у *P. stutzeri* [48] и *P. syringae* pv. *syringae* [30].

Инокуляция растений бактериями и добавление эктоина в концентрациях, равных его содержанию в чашках с растениями, инокулированными бактериями, снижала негативное влияние засоления на рост корней растений (рис. 1). В вариантах эксперимента с инокуляцией бактерий проростки растений имели в 1.8–2.0 раза большую длину корней, чем в варианте без инокуляции. При этом длина корней растений при добавлении эктоина составляла 78–94% от их длины в вариантах с инокуляцией семян растений бактериями, имеющими такую же концентрацию эктоина в экстрактах с чашек Петри. Уровень значимости отличий значений длины корней между вариантами опытов с добавлением в чашки Петри эктоина и вариантами с инокуляцией бактериями составлял: для штамма *Pseudomonas* sp. BR 19-12 – 0.0000002, для штамма *Halomonas* sp. МК 2-1 – 0.0342972, для штамма *Dietzia* sp. РМК 9 – 0.0002736. Фактический критерий Стьюдента при сравнении данных был равен 5.6, 2.1, 3.8 при числе степеней свободы 98, 107 и 82, соответственно. Полученные значения указывают на наличие достоверной разницы между величинами измеренного параметра в вариантах с инокуляцией семян бактериями и вариантами с добавлением в чашки Петри эктоина при доверительной вероятности 95%. Большая длина корней про-

ростков в вариантах с инокуляцией бактерий, чем в вариантах с добавлением эктоина, вероятно, обусловлена способностью бактерий продуцировать не только эктоин, но и другие биологически активные вещества (фитогормоны, витамины).

В ряде работ выявлено положительное действие на растения в условиях засоления их обработки осмопротекторами: бетаином и пролином [27, 29, 34]. В то же время данные о снижении негативного воздействия засоления на растения, обработанные эктоином, получены впервые. Между тем, известно, что введение бактериальных генов синтеза эктоина в геном табака и томата приводило к накоплению данного осмопротектора в тканях растений и к повышению устойчивости к засолению трансгенных растений [36, 37]. Кроме того, многочисленны работы о положительном воздействии на растения в условиях засоления галофильных и галотолерантных бактерий, в частности бактерий рода *Halomonas* [16, 38]. Однако до сих пор не обращалось внимания на синтез осмопротекторов галофильными и галотолерантными ризосферными бактериями, как на механизм повышения устойчивости растений к засолению среды.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Обнаружено, что подавляющее большинство выделенных бактерий из изученной почвы способно к синтезу эктоина. Доля выделенных штаммов-продуцентов эктоина в бактериальном сообществе ризосферы мари красной составляла 94.3%, ризосферы бескильницы расставленной – 93.8%, почвы без растений – 92.9%. Выделенные бактерии-продуценты эктоина из ризосферы мари красной принадлежали к родам *Halomonas*, *Bacillus*, *Photobacterium*, *Planomicrobium*, *Salegentibacter*, *Microbacterium*, *Marinobacter*, из ризосферы бескильницы расставленной – относились к родам *Pseudomonas*, *Halomonas*, *Rhodococcus*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, из почвы без растений – к родам *Halomonas*, *Dietzia*, *Bacillus*, *Salinibacterium*.

Выявлено наличие данного осмопротектора в засоленной техногенной почве (*Technosol*), при этом содержание эктоина в ризосфере было больше, чем в почве без растений, что, очевидно, связано с большей численностью бактерий-продуцентов эктоина в ризосфере изученных растений. Установлено стимулирующее влияние эктоина на рост корней растений при засолении среды. Полученные данные указывают на существование положительного воздействия ризосферных бактериальных сообществ на растения в условиях засоления вследствие продукции эктоина.

Исследования ризосферных бактерий, продуцирующих эктоин, и роль данного соединения в повышении солеустойчивости растений способ-

ствуют пониманию принципов функционирования микробно-растительных ассоциаций в условиях засоления и потенциально могут быть основой для создания биотехнологий, повышающих продуктивность растений, произрастающих на засоленных почвах.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках государственного задания, номер госрегистрации темы: АААА-А19-119112290008-4.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бегматов Ш.А., Селицкая О.В., Васильева Л.В., Берестовская Ю.Ю., Манучарова Н.А., Дренова Н.В. Морфофизиологические особенности некоторых культивируемых бактерий засоленных почв Приаралья // Почвоведение. 2020. № 1. С. 81–88. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20010049>
2. Ерёмченко О.З., Лымарь О.А. Почвенно-экологические условия зоны солеотвалов и адаптация к ним растений // Экология. 2007. № 1. С. 18–23.
3. Ерёмченко О.З., Четина О.А., Кусакина М.Г., Шестаков И.Е. Техногенные поверхностные образования зоны солеотвалов и адаптация к ним растений. Пермь, 2013. 148 с.
4. Кортаев Н.Я. Почвы Пермской области. Пермь, 1962. 277 с.
5. Корсакова Е.С., Ананьина Л.Н., Назаров А.В., Бачурин В.А., Плотникова Е.Г. Разнообразие бактерий семейства *Halomonadaceae* района разработок Верхнекамского месторождения солей // Микробиология. 2013. Т. 82. № 2. С. 247–250. <https://doi.org/10.7868/S0026365613020079>
6. Кравченко Л.В., Шапошников А.И., Макарова Н.М., Азарова Т.С., Львова К.А., Костюк И.И., Ляпунова О.А., Тихонович И.А. Состав корневых экзометаболитов мягкой пшеницы и томата, влияющих на растительно-микробные взаимодействия в ризосфере // Физиология растений. 2011. Т. 58. № 5. С. 781–786.
7. Методы почвенной микробиологии и биохимии / Под ред. Д.Г. Звягинцева. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1991. 303 с.
8. О состоянии и об охране окружающей среды Пермского края в 2019 году. Доклад Министерства природных ресурсов, лесного хозяйства и экологии Пермского края. Пермь, 2020. 285 с.
9. Овеснов С.А. Конспект флоры Пермской области. Пермь, 1997. 252 с.
10. Практикум по агрохимии / Под ред. В.Г. Минеева. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2001. 689 с.
11. Стрелкова Е.А., Позднякова Н.В., Журина М.В., Плакунов В.К., Беляев С.С. Роль внеклеточного полимерного матрикса в устойчивости бактериальных биопленок к экстремальным факторам среды // Микробиология. 2013. Т. 82. № 2. С. 131–138. <https://doi.org/10.7868/S0026365613020158>
12. Шкляев А.С., Балков В.А. Климат Пермской области. Пермь, 1963. 163 с.
13. Ястребов Е.В. Рельеф // Пермская область. Пермь, 1959. С. 30–41.
14. Al-Mailem D.M., Sorkhoh N.A., Marafie M., Al-Awadhi H., Eliyas M., Radwan S.S. Oil phytoremediation potential of hypersaline coasts of the Arabian Gulf using rhizosphere technology // Biores. Technol. 2010. V. 101. P. 5786–5792. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.02.082>
15. Baldri D.V., Vivanco J.M. Regulation and function of root exudates // Plant Cell Environ. 2009. V. 32. P. 666–681. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2008.01926.x75>
16. Bharti N., Barnawal D., Maji D., Kalra A. Halotolerant PGPRs Prevent Major Shifts in Indigenous Microbial Community Structure Under Salinity Stress // Microb. Ecol. 2015. V. 70. P. 196–208. <https://doi.org/10.1007/s00248-014-0557-4>
17. Bibi F., Ullah I., Alvi S.A., Bakhsh S.A., Yasir M., Al-Ghamdi A.A.K., Azhar E. Isolation, diversity, and biotechnological potential of rhizo- and endophytic bacteria associated with mangrove plants from Saudi Arabia // Genet. Mol. Res. 2017. V. 16. P. 1–12. <https://doi.org/10.4238/gmr16029657>
18. Borsodi A.K., Barany A., Krett G., Marialigeti K., Szilokovacs T. Diversity and ecological tolerance of bacteria isolated from the rhizosphere of halophyton plants living nearby Kiskunsag soda ponds, Hungary // Acta Microbiol. Immunol. Hung. 2015. V. 62. P. 183–197. <https://doi.org/10.1556/030.62.2015.2.8>
19. Bouskill N.J., Wood T.E., Baran R., Ye Z., Bowen B.P., Chien Lim H., Zhou J., Van Nostrand J.D., Nico P., Northen T.R., Silver W.L., Brodie E.L. Belowground Response to Drought in a Tropical Forest Soil. I. Changes in Microbial Functional Potential and Metabolism // Front. Microbiol. 2016. V. 7. P. 1–11. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00525>
20. Chen W.-M., Tang Y.-Q., Mori K., Wu X.-L. Distribution of culturable endophytic bacteria in aquatic plants and their potential for bioremediation in polluted waters // Aquat. Biol. 2012. V. 15. P. 99–110. <https://doi.org/10.3354/ab00422>
21. Czech L., Hermann L., Stöveken N., Richter A.A., Höpner A., Smits S.H.J., Heider J., Bremer E. Role of the Extremolytes Ectoine and Hydroxyectoine as Stress Protectants and Nutrients: Genetics, Phylogenomics, Biochemistry, and Structural Analysis // Genes. 2018. V. 177. № 9. P. 1–58. <https://doi.org/10.3390/genes9040177>
22. Dimkpa C., Weinand T., Asch F. Plant-rhizobacteria interactions alleviate abiotic stress conditions // Plant Cell Environ. 2009. V. 32. P. 1682–1694. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2009.02028.x>
23. Fenizia S., Thume K., Wirgenings M., Pohnert G. Ectoine from Bacterial and Algal Origin Is a Compatible Solute in Microalgae // Mar. Drugs. 2020. № 18. V. 42. P. 1–13. <https://doi.org/10.3390/md18010042>
24. Gao H.-J., Yang H.-Y., Bai J.-P., Liang X.-Y., Lou Y., Zhang J.-L., Wang D., Zhang J.-L., Niu S.-Q., Chen Y.-L. Ultrastructural and physiological responses of potato

- (*Solanum tuberosum* L.) plantlets to gradient saline stress // *Front. Plant Sci.* 2015. V. 5. P. 1–14. <https://doi.org/10.3389/fpls.2014.00787>
25. Gupta B., Huang B. Mechanism of salinity tolerance in plants: physiological, biochemical, and molecular characterization // *Int. J. Genom.* 2014. P. 1–18. <https://doi.org/10.1155/2014/701596>
 26. Haba R.R., Arahall D.R., Sánchez-Porro C., Ventosa A. The family *Halomonadaceae* // *The prokaryotes. Gammaproteobacteria*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 2014. P. 325–360.
 27. Habib N., Ashraf M., Ali Q., Perveen R. Response of salt stressed okra (*Abelmoschus esculentus* Moench) plants to foliar-applied glycine betaine and glycine betaine containing sugarbeet extract // *South African J. Botany.* 2012. V. 83. P. 151–158.
 28. Harishchandra R.K., Wulff S., Lentzen G., Neuhaus T., Galla H.-J. The effect of compatible solute ectoine on the structural organization of lipid monolayer and bilayer membranes // *Biophys. Chem.* 2010. V. 150. № 1–3. P. 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.bpc.2010.02.007>
 29. Hossain M.A., Fujita M. Evidence for a role of exogenous glycinebetaine and proline in antioxidant defense and methylglyoxal detoxification systems in mung bean seedlings under salt stress // *Physiol. Mol. Biol. Plants.* 2010. V. 16. P. 19–29. <https://doi.org/10.1007/s12298-010-0003-0>
 30. Kurz M., Burch A.Y., Seip B., Lindow S.E., Gross H. Genome-driven investigation of compatible solute biosynthesis pathways of *Pseudomonas syringae* pv. *syringae* and their contribution to water stress tolerance // *Appl. Environ. Microbiol.* 2010. V. 76. P. 5452–5462. <https://doi.org/10.1128/AEM.00686-10>
 31. Lane D.J. 16S/23S rRNA sequencing // *Nucleic acid techniques in bacterial systematics* / Eds E. Stackebrandt, M. Goodfellow N.Y: John Wiley and Sons, 1991. P. 115–175.
 32. Lentzen G., Schwarz T. Extremolytes: natural compounds from extremophiles for versatile applications // *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 2006. V. 72. P. 623–634. <https://doi.org/10.1007/s00253-006-0553-9>
 33. Lynch J.M. *The Rhizosphere*. Chichester: John Wiley and Sons, 1990. 458 p.
 34. Mapelli F., Marasco R., Rolli E., Barbato M., Cherif H., Guesmi A., Ouzari I., Daffonchio D., Borin S. Potential for plant growth promotion of rhizobacteria associated with *Salicornia* growing in Tunisian hypersaline soils // *Biomed. Res. Int.* 2013. V. 2013. P. 1–13. <https://doi.org/10.1155/2013/248078>
 35. Meloni D., Martinez C. Glycinebetaine improves salt tolerance in vinal (*Prosopis ruscifolia* Griesbach) seedlings. *Braz. J. Plant Physiol.* 2009. V. 21. № 3. P. 233–241.
 36. Moghaieb R.E., Tanaka N., Saneoka H., Murooka Y., Ono H., Nakamura A., Nguyen N.T., Suwa R., Fujita K. Characterization of salt tolerance in ectoine-transformed tobacco plants (*Nicotiana tabacum*): photosynthesis, osmotic adjustment, and nitrogen partitioning // *Plant, Cell Environ.* 2006. V. 29. P. 173–182. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2005.01410.x>
 37. Moghaieb R.E., Nakamura A., Saneoka H., Fujita K. Evaluation of salt tolerance in ectoine-transgenic tomato plants (*Lycopersicon esculentum*) in terms of photosynthesis, osmotic adjustment, and carbon partitioning // *GM crops.* 2011. V. 2. P. 58–65. <https://doi.org/10.4161/gmcr.2.1.15831>
 38. Orhan F. Alleviation of salt stress by halotolerant and halophilic plant growth-promoting bacteria in wheat (*Triticum aestivum*) // *Braz. J. Microbiol.* 2016. V. 47. P. 621–627. <https://doi.org/10.1016/j.bjm.2016.04.001>
 39. Raymond R.L. Microbial oxidation of n-paraffinic hydrocarbons // *Developments in Industrial Microbiology.* 1961. V. 2. № 1. P. 23–32.
 40. Roberts M.F. Organic compatible solutes of halotolerant and halophilic microorganisms // *Saline Syst.* 2005. V. 1. P. 1–30. <https://doi.org/10.1186/1746-1448-1-5>
 41. Rocha J., Tacao M., Fidalgo C., Alves A., Henriques I. Diversity of endophytic *Pseudomonas* in *Halimione portulacoides* from metal(loid)-polluted salt marshes // *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2016. V. 23. P. 13255–13267. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6483-x>
 42. Schubert T., Maskow T., Benndorf D., Harms H., Breuer U. Continuous synthesis and excretion of the compatible solute ectoine by a transgenic, nonhalophilic bacterium // *Appl. Environ. Microbiol.* 2007. V. 73. P. 3343–3347. <https://doi.org/10.1128/AEM.02482-06>
 43. Short protocols in molecular biology / Eds. F.M. Ausubel et al. N.Y.: John Wiley and Sons, 1995. 836 p.
 44. Shukla K.P., Sharma S., Singh N.K., Singh V. Deciphering Rhizosphere Soil System for Strains Having Plant Growth Promoting and Bioremediation Traits // *Agric. Res.* 2012. V. 1. P. 251–257. <https://doi.org/10.1007/s40003-012-0028-4>
 45. Slama I., Abdelly C., Bouchereau A., Flowers T., Savoure A. Diversity, distribution and roles of osmoprotective compounds accumulated in halophytes under abiotic stress // *Annals of Botany.* 2015. V. 115. P. 433–447. <https://doi.org/10.1093/aob/mcu239>
 46. Sleator R.D., Hill C. Bacterial osmoadaptation: the role of osmolytes in bacterial stress and virulence // *FEMS Microbiol. Rev.* 2001. V. 26. P. 49–71. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2002.tb00598.x>
 47. Slessarev E.W., Lin Y., Jimenez B.Y., Homyak P.M., Chadwick O.A., D'Antonio C.M., Schimel J.P. Cellular and extracellular C contributions to respiration after wetting dry soil // *Biogeochemistry.* 2020. V. 147. P. 307–324. <https://doi.org/10.1007/s10533-020-00645-y>
 48. Stöveken N., Pittelkow M., Sinner T., Jensen R.A., Heider J., Bremer E. A specialized aspartokinase enhances the biosynthesis of the osmoprotectants ectoine and hydroxyectoine in *Pseudomonas stutzeri* A1501 // *J. Bacteriol.* 2011. V. 193. P. 4456–4468. <https://doi.org/10.1128/JB.00345-11>
 49. Tang L.L., Zhan M., Shang C.H., Yuan J.Y., Wan Y.B., Qin M.G. Dynamics of root exuded carbon and its relationships with root traits of rapeseed and wheat // *Plant Soil Environ.* 2021. V. 67. P. 317–323. <https://doi.org/10.17221/561/2020-PSE>
 50. Warren C.R. Pools and fluxes of osmolytes in moist soil and dry soil that has been re-wet // *Soil Biol. Biochem.*

2020. V. 150. P. 1–16.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108012>
51. Warren C.R. Response of osmolytes in soil to drying and rewetting // *Soil Biol. Biochem.* 2014. V. 70. P. 22–32.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.12.008>
52. Williams A., Langridge H., Straathof A.L., Muhamadali H., Hollywood K.A., Goodacre R., de Vries F.T. Root functional traits explain root exudation rate and composition across a range of grassland species // *J Ecol.* 2022. V. 110. P. 21–33.
<https://doi.org/10.1111/1365-2745.13630>

Bacteria Producing Ectoin of the Rhizosphere of Plants Growing on Technogenic Saline Soil

A. V. Nazarov^{1, *}, L. N. Anan'ina¹, A. A. Gorbunov², and A. A. Pyankova¹

¹ *Institute of Ecology and Genetics of Microorganisms UB RAS, Perm, 614081 Russia*

² *Institute of Technical Chemistry UB RAS, Perm, 614013 Russia*

*e-mail: nazarov@iegm.ru

In order to study the rhizosphere communities of bacteria-producers of ectoine, as well as to assess the effect of this osmoprotective compound on plants, under the conditions of technogenic salinization, we studied the communities of bacteria in the rhizosphere of plants of the species of red goosefoot (*Chenopodium rubrum* L.) and weeping alkaligras (*Puccinellia distans* (Jacq.) Parl.), growing on technogenic soil (Technosol) near the salt dump of the Solikamsk Potash Industrial Ore Administration 2 (SKPRU 2) of PJSC Uralkali (Solikamsk, Perm Territory). It was found that the overwhelming majority of bacteria in the studied soil are capable of synthesizing ectoine. It was found that the concentration of ectoine, as well as the number of producing bacteria, was higher in the rhizosphere than in the soil without plants. The concentration of ectoine in the rhizosphere of red goosefoot was 167.4 ± 9.8 $\mu\text{mol/kg}$, in the rhizosphere of an unstable beetle 92.9 ± 14.1 $\mu\text{mol/kg}$, in soil without plants 23.9 ± 8.4 $\mu\text{mol/kg}$. Bacteria belonging to the genus *Pseudomonas* predominated in the bacterial community of red goosefoot rhizosphere, and representatives of the genus *Halomonas* prevailed in the rhizosphere of weeping alkaligras. A stimulating effect was shown on the growth of seedling roots under conditions of salt stress of strains producing ectoine: *Halomonas* sp. MK 2-1, *Pseudomonas* sp. BR 19-12, *Dietzia* sp. PMK 9. The data obtained indicate the existence of a positive effect of rhizosphere bacterial communities on plants under salinization due to the production of ectoine and can be used to create biotechnologies that increase the productivity of plants growing on saline soils.

Keywords: technogenic salinization, rhizosphere, bacteria, ectoine, bacterial communities

УДК 631.421631.417631.433.3

БИОЛОГИЧЕСКАЯ АКТИВНОСТЬ ГОРОДСКИХ ПОЧВ: ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ВАРИАБЕЛЬНОСТЬ И ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ ФАКТОРЫ

© 2022 г. О. Ю. Гончарова^а, *, О. В. Семенюк^а, Г. В. Матьшак^а, Л. Г. Богатырев^а^аМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

*e-mail: goncholgaaj@gmail.com

Поступила в редакцию 09.11.2021 г.

После доработки 15.02.2022 г.

Принята к публикации 24.02.2022 г.

Проведена оценка величины и пространственной вариабельности свойств и параметров биологической активности антропогенно-сформированных почв территории МГУ им. М.В. Ломоносова, а также факторов, ее определяющих. Свойства верхнего горизонта исследованных почв ожидаемо отличаются от свойств природных зональных почв в сторону увеличения величины рН (6.1–7.2), существенного увеличения содержания общего углерода (0.9–10.6%) и его запасов в верхнем слое 0–10 см (0.7–7.2 кг/м²). Большинство объектов характеризовались повышенными величинами микробного дыхания (до 8 мг С–СО₂/(кг ч)) по сравнению с зональными почвами при сравнимых величинах эмиссии с поверхности (230–750 мг СО₂/(м² ч)). Установлено высокое варьирование ряда почвенных свойств: влажности, эмиссии СО₂, содержания общего углерода, микробного дыхания, целлюлозолитической активности, которое формируется под влиянием суммы антропогенных и природных факторов. Вариабельность увеличивается в ряду эмиссия–микробное дыхание–целлюлозолитическая активность. Высокая вариабельность почвенных свойств затрудняет определение критериев для выделения площадей опробования, которые значимо различаются. Наиболее тесные корреляционные связи с факторами среды выявлены для показателя микробного дыхания. По полученным данным главными предикторами этой величины являются содержание углерода и влажность, связь с влажностью больше ($r = 0.87$, $p = 0.0002$). Значительная обогаченность почв углеродом определяет потенциальную вероятность увеличения потока СО₂ при изменении параметров функционирования почв. Сложности в интерпретации результатов возникают из-за наличия неучтенных антропогенных факторов вариабельности, которые не входят в общепринятый набор для подобного рода исследований.

Ключевые слова: антропогенно-сформированные почвы, гидротермический режим, микробное дыхание, факторный анализ, эмиссия СО₂, Hortic Phaeozem (Organotransportic, Technic), Urbic Technosol

DOI: 10.31857/S0032180X22080032

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время искусственные почвы составляют почти 3% территории суши, прогнозируется, что эта доля будет увеличиваться за счет прогрессирующей урбанизации; как ожидается, к 2050 г. 66% мирового населения будет проживать в городах [39, 52]. Если до недавнего времени в качестве доминирующего источника преобразования наземных ландшафтов рассматривалось сельское хозяйство, в настоящее время и в перспективе на первый план выходит именно урбанизация [41]. Увеличение темпов урбанизации ведет к необходимости включать городские ландшафты в глобальные модели круговоротов веществ, оценки потоков парниковых газов и др.

Неоспоримым фактом является то, что городские почвы существенно или полностью видоизменены по сравнению с природными в результате

антропогенной деятельности, но они по-прежнему выполняют свои экологические функции и оказывают экосистемные услуги наравне с почвами других ландшафтов [26, 29, 40, 46, 47]. Так, преобразование сельскохозяйственных и природных ландшафтов в урбанизированные может значительно изменить резервуары и потоки углерода в почве [47], при этом антропогенный фактор имеет как прямое, так и косвенное влияние (через изменение других факторов), и полностью изменяет естественный цикл С и его накопление в городских почвах [53]. В глобальном масштабе урбанизация вызывает, в частности, потери С из почвы и растительности. Согласно прогнозам, эти потери увеличатся в ближайшие десятилетия. Однако недавние данные свидетельствуют о том, что городские почвы могут выступать и как локальный сток С в урбоэкосистемах [24, 48].

В последние годы все больше внимания уделяется изучению роли городов в глобальном изменении климата, так как на них приходится большая часть антропогенных выбросов углекислого газа [35, 49]. В отличие от природных экосистем, потоки CO_2 в городах представляют собой сложный баланс биогенных и антропогенных источников [19, 25]. До недавнего времени попытки количественно оценить роль городских территорий в глобальном углеродном бюджете в основном были сосредоточены на кадастрах выбросов, основанных на оценке сжигания ископаемого топлива [34, 37]. То есть данный подход полностью игнорировал биогенный вклад в содержание CO_2 в атмосфере городов. Несмотря на то, что к настоящему времени доказано, что биогенные потоки CO_2 в городах могут иметь важное значение, все еще мало данных о величине этого потока по сравнению с выбросами от сжигания ископаемого топлива, особенно в ландшафтном масштабе [30].

Еще на ранних этапах исследования городских почв отмечалось, что они демонстрируют удивительное разнообразие сред обитания, организмов и сообществ [31], молодые и старые почвы часто соседствуют на небольших площадях [50]. В обзорных работах последних лет отмечается, что городские почвы характеризуются очень высокой неоднородностью, как пространственной, так и временной, которая является функцией естественного разнообразия почв, нарушений почвы, а также многочисленных экологических градиентов [46]. В качестве основных движущих факторов неоднородности городских почв авторы выделяют: изначальную вариабельность почвенного фона, характер землепользования и его изменения в процессе развития городов, экологические градиенты и социально-экономические факторы [45]. Изменения в городских почвах происходят гораздо быстрее, чем в естественных, часто имеют точечный характер, что также увеличивает их неоднородность [27].

Безусловно, все, что связано с неоднородностью городских почв имеет отношение и к неоднородности параметров углеродного баланса и биологической активности. Отмечается высокая, подчас чрезвычайно высокая вариабельность содержания органического С и N в городских почвах по сравнению с естественными [47, 53]. С точки зрения оценки почвенного дыхания городские экосистемы также являются крайне вариабельным объектом [30]. При этом величины эмиссии CO_2 из почвы и факторы, контролирующие ее пространственную и временную изменчивость в городских условиях, все еще плохо изучены [28, 44]. Дыхание почвы может дополнительно регулироваться пространственными и временными факторами в различных масштабах. Некоторые из этих факторов могут быть применимы только в определенном масштабе, а вновь появляющиеся фак-

торы могут замещать их при изменении пространственных и временных шкал [42]. Таким образом, учет пространственной и временной неоднородности потока CO_2 из почвы — одна из самых больших проблем при масштабировании полученных данных и получении обобщающих оценок [51].

Цель работы — оценка величины и пространственной вариабельности параметров биологической активности антропогенно-сформированных почв городских территорий, а также факторов, ее определяющих.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектами исследования послужили почвы, расположенные в г. Москве на территории МГУ им. М.В. Ломоносова (рис. 1): почвы дендрария ботанического сада, почвы Больших лизиметров почвенного стационара и почвы парковой территории кампуса. Почвы ботанического сада, выбранные в качестве объектов исследования, располагались на участке дендрария под насаждениями липы (*Tilia cordata* Mill.), березы (*Betula pendula* Roth), клена (*Acer platanoides* L.), ели сибирской (*Picea obovata* Ledeb.) и граба обыкновенного (*Carpinus betulus* L.). На территории кампуса МГУ выбрали участки под древесными насаждениями тех же пород (липа, береза, клен). На лизиметрах почвенного стационара отобрали 4 объекта: ельник (*Picea abies* (L.) N. Karst.), дубово-кленовый лес (широколиственный лес в данной статье) (*Quercus robur* L., *Acer platanoides* L.), а также пар и залежь (многолетние травы). Таким образом, 10 объектов — это почвы под схожими древесными насаждениями, одна почва под многолетними травами, одна почва без растительности. Почвы всех объектов исследования являются антропогенно-сформированными приблизительно в одно время, но отличаются конструкцией и характером ухода (табл. 1).

1. Почвы насыпных почвенных лизиметров открытого типа, заложенных в 1967 г., являются полностью искусственными, сформированными на однотипной породе (бескарбонатном покровном суглинке из Подольского карьера с глубины 130–280 см) без использования насыпного органического горизонта. Лизиметры состоят из 20 отдельных бункеров (площадь каждого 8.3 м², глубина 1.5 м, объем 12.4 м³). При создании на них были высажены разные растительные сообщества. Многолетний эксперимент не предполагал никакого дополнительного ухода, кроме удаления растительности на участке пара. Более чем за 50 лет сформировался маломощный почвенный профиль — пелозем гумусовый (Eutric Regosol (Loamic)) [6, 9, 36].

2. Ботанический сад. На спланированную поверхность (срезка верхних горизонтов естествен-



Рис. 1. Расположение объектов исследования: А – г. Москва; В – территория кампуса МГУ им. М.В. Ломоносова: 1 – большие лизиметры почвенного стационара; 2 – ботанический сад МГУ; 3 – парковая территория кампуса МГУ.

ных почв и засыпание оврагов) были насыпаны грунты различного состава, где верхний слой представлен органо-минеральным субстратом и в ряде случаев имеет значительную мощность. За 60 лет естественного функционирования под различными древесными породами (в основном интродуцированными) без дополнительного ухода сформировались почвы с относительно мощным гумусовым горизонтом – урбиквазизем (Hortic Phaeozem (Loamic, Organotransportic, Technic)) [14–16].

3. Почвы территории кампуса МГУ сформированы в середине 50-х годов XX в. аналогично почвам Ботанического сада. В отличие от других объектов, на данных участках производится сбор подстилки, удаление подлеска и другие мероприятия, включая периодическую смену и подсыпку поверхностных горизонтов. Почва – урбиквазизем или урбистратифицированная почва (Urbic Technosol (Loamic)) [14, 22].

Формирование почв ботанического сада и парковой территории проводилось в соответствии с об-

щепринятыми методиками, разработанными для городских почв, в то время как почвы лизиметров можно рассматривать как модели почвообразования в условиях эксперимента.

Суть проведенного исследования заключалась в одновременном (27 июня 2017 г.) в течение нескольких часов измерении лабильных почвенных показателей, таких как эмиссия CO₂ с поверхности почвы и температура верхнего горизонта. Погодные условия в день измерений: температура воздуха около 20°C, пасмурно, без осадков, штиль, давление 740 мм рт. ст. Измерение эмиссии проводили методом закрытых камер с помощью инфракрасного газоанализатора DX6220 (точность 0.002%) [5] в трехкратной повторности на площадках лизиметров и под насаждениями ели и граба в ботаническом саду и в десятикратной повторности на остальных площадках, всего проведено 78 измерений. Следует отметить, что на всех площадках лизиметров и на двух площадках в ботаническом саду (посадки ели и граба) измерения проводили на небольших по площади мониторинговых пло-

Таблица 1. Характеристика объектов исследования

Насаждения	Сомкнутость крон древостоя	Наличие подлеска	Проективное покрытие напочвенного покрова, %	Применение мероприятий по уходу	Мощность подстилки (конец июня), см
Ботанический сад					
Береза	0.5	Есть	60–90	Нет	1.5
Липа	0.8	Есть	50–85	Нет	1.6
Клен	0.8	Есть	10–15	Нет	2.0
Граб	0.5	Нет	30–35	Нет	2.0
Ель	0.8	Есть	65–70	Нет	1.0
Парковая территория кампуса МГУ					
Береза	0.5	Нет	40–80	Есть	0.6
Липа	0.8	Нет	10–15	Есть	2.8
Клен	0.6	Нет	30–40	Есть	1.3
Лизиметры почвенного стационара					
Пар	0	Нет	0	Есть	0.0
Ель	1.0	Нет	0	Нет	2.0
Широк. лес	0.6	Нет	0	Нет	1.5
Залежь	0	Нет	100	Нет	0.5

щадках, где ведутся многолетние круглогодичные исследования продукции CO_2 почвами с контролем температуры и влажности [32, 33]. В этот же день отбирали образцы из верхнего слоя 0–10 см почвы (подстилку убирали).

Температуру почвы на глубине 10 см измеряли электронным термометром TP3001 (разрешение 0.1°C , точность $\pm 1^\circ\text{C}$). Определение целлюлозолитической активности (ЦА) почв проводили аппликационным методом [12] путем заложение хлопкового материала на глубину 5 см в почву на 2 месяца (с июля по сентябрь) (трехкратная повторность на мониторинговых площадках и пятикратная на остальных). Данные выражали как потерю материала по отношению к начальному весу, выраженную в процентах.

Плотность верхних горизонтов почв определяли буровым методом [3] (двукратная повторность на мониторинговых площадках и трехкратная на остальных), массовую влажность термогравиметрически (трехкратная повторность). Реакцию среды определяли в водной суспензии почв в отношении почва : вода = 1 : 2.5 (двукратная повторность на мониторинговых площадках и десятикратная на остальных). Содержание $\text{C}_{\text{общ}}$ определяли на экспресс-анализаторе Vario-EIII (Elementar) (двукратная повторность на мониторинговых площадках и восьмикратная на остальных). Расчет запасов $\text{C}_{\text{общ}}$ проводили на слой 10 см.

Базальное (микробное) дыхание (БД) определяли в свежих образцах по скорости выделения CO_2

почвой за 12–15 ч инкубации при естественной влажности, но в стандартных температурных условиях (22°C) (трехкратная повторность на мониторинговых площадках и десятикратная на остальных), измерение концентрации CO_2 в пробах проводили на газовом анализаторе RMT DX6210 [20]. Скорость БД выражали в $\text{mg C-CO}_2/(\text{kg ч})$. Предварительно из образцов почвы отбирали живые корни, и почвенную массу пропускали через сито с диаметром ячеек 3 мм.

Для анализа полученных данных использовали описательную статистику, однофакторный дисперсионный анализ, корреляционный анализ с использованием коэффициента корреляции Спирмена, регрессионный анализ, факторный анализ (метод главных компонент). Выбранный уровень значимости $\alpha = 0.05$. Для математической обработки результатов применяли программу Statistica 10. Оценку общих статистических показателей для параметров биологической активности (эмиссии CO_2 , БД, ЦА) проводили для всех повторностей (78, 78, 45 соответственно). Для других видов анализа использовали средние значения параметров.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Свойства верхнего горизонта почв. Верхние горизонты почв всех объектов характеризуются высокой вариабельностью как содержания, так и запасов $\text{C}_{\text{общ}}$ (коэффициент вариации (КВ) 50 и 46% соответственно). Наименьшие величины данных показателей получены для почв лизиметров, что

находится в соответствии с особенностями их формирования. Для территории кампуса МГУ и для ботанического сада показатели сопоставимы: содержание углерода колеблется от 5.1 до 10.8% и в целом может оцениваться как высокое. Почвы в среднем имеют нейтральную реакцию среды, pH от 6.6 до 7.2. Этот показатель крайне мало варьирует между объектами, КВ = 4.7% — минимальный среди всех свойств и параметров функционирования. Наряду с этим, можно выделить несколько пониженный pH (6.1–6.4) для почв лизиметров. Верхние горизонты почв существенно различаются по плотности (КВ = 35%), которая изменяется от 0.28 до 1.16. Низкая плотность характерна для почв лизиметров под еловыми и широколиственными насаждениями, где круговорот несколько замедлен и формируется своеобразный грубогумусовый горизонт с высоким содержанием органического вещества и небольшой плотностью.

Параметры функционирования почв. В качестве параметров функционирования были оценены температура верхнего слоя 0–10 см почв и массовая влажность (табл. 2). Температура почвы варьировала незначительно: от 13 до 16°C (КВ ≈ 6%). Максимальные температуры отмечены для площадок без древесной растительности, минимальные под посадками ели как в ботаническом саду, так и на лизиметрах. В отличие от температуры, влажность оказалась очень вариabельным параметром (КВ 39%). Максимальная влажность отмечена для почвы широколиственного леса на лизиметрах и кленовника ботанического сада, минимальная — на парующем участке лизиметров.

Параметры биологической активности почв. В качестве показателей биологической активности почв рассматривали: эмиссию CO₂ с поверхности почвы, БД и ЦА. Эмиссия CO₂ в контексте данной работы рассматривается как актуальный единовременный комплексный показатель биологической активности определенного участка в естественных условиях. Оценку величины БД верхних горизонтов почв проводили в стандартных лабораторных условиях. ЦА характеризовала интегральную биологическую (целлюлозолитическую) активность изученных объектов за двухмесячный период (период инкубации субстрата).

Общие статистические параметры. Эмиссия CO₂ варьировала в очень широких пределах: от 150 до 850 мг CO₂/(м² ч), при этом КВ составил 39%, что с точки зрения статистики является значительной величиной [11], но по сравнению с аналогичными исследованиями имеет тот же диапазон или существенно меньше [2, 8, 42]. Область наиболее вероятных значений, которая отделяется границами верхнего и нижнего квартилей, находится в диапазоне от 300 до 500 мг CO₂/(м² ч). Распределение величины аппроксимируется как нормальное.

Для однофакторного дисперсионного анализа в качестве группирующих факторов выбрали принадлежность к определенному функциональному участку (лизиметры, ботанический сад, территория кампуса), а также площадкам опробования, различающимся по типу землепользования и видовому составу насаждений. Согласно анализу, эмиссия варьирует незначимо между территориями, но значимо между площадками исследования (рис. 2а, 2б). В силу специфики анализа и исходя из визуализированных данных, очевидно, что значимые различия в величине эмиссии существуют не между всеми площадками. При небольших допущениях выделяются три группы. Пар и залежь на лизиметрах — наиболее низкие значения эмиссии, средние значения обнаружены для насаждений березы, клена и липы в ботаническом саду и на территории МГУ. Третья группа с максимальными значениями — насаждения ели, граба и широколиственного леса (ботанический сад и лизиметры).

БД варьировало от 0.16 до 8.6 мг C—CO₂/(кг ч), область наиболее вероятных значений находилась в диапазоне 1.84–3.38 мг C—CO₂/(кг ч). При этом КВ больше, чем для эмиссии — 55%, и характеризуется как очень высокий. КВ > 50% может свидетельствовать о нарушении симметричности выборки [11], что подтверждается анализом на нормальность распределения. Медиана смещена в сторону низких значений. Нормальность выборки достигается при исключении одного из объектов — широколиственного леса на лизиметрах, величины БД для которого экстремально высокие. При таком условии КВ снижается до 40%. С учетом неоднородности объектов исследования нормировали данный показатель по плотности и ввели в общий анализ величину БД_v, численно равную величине БД, умноженной на плотность горизонта [21]. Данная манипуляция позволяет более корректно сравнивать дыхание разных объектов. Величина БД_v характеризуется нормальным распределением, диапазон наиболее вероятных значений 1.76–2.44 г C—CO₂/(м³ ч).

Согласно однофакторному дисперсионному анализу, который проведен для показателя БД_v в силу нормальности распределения, различия по данному показателю между территориями значимы (ботанический сад, лизиметры, кампус), наблюдается его уменьшение от объектов ботанического сада к лизиметрам (рис. 2с). Значимыми оказываются также различия по площадкам (рис. 2д), но только за счет варианта пар, где значения существенно ниже, чем на всех остальных площадках. Можно отметить повышенные значения БД_v для почв кленовников (в ботаническом саду и на территории кампуса) и широколиственного леса на лизиметрах, где также доминирует клен.

Показатель ЦА характеризовался максимальным среди трех параметров КВ = 61%, но, не-

Таблица 2. Основные показатели биологической активности, физические и химические свойства почв (слой 0–10 см, указаны среднее ± стандартное отклонение)

Насаж- дения	Эмиссия, мг CO ₂ /(м ² ч)	БД, мг C–CO ₂ /(кг ч)	БД _н , г C–CO ₂ /(м ³ ч)	Влажность массовая, %	ЦА, %	Плотность, г/см ³	Температура, °C	pH	C _{общ} , %	Запас C (10 см), кг/м ²
Ботанический сад										
Береза	409 ± 100	3.59 ± 0.89	2.44 ± 0.61	49.4 ± 6.4	32 ± 19	0.68 ± 0.07	13.8 ± 0.1	6.6 ± 0.2	10.6 ± 1.0	7.2 ± 0.7
Липа	386 ± 129	2.54 ± 0.56	2.44 ± 0.54	49.0 ± 4.5	51 ± 27	0.96 ± 0.06	13.7 ± 0.2	6.6 ± 0.2	7.4 ± 1.1	7.1 ± 1.0
Клен	388 ± 117	3.33 ± 0.95	2.86 ± 0.82	68.4 ± 24.1	71 ± 35	0.86 ± 0.14	13.9 ± 0.3	7.2 ± 0.4	5.1 ± 0.8	4.4 ± 0.7
Граб	729 ± 39	2.75 ± 0.03	2.26 ± 0.09	37.4*	34 ± 11	0.82	14.3	7.2	5.4	4.4
Ель	631 ± 69	2.3 ± 0.10	1.66 ± 0.03	37.3	46 ± 8	0.72	13.0	6.9	8.8	6.3
Парковая территория кампуса МГУ										
Береза	337 ± 119	1.74 ± 0.24	1.85 ± 0.26	36.1 ± 4.4	42 ± 32	1.06 ± 0.09	13.6 ± 0.9	6.5 ± 0.3	7.2 ± 1.6	7.7 ± 1.7
Липа	402 ± 132	1.72 ± 0.37	1.99 ± 0.43	31.5 ± 2.7	30 ± 28	1.16 ± 0.03	15.2 ± 0.8	6.7 ± 0.2	3.9 ± 0.9	4.5 ± 1.0
Клен	464 ± 135	2.53 ± 0.43	2.62 ± 0.45	48.1 ± 5.2	44 ± 30	1.04 ± 0.06	14.8 ± 0.7	6.8 ± 0.4	5.5 ± 3.0	5.7 ± 3.1
Лизиметры почвенного стационара										
Пар	232 ± 49	0.19 ± 0.03	0.17 ± 0.03	20.3	21 ± 3	0.87	16.0	6.5	0.9	0.7
Ель	407 ± 73	3.37 ± 0.68	1.01 ± 0.20	35.5	28 ± 11	0.30	13.5	6.1	10.8	3.2
Широко- листв. лес	747 ± 92	8.43 ± 0.17	2.36 ± 0.05	83.8	23 ± 8	0.28	14.0	6.7	10.5	2.9
Залежь	181 ± 104	2.32 ± 0.35	2.13 ± 0.23	37.0	65 ± 20	0.92	15.3	6.4	2.3	2.2

* Стандартные отклонения для некоторых показателей объектов биологического сада и лизиметров не рассчитывали в связи с небольшим количеством повторностей.

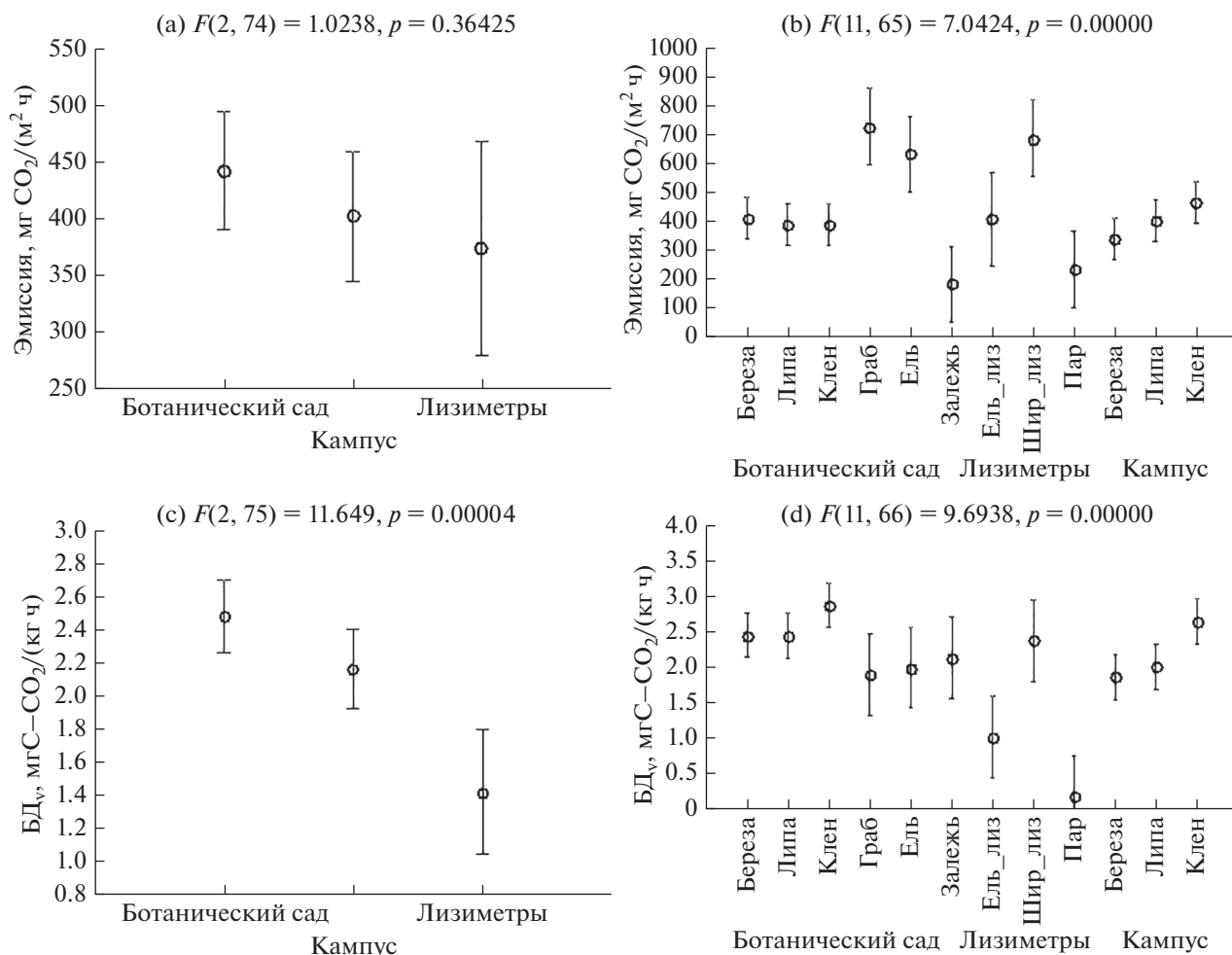


Рис. 2. Средние и доверительные интервалы (уровень значимости 0.95) эмиссии CO₂ с поверхности почвы: а – группирующий фактор – функциональная территория, б – группирующий фактор – площадка опробования, выделенная с учетом видового состава древостоя; и BD_v: с – группирующий фактор – функциональная территория, d – группирующий фактор – площадка опробования, выделенная с учетом видового состава древостоя.

смотря на это, нормальным распределением. Величина потери исходного материала варьировала от 3.5 до почти 100%, наиболее вероятные значения лежали в диапазоне от 20 до 55%. Однофакторный дисперсионный анализ не дает значимых отличий ни при каких вариантах группировки объектов. Максимальные значения данного показателя отмечены на залежи (лизиметры) и в кленовнике в ботаническом саду, минимальные на остальных трех участках лизиметров.

Факторы, влияющие на биологическую активность. Для оценки влияния различных факторов (температуры, влажности, содержания C_{общ}, запасов C_{общ}, плотности, рН) на биологическую активность почв были взяты средние значения величин для каждой из рассмотренных площадок опробования (табл. 2). Разведочный корреляционный анализ выявил значимую линейную связь между эмиссией и BD, BD и двумя показателями: влаж-

ностью и плотностью (рис. 3). То есть величины BD, BD_v, эмиссии связаны между собой непосредственно или через какие-либо факторы, величина ЦА стоит обособленно и не пересекается с лабильными параметрами.

Для оценки степени влияния факторов на биологическую активность почв проведен пошаговый регрессионный анализ. При таком подходе для величины эмиссии в модель включены четыре переменные (факторы), влияние которых значимо: BD, рН, влажность и C_{общ}. Суммарно они объясняют 90% изменчивости величины эмиссии. BD, рН и содержание C_{общ} оказывают в данной модели прямое влияние на величину эмиссии, влажность – обратное (табл. 3). Для величины BD в модель включаются два фактора: влажность и плотность почвы. Суммарно эти два фактора объясняют 90% изменчивости BD, влажность оказывает прямое влияние, плотность – обратное. Для ве-

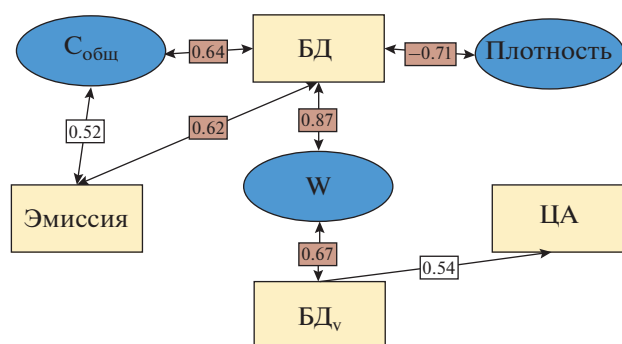


Рис. 3. Корреляционные связи (коэффициент корреляции Пирсона) между параметрами биологической активности почв (эмиссия CO₂ с поверхности почвы, БД, БД_v, ЦА) и свойствами почвы (*W* – массовая влажность). В серых прямоугольниках на стрелках представлены значимые коэффициенты корреляции, в белых – высокие, но не значимые.

личины ЦА в пошаговую регрессионную модель включаются два фактора: МД_v и МД. Суммарно они объясняют лишь 40% изменчивости.

Метод главных компонент позволяет выявить в многомерном пространстве значений факторы, оказывающие максимальное влияние на дисперсию показателей, и сократить их количество, объединив несколько однонаправленных факторов в один – главную компоненту. Метод также может служить основой для группировки (классификации) объектов по характеру действия на них различных факторов.

В результате факторного анализа выделено три главных компоненты, суммарно объясняющие более 90% дисперсии исходных рядов, вклад первой из них составляет 45%. Наибольшую нагрузку на первую компоненту имеют (по убыванию) C_{общ}, температура почвы, БД, влажность и эмиссия. Следует отметить, что показатели биологической ак-

тивности и содержание C_{общ} входят в первую компоненту с положительным знаком, а температура с отрицательным, то есть эти группы параметров связаны друг с другом обратной зависимостью. Параметрами, имеющими наибольшую нагрузку на вторую компоненту, являются плотность, запас C_{общ}, рН, БД_v. Все параметры имеют один знак. Третья компонента связана с влажностью и БД, которые тесно коррелируют между собой, а также рН. Исходя из анализа факторной матрицы, процентной доли параметров и корреляций (знаков) между ними, первую компоненту можно связать с лабильными показателями биологической активности почв (эмиссия и БД) и факторами, определяющими ее пространственную вариабельность (C_{общ}, влажность). Физические параметры, в том числе температура, имеют обратный вес при разделении объектов. Вторая компонента связана с интегральной биологической активностью за сезон (ЦА), а также всеми параметрами, которые связаны со сложением почвы (объемные характеристики): БД_v, плотность, запасы C_{общ}, а также с рН.

На рис. 4а представлено расположение объектов исследования в проекции главных компонент. Наиболее неоднородной и отличающейся от других объектов группой являются почвы лизиметров. По первой компоненте существенно различаются объекты под древесными посадками и пар с залежью. Последние характеризуются низкой биологической активностью, низким содержанием C_{общ}, но повышенной температурой верхних горизонтов и плотностью. При этом все объекты лизиметров находятся в отрицательной области второй компоненты, то есть характеризуются пониженным рН и низкой ЦА. Объекты ботанического сада тяготеют к положительной части как первой компоненты, так и второй, то есть характеризуются повышенным содержанием и

Таблица 3. Результаты множественного регрессионного анализа

Фактор	Стандартизованный коэффициент Вета	Коэффициент регрессии	<i>t</i> -критерий	<i>p</i> -уровень значимости
Модель для величины эмиссии CO ₂ с поверхности почвы (<i>R</i> = 0.96, <i>R</i> скорректированный = 0.88)				
БД	1.30	117.09	4.85	0.0005
рН	0.86	484.18	6.74	0.0019
Влажность массовая	-1.13	-11.73	-4.39	0.0003
C _{орг}	0.37	19.81	2.58	0.0365
Модель для величины БД (<i>R</i> = 0.95, <i>R</i> скорректированный = 0.88)				
Влажность массовая	0.70	0.08	5.95	0.0002
Плотность	-0.41	-2.91	-3.50	0.0067
Модель для величины ЦА (<i>R</i> = 0.70, <i>R</i> скорректированный = 0.38)				
БД _v	0.76	15.86	2.86	0.0187
БД	-0.49	-3.92	-1.85	0.0966

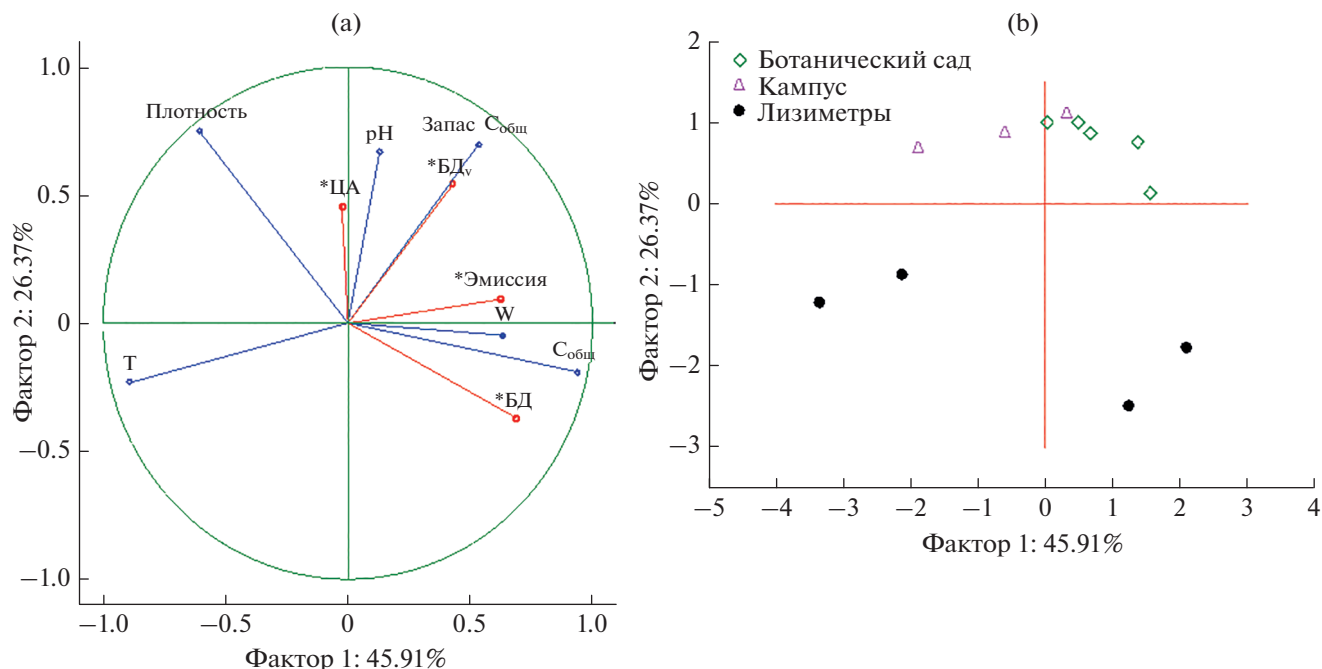


Рис. 4. Анализ главных компонент микробиологических, химических и физических показателей почвы (0–10 см) ботанического сада, кампуса МГУ и лизиметров почвенного стационара; а – проекция показателей на поле первых двух компонент (T – температура почвы, W – массовая влажность почвы); б – расположение объектов исследования в плоскости двух первых компонент.

запасами $C_{общ}$ и высокой микробной активностью, включая эмиссию, БД и ЦА. Объекты, расположенные на территории кампуса, тяготеют к отрицательной части первой компоненты, характеризуются повышенной плотностью и пониженными величинами БД и эмиссии, но при этом характеризуются сравнительно высокой ЦА.

Сравнение с простой корреляционной матрицей и оценка остаточных корреляций свидетельствуют об адекватности построенной модели, некоторые остаточные корреляции хоть и являются значимыми, не превышают 0.3.

ОБСУЖДЕНИЕ

Свойства верхнего горизонта исследованных городских почв ожидаемо отличаются от свойств природных зональных почв в сторону увеличения величины рН, существенного увеличения содержания $C_{общ}$ и его запасов в верхнем горизонте [1, 13, 17]. Данные тенденции неоднократно отмечались в работах, связанных с почвами Москвы [15, 16, 22, 43]. Очевидно, что увеличение содержания $C_{общ}$ связано с добавлением органического субстрата на начальных этапах формирования сконструированных почв. Следует отметить несколько пониженный рН в почвах лизиметров, что определяется особенностями субстрата, который использовался для их создания – бескарбонатного суглинка с рН 5.4 [23]. Это их отличает

от остальных объектов, где помимо пылевого загрязнения, свойственного всем городским объектам, нейтральная реакция среды может наследоваться от почвогрунтов, на которых они сформированы. Таким образом, варьирование свойств городских почв отражает разнообразие свойств почвогрунтов, используемых при их формировании, результирующее влияние природных факторов почвообразования в процессе их развития, изменения вещественного состава в условиях применения системы ухода за зелеными насаждениями, а также антропогенное влияние.

Оценить биологические свойства изученных объектов можно по двум позициям. Если рассматривать величины БД, попадающие в области наиболее вероятных значений, то они соответствуют градациям “нормальная” и “высокая”, предложенной для оценки потенциальной биологической активности городских почв [21]. Но если сравнивать со значениями величины БД для почв Подмоскovie [4, 18], то они больше. Величины эмиссии CO_2 с поверхности почвы сопоставимы или несколько меньше таковых для почв Подмоскovie и ЦЛГЗ в соответствующем диапазоне температур и влажности [10, 38]. Органическое вещество, которое используется при формировании городских почв (торфосмеси или сапропели), не находится в термодинамическом равновесии с условиями, в которые оно попадает. При высоком содержании углерода в почвах, повышенной

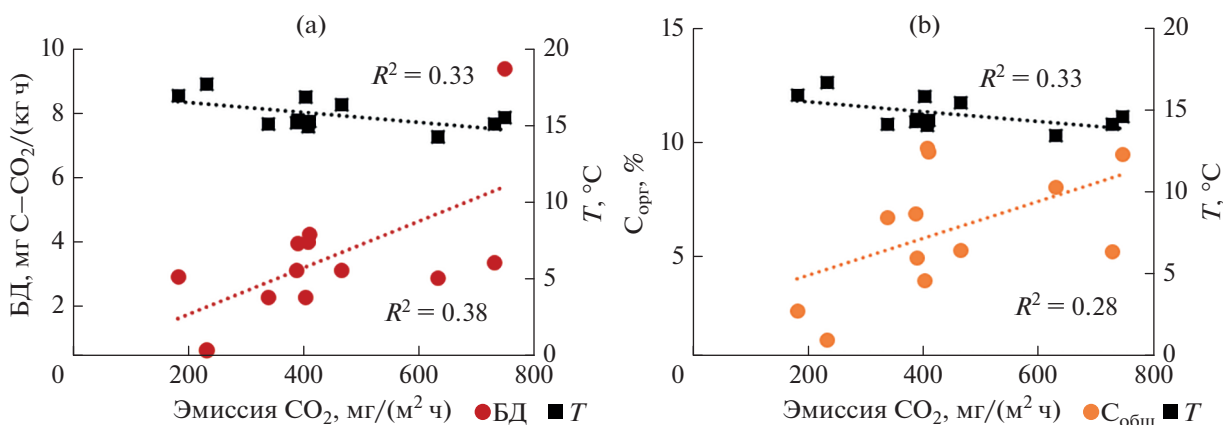


Рис. 5. Взаимосвязь эмиссии CO_2 с поверхности почвы с БД (а) и температурой почвы; содержанием $\text{C}_{\text{общ}}$ и температурой почвы (б). Пунктирными линиями обозначены линейные тренды.

эмиссии CO_2 не отмечается. Однако повышенные величины БД, полученные в данном исследовании и другими авторами [21], могут свидетельствовать о возможной повышенной генерации CO_2 городскими почвами по сравнению с естественными при изменении в сторону оптимизации условий (в том числе влажности) функционирования микроорганизмов-деструкторов.

При оценке вариабельности свойств почв исследуемых объектов не выявлено существенных различий по температуре верхних горизонтов в выбранный период времени, что определяет ее незначительный вклад в пространственную вариабельность биологических свойств. Однако установлено высокое варьирование таких почвенных свойств, как влажность, эмиссия CO_2 , содержание $\text{C}_{\text{общ}}$, БД, ЦА, которое формируется под влиянием суммы антропогенных и природных факторов. Широкому диапазону изменчивости почвенных свойств соответствует большое разнообразие экологических ниш, что, по-видимому, может определять устойчивость городских экосистем.

Наиболее тесные корреляционные связи с факторами среды были выявлены для показателя БД. Главными предикторами этой величины, по нашим данным, являются содержание $\text{C}_{\text{общ}}$ и влажность, причем связь с влажностью больше ($r = 0.87$, $p = 0.0002$). На наш взгляд, это очень важный результат, который указывает на роль локальных гидротермических условий, формирование которых обусловлено всей совокупностью факторов неоднородности в городских условиях. В нашем случае — это наличие и характер древесной растительности, наличие подстилки, характер грунта, причем все эти факторы без исключения — антропогенно-обусловленные.

Хочется обратить внимание на тот факт, что вариабельность рассматриваемых свойств растет в ряду эмиссия—БД—ЦА, что на первый взгляд

кажется не совсем закономерным, так как часть параметров при измерении величины БД стандартизирована. Проведенная статистическая обработка дает объяснение данному факту. Рассмотрим это на примере температуры почвы и эмиссии CO_2 . Разделение объектов по этим двум параметрам идет в строго противоположных направлениях. Повышенной температурой верхних горизонтов характеризуются почвы либо с отсутствием выраженной подстилки, либо с разреженным растительным покровом. Они закономерно характеризуются пониженным содержанием $\text{C}_{\text{общ}}$ и величинами биологической активности. При этом несколько более благоприятные по сравнению с другими объектами термические условия увеличивают их измеряемую в поле эмиссию, и происходит уменьшение вариабельности данного показателя по сравнению с потенциальным дыханием (БД). Таким образом, такой очевидный предиктор биологической активности, как температура, не является фактором пространственной вариабельности эмиссии, влияние других факторов превалирует (рис. 5). Данный факт отмечается в работах по оценке вариабельности эмиссии [7]. Таким образом, взаимовлияние разнонаправленных факторов в настоящем исследовании приводит к уменьшению вариабельности интегральных показателей.

Высокую вариабельность ЦА можно объяснить накопленным эффектом, когда различия между объектами усиливаются при добавлении временной составляющей. Можно предположить, что выявленные несущественные различия в температурах верхних горизонтов исследованных почв, которые не оказывают существенного влияния на измеряемые одномоментные показатели (эмиссия CO_2 с поверхности), могут оказать влияние на биологическую активность почв в другом временном

диапазоне, например, за весь вегетационный период (ЦА определялась за двухмесячный период).

При планировании исследования площадки опробования изначально выбирали с учетом однотипной растительности и принадлежности к определенным функциональным участкам, то есть задали некую кластеризацию территории. Мы отдавали себе отчет, что такая группировка является искусственной, учитывая антропогенный характер распределения растительности. Дисперсионный анализ подтвердил данное предположение, и по биологическим показателям значимо эти участки не различаются, то есть варибельность внутри участков выше, чем между ними. Исключение, как и ожидалось, составляют специфические объекты – пар и залежь на лизиметрах, которые изначально были взяты как отличающиеся объекты. Данные дисперсионного анализа подтверждаются и факторным анализом, который четко обособляет в отдельные области лишь объекты на лизиметрах. Похожие заключения были сделаны для г. Нанкин (Китай) [54] при исследовании пространственной варибельности содержания фосфора в городских объектах. Авторами показано, что функциональное зонирование в разных масштабах не является фактором, определяющим варибельность данного показателя в городских почвах, наилучшим дифференцирующим фактором оказался тип насаждений. Можно сделать заключение, что какая-то определенная почвенная характеристика в двух, даже близко расположенных разностях, может сильно различаться в силу неприродных, часто непредсказуемых причин. Возможно, все почвенные пробы, которые анализируются в городе, нужно рассматривать как независимые объекты. То есть проблема выбора участка опробования для городских почв стоит очень остро.

На основании проведенных исследований можно предложить некоторые методические рекомендации по исследованию и мониторингу городских почв. Высокая варибельность почвенных свойств затрудняет определение критериев для выделения площадей опробования, которые значимо различаются. Однако установлены различия между почвами под древесными насаждениями и под травяными системами, что требует дифференцированного подхода при оценке величины эмиссии CO_2 и проведения методических работ по установлению уровня этого показателя для данных типов биогеоценозов. Значительная часть территории города занята насаждениями с парковым режимом ухода, где почвы характеризуются относительно пониженной величиной БД, что также требует установления соответствующих диапазонов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Показано, что сконструированные почвы городских экосистем отличаются от зональных почв по

реакции среды и содержанию углерода, а также характеризуются повышенным варьированием этих свойств. Существенных различий между сконструированными и естественными почвами по большинству выбранных показателей биологической активности и их изменчивостью не выявлено.

Проведенное исследование показало, что пространственную варибельность свойств городской почвы трудно интерпретировать в соответствии с существующей почвенно-ландшафтной парадигмой. Особенно данное утверждение касается биологических свойств, которые очень чувствительны к изменениям параметров среды.

Установлено, что обогащение городских почв углеродом не оказывает существенного влияния на увеличение эмиссии CO_2 в атмосферу в существующих условиях функционирования почв. Однако есть потенциальная возможность увеличения потока CO_2 при изменении параметров функционирования почв, например увлажнения, что необходимо учитывать при оценке и прогнозировании “углеродного следа” городских экосистем.

Сложности в интерпретации результатов также возникают из-за наличия неучтенных антропогенных факторов варибельности, которые не входят в общепринятый, стандартный набор для подобного рода исследований. В контексте исследования экологии городских почв антропогенный фактор почти всегда остается недоучтенным в силу своей специфики, а именно, непредсказуемости и точечного воздействия. По различию между параметрами варьирования свойств естественных и городских почв, по-видимому, можно косвенно судить о вкладе антропогенного фактора в пространственную изменчивость почвенных свойств городских территорий.

Понимание взаимосвязи между варибельностью биологических свойств в пределах определенного участка и пространственной варибельностью факторов может помочь определить будущие схемы отбора проб в городских условиях и прояснить неопределенность в масштабировании полученных данных.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках государственного задания по теме НИР “Индикаторы трансформации биогеохимических циклов биогенных элементов в природных и антропогенных экосистемах” и в рамках Программы развития Междисциплинарной научно-образовательной школы МГУ им. М.В. Ломоносова “Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Баева Ю.И., Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Почикалова 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. 345–353. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17030029>
2. *Бобрлик А.А., Гончарова О.Ю., Матышак Г.В., Рыжова И.М., Макаров М.И., Тимофеева М.В.* Распределение компонентов углеродного цикла почв лесных экосистем северной, средней и южной тайги Западной Сибири // Почвоведение. 2020. № 11. С. 1328–1340. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20110052>
3. *Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А.* Методы исследования физических свойств почв. 3-е изд., перераб. и доп. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
4. *Гавриленко Е.Г., Сусьян Е.А., Ананьева Н.Д., Макаров О.А.* Пространственное варьирование содержания углерода микробной биомассы и микробного дыхания почв южного Подмоскovie // Почвоведение. 2011. № 10. С. 1231–1245.
5. *Гончарова О.Ю., Семенюк О.В., Матышак Г.В., Бобрлик А.А.* Сезонная динамика продукции CO₂ почвами дендрария ботанического сада МГУ им. М.В. Ломоносова // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2016. № 2. С. 3–10.
6. *Земсков Ф.И., Галкин В.С., Анохина Н.А., Богатырев Л.Г., Демидова А.Н., Прилепский Н.Г., Жилин Н.И., Бенедиктова А.И.* Методические особенности исследования динамики поступления опада в условиях стационарных почвенных лизиметров // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2017. № 1. С. 9–15.
7. *Карелин Д.В., Азовский А.И., Куманяев А.С., Замолодчиков Д.Г.* Значение пространственного и временного масштаба при анализе факторов эмиссии CO₂ из почвы в лесах валдайской возвышенности // Лесоведение. 2019. № 1. С. 29–37. <https://doi.org/10.1134/S0024114819010078>
8. *Карелин Д.В., Почикалов А.В., Замолодчиков Д.Г., Гитарский М.Л.* Факторы пространственно-временной изменчивости потоков CO₂ из почв южно-таежного ельника на Валдае // Лесоведение. 2014. № 4. С. 56–66.
9. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
10. *Копцик Г.Н., Курприянова Ю.В., Кадулин М.С.* Пространственная изменчивость эмиссии диоксида углерода почвами в основных типах лесных экосистем Звенигородской биостанции МГУ им. М.В. Ломоносова // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2018. № 2. С. 40–47.
11. *Лакин Г.Ф.* Биометрия. М.: Высшая школа, 1990.
12. Методы почвенной микробиологии и биохимии / Под ред. Д.Г. Звягинцева. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1991. 302 с.
13. Почвы Московской области и их использование. В 2-х томах. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева. 2002. Т. 1. 500 с.
14. *Прокофьева Т.В., Герасимова М.И.* Городские почвы: диагностика и классификационное определение по материалам научной экскурсии конференции SUITMA-9 по Москве // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1057–1070. <https://doi.org/10.1134/S0032180X18090095>
15. *Раннопорт А.В.* Антропогенные почвы городских ботанических садов (на примере Москвы и Санкт-Петербурга). Дис. ... канд. биол. наук. М., 2004. 152 с.
16. *Розанова М.С., Прокофьева Т.В., Лысак Л.В., Рахлева А.А.* Органическое вещество почв Ботанического сада МГУ имени М.В. Ломоносова на Ленинских горах // Почвоведение. 2016. № 9. С. 1079–1092. <https://doi.org/10.7868/S0032180X16090124>
17. *Рыжова И.М., Подвезенная М.А.* Пространственная вариабельность запасов органического углерода в почвах лесных и степных биогеоценозов // Почвоведение. 2008. № 12. С. 1429–1437.
18. *Семенюк О.В., Ильяшенко М.А., Бобрлик А.А.* Оценка экологических функций парковых почв на основе показателей их биологической активности // Проблемы агрохимии и экологии. 2013. № 3. С. 35–39.
19. *Семенюк О.В., Телеснина В.М., Богатырев Л.Г., Бенедиктова А.И.* Использование особенностей структурно-функциональной организации подстилок для оценки интенсивности круговорота в городских насаждениях (на примере Москвы) // Почвоведение. 2021. № 5. С. 1–14. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21050178>
20. *Смагин А.В., Долгих А.В., Карелин Д.В.* Экспериментальные исследования и физически обоснованная модель эмиссии диоксида углерода из вскрытого культурного слоя в Великом Новгороде // Почвоведение. 2016. № 4. С. 489–495. <https://doi.org/10.7868/S0032180X16040122>
21. *Смагин А.В., Смагина М.В., Садовникова Н.Б.* Биологическое потребление кислорода в почвах и подстилках // Почвоведение. 2018. № 3. С. 304–317. <https://doi.org/10.7868/S0032180X1803005X>
22. *Стома Г.В., Ахадова Е.В.* Характеристика и экологическое состояние почв территории МГУ имени М.В. Ломоносова // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2015. № 1. С. 35–41.
23. *Чижикова Н.П., Верховец И.А., Первова Н.Е., Лебедева М.П., Скворцова Е.Б., Золотарев Г.В., Савельев Д.В.* Начальные стадии почвообразования на покровном суглинке (модельный эксперимент). Ижевск, 2016. 252 с.
24. *Vae J., Ryu Y.* Land use and land cover changes explain spatial and temporal variations of the soil organic carbon stocks in a constructed urban park // Landscape and Urban Planning. 2015. V. 136. P. 57–67. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.11.015>
25. *Bellucco V., Marras S., Grimmond C.S.B., Jarvi L., Sirca C., Spano D.* Modelling the biogenic CO₂ exchange in urban and non-urban ecosystem through the assessment of light-response curve parameters. Agric. For. Meteorol. 2017. V. 236. P. 113–122. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.12.011>
26. *Bullock P., Gregory P.J.* Soils: a neglected resource in urban areas // Soils in the Urban Environment. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1991. P. 1–5.
27. *Caruso T., Migliorini M., Rota E., Bargagli R.* Highly diverse soil urban communities: does stochasticity play a major role? // Appl. Soil Ecol. 2017. V. 110. P. 73–78. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.10.012>

28. *Chen H., Zhang W., Gilliam F., Liu L., Huang J., Zhang T., Wang W., Mo J.* Changes in soil carbon sequestration in *Pinus massoniana* forests along an urban-to-rural gradient of Southern China // *Biogeosciences*. 2013. V. 10. P. 6609–6616. <https://doi.org/10.5194/bg-10-6609-2013>
29. *De Kimpe C.R., Morel J.L.* Urban soil management: a growing concern // *Soil Sci*. 2000. V. 165 (1). P. 31–40. <https://doi.org/10.1097/00010694-200001000-00005>
30. *Decina M., Hutyra L.R., Gately C.K., Getson J.M., Reinmann A.B., Short Gianotti A.G., Temple P.H.* Soil respiration contributes substantially to urban carbon fluxes in the greater Boston area // *Environ. Pollut.* 2016. V. 212. P. 433–439. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.012>
31. *Gill D., Bonnett P.A.* Nature in the urban landscape: A study of city ecosystems. York, Baltimore, 1973.
32. *Goncharova O., Matyshak G., Udovenko M., Semenyuk O., Epstein H., Bobrik A.* Temporal dynamics, drivers, and components of soil respiration in urban forest ecosystems // *Catena*. 2020. V. 185. P. 104299. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104299>
33. *Goncharova O.Y., Matyshak G.V., Udovenko M.M., Bobrik A.A., Semenyuk O.V.* Seasonal and annual variations in soil respiration of the artificial landscapes (Moscow Botanical Garden) // *Urbanization: Challenge and Opportunity for Soil Functions and Ecosystem Services*. Springer International Publishing, Cham. 2019. P. 112–122. https://doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1_15
34. *Hutyra L.R., Duren R., Gurney K., Grimm N.B., Kort E., Larson E., Shrestha, G.* Urbanization and the carbon cycle: Current capabilities and research outlook from the natural sciences perspective // *Earth's Future*. 2014. V. 2(10). P. 473–495. <https://doi.org/10.1002/2014EF000255>
35. International Energy Agency, 2008. World Energy Outlook 2008. <https://doi.org/10.1787/weo-2008-en>
36. IUSS Working Group WRB. 2015. 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.
37. *Kennedy C., Steinberge, J., Gasson B., Hansen Y., Hillman T., Havranek M., Pataki D., Phdungsilp A., Ramaswami A., Mendez G.V.* Methodology for inventorying greenhouse gas emissions from global cities // *Energy Policy*. 2010. V. 38(9). P. 4828–4837. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.08.050>
38. *Kurganova I.N., Kudayarov V.N., Lopes De Gerenyu V.* Updated estimate of carbon balance on Russian territory // *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*. 2010. V. 62(5). P. 497–505. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0889.2010.00467.x>
39. *Liu Z., He C., Zhou Y., Wu J.* How much of the world's land has been urbanized, really? A hierarchical framework for avoiding confusion // *Landsc. Ecol.* 2014. V. 29. P. 763–771. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0034-y>
40. *Lorenz K., Lal R.* Biogeochemical C and N cycles in urban soils // *Environ. Int.* 2009. V. 35. P. 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.05.006>
41. *Lorenz K., Lal R.* Managing soil carbon stocks to enhance the resilience of urban ecosystems // *Carbon Management*. 2015. V. 6. P. 35–50. <https://doi.org/10.1080/17583004.2015.1071182>
42. *Martin J.G., Bolstad P.V.* Variation of soil respiration at three spatial scales: components within measurements, intra-site variation and patterns on the landscape // *Soil Biol. Biochem.* 2009. V. 41(3). P. 530–543. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.12.012>
43. *Martynenko I.A., Meshalkina J.L., Rappoport A.V., Shabarova T.V.* Spatial Heterogeneity of Some Soil Properties of the Botanical Garden of Lomonosov Moscow State University // *Urbanization: Challenge and Opportunity for Soil Functions and Ecosystem Services*. Springer International Publishing, Cham, P. 185–194. https://doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1_22
44. *Ng B.J., Hutyra L.R., Nguyen H., Cobb A.R., Kai F.M., Harvey C., Gandois L.* Carbon fluxes from an urban tropical grassland // *Environ. Pollut.* 2014. V. 203. P. 227–234. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.009>
45. *Ossola A., Livesley S.J.* Drivers of soil heterogeneity in the urban landscape // *Urban Landscape Ecology: Science, Policy and Practice*. N.Y.: Routledge, 2015.
46. *Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Grove J.M., Boone C.G., Groffman P.M., Irwin E., Warren P.* Urban ecological systems: scientific foundations and a decade of progress // *J. Environ. Managem.* 2011. V. 92(3). P. 331–362. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.022>
47. *Pouyat R.V., Groffman P.M., Yesilonis I., Hernandez L.* Soil carbon pools and fluxes in urban ecosystems // *Environ. Pollut.* 2002. V. 116. P. 107–118. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00263-9](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00263-9)
48. *Pouyat R.V., Yesilonis I.D., Nowak D.* Carbon storage in urban soils in the United States // *J. Environ. Qual.* 2006. V. 35. P. 1566–1575. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0215>
49. *Satterthwaite D.* Cities contribution to global warming: notes on the allocation of greenhouse gas emissions // *Environ. Urbaniz.* 2008. V. 20 (2). P. 539–549. <https://doi.org/10.1177/0956247808096127>
50. *Schleuß U., Wu Q., Blume H-P.* Variability of soils in urban and periurban areas in Northern Germany // *Catena*. 1998. V. 33 (3-4). P. 255–270. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(98\)00070-8](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(98)00070-8)
51. *Subke J., Heinemeyer A., Reichstein M.* Experimental design: Scaling up in time and space, and its statistical considerations // *Soil Carbon Dynamics: An Integrated Methodology*. P. 34–48. Cambridge: Cambridge University Press. 2010. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511711794.004>
52. United Nations. DESA/Population division. Revision of World Urbanization Prospects. N.Y.: United Nations, 2018.
53. *Vasenev V., Kuzyakov Y.* Urban soils as hot spots of anthropogenic carbon accumulation: Review of stocks, mechanisms and driving factors // *Land Degradation and Development*. 2018. V. 29. P. 1607–1622.
54. *Zhao Y.-G., Zhang G.-L., Zepp H., Yang J.-L.* Establishing a spatial grouping base for surface soil properties along urban–rural gradient—a case study in Nanjing, China. *Catena*. 2007. V. 69. P. 74–81. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.04.017>

Biological Activity of Urban Soils: Spatial Variability and Determinal Factors

O. Yu. Goncharova^{1, *}, O. V. Semenyuk¹, G. V. Matyshak¹, and L. G. Bogatyrev¹

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

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

An assessment of the value and spatial variability of the properties and parameters of the biological activity of anthropogenic soils on the territory of the Lomonosov Moscow State University, as well as the factors determining it, has been carried out. The properties of the upper horizon of the studied soils are expected to differ from the properties of natural zonal soils in the direction of an increase in pH (6.1–7.2), a significant increase of total carbon (0.9–10.6%) and its reserves in the upper 10 cm. layer (0.7–7.2 kg m⁻²). Most of the objects were characterized by increased values of microbial respiration (up to 8 mg C-CO₂ kg⁻¹ h⁻¹) compared to zonal soils with comparable values of emission from the surface (230–750 mg CO₂ m⁻² h⁻¹). A high variation of such soil properties as moisture, CO₂ emission, total carbon content, microbial respiration, cellulolytic activity, which is formed under the influence of the sum of anthropogenic and natural factors. Variability increases in the series: emission – microbial respiration – cellulolytic activity. The high variability of soil properties makes it difficult to determine the criteria for allocating sampling areas. The closest correlations with environmental factors were revealed for microbial respiration, according to the data obtained, the main predictors of this value are the carbon content and moisture, and the relationship with moisture is higher ($r = 0.87$, $p = 0.0002$). The significant enrichment of soils with carbon determines the potential for an increase in the CO₂ flux if changing the parameters of soil functioning. Difficulties in the interpretation of the results arise due to the “unaccounted” anthropogenic factors of variability, which are not included to the common set for such studies.

Keywords: anthropogenic soils, hydrothermal regime, microbial respiration, factor analysis, CO₂ emission, Phaeozem Organotransportic, Technic, Urbic Technosol

УДК 631.461.3

НИТРИФИКАЦИЯ В ЭУТРОФНЫХ ТОРФЯНИКАХ РАЗНОГО ТИПА ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ

© 2022 г. М. Н. Маслов^{а, *}, Л. А. Поздняков^а, О. А. Маслова^б

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

^бИнститут молекулярной генетики НИЦ “Курчатовский институт”,
пл. Академика И.В. Курчатова, 2, Москва, 123182 Россия

*e-mail: maslov.m.n@yandex.ru

Поступила в редакцию 31.01.2022 г.

После доработки 03.03.2022 г.

Принята к публикации 05.03.2022 г.

Оценено профильное распределение почвенных свойств и интенсивности нетто-нитрификации в эутрофных торфяниках Яхромской поймы (Московская область) разного типа землепользования: лес, постагрогенная залежь, а также пахотные участки, с продолжительностью возделывания более 50 и 100 лет. Выявлено, что тип землепользования оказал значимое влияние на содержание органического углерода, общего азота, соотношение C : N, а также содержание нитратного азота и скорость нетто-нитрификации только в поверхностных слоях торфа (0–20 и 20–40 см). Влияние типа землепользования на процессы азотного цикла в почве проявляются через изменение количества, качества и регулярности поступления свежего растительного опада. Установлено, что нитрификация являлась основным процессом микробиологической трансформации соединений азота в торфяниках вне зависимости от типа использования, при этом пахотные торфяники характеризовались меньшей скоростью нитрификации по сравнению с торфяниками под лесной растительностью. В лесном торфянике автотрофный путь нитрификации преобладал над гетеротрофным, в то время как для агрогенных и постагрогенных торфяников интенсивность автотрофной и гетеротрофной нитрификации была сопоставима. Первая стадия автотрофной нитрификации осуществлялась преимущественно аммонийокисляющими археями, в то время как количество копий гена *amoA* бактерий было на 1–2 порядка меньше.

Ключевые слова: микробная биомасса почв, автотрофная нитрификация, гетеротрофная нитрификация, аммонийокисляющие археи, Histosols

DOI: 10.31857/S0032180X2208010X

ВВЕДЕНИЕ

Нитрификация является важным этапом микробиологической трансформации соединений азота в почве [4, 8, 23, 40] и может осуществляться по автотрофному и гетеротрофному пути. Автотрофная нитрификация представляет собой двухстадийный процесс окисления $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ до нитритного и затем до нитратного азота, при котором микроорганизмы используют в качестве источника углерода углекислый газ и получают энергию в процессе нитрификации. Первый этап осуществляется автотрофными аммонийокисляющими бактериями (АОБ), а также аммонийокисляющими археями (АОА) из недавно описанного типа *Thaumarchaeota* [51], в то время как вторая стадия осуществляется нитритокисляющими бактериями [23]. Гетеротрофная нитрификация в наиболее обобщенном виде представляет собой процесс окисления органических азотсодержащих соединений до NO_2^- или NO_3^- [45, 67], который осу-

ществляется широким спектром микроорганизмов, включающим грибы, гетеротрофные бактерии и актиномицеты.

Интенсивность нитрификации зависит от многих почвенных параметров, таких как доступность азотных соединений [57], температура почвы [37, 43] и др. Ранее было принято считать, что автотрофная нитрификация не характерна для кислых почв [14, 57], в то время как активность гетеротрофных нитрификаторов не лимитирована низкими значениями pH [23], что делает этот механизм нитрификации основным путем образования нитратов в кислых почвах [66]. Однако в последние десятилетия установлена возможность автотрофной нитрификации в кислых почвах за счет группы кислотолерантных архей [38, 47, 51], а также бактерий, способных осуществлять нитрификацию даже в сильнокислых условиях [50]. Для гетеротрофной нитрификации одними из важнейших лимитирующих факторов являются содержание углерода в почве и обогащенность ор-

ганического вещества азотом (соотношение C : N). Показано, что высокое отношение C : N стимулирует гетеротрофную нитрифицирующую активность почвы [20, 68] за счет увеличения биодоступности органического углерода, что может стимулировать рост грибов и гетеротрофных бактерий.

Смена типа землепользования, например распашка целинных земель или, напротив, прекращение использования сельскохозяйственных угодий, определяет условия функционирования почвенной экосистемы. Поскольку влияние землепользования в первую очередь проявляется через изменение количества и качества поступающего в почву органического материала, большинство работ посвящено изучению цикла углерода [1, 6, 33, 61], а данные о влиянии на цикл азота более фрагментарны. Например, Ли и Ланг [39] обнаружили, что при распашке лесных почв наблюдается значительное уменьшение темпов минерализации и микробной иммобилизации N, но интенсивность нитрификации увеличивается. В противоположность этому, Куксон с соавт. [22] установили значительное увеличение интенсивности иммобилизации азота после преобразования лесных почв в сельскохозяйственные, а в некоторых случаях никакого влияния типа землепользования на темпы трансформации N не было обнаружено [12]. При смене типа землепользования часто происходит и изменение механизмов нитрификации: лесные почвы, как правило, характеризуются высокой скоростью гетеротрофной, но низкой интенсивностью автотрофной нитрификации [66], тогда как в сельскохозяйственных соотношении этих процессов противоположное [31].

За счет относительно высокой обеспеченности азотом эутрофные торфяные почвы умеренного климата часто вовлекаются в интенсивное сельскохозяйственное использование. Наши предыдущие исследования, проведенные на торфяниках Яхромской поймы (Московская область), показали, что, несмотря на изначально однородные свойства торфа, различие режима сельскохозяйственного использования (регулярная распашка в течение 100 и 50 лет, постагрогенная залежь и практически не затронутый освоением участок под лесом) оказывают влияние на процессы микробиологической трансформации соединений углерода и азота за счет изменения активности микробного сообщества и физико-химических условий [44]. Установлено, что нитрификация является важным звеном цикла азота в поверхностных слоях торфа [43], что обуславливает ряд негативных последствий, таких как увеличение содержания нитратов в грунтовых водах, эмиссия в атмосферу азотсодержащих парниковых газов (прежде всего, N₂O), загрязнение нитратами сельскохозяйственной продукции и др.

Цель работы – изучение механизмов, лежащих в основе образования нитратов в торфяных почвах разного типа землепользования, а также оценка участия в этом процессе отдельных групп микроорганизмов, что может дать возможность управления нитрификацией в почвах для снижения негативных последствий.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследование проводили в центральной части Яхромской поймы (Дмитровский район Московской области, 56°23' N, 37°26' E). Климат территории умеренный: среднегодовая температура воздуха +3.3°C (январь –11°C, июль +18°C), среднегодовое количество осадков 620–640 мм.

Для исследования выбрали 4 участка с разным типом землепользования: торфяник, использующийся в качестве пашни более 100 лет (**AP100**), пахотный торфяник, использующийся 50 лет (**AP50**), постагрогенная залежь (**PAP**) под молодым лесом с доминированием *Salix caprea*, а также практически не затронутый осушением и хозяйственной деятельностью лесной участок (**NAP**) с доминированием *Betula pendula*. В лесной экосистеме (**NAP**) сформирована торфяная эутрофная типичная почва (**Histosols**); на остальных участках вследствие земледельческого освоения сформировались торфоземы типичные (**Histosols**). Подробное описание участков приведено ранее [43, 44]. Отбор образцов почвы проводили в июле 2020 г. в трехкратной повторности с помощью бура через каждые 20 см до глубины 1 м. Общее содержание углерода (C_{tot}) и азота (N_{tot}) в почве определяли с помощью анализатора Vario EL III analyzer (Elementar, Germany). Значение рН_{H₂O} определяли в почвенной суспензии при соотношении почва : вода, равном 1 : 5. Влажность почвы оценивали гравиметрически (105°C, 24 ч).

Определение биологических параметров почвы проводили непосредственно после отбора и доставки образцов в лабораторию согласно рекомендациям [2, 5]. В свежих образцах методом фумигации–экстракции [16, 59] с модификациями [3] определяли содержание углерода (**MBC**) и азота (**MBN**) микробной биомассы почв. Концентрацию углерода и азота в экстрактах определяли на автоматическом анализаторе LiquiTOC (Elementar, Германия). Содержание **MBC** и **MBN** рассчитывали как разницу в содержании элементов между фумигированной и нефумигированной навеской почвенного образца с учетом стандартных пересчетных коэффициентов (0.45 для **MBC** и 0.54 для **MBN**). В вытяжках из нефумигированных образцов исследовали содержание аммонийного и нитратного азота спектрофотометрически индофенольным методом и по Гриссу после восстановления нитратов до нитритов на кадмиевой

колонке, соответственно. Интенсивность нетто-нитрификации ($\Delta N-NO_3$, мг/(кг сут)) оценивали в условиях аэробного инкубирования почвенных образцов в течение 21 дня при постоянной температуре $+22^\circ C$ и естественной влажности.

Соотношение активности автотрофной и гетеротрофной нетто-нитрификации определялось в образцах почвы, отобранных с глубин 0–20 (поверхностный аэробный слой), 40–60 (зона периодического затопления грунтовыми водами) и 80–100 см (глубина постоянного нахождения грунтовых вод на всех участках). Для определения потенциальной активности автотрофных и гетеротрофных нитрификаторов проводили лабораторный инкубационный эксперимент с внесением в почву 100 мкг N/г в виде сульфата аммония (для определения скорости автотрофной нитрификации) или пептона (для определения интенсивности гетеротрофной нитрификации). Инкубацию образцов проводили в течение 72 ч при постоянной температуре $+22^\circ C$.

Для установления роли бактерий и архей в автотрофной нитрификации определяли количество бактериальных и архейных копий гена *amoA*, кодирующего аммониймонооксигеназу – ключевой фермент автотрофной нитрификации, методом количественной полимеразной цепной реакции (*qPCR*). Препараты ДНК выделяли из почвенных образцов с помощью наборов реактивов FastDNA™ Spin Kit for Soil (MP Biomedicals, США) согласно методике производителя. Все реакции *qPCR* проводили в термоциклере C1000 CFX96 Real Time (Bio-Rad Laboratories, США). Реакционная смесь содержала 10 мкл смеси BioMaster HS-*qPCR* SYBR Blue (Biolabmix, Россия), 0,8 мкл каждого праймера и 1 мкл экстрагированной почвенной ДНК-матрицы в общем объеме 20 мкл. Реакцию проводили по следующему протоколу: 3 мин при $95^\circ C$, затем 40 циклов при $95^\circ C$ в течение 20 с, $54^\circ C$ в течение 20 с и $72^\circ C$ в течение 20 с. Содержание функциональных генов в изучаемых образцах рассчитывали при помощи программного обеспечения CFX Manager. Для оценки специфичности продукта *qPCR* проводили анализ кривой плавления (от 65 до $95^\circ C$ с шагом $0.5^\circ C$). Бактериальные и архейные гены *amoA* количественно определяли с использованием наборов праймеров, описанных в [26]. Стандарты получали путем очистки продуктов полимеразной цепной реакции и количественного определения концентрации с помощью Qubit fluorometer 2 (Thermo Fisher Scientific, США). Эффективность *qPCR* составляла 90%, а коэффициенты детерминации были $R^2 > 0.90$ для всех стандартных кривых.

На графиках приведены среднее \pm ошибка среднего. Все показатели рассчитаны для сухой почвы. При статистической обработке результа-

тов использовали факторный дисперсионный анализ, корреляционный анализ, а также метод главных компонент. Результаты считали статистически значимыми при $p < 0.05$. Статистическую обработку данных проводили с использованием программы Statistica 10.0 (StatSoft, Inc., 2011).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Общие свойства почв. Почвы эутрофных торфяников характеризовались высоким содержанием органического углерода и общего азота (рис. 1). Тип землепользования оказал значимое ($p < 0.05$) влияние на эти показатели только в верхних слоях торфа (0–20 и 20–40 см), для более глубоких слоев влияние типа землепользования на содержание C_{tot} и N_{tot} не было статистически подтверждено. Для лесного и постагрогенного участков максимум содержания углерода и азота был характерен для верхнего слоя торфа, для пахотных торфяников – для более глубокого слоя (40–60 см). Органическое вещество пахотных торфяников было в меньшей степени обогащено азотом (имело более высокое соотношение C : N) по сравнению с участками, покрытыми лесом. С увеличением глубины залегания торфа соотношение C : N увеличивалось (за исключением подпахотного слоя 20–40 см в торфяниках AP50 и AP100). Вне зависимости от типа землепользования и глубины залегания торф имел слабокислую реакцию среды.

Содержание углерода и азота микробной биомассы и минерального азота. Наиболее высокое содержание углерода и азота микробной биомассы было характерно для торфяных почв под лесной растительностью (рис. 2). Максимальное содержание MBC и MBN в торфяниках всех типов землепользования было определено для поверхностного слоя и плавно уменьшалось с глубиной. Соотношение MBC : MBN, напротив, увеличивалось с глубиной залегания торфа, однако значимой связи этого показателя с типом землепользования не выявлено.

Нитраты являлись преобладающей формой минерального азота в торфяниках всех типов землепользования. При этом содержание нитратного азота в поверхностных слоях пахотных торфяников было больше, чем в торфяниках под лесной растительностью, хотя в наиболее глубоких слоях торфа содержание нитратного азота статистически не различалось между разными типами землепользования. С увеличением глубины залегания в образцах торфа увеличивалось содержание аммония, но уменьшалось содержание нитратов, что привело к общему снижению содержания минерального азота с увеличением глубины.

Профильное распределение активности нетто-нитрификации. Интенсивность нетто-нитрифи-

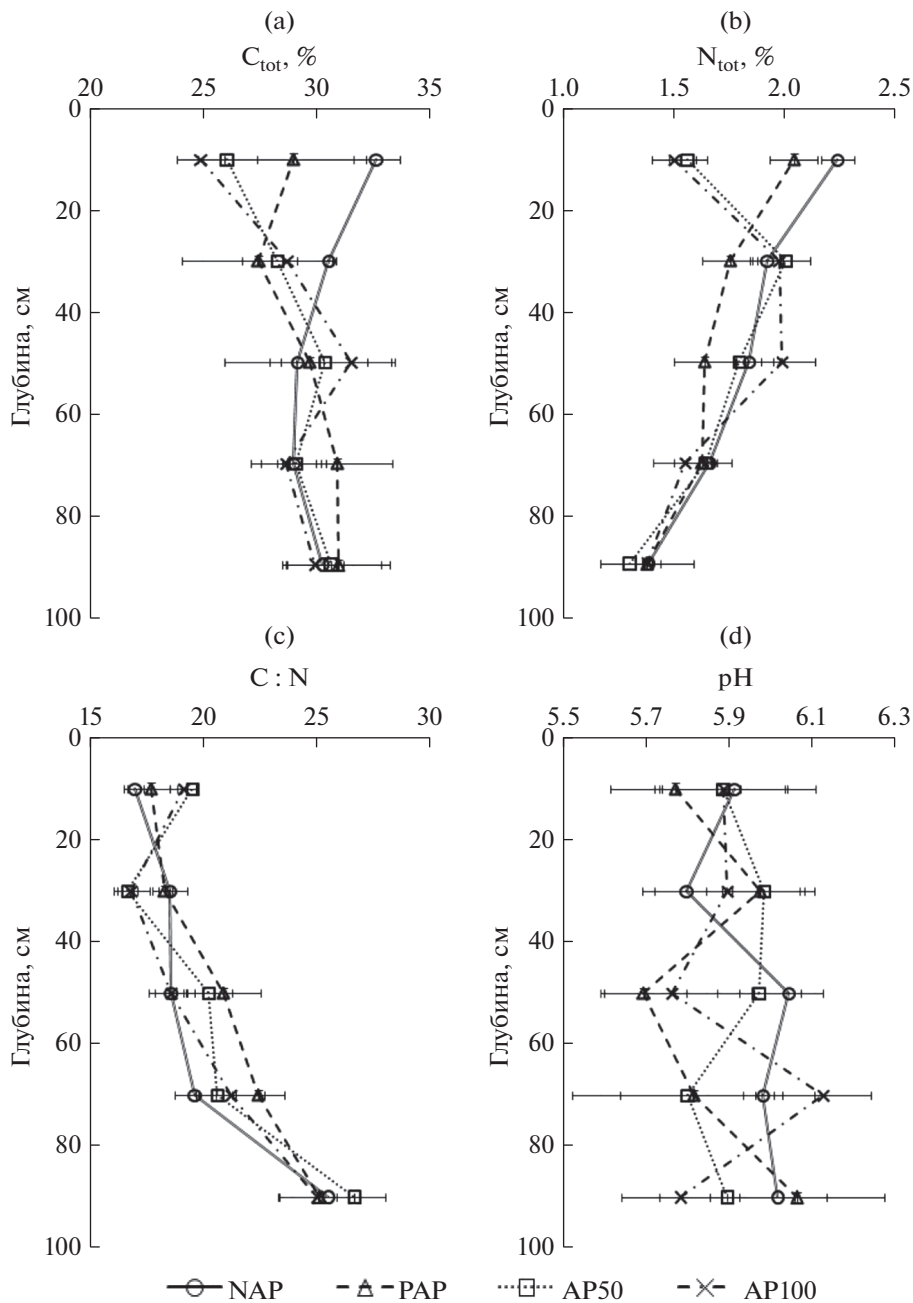


Рис. 1. Профильное распределение основных свойств торфа в торфяниках разного типа землепользования: а – органический углерод, %; б – общий азот, %; с – соотношение С : N; д – рН.

кации в торфяниках под лесной растительностью была в 2 раза больше, чем в пахотных торфяниках. С глубиной интенсивность нетто-нитрификации уменьшалась, при этом в пахотных торфяниках уменьшение интенсивности происходило медленнее, чем в лесном и постагрогенном торфяниках. Методом главных компонент установлено, что более 70% выборочной дисперсии интенсивности нетто-нитрификации определялось действием двух факторов (рис. 3). Первый фактор объяснял 45.5% дисперсии и в наибольшей сте-

пени коррелировал с такими параметрами, как МВС ($r = 0.89$), МВН ($r = 0.90$), $N-NO_3^-$ ($r = 0.54$) и $N-NH_4^+$ ($r = -0.64$), то есть с содержанием в почве микробной биомассы и минерального азота. Второй фактор объяснял 26.0% дисперсии и коррелировал с такими свойствами почвы, как C_{tot} ($r = 0.92$) и N_{tot} ($r = 0.63$).

Соотношение активности автотрофной и гетеротрофной нетто-нитрификации. Торфяники под лесной растительностью (NAP и PAP) характери-

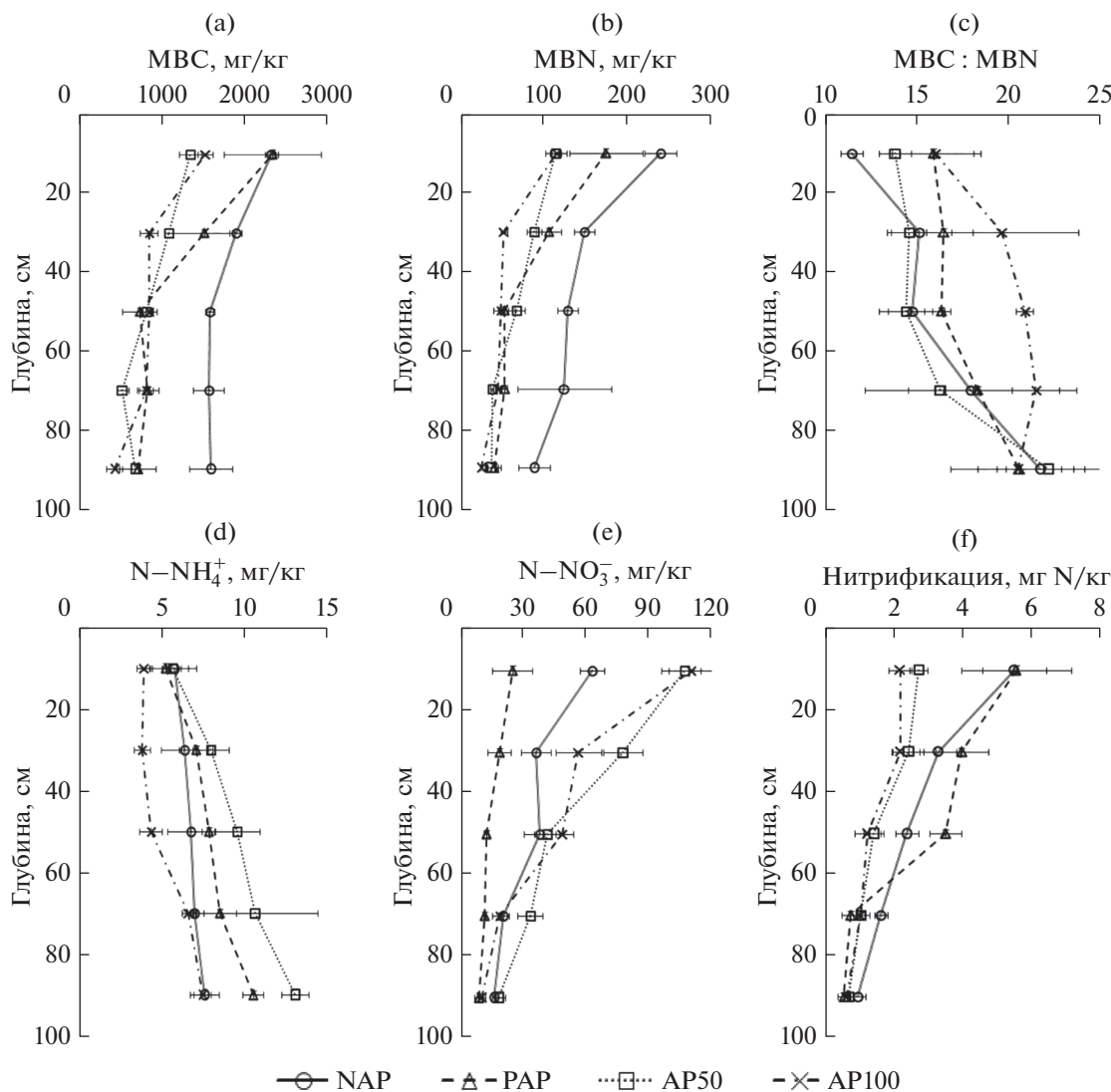


Рис. 2. Профильное распределение содержания микробного углерода и азота, минерального азота и интенсивности нетто-нитрификации в торфяниках разного типа землепользования: а – углерод микробной биомассы, мг/кг; б – азот микробной биомассы, мг/кг; с – соотношение С : N в микробной биомассе; д – аммонийный азот, мг/кг; е – нитратный азот, мг/кг; ф – скорость нетто-нитрификации, мг N/(кг сут).

зовались большей скоростью как автотрофной, так и гетеротрофной нитрификации по сравнению с пахотными торфяниками (рис. 4). Эти различия были характерны не только для поверхностного (0–20 см), но и для срединного (40–60 см) слоя торфа, тогда как для более глубокого слоя (80–100 см) статистически значимых различий не установлено. Пахотные торфяники характеризовались примерно равным соотношением автотрофной и гетеротрофной нитрификации, в то время как для лесного и постагрогенного торфяников интенсивность автотрофной нитрификации была выше, чем гетеротрофной.

Роль архей и бактерий в автотрофной нетто-нитрификации. Количество копий гена *amoA* архей

варьировало от 5.2×10^7 до 1.73×10^9 копий/г почвы, а бактерий – от 2.0×10^7 до 4.0×10^8 копий/г почвы (рис. 5). Количество копий гена *AOA* зависело от типа землепользования и уменьшалось в ряду: NAP > PAP > AP50 > AP100. Для бактериального варианта гена влияние землепользования проявлялось только на уровне различий между пахотными (AP50 и AP100) и покрытыми лесной растительностью (NAP и PAP) торфяниками. Как для архей, так и для бактерий было характерно уменьшение количества копий гена *amoA* с глубиной, однако вне зависимости от типа землепользования и глубины *AOA* преобладали над *AOB*. Количество копий гена *amoA* архей наиболее тесно коррелировало с содержанием углерода и азота

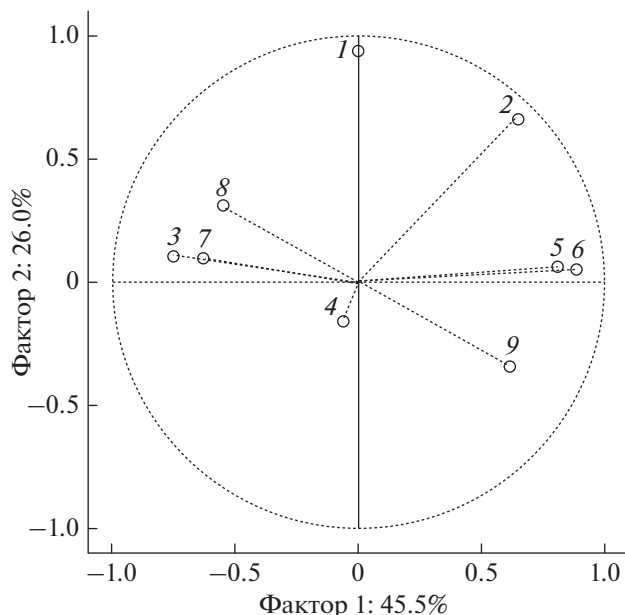


Рис. 3. Проекция совокупности изученных свойств в плоскости двух главных компонент, где группирующая переменная – интенсивность нетто-нитрификации: 1 – C_{tot} , %; 2 – N_{tot} , %; 3 – C : N; 4 – pH; 5 – MBC, мг/кг; 6 – MBN, мг/кг; 7 – MBC : MBN; 8 – $N-NH_4^+$, мг/кг; 9 – $N-NO_3^-$, мг/кг.

микробной биомассы ($r = 0.75$ и 0.87 соответственно), а также с соотношением MBC : MBN ($r = -0.71$) и скоростью нетто-нитрификации ($r = 0.77$). Представленность бактериального варианта *amoA* в меньшей степени была связана с почвенными свойствами и в наибольшей степени коррелировала с соотношением MBC : MBN ($r = -0.67$) и скоростью нетто-нитрификации ($r = 0.75$).

ОБСУЖДЕНИЕ

Агрогенная и постагрогенная динамика свойств торфа. Длительное сельскохозяйственное использование торфяников привело к уменьшению общего содержания углерода и азота в поверхностном слое (0–40 см) торфа по сравнению с лесным участком, что связано с активизацией процессов разложения органического вещества торфа [32] вследствие осушения и регулярной вспашки, а также сокращением поступления свежего растительного опада [44]. Отсутствие значимых различий между участками с разной продолжительностью сельскохозяйственного использования свидетельствует о том, что наиболее существенные потери углерода и азота почвой происходят в первые десятилетия освоения, а в последующем скорость этого процесса заметно уменьшается, что позволяет пред-

положить, что снижение происходит за счет минерализации наиболее лабильных фракций органического вещества. Так, ранее для поверхностных слоев торфа этих объектов установлено существенное уменьшение активности β -1,4-глюкозидазы, участвующей в метаболизме углеводов, при одновременном увеличении активности пероксидазы, катализирующей реакции окисления фенольных соединений [44]. Обратный процесс постагрогенного развития торфяников также затрагивает только поверхностные слои торфа и приводит к частичному восстановлению содержания C_{tot} и N_{tot} , хотя эти показатели и не достигают значений, характерных для целинного лесного участка. Восстановление общего содержания органического вещества в постагрогенном торфянике связано с восстановлением лесной растительности и увеличением количества свежего надземного и подземного растительного опада, ежегодно поступающего в почву [25], что согласуется с установленными ранее закономерностями для минеральных постагрогенных почв [1, 7, 61].

В наибольшей степени тип землепользования влияет на микробный пул углерода и азота. Так, сельскохозяйственное использование приводит к уменьшению содержания MBC и MBN по сравнению с контрольным лесным участком во всем изученном профиле, что может быть обусловлено сокращением поступления как надземного и подземного опада, так и прижизненных выделений растений при переходе от лесной растительности к агроценозу. Ранее для многих почв установлено, что регулярное поступление растительных остатков способствует увеличению численности, биомассы и разнообразия почвенных микроорганизмов [13, 18, 29, 46]. Необходимо отметить, что восстановление содержания микробного углерода и азота в торфяниках происходит медленно и, несмотря на начало естественного лесовосстановления на постагрогенной залежи, микробный пул в торфянике РАР не достиг значений, характерных для целинного лесного торфяника.

Содержание нитратного азота и скорость нитрификации также зависят от типа землепользования, хотя влияние этого фактора сказывается только в поверхностном слое торфа (0–60 см). Содержание нитратов в сельскохозяйственных торфяниках в несколько раз больше, чем в лесном и постагрогенном, что ранее установлено при изучении сезонной динамики минерального азота в этих почвах [44]. В то же время скорость нитрификации, напротив, больше в торфяниках под лесной растительностью. Выявленное противоречие может быть связано с разницей в скорости потребления минерального азота, поскольку в лесных экосистемах (NAP и РАР) большее количество минерализованного азота потребляется большей биомассой растений. Таким образом, в

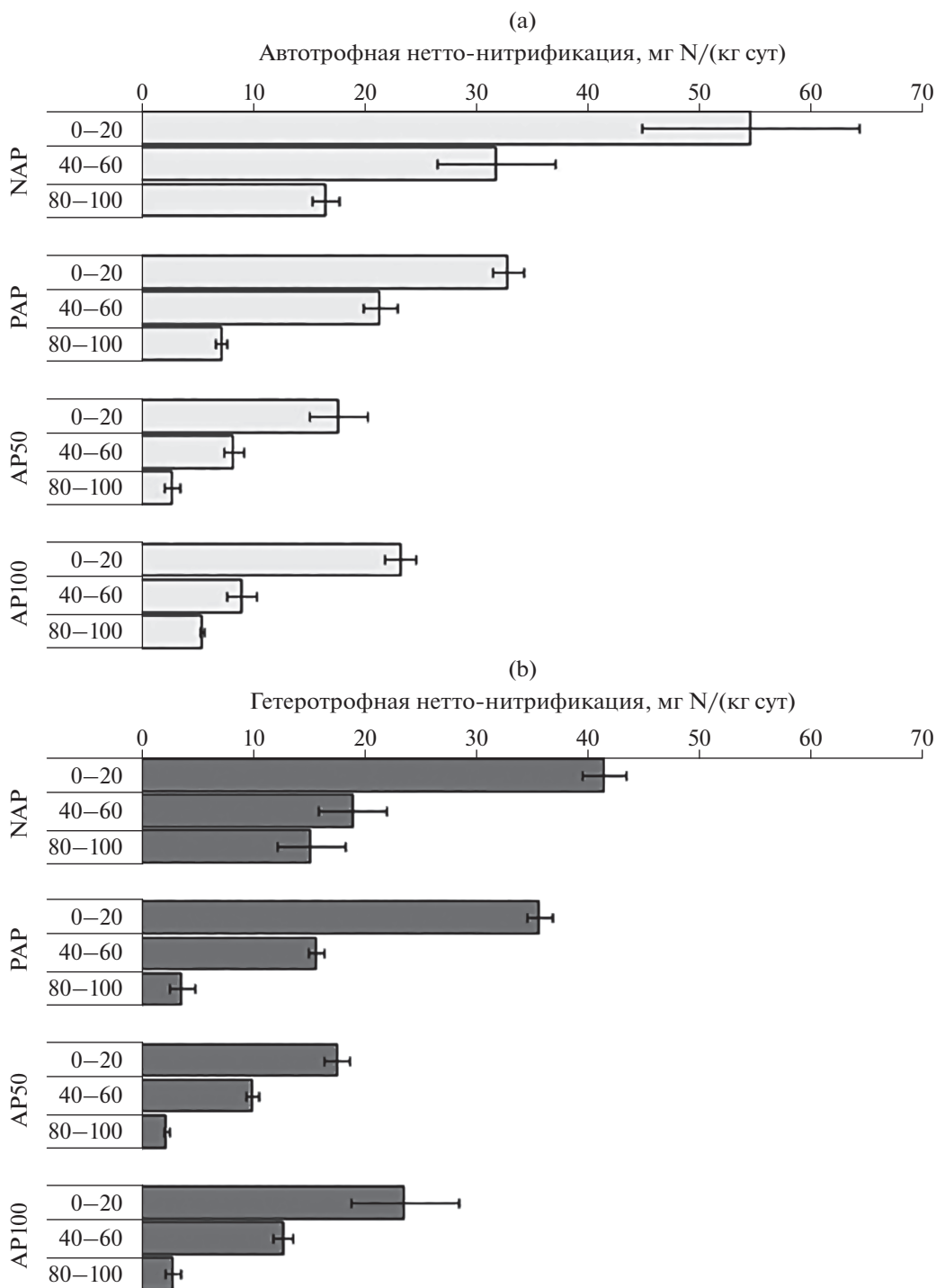


Рис. 4. Профильное распределение скорости (мг N/(кг сут)) автотрофной (а) и гетеротрофной (б) нитрификации в торфяниках разного типа землепользования для слоев торфа 0–20, 40–60 и 80–100 см.

естественных условиях содержание минерального азота зависит от баланса его образования при минерализации органического вещества почвы микроорганизмами и потребления растениями.

Нитрификация как ключевой процесс трансформации соединений азота в торфяных почвах. Для эутрофных торфяников нитрификация является

основным процессом нетто-минерализации соединений азота почвы вне зависимости от глубины и типа землепользования. Высокой интенсивности нитрификации в эутрофных торфяниках способствовали почвенные факторы, прежде всего, химический состав торфа, образованного остатками лесной растительности, содержащими

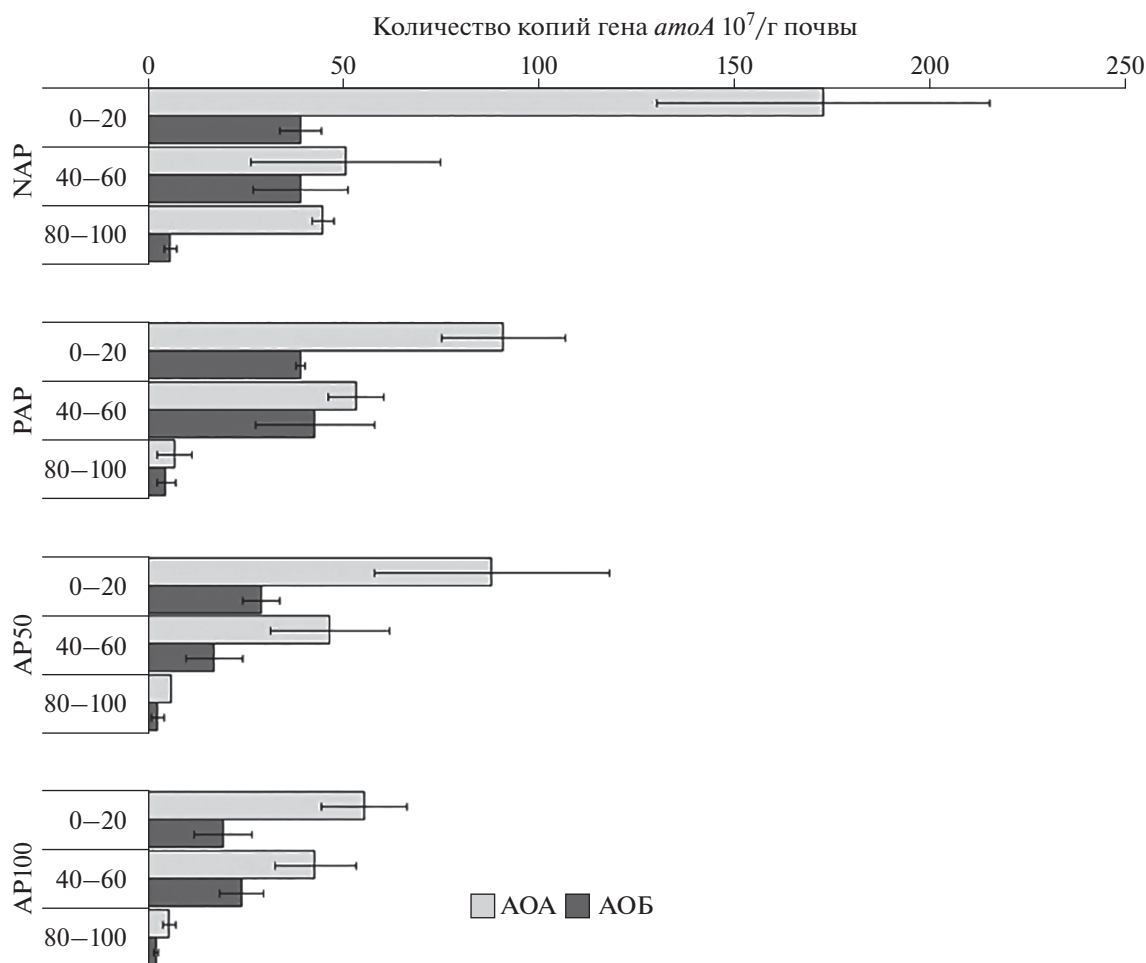


Рис. 5. Профильное распределение количества копий гена *amoA* аммонийоксиляющих архей (АОА) и аммонийоксиляющих бактерий (АОБ) в торфяниках разного типа землепользования для слоев торфа 0–20, 40–60 и 80–100 см.

большое количество общего азота. Кроме того, изучаемые торфяники имели слабокислую или близкую к нейтральной реакцию среды, что не ограничивало возможность протекания автотрофной нитрификации [23], как это происходит, например, в кислых (рН 3.8–4.4) лесных торфяниках Канады, где нитраты составляют не более 10% от общего количества минерализованного азота [63].

Наибольшая активность нитрификаторов характерна для поверхностных слоев торфа (до глубины 60 см), что связано с наиболее аэробными условиями по сравнению с более глубокими слоями. По этой же причине содержание аммонийного азота в профилях торфяников увеличивается с глубиной, а содержание нитратного напротив уменьшается. Ранее для торфяных почв было показано, что аэробные условия инкубации способствуют более активной нитрификации и общей минерализации соединений азота по сравнению с анаэробными [15, 55], что проявляется, в частно-

сти, при мелиоративном осушении [48, 58, 65] или во время кратковременных засух [11]. Накопление нитратов в поверхностных слоях торфа может быть обусловлено уменьшением скорости денитрификации, и соответственно газообразных потерь азота торфяной почвой, при снижении насыщенности влагой [48]. В то же время периодические колебания влажности почвы, характерные для поверхностных слоев торфа, особенно после мелиоративного осушения, могут оказывать прямое влияние на состав почвенного микробного сообщества, увеличивая долю нитрификаторов [24].

Роль архей и бактерий в автотрофной нитрификации. Аммонийоксиляющие археи являются преобладающей группой микроорганизмов, осуществляющих первую стадию автотрофной нитрификации в торфяниках всех типов землепользования. Ранее для многих торфяных почв было показано, что количество копий гена *amoA* архей может быть на порядок больше, чем бактериальной версии гена [54, 62], что не характерно для ав-

томорфных почв [41]. Кроме того, в экспериментах с использованием 1-октина (специфический ингибитор экспрессии *amoA* бактерий) установлено, что аммонийоокисляющие археи ответственны за осуществление нитрификации в торфяных почвах в большей степени, чем в автоморфных почвах [41].

Наибольшее содержание гена *amoA* археями отмечено для лесного торфяника (NAP), в то время как для торфяников других типов землепользования количество АОА было значительно меньше. Аммонийоокисляющие бактерии также преобладали в торфяниках под лесной растительностью, а в пахотных торфяниках их представленность была меньше. Уменьшение численности АОБ при регулярной вспашке и удалении пожнивных остатков растений ранее показано для многих типов почв [9, 36, 46, 52]. При этом отмечено, что численность АОА в меньшей степени зависит от вспашки почвы, чем численность АОБ [52]. В то же время полученные нами данные о сокращении представленности аммонийоокисляющих микроорганизмов в пахотных почвах по сравнению с почвами под лесом вступает в противоречие с некоторыми ранее опубликованными исследованиями, показывающими, что количество копий гена *amoA* в пахотных почвах больше, чем в целинных [17, 21, 27], хотя часто эти различия могли быть вызваны применением минеральных азотных удобрений, что нехарактерно для исследованных объектов из-за их высокой обеспеченности потенциально минерализуемыми формами азота. Полагаем, что большее содержание аммонийоокисляющих микроорганизмов в лесных торфяниках связано с регулярным поступлением свежего растительного опада, поскольку минерализация растительных остатков способствует увеличению аммонификации, а также обилия гена *amoA* [46]. Ранее установили, что нетто-аммонификация характерна только для лесных торфяников и практически не проявляется в пахотных [43].

Автотрофные нитрификаторы в наибольшей степени представлены в поверхностном слое торфа (0–20 см), а с увеличением глубины их численность, как правило, уменьшается, достигая минимума в наиболее глубоком из изученных слоев (80–100 см). Преобладание АОА в слое торфа 0–20 см может быть связано с большим содержанием в поверхностном слое микробной биомассы из-за лучшей обеспеченности теплом и доступными для потребления источниками углерода и азота. Высокая степень корреляции содержания архейного гена *amoA* с другими микробиологическими параметрами, установленная в настоящем исследовании, ранее продемонстрирована для некоторых других почв [30, 49], хотя во многих более ранних работах такая связь не была выявлена [10, 28, 42]. Ранее для полупустынных почв установлено, что АОБ в большей степени приуро-

чены к поверхностным слоям почвы и с глубиной их численность уменьшается, в то время как для АОА, напротив, характерно увеличение представленности в более глубоких слоях почвы [56], то есть археи и бактерии занимали специфические ниши в почве. Такое распределение могло быть связано с тем, что большинство АОБ является типичными копиотрофами [53, 64], требовательными к наличию кислорода [34], в то время как АОА менее зависимы от доступности субстрата [35, 56] и способны успешно функционировать при меньшей доступности почвенных источников азота [60] и при меньшем парциальном давлении кислорода [19, 54]. Однако для исследованных торфяников не установлено подобного четкого разделения, что может быть связано с меньшим лимитированием микроорганизмов доступностью источников углерода и азота в торфяных почвах по сравнению с минеральными почвами полупустыни. Вероятно, на профильное распределение АОА и АОБ в торфяных почвах влияют другие факторы, прежде всего, низкая температура и недоступность кислорода, лимитирующее действие которых для наиболее глубоких слоев торфа определяется уровнем грунтовых вод.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Нитрификация является ключевым процессом трансформации соединений азота в почвах эутрофных торфяников вне зависимости от типа землепользования. В то же время тип землепользования определяет выраженность процесса нетто-нитрификации и преимущественный механизм этого процесса. Влияние типа землепользования на процессы азотного цикла в почве проявляются через изменение количества, качества и регулярности поступления свежего растительного опада. Так, регулярная вспашка и удаление пожнивных остатков при длительном сельскохозяйственном использовании торфяников приводит к сокращению содержания микробной биомассы почвы и уменьшению скорости нетто-нитрификации, преимущественно за счет подавления автотрофной нитрификации. Установлено, что первая стадия автотрофной нитрификации в торфяных почвах осуществляется преимущественно за счет активности архей, в то время как активность аммонийоокисляющих бактерий менее выражена.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы признательны к. б. н., с. н. с. А.К. Тхакаковой (Почвенный институт имени В.В. Докучаева, Москва) за проведение количественной полимеразной цепной реакции.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Экспериментальная часть работы выполнена при поддержке гранта Российского научного фонда (проект 20-74-00023). Обобщение полученного материала выполнено в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (тема № 121040800321-4 “Индикаторы трансформации биогеохимических циклов биогенных элементов в природных и антропогенных экосистемах”).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Курганова И.Н., Телеснина В.М., Лонес де Гереню В.О., Личко В.И., Караванова Е.И. Динамика пулов углерода и биологической активности агродерново-подзолов южной тайги в ходе постагрогенной эволюции // Почвоведение. 2021. № 3. С. 287–303.
2. Макаров М.И., Кузнецова Е.Ю., Малышева Т.И., Маслов М.Н., Меняйло О.В. Влияние условий хранения образцов почв на экстрагируемость углерода и азота // Почвоведение. 2017. № 5. С. 569–579.
3. Макаров М.И., Малышева Т.И., Маслов М.Н., Кузнецова Е.Ю., Меняйло О.В. Углерод и азот микробной биомассы в почвах южной тайги при определении разными методами // Почвоведение. 2016. № 6. С. 733–744.
4. Маслов М.Н., Макаров М.И. Трансформация соединений азота в тундровых почвах Северной Фенноскандии // Почвоведение. 2016. № 7. С. 813–821.
5. Маслов М.Н., Маслова О.А., Токарева О.А. Изменение лабильного и микробного пулов углерода и азота в лесной подстилке при разных способах хранения образцов // Почвоведение. 2019. № 7. С. 793–802.
6. 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.
7. Телеснина В.М., Богатырев Л.Г., Бенедиктова А.И., Земсков Ф.И., Маслов М.Н. 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.
8. Умаров М.М., Кураков А.В., Степанов А.Л. Микробиологическая трансформация азота в почве. М.: ГЕОС, 2007. 138 с.
9. Badagliacca G., Benitez E., Amato G., Badalucco L., Giambalvo D., Laudicina V.A., Ruisi P. Long-term no-tillage application increases soil organic carbon, nitrous oxide emissions and faba bean (*Vicia faba* L.) yields under rain-fed Mediterranean conditions // Sci. Total Environ. 2018. V. 639. P. 350–359.
10. Bartossek R., Nicol G.W., Lanzen A., Klenk H.-P., Schleper C. Homologues of nitrite reductases in ammonia-oxidizing archaea: diversity and genomic context // Environ. Microbiol. 2010. V. 12. P. 1075–1088.
11. Bechtold S.J., Naiman R.J. Soil texture and nitrogen mineralization potential across a riparian toposequence in a semi-arid savanna // Soil Biol. Biochem. 2006. V. 38. P. 1318–1325.
12. Bedard-Haughn A., Matson A.L., Pennock D.J. Land use effects on gross nitrogen mineralization, nitrification, and N₂O emissions in ephemeral wetlands // Soil Biol. Biochem. 2006. V. 38(12). P. 3398–3406.
13. Bent E., Németh D., Wagner-Riddle C., Dunfield K. Residue management leading to higher field-scale N₂O flux is associated with different soil bacterial nitrifier and denitrifier gene community structures // Appl. Soil Ecol. 2016. V. 108. P. 288–299.
14. Booth D.J., Prescott C.E., Grayston S.J. Microbial functional genes involved in nitrogen fixation, nitrification and denitrification in forest ecosystems // Soil Biol. Biochem. 2014. V. 75. P. 11–25.
15. Bridgham S.D., Updegraff K., Pastor J. Carbon, nitrogen, and phosphorus mineralization in northern wetlands // Ecology. 1998. V. 79. P. 1545–1561.
16. Brookes P.C., Landman A., Pruden G., Jenkinson D.S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil // Soil Biol. Biochem. 1985. V. 17. P. 837–842.
17. Cavagnaro T.R., Jackson L.E., Hristova K., Scow K.M. Short-term population dynamics of ammonia oxidizing bacteria in an agricultural soil // Appl. Soil Ecol. 2008. V. 40. P. 13–18.
18. Ceja-Navarro J.A., Rivera-Orduna F.N., Patino-Zuniga L., Vila-Sanjurjo A., Crossa J., Govaerts B., Dendooven L. Phylogenetic and multivariate analyses to determine the effects of different tillage and residue management practices on soil bacterial communities // Appl. Environ. Microbiol. 2010. V. 76. P. 3685–3691.
19. Chen X.P., Zhu Y.G., Xia Y., Shen J.P., He J.Z. Ammonia-oxidizing archaea: important players in paddy rhizosphere soil? // Environ. Microbiol. 2008. V. 10. P. 1978–1987.
20. Chen Z., Ding W., Xu Y., Müller, Rutting T., Yu H., Fan J., Zhang J., Zhu T. Importance of heterotrophic nitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium in a cropland soil: evidence from a ¹⁵N tracing study to literature synthesis // Soil Biol. Biochem. 2015. V. 91. P. 65–75.
21. Colloff M.J., Wakelin S.A., Gomez D., Rogers S.L. Detection of nitrogen cycle genes in soils for measuring the effects of changes in land use and management // Soil Biol. Biochem. 2008. V. 40. P. 1637–1645.
22. Cookson W.R., Osman M., Marschner P., Abaye D.A., Clark I., Murphy D.V., Stockdale E.A., Watson C.A. Controls on soil nitrogen cycling and microbial community composition across land use and incubation temperature // Soil Biol. Biochem. 2007. V. 39. P. 744–756.
23. De Boer W., Kowalchuk G. Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms // Soil Biol. Biochem. 2001. V. 33. P. 853–866.
24. Fierer N., Schimel J.P. Effects of drying-rewetting frequency on soil carbon and nitrogen transformations // Soil Biol. Biochem. 2002. V. 34. P. 777–787.

25. Guo L.B., Gifford R.M. Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis // *Glob. Change Biol.* 2002. V. 8. P. 345–360.
26. Hallin S., Jones C.M., Schloter M., Philippot L. Relationship between N-cycling communities and ecosystem functioning in a 50-year-old fertilization experiment // *Isme J. Nature Publishing Group.* 2009. V. 3. P. 597–605.
27. Hayden H.L., Drake J., Imhof M., Oxley A.P.A., Norng S., Mele P.M. The abundance of nitrogen cycle genes *amoA*, and *nifH*, depends on land-uses and soil types in South-Eastern Australia // *Soil Biol. Biochem.* 2010. V. 42. P. 1774–1783.
28. Helen D., Kim H., Tytgat B., Anne W. Highly diverse *nirK* genes comprise two major clades that harbour ammonium-producing denitrifiers // *BMC Genomics.* 2016. V. 17. P. 155.
29. Henderson S.L., Dandie C.E., Patten C.L., Zebarth B.J., Burton D.L., Trevors J.T., Goyer C. Changes in denitrifier abundance, denitrification gene mRNA levels, nitrous oxide emissions, and denitrification in anoxic soil microcosms amended with glucose and plant residues // *Appl. Environ. Microbiol.* 2010. V. 76. P. 2155–2164.
30. Huang L., Riggins C.W., Rodriguez-Zas S., Zabaloy M.C., Villamil M.B. Long-term N fertilization imbalances potential N acquisition and transformations by soil microbes // *Sci. Total Environ.* 2019. V. 691. P. 562–571.
31. Islam A., Chen D., White R.E. Heterotrophic and autotrophic nitrification in two acid pasture soils // *Soil Biol. Biochem.* 2007. V. 39. P. 972–975.
32. Kalbitz K., Rupp H., Meissner R. N-, P- and DOC-dynamics in soil and groundwater after restoration of intensively cultivated fens // *Wetlands in Central Europe: Springer,* 2002. P. 99–116.
33. Kalinina O., Goryachkin S.V., Lyuri D.I., Giani L. Post-agrogenic development of vegetation, soils, and carbon stocks under self-restoration in different climatic zones of European Russia // *Catena.* 2015. V. 129. P. 18–29.
34. Ke X., Lu W., Conrad R. High oxygen concentration increases the abundance and activity of bacterial rather than archaeal nitrifiers in rice field soil // *Microb. Ecol.* 2015. V. 70. P. 961–970.
35. Kim J.G., Jung M.Y., Park S.J., Rijpstra W.I.C., Damste J.S.S., Madsen E.L., Min D., Kim J.S., Kim G.J., Rhee S.K. Cultivation of a highly enriched ammonia-oxidizing archaeon of thaumarchaeotal group I.1b from an agricultural soil // *Environ. Microbiol.* 2012. V. 14. P. 1528–1543.
36. Kim N., Riggins C.W., Rodríguez-Zas S., Zabaloy M.C., Villamil M.B. Long-term residue removal under tillage decreases *amoA*-nitrifiers and stimulates *nirS*-denitrifier groups in the soil // *Appl. Soil Ecol.* 2021. V. 157. P. 103730.
37. Lehtovirta-Morley L.E. Ammonia oxidation: ecology, physiology, biochemistry and why they must all come together // *FEMS Microbiol. Lett.* 2018. 365.
38. Leininger S., Urich T., Schloter M., Schwark L., Qi J., Nicol G.W., Prosser J.I., Schuster S.C., Schleper C. Archaea predominate among ammoniaoxidizing prokaryotes in soils // *Nature.* 2006. V. 442. P. 806–809.
39. Li P., Lang M. Gross nitrogen transformations and related N₂O emissions in uncultivated and cultivated black soil // *Biol. Fertil. Soils.* 2014. V. 50. № 2. P. 197–206.
40. Li D.D., Zhang X.Y., Green S.M., Dungait J.A.J., Wen X.F., Tang Y.Q., Guo Z.M., Yang Y., Sun X.M., Quine T.A. Nitrogen functional gene activity in soil profiles under progressive vegetative recovery after abandonment of agriculture at the Puding Karst Critical Zone Observatory, SW China // *Soil Biol. Biochem.* 2018. V. 125. P. 93–102.
41. Lin Y., Hu H.-W., Ye G., Fan J., Ding W., He Z.-Y., Zheng Y., He J.-Z. Ammonia-oxidizing bacteria play an important role in nitrification of acidic soils: A meta-analysis // *Geoderma.* 2021. V. 404. P. 115395.
42. Long A., Song B., Fridley K., Silva A. Detection and diversity of copper containing nitrite reductase genes (*nirK*) in prokaryotic and fungal communities of agricultural soils // *FEMS Microbiol. Ecol.* 2015. V. 91. P. 1–9.
43. Maslov M.N., Maslova O.A. Soil nitrogen mineralization and its sensitivity to temperature and moisture in temperate peatlands under different land-use management practices // *Catena.* 2022. V. 210. P. 105922.
44. Maslov M.N., Maslova O.A. Temperate peatlands use-management effects on seasonal patterns of soil microbial activity and nitrogen availability // *Catena.* 2020. V. 190. P. 104548.
45. Müller C., Stevens R.J., Laughlin R.J. A ¹⁵N tracing model to analyze N transformations in old grassland soil // *Soil Biol. Biochem.* 2004. V. 36. P. 619–632.
46. Németh D.D., Wagner-Riddle C., Dunfield K.E. Abundance and gene expression in nitrifier and denitrifier communities associated with a field scale spring thaw N₂O flux event // *Soil Biol. Biochem.* 2014. V. 73. P. 1–9.
47. Nicol G.W., Leininger S., Schleper C., Prosser J.I. The influence of soil pH on the diversity, abundance and transcriptional activity of ammonia oxidizing archaea and bacteria // *Environ. Microbiol.* 2008. V. 10. P. 2966–2978.
48. Olde Venterink H., Davidsson T.E., Kiehl K., Leonardson L. Impact of drying and rewetting on N, P and K dynamics in a wetland soil // *Plant Soil.* 2002. V. 243. P. 119–130.
49. Ouyang Y., Evans S.E., Friesen M.L., Tiemann L.K. Effect of nitrogen fertilization on the abundance of nitrogen cycling genes in agricultural soils: a meta-analysis of field studies // *Soil Biol. Biochem.* 2018. V. 127. P. 71–78.
50. Picone N., Pol A., Mesman R., van Kessel M.A., Cremers G., van Gelder A.H., van Aalen T.A., Jetten M.S.M., Lüscher S., den Camp H.J.O. Ammonia oxidation at pH 2.5 by a new gammaproteobacterial ammonia-oxidizing bacterium // *ISME J.* 2021. V. 15. P. 1150–1164.
51. Prosser J.I., Hink L., Gubry-Rangin C., Nicol G.W. Nitrous oxide production by ammonia oxidizers: Physiological diversity, niche differentiation and potential mitigation strategies // *Glob. Change Biol.* 2020. V. 26. P. 103–118.
52. Segal L.M., Miller D.N., McGhee R.P., Loeckle T.D., Cook K.L., Shapiro C.A., Drijber R.A. Bacterial and archaeal ammonia oxidizers respond differently to long-

- term tillage and fertilizer management at a continuous maize site // *Soil Tillage Res.* 2017. V. 168. P. 110–117.
53. *Shah V., Chang B.X., Morris R.M.* Cultivation of a chemolithoautotroph from the clade of marine bacteria that produces nitrite and consumes ammonium // *ISME J.* 2017. V. 11. P. 263–271.
 54. *Sims A., Horton J., Gajaraj S., McIntosh S., Miles R.J., Mueller R., Reed R., Hu Z.* Temporal and spatial distributions of ammonia-oxidizing archaea and bacteria and their ratio as an indicator of oligotrophic conditions in natural wetlands // *Water Res.* 2012. V. 46. P. 4121–4129.
 55. *Song Y., Song C., Meng H., Swarzenski C.M., Wang X., Tan W.* Nitrogen additions affect litter quality and soil biochemical properties in a peatland of Northeast China // *Ecol. Eng.* 2017. V. 100. P. 175–185.
 56. *Song Z., Wang J., Liu G., Zhang C.* Changes in nitrogen functional genes in soil profiles of grassland under long-term grazing prohibition in a semiarid area // *Sci. Total Environ.* 2019. V. 673. P. 92–101.
 57. *Ste-Marie C., Parer D.* Soil, pH and N availability effects on net nitrification in the forest floors of a range of boreal forest stands // *Soil Biol. Biochem.* 1999. V. 31. P. 1579–1589.
 58. *Tiemeyer B., Frings J., Kahle P., Kohne S., Lennartz B.* A comprehensive study of nutrient losses, soil properties and groundwater concentrations in a degraded peatland used as an intensive meadow – implications for rewetting // *J. Hydrology.* 2007. V. 345. P. 80–101.
 59. *Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S.* An extraction method for measuring soil microbial biomass C // *Soil Biol. Biochem.* 1987. V. 19. P. 703–707.
 60. *Verhamme D.T., Prosser J.I., Nicol G.W.* Ammonia concentration determines differential growth of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in soil microcosms // *ISME J.* 2011. V. 5. P. 1067–1071.
 61. *Wang B., Liu G.B., Xue S., Zhu B.* Changes in soil physico-chemical and microbiological properties during natural succession on abandoned farmland in the Loess Plateau // *Environ. Earth Sci.* 2011. V. 62. P. 915–925.
 62. *Wang C., Tang S., He X., Ji G.* The abundance and community structure of active ammonia-oxidizing archaea and ammonia-oxidizing bacteria shape their activities and contributions in coastal wetlands // *Water Res.* 2020. V. 171. P. 115464.
 63. *Westbrook C.J., Devito K.J., Allan C.J.* Soil N cycling in harvested and pristine Boreal forests and peatlands // *Forest Ecol. Manage.* 2006. V. 234. P. 227–237.
 64. *Xie Z., Roux X.L., Wang C.P., Gu Z.K., An M., Nan H.Y., Chen B.Z., Li F., Liu Y.J., Du G.Z., Feng H.Y., Ma X.J.* Identifying response groups of soil nitrifiers and denitrifiers to grazing and associated soil environmental drivers in Tibetan alpine meadows // *Soil Biol. Biochem.* 2014. V. 77. P. 89–99.
 65. *Yu S., Ehrenfeld J.G.* The effects of changes in soil moisture on nitrogen cycling in acid wetland types of the New Jersey Pinelands (USA) // *Soil Biol. Biochem.* 2009. V. 41. P. 2394–2405.
 66. *Zhang J., Sun W., Zhong W., Cai Z.* The substrate is an important factor in controlling the significance of heterotrophic nitrification in acidic forest soils // *Soil Biol. Biochem.* 2014. V. 76. P. 143–148.
 67. *Zhang J.B., Wang J., Zhong W.H., Cai Z.C.* Organic nitrogen stimulates the heterotrophic nitrification rate in an acidic forest soil // *Soil Biol. Biochem.* 2015. V. 80. P. 293–295.
 68. *Zhang Y., Wang J., Dai S., Zhao J., Huang X., Sun Y., Chen J., Cai Z., Zhang J.* The effect of C : N ratio on heterotrophic nitrification in acidic soils // *Soil Biol. Biochem.* 2019. P. 107562.

Nitrification in Eutrophic Peat Soils under Different Types of Land Use

M. N. Maslov¹*, L. A. Pozdnyakov¹, and O. A. Maslova²

¹ Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

² Institute of Molecular Genetics – NRC Kurchatov Institute, Moscow, 123182 Russia

*e-mail: maslov.m.n@yandex.ru

The profile distribution of soil properties and intensity of net-nitrification in Yakhroma floodplain (Moscow region) eutrophic peatlands of different land-use types (near-pristine forest, post-agrogenic site, arable sites with cultivation duration of more than 50 and more than 100 years) was estimated. It was revealed that the land use type had a significant impact on the content of organic carbon, total nitrogen, the ratio C : N, as well as the content of nitrates and the net-nitrification rate only in the surface layers of peat (0–20 and 20–40 cm). The influence of the land use type on the processes of the nitrogen cycle in the soil was revealed through changes in the quantity, quality and regularity of fresh plant litter. It was found that nitrification was the main process of microbiological transformation of nitrogen compounds in peatlands, regardless of the type of their land use, while arable peatlands were characterized by a lower nitrification rate compared to peatlands under forest vegetation. In the forest peatland, the autotrophic nitrification pathway prevailed over the heterotrophic one, while for agrogenic and postagrogenic peatlands, the intensity of autotrophic and heterotrophic nitrification was comparable. The first step of autotrophic nitrification was carried out mainly by ammonium-oxidizing archaea, while the number of copies of the *amoA* gene of ammonium-oxidizing bacteria was 1–2 orders of magnitude less.

Keywords soil microbial biomass, autotrophic nitrification, heterotrophic nitrification, ammonium-oxidizing archaea, eutrophic peatlands, Histosols

УДК 631.4

МОЛЕКУЛЯРНО-БИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПОЧВЕННОГО МИКРОБИОМА СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ АРХИПЕЛАГА НОВАЯ ЗЕМЛЯ¹

© 2022 г. Д. А. Никитин^а, *, Л. В. Лысак^б, Д. В. Бадмадашиев^б^аПочвенный институт им. В.В. Докучаева, Пыжжевский пер., 7, стр. 2, Москва, 119017 Россия^бМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

*e-mail: dimnik90@mail.ru

Поступила в редакцию 10.01.2022 г.

После доработки 11.02.2022 г.

Принята к публикации 24.02.2022 г.

Молекулярно-биологическими методами изучен микробиом пелоземов сильноскелетных остаточного-карбонатных (Skeletal Leptosols (Loamic)), карбопетроземов (Calcaric Leptosols (Protic)), петроземов (Skeletal Leptosols (Protic)) и криоземов (Oxyaquic Cryosols (Loamic)) севера Новой Земли. Численность архей колебалась от 2.30×10^7 до 1.63×10^9 копий 16S рРНК генов/г почвы. Количество бактерий варьировало от 3.47×10^8 до 2.26×10^{11} копий 16S рРНК генов/г почвы. Численность грибов изменялась от 8.87×10^6 до 7.56×10^9 копий ITS рРНК генов/г почвы. Содержание копий рибосомальных генов всех групп микроорганизмов резко сокращалось вниз по профилю. Среди прокариот доминировали (до 90% обилия) бактерии. Наибольшим обилием (>20%) характеризовались филумы Proteobacteria, Actinobacteria и Acidobacteria, а также Bacteroidetes, Firmicutes, Verrucomicrobia, Gemmatimonadetes и Chloroflexi (обилие 1–10%). На долю домена Archaea, представленного в основном родом *Ferroplasma* (филум Euryarchaeota), приходилось $\leq 4\%$ прокариот. Таксономическое разнообразие прокариот увеличивалось вниз по профилям почв и принимало максимальные значения в надмерзлотных горизонтах, где велика численность филумов-кандидатов типичных для морских экосистем: Latescibacteria, Tectomicrobia, Parcubacteria, Saccaribacteria, Hydrogenedentes, Peregrinibacteria, Ignavibacteria, Gracilibacteria.

Ключевые слова: Арктика, экстремальные экосистемы, почва, количественная ПЦР, численность копий рибосомальных генов, ДНК-метабаркодинг

DOI: 10.31857/S0032180X22080135

ВВЕДЕНИЕ

Изучение полярных регионов приобретает все большую актуальность из-за чрезвычайно быстрого потепления в экосистемах Арктики и Антарктики по сравнению с другими территориями Земли. С конца XX в. температура воздуха за Полярным кругом возросла в среднем на 2°C , а для остальной территории Земли на 0.8°C [32]. В связи с этим все чаще отмечают феномен “позеленения Арктики” (“greening of Arctic”), когда безжизненные ландшафты пустошей стремительно покрываются тундровой растительностью [41]. По-видимому, это явление приводит к повышению биологической активности почвы, усиленной эмиссии парниковых газов в атмосферу [16] и увеличению микробного разнообразия [31]. Почвенные микроорганизмы играют ключевую роль в осуществлении биогеохимических циклов и обеспечении пи-

тательными элементами экосистемы в целом [25]. Исследование почвенного микробиома полярных регионов дает возможность оценить степень их устойчивости к изменению климата и продуктивности экосистем [20, 36]. Информация о структуре микробиома позволяет сделать выводы о специфике почвообразования и зональности почвенного покрова в целом [9, 42]. Состав и активность почвенного микробиома – высокочувствительный индикатор состояния экосистем в условиях наметившегося потепления климата [16].

Новая Земля (НЗ) – самый большой, но и самый малоизученный архипелаг Европейской Арктики в связи с проведением на его территории испытаний ядерного оружия в середине XX в. [10]. НЗ является одним из “белых пятен” для биогеографии микроорганизмов и почвенной биоты в целом [23]. Открытию архипелага для научных исследований способствовало развитие проекта “Арктический плавучий университет”, благодаря которому осуществлен отбор образцов, исследованных в настоящей работе. Пока опубликовано

¹ Дополнительная информация для этой статьи доступна по doi 10.31857/S0032180X22080135 для авторизованных пользователей.

лишь две статьи по таксономическому разнообразию микроорганизмов о. Северный [10, 15]. Только одна из этих работ посвящена почвенному микробиому [10]. Информация, представленная в ней, получена с помощью метода посева, который способен выявить лишь 1–2% всех микроорганизмов [38]. Для наиболее полной количественной и таксономической характеристики почвенного микробиома эти данные необходимо дополнять результатами молекулярно-биологических исследований [12].

Цель работы — количественная и качественная таксономическая характеристика почвенного микробиома северной части НЗ с использованием молекулярно-биологических методов.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили в северной части о. Северный (архипелаг НЗ) в окрестностях заливов Русская Гавань, Ледяная Гавань и Бухта Благополучия, а также на мысе Желания. Условия отбора и хранения образцов, а также детальное описание растительности, почвенных разрезов и их фото приведены ранее [9]. Координаты ключевых точек, классификационный статус почв и некоторые физико-химические свойства исследованных образцов представлены в табл. S1.

Количественную оценку содержания рибосомальных генов микроорганизмов осуществляли методом количественной полимеразной цепной реакции (ПЦР) в реальном времени. Для учета архей и бактерий использовали праймеры на ген 16S рРНК, для учета грибов — на регион ITS. Реакцию проводили в амплификаторе Real-Time CFX96 Touch (Bio-Rad). Реакционную смесь готовили из препарата SuperMix Eva Green (Bio-Rad). В качестве количественных стандартов концентрации генов 16S рРНК для бактерий использовали растворы клонированных фрагментов рибосомального оперона штамма K12 *Escherichia coli*, для архей — штамма FG-07 *Halobacterium salinarum*, для грибов — штамма дрожжей *Saccharomyces cerevisiae* Meyen 1B-D1606. Для каждого образца реакцию проводили в трех повторностях. Концентрацию генов рассчитывали с помощью программного обеспечения CFX Manager, пересчитывая в препаратах ДНК количество генов на 1 г почвы (сух. в.) с учетом разведений и массы навески.

Таксономическую структуру прокариотного сообщества определяли методом высокопроизводительного секвенирования (Next Generation Sequencing: NGS) с использованием платформы Illumina MiSeq методом парно-концевого чтения (2 × 300 пар оснований) генерацией не менее 10000 парных прочтений на образец по последовательностям гена гипервариабельного региона V3–V4 16S рРНК. Образцы готовили по двухста-

дийной ПЦР: амплификация V3–V4 16S рРНК, а затем амплификация ПЦР продукта с целью баркодирования библиотеки. Получаемые ампликоны после очистки на магнитных частицах и измерения концентрации флуориметрическим методом являлись готовыми ДНК-библиотеками.

Обработку данных секвенирования проводили с использованием автоматизированного алгоритма QIIME [17] включающего объединении прямых и обратных прочтений, удаление технических последовательностей, фильтрации последовательностей с низкими показателями достоверности прочтения отдельных нуклеотидов (качество < Q20), фильтрации химерных последовательностей. Для разбиения последовательностей на операционные таксономические единицы (ОТЕ) использовали алгоритм с открытым референсным порогом классификации 97%. Выравнивание прочтений на последовательность 16S рРНК и распределение последовательностей по таксономическим единицам проводили с использованием базы данных Silva версии 132 [33].

Разнообразие и сходство бактериальных сообществ исследованных субстратов оценивали с помощью индексов α -разнообразия, рассчитанных при объединении сиквенсов в ОТЕ с уровнем схожести нуклеотидного состава сиквенсов в 97%. Использовали следующие индексы: индекс разнообразия Шеннона ($H = \sum p_i \lg_2 p_i$, где p_i — доля i -го вида в сообществе) и индекс выровненности Пиелу, который является нормировкой индекса Шеннона между 0 и 1.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Количественная оценка содержания рибосомальных генов методом ПЦР в реальном времени. Численность копий рибосомальных генов 16S рРНК архей мала и изменялась от 2.30×10^7 до 1.63×10^9 копий генов/г почвы. Минимум архей выявлен в минеральном горизонте Ra петрозема остаточно-карбонатного сильноскелетного на м. Желания (профиль CJ-24-25), а максимум — в поверхностном горизонте OT-W пелозема перегнойно-гумусового остаточно-карбонатного сильноскелетного района Ледяной Гавани (профиль LG-15-17) (рис. 1). Для большинства исследованных профилей обилие архей резко сокращалось от поверхностных горизонтов к надмерзлотным самым глубоким в профиле. Однако в криоземе грубогумусовом остаточно-карбонатном районе Бухты Благополучия (профиль ВВ-9-10), пелоземе гумусовом криотурбированном остаточно-карбонатном сильноскелетном районе Ледяной Гавани (профиль LG-12-14) и криоземе глееватом скелетном Русской Гавани (профиль RG-1-3) доля архей была максимальна в подповерхностном горизонте CR (4–11 см) разре-

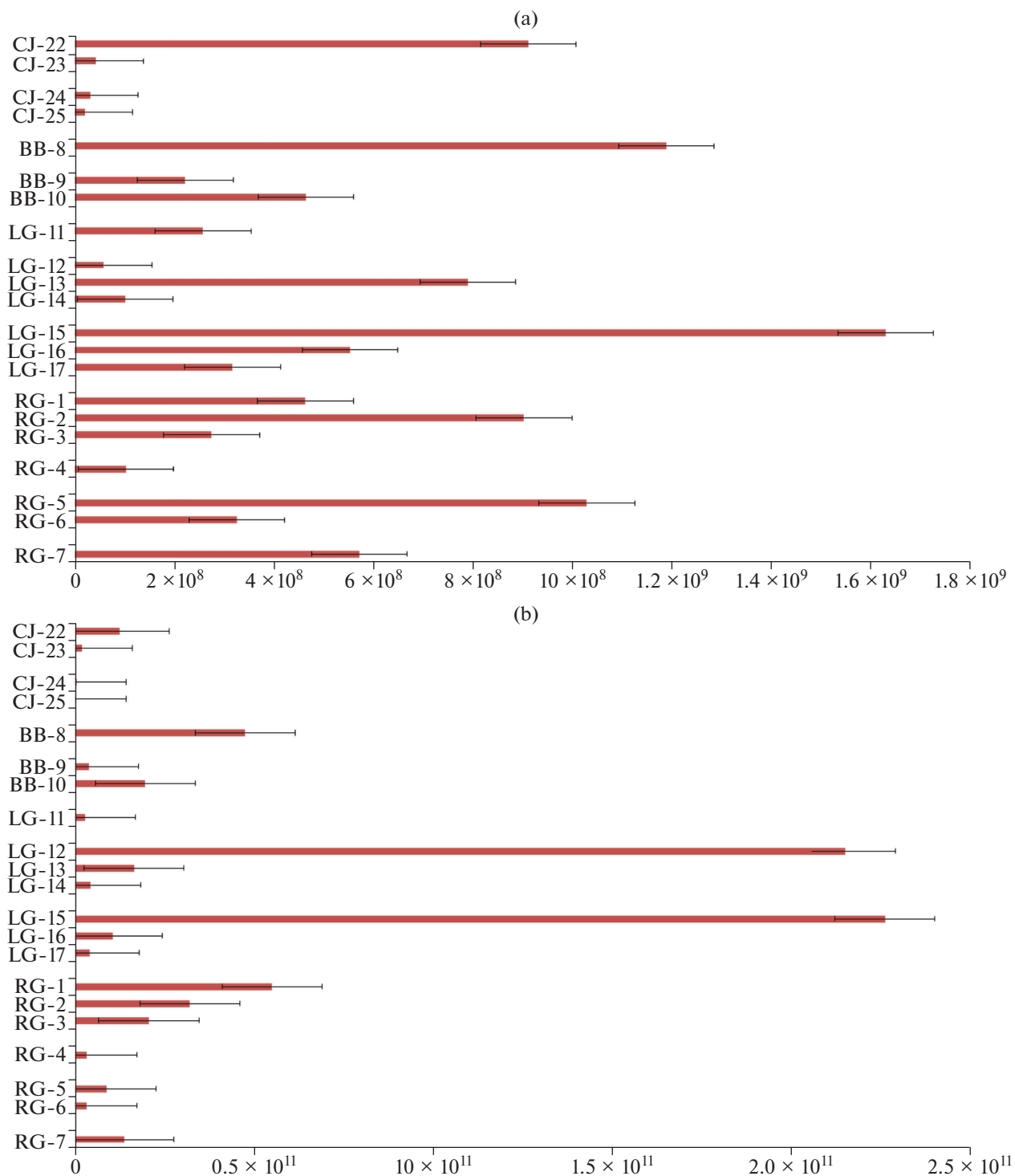


Рис. 1. Количество копий генов 16S рРНК архей (а) бактерий (б).

за. Среди всех проанализированных локаций НЗ наименьшая численность копий генов архей характерна для мыса Желания, а наибольшая – для района Ледяной Гавани.

Количество копий генов 16S рРНК бактерий варьировало от 3.47×10^9 до 2.26×10^{11} /г почвы.

Минимальные значения выявлены в минеральном горизонте R_{ca} петрозема остаточно-карбонатного сильноскелетного на мысе Желания (профиль CJ-24-25), а максимальные – в верхнем горизонте W_{ca} пелозема гумусового остаточно-карбонатного сильноскелетного (профиль LG-12-14) района Ле-

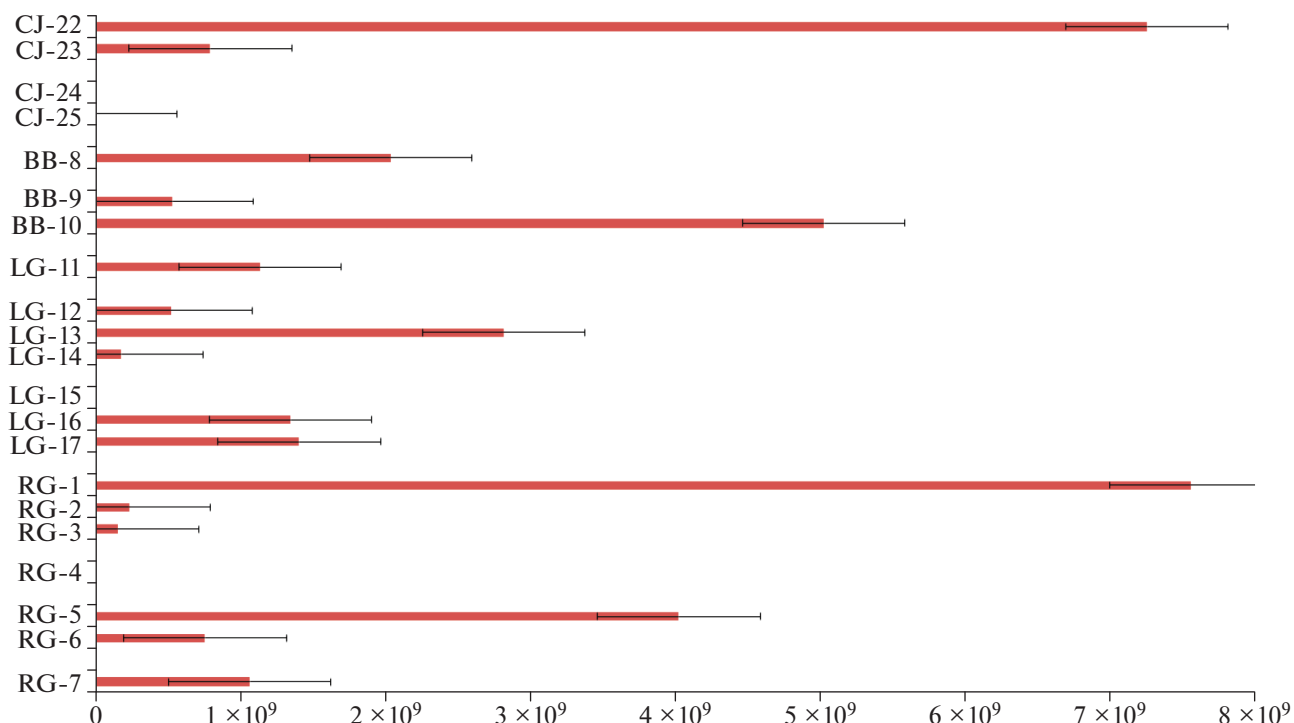


Рис. 2. Количество копий генов ITS рДНК грибов.

дяной Гавани. Для большинства исследованных профилей количество генетического материала бактерий уменьшалось от поверхностных горизонтов к надмерзлотным. Однако в криоземе грубогумусовом остаточно-карбонатном районе Бухты Благополучия (профиль ВВ-9-10) обилие бактерий максимально в нижнем минеральном горизонте CR (10–19 см). Среди всех проанализированных локаций НЗ наименьшая численность копий генов бактерий характерна для мыса Желания, а наибольшая – для района Ледяной Гавани.

Численность рибосомальных генов ITS рДНК грибов изменялась от 8.87×10^6 до 7.56×10^9 копий генов/г почвы (рис. 2). Наименьшие значения выявлены в минеральном горизонте Rca петрозема остаточно-карбонатного сильноскелетного на мысе Желания (профиль CJ-24-25), а максимальные – в моховом очесе О криозема глееватого скелетного района Русской Гавани (профиль RG-1-3). Для большей части проанализированных почв количество рибосомальных генов ITS рДНК грибов составляло 10^8 – 10^9 /г почвы. Рибосомальные гены ITS рДНК грибов не выявлены в петроземе района Русской Гавани (профиль RG-4), поверхностного горизонта OT-W пелозема перегнойно-гумусового остаточно-карбонатного района Ледяной Гавани (профиль LG-15-17) и поверхностного горизонта WC криозема остаточно-карбонатного сильноскелетного, отобранного на мысе Желания (профиль CJ-24-25). Практически

для всех исследованных профилей количество генетического материала грибов уменьшалось от поверхностных горизонтов к надмерзлотным самым глубоким в профиле. Однако в криоземе грубогумусовом остаточно-карбонатном районе Бухты Благополучия (профиль ВВ-9-10), пелозема гумусового криотурбированного остаточно-карбонатного сильноскелетного района Ледяной Гавани (профиль LG-12-14) доля микобиоты была максимальна в подповерхностном горизонте разреза. Среди всех проанализированных локаций НЗ наименьшая численность копий генов архей характерна для района Ледяной Гавани, а наибольшая – для района Русской Гавани.

Как для архей, так и бактерий, и грибов минимум численности копий рибосомальных генов отмечен в минеральном горизонте Rca петрозема остаточно-карбонатного сильноскелетного на мысе Желания (профиль CJ-24-25). Для всех рассматриваемых групп микроорганизмов характерен максимум обилия в подповерхностном горизонте криозема грубогумусового остаточно-карбонатного района Бухты Благополучия (профиль ВВ-9-10).

Таксономическая структура прокариотного сообщества определена методом высокопроизводительного секвенирования (баркодинг гена 16S рДНК) для двух профилей из Ледяной Гавани (LG-12-14 и LG-15-16). Число детектированных филумов прокариот увеличивалось от поверхностных органи-

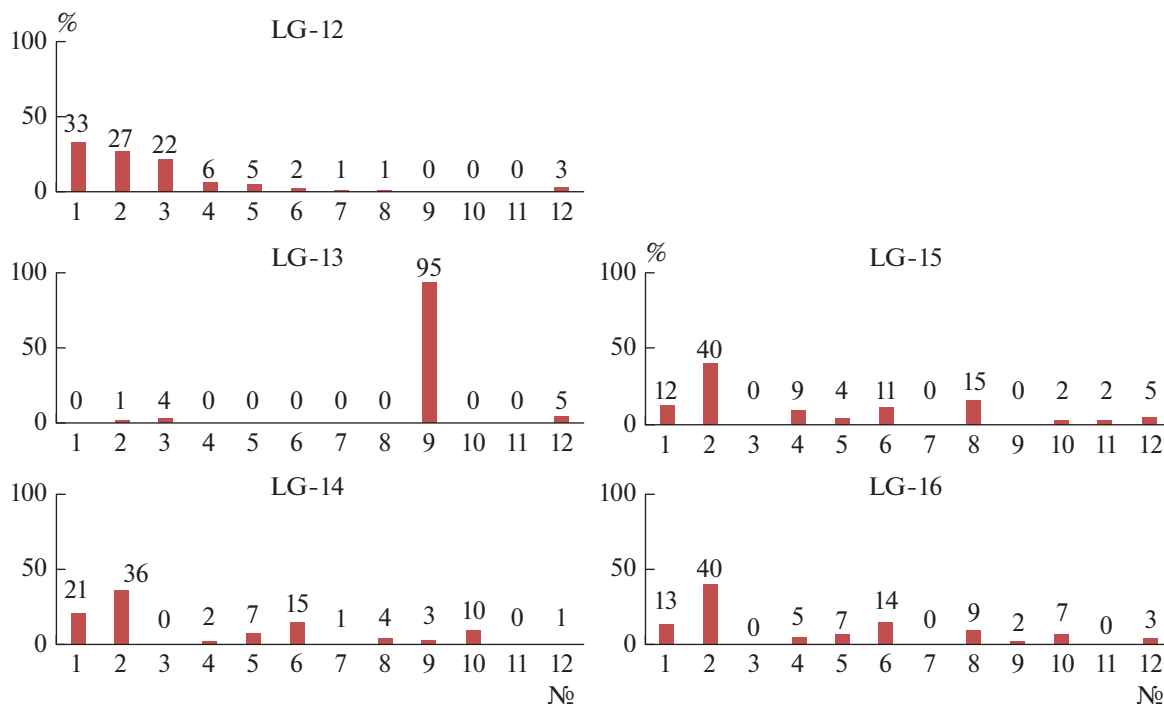


Рис. 3. Таксономическая структура бактериального сообщества (% от общего количества последовательностей): 1 – Actinobacteria; 2 – Proteobacteria; 3 – Firmicutes; 4 – Verrucomicrobia; 5 – Chloroflexi; 6 – Acidobacteria; 7 – Chlorobia; 8 – Bacteroidetes; 9 – Nitrospirae; 10 – Gemmatimonadetes; 11 – Cyanobacteria; 12 – прочие.

генных к глубинным минеральным горизонтам. Доминировали филумы Proteobacteria, Actinobacteria и Acidobacteria (рис. 3, табл. 1). Меньше было содержание филумов Bacteroidetes, Firmicutes, Verrucomicrobia, Gemmatimonadetes и Chloroflexi. Минорными компонентами сообщества прокариот во всех исследованных образцах (<1% обилия) являлись филумы: Planctomycetes, Chlorobia, Nitrospirae, Cyanobacteria, Gemmatimonadetes. Исключением был образец LG-13, где содержание филума Nitrospirae составляло 95%, Firmicutes – 4%, а филумов Actinobacteria, Acidobacteria и Bacteroidetes – <1% от числа детектированных бактерий.

Преобладающим для большинства образцов классом доминирующего среди бактерий филума Proteobacteria являлись Alphaproteobacteria. Меньше содержалось представителей класса Betaproteobacteria, который присутствовал в основном в минеральных горизонтах. Представители класса Deltaproteobacteria обнаружены исключительно в органогенных горизонтах.

Цианобактерии, содержание которых в исследованных образцах не превышало 0.1–0.2%, представлены преимущественно группой Melainobacteria.

Максимальное разнообразие (до 14 филумов) бактериальных филумов-кандидатов (Latescibacteria, Tectomicrobia, Parcubacteria, Saccaribacteria, Hydrogenedentes, Peregrinibacteria, Ignavibacteria,

Gracilibacteria, TM6, BRC1, GAL15, WWE3, WS2, SR1) приурочено к образцам LG-14 и LG-16 почвенного профиля пелозема перегнойно-гумусового остаточно-карбонатного.

Содержание архей во всех исследованных почвах было незначительным, от 0.1 до 3.8% от числа всех прокариот, за исключением образца LG-13, где их содержание доходило до 36% (рис. 4). Среди архей детектированы три филума: Euryarchaeota, Thaumarchaeota и Woesearchaeota. Причем, наиболее часто обнаруживены представители филума Euryarchaeota, содержание которые колеба-

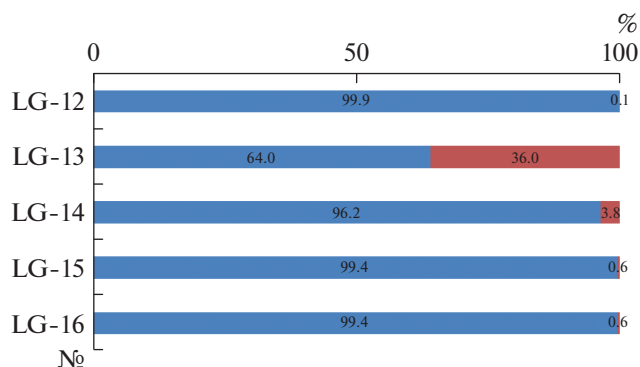


Рис. 4. Соотношение бактерий и архей по данным метабаркодинга (%).

Таблица 1. Распределение филумов по горизонтам в исследованных почвах

Параметр	Пелозем гумусовый остаточно-карбонатный			Пелозем перегнойно-гумусовый остаточно-карбонатный		
	LG-12, Wca, 0–4 см	LG-13, Cca, 4–19 см	LG-14, Cca, 19–32 см	LG-15, OT-W, 0–4 см	LG-16, Cca, 4–17 см	
Основные филумы (>20%)	Firmicutes, Proteobacteria, Actinobacteria	Nitrospirae	Proteobacteria, Actinobacteria	Proteobacteria, Bacteroidetes, Actinobacteria, Acidobacteria	Proteobacteria, Actinobacteria, Acidobacteria	
Прочие филумы (1–10%)	Chlorobia Verrucomicrobia, Chloroflexi, Acidobacteria, Bacteroidetes	Firmicutes, Proteobacteria	Acidobacteria, Gemmatimonadetes, Chloroflexi, Bacteroidetes, Nitrospirae, Verrucomicrobia, Chlorobia	Verrucomicrobia, Chloroflexi, Cyanobacteria, Gemmatimonadetes	Bacteroidetes, Chloroflexi, Gemmatimonadetes, Verrucomicrobia, Nitrospirae	
Минорные филумы (<1%)	Planctomycetes, Nitrospirae, Cyanobacteria, Fibrobacteres, Gemmatimonadetes	Elusimicrobia, Actinobacteria, Bacteroidetes, Acidobacteria, Cyanobacteria	Elusimicrobia, Planctomycetes, Firmicutes, Cyanobacteria, Armatimonadetes, Fusobacteria, Fibrobacteres, Chlamydia	Planctomycetes, Elusimicrobia, Chlorobia, Nitrospirae, Armatimonadetes, Fibrobacteres, Firmicutes, Chlamydia	Chlorobia, Planctomycetes, Elusimicrobia, Cyanobacteria, Fibrobacteres, Armatimonadetes, Firmicutes, Fusobacteria	
Филумы-кандидаты (<1%)	Saccaribacteria, Ignavibacteria, Tectomicrobia, Gracilibacteria, TM6	Не обн.	Latescibacteria, Tectomicrobia, Parcubacteria, Saccaribacteria, Hydrogenedentes, Peregrinibacteria, Ignavibacteria, Gracilibacteria, TM6, BRC1, GAL15, WWE3, WS2, SRI	Saccaribacteria, Parcubacteria, Latescibacteria, Hydrogenedentes, Peregrinibacteria, Tectomicrobia, Gracilibacteria, TM6, BRC1	Latescibacteria, Tectomicrobia, Saccaribacteria, Parcubacteria, Gracilibacteria, Peregrinibacteria, Hydrogenedentes, Ignavibacteria, TM6, BRC1, GAL15, WS2	
Филумы	Euryarchaeota, Taumarchaeota	Euryarchaeota, (Ferroplasma)	Euryarchaeota, (Ferroplasma), Taumarchaeota	Euryarchaeota, (Ferroplasma), Taumarchaeota, Woesearchaeota	Euryarchaeota, (Ferroplasma), Taumarchaeota, Woesearchaeota	
Всего филумов	20	9	33	28	31	

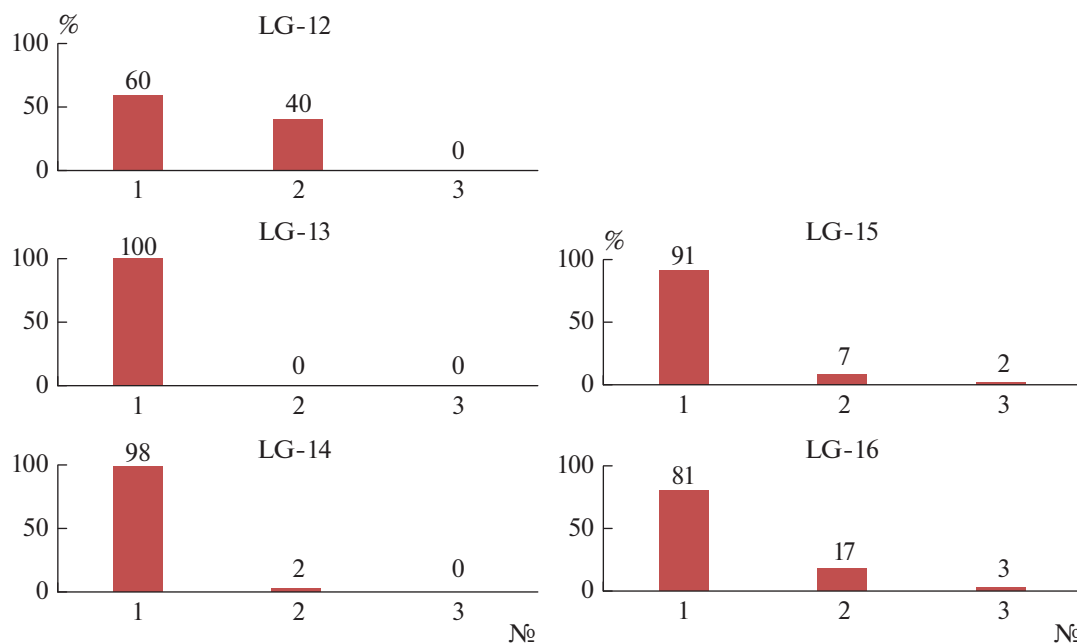


Рис. 5. Соотношение филумов Euryarchaeota (1), Thaumarchaeota (2), Woesearchaeota (3) по данным метабаркодинга.

лось от 60 до 100% (рис. 5). Филум Euryarchaeota в основном представлен родом *Ferroplasma*.

ОБСУЖДЕНИЕ

Количественная оценка содержания рибосомальных генов методом ПЦР в реальном времени. Численность копий рибосомальных генов 16S рРНК бактерий в исследованных почвах по порядку значений соответствует данным для оторфованных почв Большеземельской тундры [42] и тундровых почв Аляски [27, 39]. Это подтверждает многочисленные свидетельства о повышенной устойчивости бактерий к экстремально низким температурам и олиготрофным условиям полярных областей [4, 14, 29]. В то же время количество копий рибосомальных генов 16S рРНК архей проанализированных образцов на 2 порядка меньше по сравнению с результатами для других арктических территорий [11, 39, 42]. Представители данного домена обычно характеризуются адаптацией лишь к специфическим условиям окружающей среды и чрезвычайно чувствительны к ее изменениям [21], что, по-видимому, ставит археи в минорные позиции почвенного микробиома севера НЗ.

Странным представляется относительно низкое (на порядок меньше) содержание копий рибосомальных генов ITS рРНК грибов по сравнению с данными для более северных территорий архипелага Земля Франца-Иосифа [11]. Вероятно, это можно объяснить локально большим содержанием органического вещества в некоторых

почвах Земли Франца-Иосифа [7, 11] по сравнению с образцами НЗ.

Закономерным кажется максимальное обилие копий рибосомальных генов всех групп микроорганизмов в поверхностных органогенных горизонтах, поскольку в этих локусах содержится максимальное количество органического углерода и общего азота. Исключение составляли профили с максимальным содержанием копий рибосомальных генов микроорганизмов в подповерхностных и надмерзлотных горизонтах. Это явление можно объяснить избеганием биотой негативных абиотических факторов (резкие перепады температура, повышенный уровень ультрафиолетового излучения, сильные ветры и др.), а также относительно низким содержанием органического вещества даже в поверхностном горизонте. Для высокой Арктики и Антарктики характерен подобный эффект аккумуляции микроорганизмов в подповерхностных слоях безгумусных почв, “каменных мостовых” и реголитов [4–6].

Количество копий генов 16S рРНК бактерий на 2 порядка больше, чем архей и грибов. Такое соотношение типично для почвенных микроорганизмов различных природных зон [3, 8]. Невысокая численность архей может быть связана с усиливающейся конкуренцией представителей данного домена с бактериями в условиях ограниченности ресурсов питания и энергии [12], характерных для полярных экосистем. Небольшое количество грибов в проанализированных почвах, по-видимому, обусловлено преобладанием покоящихся форм (спор, конидий и др.), содержание генетического

Таблица 2. Экологические показатели разнообразия прокариотного сообщества и некоторые свойства почв

Горизонт, глубина, см	ОТЕ	Индекс Шеннона	Индекс Пиелу	pH _{водн}	Влажность почвы, % массы	C _{орг}	N _{общ}	C _{орг} /N _{общ}
					%			
W _{са} , 0–4	339	7.49	0.89	7.61	6.2	0.82	0.14	8.9
C _{са} , 4–19	32	1.85	0.40	7.89	9.1	1.16	0.14	10.1
C _{са} , 19–32	639	7.32	0.79	7.98	38.6	1.52	0.17	15.2
W _{са} , 0–4	1167	8.62	0.88	7.36	52.8	18.69	1.23	9.8
C _{са} , 4–17	959	7.94	0.84	7.97	14.8	1.37	0.14	7.0

материала в которых меньше, чем в клетках мицелия [22].

Полученные в данном исследовании результаты по количеству копий рибосомальных генов бактерий коррелируют с выявленными ранее показателями численности клеток прокариот в исследованных почвенных профилях севера НЗ [9]. Этот факт подтверждает гипотезу о сопоставимости результатов для характеристики почвенного микробиома, полученных с помощью методов количественной ПЦР в реальном времени и люминесцентной микроскопии [1, 2].

Таксономическая структура прокариотного сообщества. В проанализированных образцах наиболее обильны филумы Proteobacteria и Actinobacteria, содержание их достигало 30–40%. В меньшей степени представлены филумы Acidobacteria, Verrucomicrobia, Bacteroidetes, Chloroflexi, Gemmatimonadetes, Firmicutes и Nitrospirae (не более 10–14%). В минимальных количествах присутствовали филумы Planctomycetes, Fibrobacters, Fusobacteres, Armatimonadetes и Cyanobacteria (содержание <1%). Известно, что почвенное бактериальное сообщество, по данным молекулярно-генетических исследований, сформировано преимущественно девятью филумами: Proteobacteria, Acidobacteria, Actinobacteria, Verrucomicrobia, Bacteroidetes, Chloroflexi, Planctomycetes, Gemmatimonadetes и Firmicutes [24, 26], содержание представителей других филумов, как правило, не превышает десятых долей процента [30].

Обращает на себя внимание таксономический состав прокариотного сообщества образца LG13 (горизонт C_{са} пелозема гумусового остаточно-карбонатного), где среди бактерий доминировал филум Nitrospirae, а среди архей – Euryarchaeota, представленный единственным родом Ferroplasma. Можно предположить, что в исследованном локусе активно протекают процессы трансформации железа, на что указывает высокое содержание рода *Ferroplasma* [18], а также процессы нитрификации, которые активно проводятся бактериями филума Nitrospirae [28].

Наиболее часто в исследованных почвах (пелозем гумусовый остаточно-карбонатный) обнаружены археи филумов Euryarchaeota, Taumarchaeota, а в образцах LG-15 и LG-16 некультивируемый филум Woesarchaeota. В горизонтах, где визуально обнаружены процессы трансформации железа (охристые пятна, глееобразование), обнаружены прокариоты: представители домена Archaea, филума Euryarchaeota (род *Ferroplasma*). Известно, что представители рода *Ferroplasma* филума Euryarchaeota – хемолитоавтотрофы, окисляющие ионы Fe²⁺ до Fe³⁺ для получения энергии [18].

Обнаружение в исследованных образцах пелоземов филума бактерий Nitrospirae и филума архей Taumarchaeota предполагает возможность участия этих организмов в процессах трансформации соединений азота, нитроспире – активные участники нитрификации осуществления [28], а таумархеоты (анаммокс-бактерии) – анаэробного окисления аммония [37].

Максимальное разнообразие филумов прокариот выявлено в надмерзлотных наиболее глубоких в профиле минеральных горизонтах, где помимо других, характерных для почвы филумов, обнаружено значительное количество (от 9 до 14) филумов-кандидатов: Latescibacteria, Tectomicrobia, Parcubacteria, Saccaribacteria, Hydrogenedentes, Peregrinibacteria, Ignavibacteria, Gracilibacteria. Интересно, что многие из них ранее обнаружены в морских экосистемах [19, 34, 35]. Видимо, присутствие этих филумов связано с близким расположением к морю проанализированных профилей.

Важной экологической характеристикой любого сообщества является обилие таксонов или α -разнообразие сообщества. Для полученных данных по представленности ОТЕ на уровне сходства 97% рассчитаны индексы Шеннона и Пиелу (табл. 2). Наибольшие показатели таксономического богатства обнаружены во влажном и относительно богатом органическим углеродом и азотом горизонте мохового очеса, где значение индекса Шеннона составляло 8.62 (LG-15). Более низкие значения индекса Шеннона были в гори-

зонте мохового очеса (LG-12) и минеральных горизонтов (LG-14 и LG-16). Минимальное значение индекса, а также количества ОТЕ отмечено для минерального горизонта LG-13 и составляло 1.85 и 32 соответственно. Количество детектированных ОТЕ зависело от тех же факторов, что и индекс Шеннона: наибольшие значения обнаружены в более влажных горизонтах. Значения индекса выровненности Пиелу говорят о примерно одинаковой и высокой степени выровненности в рамках сообщества исследуемых почв.

Данные, полученные при анализе результатов секвенирования, показывают высокую степень разнообразия прокариотных сообществ в исследуемых почвах, что согласуется с литературными данными [15]. Не исключено, что важным фактором, влияющим на таксономическое разнообразие сообщества, является влажность почв. Прослеживается положительная корреляция содержания филума *Proteobacteria* в сообществе с увеличением влажности, что также согласуется с данными других исследователей [40].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Впервые дана молекулярно-биологическая характеристика почвенного микробиома северной части архипелага НЗ.

В микробиоме изучаемых территорий преобладали бактерии филумов *Proteobacteria*, *Actinobacteria* и *Acidobacteria*, а также археи филума *Euryarchaeota*. Численность копий рибосомальных генов всех микроорганизмов уменьшается, а таксономическое разнообразие прокариот — увеличивается вниз по почвенным профилям севера НЗ.

Судя по данным, полученным методом количественной ПЦР в реальном времени, в микробиоме исследованных почв доминировали бактерии, а не археи или грибы. Это противоречит результатам, полученным ранее методом люминесцентной микроскопии [9], согласно которым в почвах северной части архипелага НЗ преобладали грибы. По-видимому, такое несоответствие объясняется преобладанием покоящихся форм (спор, конидий и др.), содержание генетического материала в которых меньше, чем в клетках мицелия. Для подтверждения или опровержения факта доминирования одной из групп микроорганизмов в исследуемых объектах необходимы дополнительные исследования другими методами (например, методом субстрат-индуцированного дыхания со специфическим ингибированием антибиотиками грибов/бактерий или биомаркерным методом определения содержания жирных кислот фосфолипидов).

Несмотря на суровые климатические условия Арктики, почва НЗ в полном объеме выполняет

экологическую функцию сохранения прокариотного разнообразия, что выражается как в присутствии доминирующих таксонов, так и в широком разнообразии филумов-кандидатов, некоторые из которых связаны с морскими местообитаниями.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы благодарят проект “Арктический плавучий университет” САФУ им. М.В. Ломоносова и лично К.С. Зайкова за организацию полевых работ на Новой Земле. Авторы благодарят сотрудников отдела Географии и эволюции почв Института географии РАН и лично С.В. Горячкина за помощь в определении таксономической принадлежности исследованных почв.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 20-04-00328.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Онлайн-версия содержит дополнительные материалы, доступные по адресу <https://doi.org/10.31857/S0032180X22080135>.

Таблица S1. Свойства почв в северной части Новой Земли.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Благодатская Е.В., Семенов М.В., Якушев А.В.* Активность и биомасса почвенных микроорганизмов в изменяющихся условиях окружающей среды. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2016.
2. *Корнейкова М.В., Никитин Д.А., Долгих А.В., Сошина А.С.* Микобиота почв города Апатиты (Мурманская область) // Микология и фитопатология. 2020. № 54(4). С. 264–277. <https://doi.org/10.31857/S0026364820040078>
3. *Корнейкова М.В., Никитин Д.А.* Качественные и количественные характеристики почвенного микробиома в зоне воздействия выбросов Кандалакшского алюминиевого завода // Почвоведение. 2021. № 6. С. 725–734. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21060083>
4. *Лысак Л.В., Максимова И.А., Никитин Д.А., Иванова А.Е., Кудинова А.Г., Соина В.С., Марфенина О.Е.* Микробные сообщества почв Восточной Антарктиды // Вестник Моск. ун-та. Сер. 16. Биология. 2018. Т. 73. № 3. С. 132–140.
5. *Марфенина О.Е., Никитин Д.А., Иванова А.Е.* Структура грибной биомассы и разнообразие культивируемых микромицетов в почвах Антарктиды (станции Прогресс и Русская) // Почвоведение. 2016. № 8. С. 991–999. <https://doi.org/10.7868/S0032180X16080074>

6. Никитин Д.А., Марфенина О.Е., Максимова И.А. Использование сукцессионного подхода при изучении видовой состава микроскопических грибов и содержания грибной биомассы в антарктических почвах // Микология и фитопатология. 2017. № 51(4). С. 211–219.
7. Никитин Д.А., Семенов М.В., Семиколенных А.А., Максимова И.А., Качалкин А.В., Иванова А.Е. Биомасса грибов и видовое разнообразие культивируемой микобиоты почв и субстратов о. Нортбрук (Земля Франца-Иосифа) // Микология и фитопатология. 2019. № 53(4). С. 210–222. <https://doi.org/10.1134/S002636481904010X>
8. Никитин Д.А., Иванова Е.А., Железова А.Д., Семенов М.В., Гаджумаров Р.Г., Тхакахова А.К., Чернов Т.И., Ксенофонтова Н.А., Кутовая О.В. Оценка влияния технологии по-tilл и вспашки на микробиом южных агрочерноземов // Почвоведение. 2020. № 12. С. 1508–1520. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20120084>
9. Никитин Д.А., Лысак Л.В., Бадмадашиев Д.В., Холод С.С., Мергелов Н.С., Долгих А.В., Горячкин С.В. Биологическая активность почв в условиях покровного оледенения в северной части архипелага Новая Земля // Почвоведение. 2021. № 10. С. 1207–1230. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21100087>
10. Никитин Д.А., Лысак Л.В., Кутовая О.В., Грачева Т.А. Эколого-трофическая структура и таксономическая характеристика сообществ микроорганизмов почв северной части архипелага Новая Земля // Почвоведение. 2021. № 11. С. 1346–1362. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21110101>
11. Никитин Д.А., Семенов М.В. Характеристика микобиоты почв Земли Франца-Иосифа методами микробиологического посева и ПЦР в реальном времени // Микробиология. 2022. Т. 91. № 1. С. 1–13. (в печати) <https://doi.org/10.31857/S0026365622010098>
12. Семенов М.В. Метабаркодинг и метагеномика в почвенно-экологических исследованиях: успехи, проблемы и возможности // Журн. общ. биол. 2019. Т. 80(6) С. 403–417. <https://doi.org/10.1134/S004445961906006X>
13. Семенов М.В., Манучарова Н.А., Степанов А.Л. Распределение метаболически активных представителей прокариот (архей и бактерий) по профилям чернозема и бурой полупустынной почвы // Почвоведение. 2016. Т. 2. С. 239–248. <https://doi.org/10.7868/S0032180X16020106>
14. Baldrian P. The known and the unknown in soil microbial ecology // FEMS microbiology ecology. 2019. V. 95(2). P. fiz005. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiz005>
15. Belov A.A., Cheptsov V.S., Manucharova N.A., Ezhelev Z.S. Bacterial communities of Novaya Zemlya archipelago ice and permafrost // Geosciences. 2020. V. 10(2). P. 67. <https://doi.org/10.3390/geosciences10020067>
16. Box J.E., Colgan W.T., Christensen T.R., Schmidt N.M., Lund M., Parmentier F.J.W., Brown R. et al. Key indicators of Arctic climate change: 1971–2017 // Environ. Res. Lett. 2019. V. 14(4). P. 045010. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aafc1b>
17. Caporaso J.G., Kuczynski J., Stombaugh J., Bittinger K., Bushman F.D., Costello E.K., Fierer N. et al. QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data // Nat Methods. 2010. V. 7(5). P. 335–336. <https://doi.org/10.1038/nmeth.f.303>
18. Dopson M., Baker-Austin C., Hind A., Bowman J.P., Bond P.L. Characterization of *Ferroplasma* Isolates and *Ferroplasma acidarmanus* sp. nov., Extreme Acidophiles from Acid Mine Drainage and Industrial Bi-leaching Environments // Appl. Environ. Microbiol. 2004. V. 70(4). P. 2079–2088.
19. Figueroa-Gonzalez P.A., Bornemann T.L., Adam P.S., Plewka J., Révész F., Hagen C., Táncsics A., Probst J. Saccharibacteria as Organic Carbon Sinks in Hydrocarbon-Fueled Communities // Front. Microbiol. 2020. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.587782>
20. Flocco C.G., Mac Cormack W.P., Smalla K. Antarctic Soil Microbial Communities in a Changing Environment: Their Contributions to the Sustainability of Antarctic Ecosystems and the Bioremediation of Anthropogenic Pollution / The Ecological Role of Microorganisms in the Antarctic Environment. 2019. P. 133–161. Springer Polar Sciences. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-02786-5_7
21. Garrett R.A., Klenk H.P. Archaea: evolution, physiology, and molecular biology. John Wiley Sons, 2008.
22. Glöckner F.O., Yilmaz P., Quast C., Gerken J., Beccati A., Ciuprina A., Bruns G., Yarzac P., Pepliesc J., Westram R., Ludwig W. 25 years of serving the community with ribosomal RNA gene reference databases and tools // J. Biotechnology. 2017. V. 261. P. 169–176. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2017.06.1198>
23. Guerra C.A., Heintz-Buschart A., Sikorski J., Chatzjioannas A., Guerrero-Ramírez N., Cesarz S., Beaumelle L. et al. Blind spots in global soil biodiversity and ecosystem function research // Nature communications. 2020. V. 11(1). P. 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17688-2>
24. Hansel C.M., Fendorf S., Jardine P.M., Francis C.A. Changes in bacterial and archaeal community structure and functional diversity along a geochemically variable soil profile // Appl. Environ. Microbiol. 2008. V. 74. P. 1620–1633. <https://doi.org/10.1128/AEM.01787-07>
25. Jacoby R., Peukert M., Succurro A., Koprivova A., Kopriva S. The role of soil microorganisms in plant mineral nutrition—current knowledge and future directions // Frontiers Plant Sci. 2017. V. 8. P. 1617. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01617>
26. Janssen P.H. Identifying the dominant soil bacterial taxa in libraries of 16S rRNA and 16S rRNA genes // Appl. Environ. Microbiol. 2006. V. 72(3). P. 1719–1728. <https://doi.org/10.1128/AEM.72.3.1719-1728.2006>
27. Kim H.M., Jung J.Y., Yergeau E., Hwang C.Y., Hinzman L., Nam S., Hong S.G., Kim O., Chun J., Lee Y.K. Bacterial community structure and soil properties of a subarctic tundra soil in Council, Alaska // FEMS Microbiol. Ecology. 2014. V. 89(2). P. 465–475. <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12362>
28. Kits K.D., Sedlacek C.J., Lebedeva E.V., Han P., Bulaev A., Pjevac P., Daebeler A. et al. Kinetic analysis of a complete nitrifier reveals an oligotrophic lifestyle // Nature. 2017. V. 549. P. 269–272. <https://doi.org/10.1038/nature23679>
29. Malard L.A., Pearce D.A. Microbial diversity and biogeography in Arctic soils // Environ. Microbiol. Rep.

2018. V. 10(6). P. 611–625.
<https://doi.org/10.1111/1758-2229.12680>
30. Podar M., Abulencia C.B., Walcher M., Hutchison D., Zengler K., Garcia J.A., Holland T., Cotton D., Hauser L., Keller M. Targeted access to the genomes of low-abundance organisms in complex microbial communities // *Appl. Environ. Microbiol.* 2007. V. 10(73). P. 3205–3214.
<https://doi.org/10.1128/AEM.02985-06>
 31. Pold G., Schimel J.P., Sistla S.A. Soil bacterial communities vary more by season than with over two decades of experimental warming in Arctic tussock tundra // *Elementa: Science of the Anthropocene.* 2021. V. 9(1).
<https://doi.org/10.1525/elementa.2021.00116>
 32. Post E., Alley R.B., Christensen T.R., Macias-Fauria M., Forbes B.C., Gooseff M.N. et al. Virginia and Muyin Wang. The polar regions in a 2°C warmer world // *Sci. Adv.* 2019. V. 5. 12. P. 12.
<https://doi.org/10.1126/sciadv.aaw9883>
 33. Pruesse E., Quast C., Knittel K., Fuchs B.M., Ludwig W., Peplies J., Glöckner F.O. SILVA: a comprehensive online resource for quality checked and aligned ribosomal RNA sequence data compatible with ARB // *Nucleic Acids Res.* 2007. V. 35(21). P. 7188–7196.
<https://doi.org/10.1093/nar/gkm864>
 34. Rinke C., Schwientek P., Sczyrba A., Ivanova N.N., Anderson I.J., Cheng J.-F., Darling A. et al. Insights into the phylogeny and coding potential of microbial dark matter // *Nature.* 2013. V. 499(7459). P. 431–437.
<https://doi.org/10.1038/nature12352>
 35. Sieber C.M., Probst A.J., Sharrar A., Thomas B.C., Hess M., Tringe S.G., Banfield J.F. Recovery of genomes from metagenomes via a dereplication, aggregation and scoring strategy // *Nature Microbiol.* 2018. V. 3(7). P. 836.
 36. Singh J.S., Gupta V.K. Soil microbial biomass: a key soil driver in management of ecosystem functioning // *Sci. Total Environ.* 2018. V. 634. P. 497–500.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.373>
 37. Spang A., Hatzenpichler R., Brochier-Armanet C., Rattei T. Distinct gene set in two different lineages of ammonia-oxidizing archaea supports the phylum Thaumarchaeota // *Trends in Microbiology.* 2010. V. 18(8). P. 331–340.
<https://doi.org/10.1016/j.tim.2010.06.003>
 38. Steen A.D., Crits-Christoph A., Carini P., DeAngelis K.M., Fierer N., Lloyd K.G., Thrash J.C. High proportions of bacteria and archaea across most biomes remain uncultured // *The ISME J.* 2019.
<https://doi.org/10.1038/s41396-019-0484-y>
 39. Tripathi B.M., Kim H.M., Jung J.Y., Nam S., Ju H.T., Kim M., Lee Y.K. Distinct taxonomic and functional profiles of the microbiome associated with different soil horizons of a moist tussock tundra in Alaska // *Frontiers in microbiology*, 2019. V. 10. P. 1442.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01442>
 40. Yergeau E., Newsham K.K., Pearce D.A., Kowalchuk G.A. Patterns of bacterial diversity across a range of Antarctic terrestrial habitats // *Environ. Microbiol.* 2007. V. 9. P. 2670–2682.
<https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2007.01379.x>
 41. Zhang W., Miller P.A., Jansson C., Samuelsson P., Mao J., Smith B. Self-Amplifying Feedbacks Accelerate Greening and Warming of the Arctic // *Geophys. Res. Lett.* 2018. V. 45(14). P. 7102–7111.
 42. Zhelezova A., Chernov T., Tkhakakhova A., Xenofontova N., Semenov M., Kutovaya O. Prokaryotic community shifts during soil formation on sands in the tundra zone // *Plos One.* 2019. V. 14(4). P. e0206777.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206777>

Molecular Biological Characteristics of Soil Microbiome in Northern Part of Novaya Zemlya Archipelago

D. A. Nikitin¹*, L. V. Lysak¹, and D. V. Badmadashiev²

¹ Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia

² Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

*e-mail: dimnik90@mail.ru

Microbiome of pelozems of strongly skeletal residual carbonate (Skeletal Leptosols (Loamic)), carbopetrozems (Calcaric Leptosols (Protic)), petrozems (Skeletal Leptosols (Protic)) and cryozems (Oxyaquic Earth). Cryos. Number of copies of 16S rRNA ribosomal genes of archaea is small and varies from 2.30×10^7 to 1.63×10^9 copies of genes/g soil. Number of 16S rRNA gene copies in bacteria varies from 3.47×10^8 to 2.26×10^{11} gene copies/g soil. Number of ribosomal genes ITS rRNA of fungi varies from 8.87×10^6 to 7.56×10^9 copies of genes/g soil. Content of copies of ribosomal genes of all groups of microorganisms sharply decreased down the profile. Bacteria dominated among prokaryotes (up to 90% abundance). Phyla Proteobacteria, Actinobacteria, and Acidobacteria, as well as (abundance 1–10%) Bacteroidetes, Firmicutes, Verrucomicrobia, Gemmatimonadetes, and Chloroflexi, were characterized by the highest abundance (>20%). Archaea domain, represented mainly by the genus *Ferroplasma* (phylum Euryarchaeota), accounted for ≤4% of prokaryotes. Taxonomic diversity of prokaryotes increased down the soil profiles and assumed maximum values in suprapermfrost horizons, where the abundance of candidate phyla typical for marine ecosystems is high - Latescibacteria, Tectomicrobia, Parcubacteria, Saccaribacteria, Hydrogenedentes, Pergrinibacteria, Ignavibacteria, Gilibacteria.

Keywords: Arctic, extreme ecosystems, soil, quantitative PCR, the number of copies of ribosomal genes, DNA metabarkoding

УГЛЕРОДПРОТЕКТОРНАЯ ЕМКОСТЬ ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТОЙ ПОЧВЫ ЕСТЕСТВЕННЫХ И АГРОЭКОСИСТЕМ ПРЕДУРАЛЬЯ

© 2022 г. Н. Е. Завьялова*

Пермский федеральный исследовательский центр УрО РАН,
ул. Культуры, 12, с. Лобаново, Пермский край, 614532 Россия
*e-mail: nezavyalova@gmail.com

Поступила в редакцию 17.01.2022 г.
После доработки 09.03.2022 г.
Принята к публикации 10.03.2022 г.

Количество стабилизированного и защищенного от разложения органического вещества в почве характеризует углеродпротекторную емкость почвы (Carbon Protection Capacity-СРС). Представлены экспериментальные данные по накоплению и потерям органического углерода в дерново-подзолистой почве (Eutric Albic Retisols (Abruptic, Loamic, Cutanic)) агроценозов Предуралья и дана характеристика целинных аналогов. Наибольшее уменьшение $C_{\text{орг}}$ отмечено в бесменном чистом пару, скорость потери углерода в слое 0–20 см в первые 7 лет составила 0.04% С/год или 1.0 т С/(га год). Среди пахотных почв максимальным содержанием и запасами органического углерода характеризуется почва под многолетней бобовой культурой – козлятником восточным (*Galéga orientalis*). За 30 лет бесменного возделывания козлятника восточного запасы углерода в слое 0–20 см увеличились на 5.4 т/га, наблюдается увеличение гумусово-аккумулятивного горизонта почвы (A1) до 36 см относительно целинной почвы злаково-разнотравного луга (22 см). Естественные почвы находятся в равновесном состоянии, содержание $C_{\text{орг}}$ под смешанным лесом в слое 3–20 см составляет $2.69 \pm 0.02\%$, злаково-разнотравным лугом в слое 0–20 см – $1.25 \pm 0.03\%$, запасы – 41.2 и 31.2 т С/га соответственно. Средняя величина углеродпротекторной емкости исследуемой почвы варьирует от 26.1 до 32.9 г С/кг в слое почвы 0–20 см и практически не зависит от приемов ее использования. Значимыми факторами, оказывающими влияние на содержание органического углерода, являются количество и качественный состав биомассы, поступающей в почву агроценозов.

Ключевые слова: целинные почвы (лес, луг), севооборот, бесменный чистый пар, органический углерод, секвестрация

DOI: 10.31857/S0032180X22080160

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время в связи с проблемой глобального изменения климата много внимания уделяется оценке возможной секвестрации углерода, повышению углеродсеквестрирующей способности агроценозов [6, 12–18, 21, 26, 27, 30–32]. Под почвенной секвестрацией органического углерода понимается перевод атмосферного углекислого газа в живое органическое вещество растений (фотосинтез) с последующей трансформацией мортмассы в почвенное органическое вещество и его долговременное хранение в почвенном резервуаре с минимальным риском немедленного возврата в атмосферу [3, 23, 28, 33].

Основными резервуарами-накопителями углерода, которые влияют на природные потоки CO_2 и его концентрацию в атмосфере, являются наземная растительная биомасса и почвенное органическое вещество. Углеродный баланс экосистем – это интегральный показатель их функцио-

нирования, он отражает интенсивность основных процессов, происходящих в живых системах: фотосинтеза и дыхания. Дисбаланс между продукцией и деструкцией органического углерода определяет то его количество, которое выводится из цикла $C_{\text{орг}}$ и выражается в изменении концентрации углекислого газа в атмосфере [10]. Важнейшая роль природных экосистем – регуляция цикла углерода. Особо необходимо регулировать потерю или накопление органического вещества в пахотных почвах агроценозов, которое является основным и долговременным резервуаром для стока углерода [12, 20, 22]. Любые изменения в системе землепользования неизбежно приводят к изменениям запасов органического вещества [14].

Считается, что закрепиться в почве может лишь столько $C_{\text{орг}}$, сколько позволяют физико-химические свойства почвы [27]. Вследствие этого реальные размеры секвестрации возможны только до определенного уровня, соответствующего порогу

насыщения почвы органическим углеродом, выше которого поступление свежего органического вещества не приводит к дополнительному накоплению $C_{\text{орг}}$ [25, 26, 34, 35]. Процесс образования устойчивых органо-минеральных комплексов, вероятно, лимитируется биоклиматическим потенциалом конкретной зоны [12, 14]. Количество стабилизированного органического вещества в почве характеризует углеродпротекторную емкость почвы (углероддепонирующий потенциал почвы (Carbon Protection Capacity CPC)) [29].

Данные исследований ведущих российских и зарубежных ученых показали, что способность почв стабилизировать и сохранять CO_2 атмосферы контролируется содержанием тонкодисперсных гранулометрических фракций пыли и глины размером <0.05 (0.02) мм. Чем больше насыщенность этих фракций органическим углеродом, тем меньше углеродсеквестрирующий потенциал почвы. Мерой CPC предложено считать содержание $C_{\text{орг}}$ в гранулометрических фракциях пыли и глины с размером частиц <0.02 мм и частиц <0.05 мм [14, 16, 27, 28].

Почвы являются основным источником получения сельскохозяйственной продукции и сырья для некоторых отраслей промышленности. Более 90% продуктов питания человечество получает при эксплуатации сельскохозяйственных угодий. Однако сельскохозяйственное производство является одним из источников парниковых газов, меняющих климат на планете. В то же время сельское хозяйство может применять технологии, обеспечивающие уменьшение поступления парниковых газов из атмосферы при внедрении регенеративного (восстановительного) сельского хозяйства за счет методов, обеспечивающих восстановление почв в процессе использования [2, 19, 20, 36].

Цель исследования – определить накопление и потери органического углерода в зависимости от количества и качественного состава биомассы, формирующиеся в процессе фотосинтеза и поступающей в почву, и рассчитать углеродпротекторную емкость дерново-подзолистой почвы естественных и агроэкосистем.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Природно-климатические условия Предуралья. Территория Пермского края занимает площадь 16023.6 тыс. га. В структуре земельного фонда площадь земель сельскохозяйственного назначения составляет 4068.9 тыс. га или 25.4% территории. В составе земель сельскохозяйственного назначения сельскохозяйственные угодья занимают 2365.2 тыс. га. Регион расположен в лесной зоне, основным типом растительности в нем являются леса, занимающие 10425.1 тыс. га или 65% терри-

тории края. Площадь пашни на 1 января 2021 г. составляет 1793.8 тыс. га [4].

Земли Пермского НИИСХ расположены в IV агроклиматическом районе Пермского края. В физико-географическом отношении район находится в подзоне южной тайги и хвойно-широколиственных лесов. В соответствии с почвенно-экологическим районированием территория Пермского края относится к Вятско-Камской почвенной провинции [1]. Климат умеренно континентальный с холодной, продолжительной, снежной зимой и теплым коротким летом. Сумма средних суточных температур $>10^\circ\text{C}$ составляет 1700–1900 $^\circ\text{C}$. Длительность периода активной вегетации с температурой $>10^\circ\text{C}$ в среднем 115 дней, с температурой $>15^\circ\text{C}$ – 60 дней. Район относится к зоне достаточного увлажнения: ГТК 1.4, осадков за год выпадает 470–500 мм, испаряемость с поверхности почвы составляет около 340 мм. Число дней со снежным покровом в среднем составляет 176 [5].

Характеристика естественных экосистем и агроценозов. Исследования проводили на дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почве (Eutric Albic Retisols (Abruptic, Loamic, Cutanic)) в естественных экосистемах (смешанный лес и злаково-разнотравный луг) и агроэкосистемах (под многолетней бобовой культурой козлятником восточным (*Galéga orientalis*), паром и в восьмипольном севообороте на длительном стационарном опыте).

Лесной ценоз представлен смешанными породами деревьев, возраст которых составляет 80–100 лет, и характеризуется хорошо развитым травянистым ярусом. В древостое широко представлены береза повислая (*Bétula péndula*), осина обыкновенная (*Pópulus trémula*), режа клен ясенелистный (*Ácer negúndo*), из хвойных – ель сибирская (*Picea obovata* Ledeb), пихта сибирская (*Abies sibirica* Ledeb), сосна обыкновенная (*Pínus sylvéstris*). Хорошо развит второй ярус и подлесок из рябины обыкновенной (*Sorbus aucuparia*), липы крупнолистной (*Tilia platyphyllos* Scop), ольхи черной (*Alnus glutinosa*), черемухи обыкновенной (*Padus avium* Mill) и др. В напочвенном покрове преобладают кисличные, кислично-папоротниковые и разнотравно-злаково-папоротниковые ассоциации. Почва не испытывает механических нагрузок, отчуждение биомассы не происходит.

Луговой ценоз – некосимый неудобряемый луг. Видовой состав травостоя естественного злаково-разнотравного луга: 62% злаковые, 13% бобовые, 25% разнотравье. Травостой не отчуждается. Избыточное накопление отмершей надземной массы приводит к обеднению видовой разнообразия. В результате естественного отбора сохранились виды растений, наиболее жизнеспособные в данных почвенно-климатических условиях (ежа сборная (*Dactylis glomerata*), пырей ползучий (*Elytrigia repens*), овсяница

луговая (*Festuca pratensis*), хвощ полевой (*Equisetum arvense*), щавель конский (*Rumex confertus*), подмаренник цепкий (*Galium aparine*) и др.). Наземная масса не отчуждается.

Агроценозы представлены четырьмя вариантами:

1. Бессменный чистый пар (40 лет), без удобрений.

2. Севооборот полевой восьмипольный – контрольный вариант длительного стационарного опыта, без удобрений.

3. Севооборот полевой восьмипольный, с внесением удобрений N150K150P150. Длительный полевой опыт был заложен в 1978 г. на опытном поле Пермского НИИСХ – филиале ПФИЦ УрО РАН на дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почве со следующими характеристиками (слой 0–20 см): pH_{KCl} – 5.6; гидролитическая кислотность – 2.0, обменная – 0.025, сумма обменных оснований – 21.0 смоль(экв)/кг, содержание гумуса по Тюрину – 2.20%, подвижных форм фосфора – 175, обменного калия (по Кирсанову) – 203 мг/кг почвы. Севооборот восьмипольный с чередованием культур: чистый пар, озимая рожь, картофель, пшеница, клевер 1 года пользования, клевер 2 года пользования, ячмень, овес. Перед закладкой опыта почва была известкована по полной дозе гидролитической кислотности. Органические удобрения не вносили.

4. Травостой козлятника 1988 г. посева используется для получения семян. После уборки семян солома отчуждается. По литературным данным [10, 12], козлятник улучшает агрофизические свойства, предотвращает эрозионные процессы и очищает почву от сорняков. Посевы козлятника восточного с годами не изреживаются, а загущаются, количество корневых и пожнивных остатков увеличивается, следовательно, в почве повышается содержание гумуса. Важнейшая особенность этой ценной кормовой культуры – высокая продуктивность надземной и подземной частей, в результате чего повышается поступление в почву углерода и азота. До 2000 г. под козлятник восточный вносили минеральные удобрения в дозе Р60К60, с 2001 г. по настоящее время удобрения не вносятся.

Отбор проб. Почвенные образцы, отобранные в конце августа 2017 г. методом конверта из верхнего слоя почвы (0–20 см), под лесом (3–20 см), освобождали от живых корней, просеивали через сито диаметром 2 мм. Растительные образцы в полевом опыте и на козлятнике восточном отбирали в период уборки культуры, на лугу – в период массового цветения трав.

Методы исследований. Содержание $C_{орг}$ в почве оценивали методом бихроматного окисления с титриметрическим окончанием. Углерод в растительных образцах определяли на элементном анализаторе Elementary Vario ElCub, азот – по методу

Кьельдаля. Запасы органического углерода рассчитывали с учетом плотности слоя почвы 0–20 см, которая варьировала от 0.9 под лесом до 1.30 г/см³ под посевами козлятника восточного.

Расчет углеродпротекторной емкости проводили по трем уравнениям. В работе [28] зависимость СРС от доли гранулометрических частиц <0.02 мм выражена уравнением линейной регрессии (уравнение (1)):

$$CPC_1 = 4.09 + 0.37S_1, \quad (1)$$

где CPC_1 – углеродпротекторная емкость почвы, г С/кг; S_1 – доля гранулометрических частиц <0.02 мм, % от массы почвы.

По методу Качинского при определении гранулометрических фракций не проводится определение частиц размером <0.02 мм, пересчет их содержания проводили по кумулятивной кривой распределения содержания гранулометрических фракций в зависимости от логарифма диаметра частиц. В работе [34] предложено оценивать СРС почвы по доле частиц <0.05 мм, а также учитывать минералогический состав почвы, поскольку при одном и том же содержании фракций пыли и глины почвы с доминированием 2 : 1 минералов (преобладание в минеральном составе почвы глины) способны стабилизировать больше углерода, чем почвы с 1 : 1 минералами (преобладание в минеральном составе почвы оксидов железа и алюминия). В исследуемой дерново-подзолистой почве Предуралья доминируют глинистые минералы [24], в связи с этим в работе использованы следующие уравнения:

$$CPC_2 = 3.86 + 0.41S_2, \quad (2)$$

$$CPC_3 = 14.76 + 0.21S_3, \quad (3)$$

где СРС – углеродпротекторная емкость почвы, г С/кг почвы; S_2 – доля гранулометрических частиц <0.02 мм с доминированием 2 : 1 минералов, % от массы почвы; S_3 – доля гранулометрических частиц <0.05 мм с доминированием 2 : 1 минералов, % от массы почвы.

При оценке содержания углерода определяли доверительный интервал при уровне значимости $\alpha = 0.05$ с использованием программы Statistica 10.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Содержание и запасы органического углерода в естественных экосистемах. Исследуемая дерново-подзолистая почва характеризуется очень низким и низким содержанием органического углерода, которое в зависимости от приемов землепользования изменяется от 0.78–2.69% в верхнем 0–20 см слое. Почва имеет сильно-, средне- и слабокислую реакцию среды (pH_{KCl} 4.2–5.2), высокое и очень высокое содержание подвижного фосфора и обменного калия по Кирсанову (160–290 и 121–

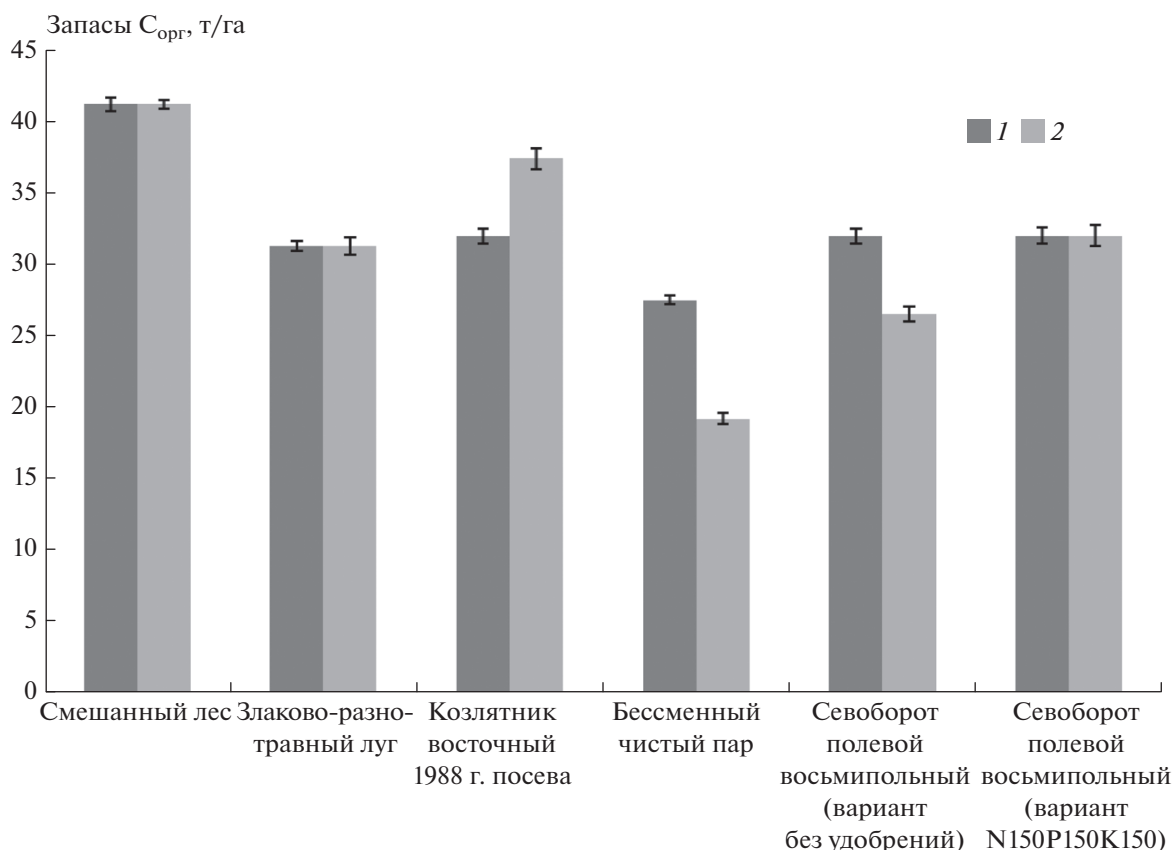


Рис. 1. Запасы $C_{орг}$ в дерново-подзолистой почве в слое 0–20 см: 1 – исходные, 2 – через 30 лет.

403 мг/кг соответственно). Сумма обменных оснований составляет 18.3–22.3 смоль(экв)/кг, степень насыщенности основаниями – 76–91%. Содержание общего азота варьирует в зависимости от характера растительного покрова в пределах 0.10–0.27%.

Лесные экосистемы являются хранилищем углерода. В них происходит перевод атмосферного углекислого газа в органическое вещество растений с последующей трансформацией мортмассы в органическое вещество почвы. Дерново-подзолистые почвы Предуралья под смешанным лесом характеризуются небольшой мощностью органо-генного слоя (10–13 см), на поверхности почвы накапливается неразложившийся за год слой опада в виде листьев, хвои, ветвей – мощная лесная подстилка, имеющая кислую реакцию среды из-за опада хвойных пород. Толщина ее под пологом смешанного леса около 3 см. По литературным данным ежегодный опад в смешанном лесу составляет около 6 т/га [9]. Содержание органического углерода в слое почвы 3–20 см составляет 2.69%, азота – 0.27%. Количество и качественный состав биомассы, поступающей ежегодно в почву под смешанным лесом, представлены в табл. 1. Слесным опадом, который характеризуется высо-

ким содержанием углерода (46.5%), в почву ежегодно поступает около 2.74 т углерода. Эта величина может быть принята за количество преобразованного атмосферного углерода CO_2 в органическое вещество опада деревьев и травянистой лесной растительности с последующей трансформацией в почвенное органическое вещество.

Это только малая часть связанного из атмосферы углерода, так как большее количество $C-CO_2$ расходуется на формирование древостоя и развитие корневой системы деревьев. Для учета общего количества используемого в процессе фотосинтеза углерода необходимо определение биомассы лесных насаждений и их корневой системы, динамики их прироста. Деструкция органического вещества лесного опада микроорганизмами протекает медленно из-за широкого отношения C/N , равного 22.6, и кислой реакции среды почвенного раствора. Почва под лесом является естественной и находится в устойчивой климаксной фазе, дальнейшего накопления углерода в наземной биомассе не наблюдается, содержание углерода в почве за годы наблюдений практически не меняется. Запасы органического углерода в почве под смешанным лесом в слое 3–20 см составляют 41.2 ± 0.3 т/га (рис. 1).

Таблица 1. Количество и качество биомассы, поступающей в почву в различных фитосензах

Объект исследования	Содержание углерода и азота в биомассе											
	основная продукция				побочная продукция (солома)				пожнивno-корневые остатки			
	количество, т/га	С		C/N	количество, т/га	С		C/N	количество, т/га	С		C/N
		%	т/га			%	т/га			%	т/га	
Лесная подстилка: мелкие ветки, листья хвойных и лиственных дере- вьев, трава	6.0	45.61	2.74	2.04	22.36	—	—	—	—	—	—	—
Злаково-разнотравный луг (наземная биомасса + войлок)	2.3	44.07	1.01	1.82	24.21	—	—	3.8	36.66	1.39	0.91	40.29
Козлятник восточный 1988 г. посева (пожнивno-корневые остатки)	8.6	44.47	3.82	2.84	15.66	—	—	10.1	45.11	4.56	2.23	20.23
Севооборот полевой восьмиполь- ный (вариант без удобрений), овес	5.02	42.52	2.13	2.03	20.95	5.0	42.33	2.11	0.35	1.13	0.60	53.3
Севооборот полевой восьмиполь- ный (вариант N150P150K150), овес	5.13	42.54	2.18	2.25	18.91	6.7	42.93	2.87	0.52	1.26	0.73	44.9

Содержание органического углерода в естественной почве злаково-разнотравного луга находится на более низком уровне, чем под лесом, и составляет $1.25 \pm 0.03\%$. С основной продукцией, образующейся в процессе фотосинтеза, из атмосферы связывается и ежегодно в почву поступает около 1.01 т С/га, в качестве войлока – 1.39 т С/га. При этом отношение С/Н составляет в органической биомассе соответственно 24.2 и 40.2. Процессы минерализации и гумусообразования в почве под луговой растительностью уравновешены, сколько поступает органического вещества, столько и минерализуется. За последние 30 лет наблюдений содержание органического углерода менялось незначительно от 1.22 до 1.28% и было связано с гидротермическими условиями вегетационных периодов, соответственно и с различным количеством свежих растительных остатков, поступающих в почву луга. В верхнем горизонте (0–20 см) почвы естественного луга содержится 31.3 ± 0.6 т/га органического углерода.

Изменение содержания и запасов органического углерода в агроэкосистемах. Наиболее часто для оценки почвенной секвестрации углерода используют такие методы, как изменение валового содержания органического углерода в почве или его запасов в слоях 0–20, 0–100 см за определенный период [12]. Анализ динамики содержания и запасов органического углерода в стационарных полевых опытах Пермского НИИСХ в зависимости от длительности использования почвы и применяемых агротехнологий показал, что наибольшие изменения происходят в первые 1–2 ротации севооборота или первые 10–12 лет землепользования [7]. Далее в почве устанавливается новое квазистационарное состояние – уравновешенность процессов минерализации и гумусообразования [12, 20].

Выявлены разнонаправленные тенденции изменения $C_{\text{орг}}$ по сравнению с исходным уровнем (перед закладкой опытов): уменьшение, сохранение и увеличение содержания $C_{\text{орг}}$.

Интенсивная обработка почвы инициировала значительные потери почвенного углерода. Наибольшее уменьшение $C_{\text{орг}}$ отмечено в бессменном чистом пару в первые 7–10 лет наблюдений за почвой (рис. 2).

Скорость потери углерода в первые 7 лет составила 0.04% С/год или 1.0 т С/(га год). В последующие годы содержание $C_{\text{орг}}$ в почве пара менялось незначительно. Небольшие тренды динамики углерода в бессменном пару в последующие годы исследований связаны с поступлением различного количества биомассы сорных растений и изменениями гидротермического режима в вегетационные периоды. За годы наблюдений в бессменно парующей почве в слое 0–20 см запасы органического углерода уменьшились на 8.3 т/га.

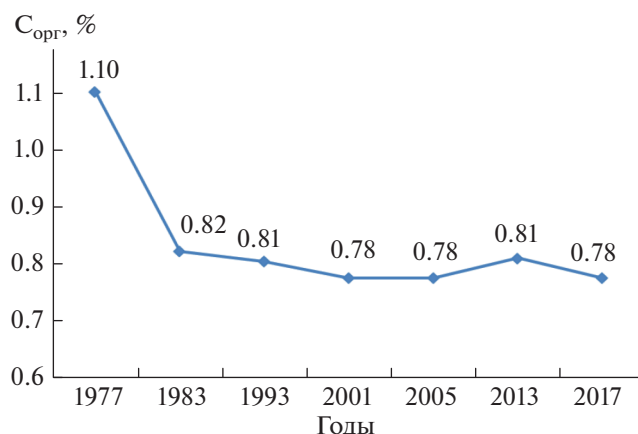


Рис. 2. Динамика изменения $C_{\text{орг}}$ в бессменном чистом пару.

Использование атмосферного углекислого газа на процесс фотосинтеза растениями на почве чистого бессменного пара приближается к нулю, однако в небольших количествах оно существует за счет сорной растительности.

Результаты, полученные в длительном стационарном опыте, свидетельствуют о различии в содержании и запасах $C_{\text{орг}}$ между контролем и вариантом с применением высокой дозы НРК. В варианте без удобрений за 30 лет ведения опыта установлено уменьшение содержания органического углерода в почве на 17.2% относительно исходного уровня. Следует отметить, что запасы органического углерода в пахотном слое почвы (0–20 см) без внесения удобрений сократились на 5.5 т/га.

С побочной продукцией (солома овса) и пожнивно-корневыми остатками в неудобренную почву севооборота поступает около 3.24 т/га углерода, связанного из атмосферы и преобразованного в биомассу. При этом поступающая в почву растительная масса характеризуется высоким содержанием углерода и низким азота, трудно и медленно разлагается микроорганизмами. В данном варианте процесс минерализации органического вещества в почве преобладает над его накоплением. Общее количество С–СО₂ атмосферы, преобразованного в фитомассу, с учетом основной продукции (зерно) посевами овса составляет около 5.37 т/(га год).

Длительное применение минеральных удобрений в дозе 150 кг д.в./га способствовало сохранению исходного уровня органического вещества в почве. Содержание углерода в слое 0–20 см после первой и последующих ротаций севооборота составило $1.25 \pm 0.03\%$ С. В данных условиях землепользования установилось относительное равновесие между поступлением $C_{\text{орг}}$ в почву и его минерализацией. После отчуждения основной продукции

в почву поступает около 4.13 т/га соломы и пожнивно-корневых остатков с широким отношением C/N, равным 82.6 и 44.9 соответственно. С учетом основной продукции при выращивании овса в почву поступает около 6.31 т/(га год) углерода, преобразованного из углекислого газа атмосферы в биомассу растений. Количество поступающего в почву $C_{\text{орг}}$ ежегодно с побочной продукцией (соломой) и пожнивно-коневыми остатками поддерживает установившийся уровень органического вещества, и соответствуют количеству минерализованного углерода в год [20, 30]. Запасы органического углерода в слое 0–20 см пахотной длительно удобряемой почвы определены на исходном уровне и составляют 32.0 ± 0.75 т/га.

Изменение запасов органического углерода проходило более интенсивно при возделывании многолетней бобовой культуры-козлятника восточного.

Козлятник восточный (*Galéga orientalis*) – уникальная культура для перемещения атмосферного углерода в состав почвенного органического вещества, посредством заделки растительной биомассы в почву. В процессе вегетации козлятник формирует большую ассимиляционную поверхность, к моменту полного цветения площадь листьев составляет 60–70 тыс. м²/га (60–90 ц/га сухого вещества) [8, 11]. Козлятник восточный формирует в зависимости от гидротермических условий вегетационного периода дополнительно второй укос (2–4 т/га сухой массы) и перед уходом в зиму наращивает зеленую массу в количестве 1–3 т/га на сухое вещество.

За вегетационный период козлятник восточный в процессе фотосинтеза преобразует из атмосферы в биомассу растений (зеленая масса + корни) более 30 т/га CO₂ или 8.38 т C/га в год, что значительно больше, чем зерновые культуры. Зеленая масса отчуждается с полей. За счет большого количества и благоприятного биохимического состава пожнивно-корневых остатков козлятника наблюдается накопление органического углерода в почве. В первые 10 лет возделывания культуры содержание углерода в дерново-подзолистой почве увеличивалось на 0.4–0.5 т/(га год), затем темпы прироста органического углерода значительно уменьшились и его содержание стабилизировалось на новом стационарном уровне $1.44 \pm 0.02\%$ C. Запасы углерода в слое 0–20 см через 30 лет ведения опыта составили 37.4 т/га, отнормированно 32.0 т/га при его закладе.

Под посевами козлятника восточного происходит депонирование углерода в виде гумуса за счет его запасания в более глубоких слоях почвы. Длительное возделывание бобовой культуры на одном участке способствовало увеличению гумусово-аккумулятивного горизонта почвы (A1) до 36 см относительно целинной почвы (на злаково-

разнотравном лугу (22 см). Запасы углерода в метровом слое почвы на 20 т/га больше, чем в целинной почве луга.

Таким образом, в агроценозах прослеживаются три разнонаправленные тенденции изменения органического углерода в почве по сравнению с исходным уровнем при смене режима землепользования: уменьшение содержания $C_{\text{орг}}$ при интенсивной механической обработке и отсутствии удобрений; сохранение $C_{\text{орг}}$ при внесении удобрений, обеспечивающих достаточное поступление растительной биомассы в почву; увеличение содержания $C_{\text{орг}}$ при минимальной обработке почвы и поступлении большого количества органического вещества с биомассой возделываемой бобовой культурой. К аналогичным выводам пришли исследователи в работе [20].

Углеродпротекторная емкость почвы. Углеродное питание растений происходит из атмосферы земли путем усвоения листьями углекислоты, запасы которой не лимитированы и постоянно пополняются за счет хозяйственной деятельности человека [13, 15]. Углеродная емкость надземной растительной биомассы и пулы органического углерода в почвах имеют свои ограничения, связанные с почвенно-климатическими условиями региона исследований. В подзолистых почвах запасы гумуса в несколько раз меньше, чем в черноземах и добиться дополнительного накопления органического углерода очень сложно в силу особенностей почвообразования, связанного с климатом, типом растительности и почвообразующими породами [14].

Расчет углеродпротекторной емкости исследуемой дерново-подзолистой почвы по трем уравнениям линейной регрессии, описанным в работах [28, 29, 34], представлен в табл. 2. Средняя величина углеродпротекторной емкости варьирует от 26.1 до 32.9 г C/кг в слое почвы 0–20 см и практически не зависит от приемов использования почвы.

Если рассчитать углеродпротекторную емкость пахотной почвы в т C/га, то СРС исследуемой почвы составляет 74.3–82.3 т/га органического углерода в слое 0–20 см. На сегодняшний день в почве под лесом в слое 3–20 см содержится 41.2 т/га углерода, расчетное значение по СРС составляет 39.9 т/га, следовательно почва полностью насыщена углеродом. Насыщенность пахотных почв различных агроценозов органическим углеродом, значительно меньше, и находится на уровне 25.9–50.4%. Минимальной насыщенностью органическим углеродом характеризуется почва бессменного чистого пара. У пахотных дерново-подзолистых почв высокий потенциал для секвестрации атмосферного углерода и его накопления и депонирования в почве. Для реализации этого потенциала необходима смена условий землепользования: минимальная обработка почвы, внесение высоких доз органических

Таблица 2. Углеродпротекторная емкость (СРС) дерново-подзолистой почвы, слой 0–20 см

Вариант	Содержание, % от массы почвы		Углеродпротекторная емкость почвы, г С/кг почвы			
	сумма частиц <0.02 мм	сумма частиц <0.05 мм	СРС ₁ (<0.02 мм) [27]	СРС ₂ (<0.02 мм 2 : 1) [33]	СРС ₄ (<0.05 мм 2 : 1) [33]	СРС среднее
Бессменный чистый пар	66.7	74.3	28.8	31.2	30.4	30.1
Севооборот полевой вось- мипольный (вариант без удобрений)	70.8	79.2	30.3	32.9	31.4	31.5
Севооборот полевой вось- мипольный (вариант N150P150K150)	74.5	84.8	31.7	34.4	32.6	32.9
Козлятник восточный 1988 г. посева	65.4	72.4	28.3	30.7	30.0	29.7
Злаково-разнотравный луг	64.9	71.2	28.1	30.5	29.7	29.4
Смешанный лес	55.3	59.0	24.6	26.5	27.2	26.1

удобрений, увеличение количества и улучшение качества биомассы поступающей в почву, возделывание сельскохозяйственных культур и сортов, активно секвестрирующих углерод атмосферы.

ВЫВОДЫ

1. Естественная дерново-подзолистая почва находится в устойчивом состоянии, процессы минерализации и гумусообразования под луговой и лесной растительностью уравновешены. Накопления органического углерода в течение 30 лет исследований не наблюдается, сколько поступает органического вещества с растительными остатками, столько и минерализуется. Содержание $C_{орг}$ в почве под лесом составляет $2.69 \pm 0.02\%$, под лугом — $1.25 \pm 0.03\%$, запасы — 41.2 и 31.3 т С/га соответственно.

2. В агроценозах прослеживаются три разнонаправленных тенденции изменения органического углерода в почве по сравнению с исходным уровнем при смене режима земледельческого использования: уменьшение содержания $C_{орг}$ при интенсивной механической обработке и отсутствии удобрений; сохранение $C_{орг}$ при внесении удобрений, обеспечивающих достаточное поступление растительной биомассы в почву; увеличение содержания $C_{орг}$ при минимальной обработке почвы и поступлении большого количества органического вещества с биомассой возделываемой бобовой культуры-козлятника восточного.

3. Установлено, что за вегетационный период в процессе фотосинтеза козлятник восточный преобразует из атмосферы в биомассу растений более

30 т/га CO_2 или 8.38 т С/(га год). За счет большого количества и благоприятного биохимического состава пожнивно-корневых остатков козлятника наблюдается накопление органического углерода в почве. В первые 10 лет возделывания культуры накопление углерода дерново-подзолистой почвой составляло по 0.4–0.5 т/(га год). За 30 лет бессменного возделывания бобовой культуры запасы углерода в слое 0–20 см увеличились на 5.4 т/га.

4. Средняя величина углеродпротекторной емкости исследуемой дерново-подзолистой почвы варьирует от 26.1 до 32.9 г С/кг в слое почвы 0–20 см и практически не зависит от приемов ее использования. Целинная почва под лесом полностью насыщена углеродом и находится в устойчивой климатической фазе. Насыщенность пахотных почв различных агроценозов — на уровне 25.9–50.4%. Минимальной насыщенностью органическим углеродом характеризуется почва бессменного чистого пара.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

У автора нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агроклиматические ресурсы Пермской области / Под ред. Е.В. Григорчук. Л.: Гидрометеиздат, 1979. 156 с.
2. Битва за климат: карбоновое земледелие как ставка России. Экспертный доклад / Под ред. А.Ю. Иванова, Н.Д. Дурманова. М.: Изд. дом Высшей школы экономики, 2021. 120 с.
<https://doi.org/10.17323/978-5-7598-2519-7>

3. *Бойцова Л.В., Непримерова С.В., Зинчук Е.Г.* Влияние различных систем удобрений на секвестрацию органического углерода в дерново-глеевой почве // Проблемы агрохимии и экологии. 2019. № 4. С. 15–20.
4. Доклад “О состоянии и об охране окружающей среды Пермского края в 2020 году”. https://prigoda.permkrai.ru/upload/iblock/cab/doklad_oospk_2020_11.07v1zm.pdf
5. *Ерёмченко О.З., Шестаков И.Е., Москвина Н.В.* Почвы и техногенные поверхностные образования урбанизированных территорий Пермского Прикамья. Пермь: Перм. гос. нац. исслед. ун-т, 2016. 252 с.
6. *Заварзин Г.А., Кудеяров В.Н.* Почва как главный источник углекислоты и резервуар органического углерода на территории России // Вестник РАН. 2006. Т. 76. № 1. С. 14–29.
7. *Завьялова Н.Е.* Гумусное состояние дерново-подзолистых почв Предуралья при различном землепользовании и длительном применении удобрений и известии. Автореф. дис. докт. биол. наук. М., 2007. 36 с.
8. *Завьялова Н.Е., Волошин В.А., Казакова И.В.* Использование потенциального долголетия многолетней бобовой культуры козлятника восточного для сохранения плодородия дерново-подзолистой почвы Предуралья // Доклады РАСХН. 2015. № 3. С. 31–34.
9. *Зонн С.В., Карпачевский Л.О.* Проблемы лесного почвоведения и современные методы лесорастительной оценки почв // Почвоведение. 1987. № 9. С. 6–16.
10. *Кудеяров В.Н., Заварзин Г.А., Благодатский С.А. и др.* Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России. М.: Наука, 2007. 315 с.
11. *Книшаткина А.Н., Тимошин О.А.* Влияние козлятника восточного на плодородие почвы // Земледелие. 2007. № 2. С. 12–13.
12. *Козут Б.М., Семенов В.М., Артемьева З.С., Данченко Н.Н.* Дегумификация и почвенная секвестрация углерода // Агрохимия. 2021. № 5. С. 3–13. <https://doi.org/10.31857/S0002188121050070>
13. *Кудеяров В.Н.* Почвенно-биохимические аспекты состояния земледелия в Российской Федерации // Почвоведение. 2019. № 1. С. 109–121. <https://doi.org/10.1134/S0032180X1901009X>
14. *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>
15. *Кудеяров В.Н., Заварзин Г.А., Благодатский С.А.* Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России. М.: Наука, 2007. 315 с.
16. *Семенов В.М., Иванникова Л.А., Кузнецова Т.В., Семенова Н.А., Тулина А.С.* Минерализуемость органического вещества и углеродсеквестрирующая емкость почв зонального ряда // Почвоведение. 2008. № 7. С. 819–832.
17. *Семенов В.М., Козут Б.М.* Почвенное органическое вещество. М.: ГЕОС, 2015. 233 с.
18. *Семенов В.М., Лебедева Т.Н.* Проблема углерода в устойчивом земледелии: агрохимические аспекты // Агрохимия. 2015. № 11. С. 3–12.
19. *Соколов М.С., Глинушкин А.П., Спиридонов Ю.Я., Торопова Е.Ю., Филиппук О.Д.* Технологические особенности почвозащитного ресурсосберегающего земледелия (в развитие концепции ФАО) // Агрохимия. 2019. № 5. С. 3–20. <https://doi.org/10.1134/S000218811905003X>
20. *Сычев В.Г., Налиухин А.Н.* Изменение климата и углеродная нейтральность: современные вызовы перед аграрной наукой // Плодородие. 2021. № 5. С. 3–7. <https://doi.org/10.25680/S19948603.2021.122.01>
21. *Сычев В.Г., Налиухин А.Н.* Изучение потоков углерода и азота в длительных полевых опытах геосети с целью снижения выбросов парниковых газов и повышения депонирования диоксида углерода агроценозами // Плодородие. 2021. № 6. С. 38–41. <https://doi.org/10.25680/S19948603.2021.123.10>
22. *Сычев В.Г., Налиухин А.Н., Шевцова Л.К., Рухович О.В., Беличенко М.В.* Влияние систем удобрения на содержание почвенного органического углерода и урожайность сельскохозяйственных культур: результаты длительных полевых опытов географической сети России // Почвоведение. 2020. № 12. С. 1521–1536. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20120138>
23. *Anderson J.P.E., Domsch K.H.* A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils // Soil Biol. Biochem. 1978. V. 10. № 3. P. 215–221.
24. *Glazovskaya M.A., Krechetov P.P., Chernitsova O.V.* General regularities of the accumulation and replenishment of the reserves of biophilous elements in soddy-podzolic soils of mixed coniferous-broad-leaved forests // Eurasian soil science. 2004. V. 37. № 12. P. 1269–1278.
25. *Christensen B.T.* Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates // Adv. Soil Sci. 1992. V. 20(1). P. 90.
26. *Chung H., Grove J.H., Six J.* Indications for Soil Carbon Saturation in a Temperate Agroecosystem // Soil Sci. Soc. Am. J. 2008. V. 72(4). P. 1132–1139. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0265>
27. *Chung H., Ngo K.J., Plante A., Six J.* Evidence for Carbon Saturation in a Highly Structured and Organic-Matter-Rich Soil // Soil Sci. Soc. Am. J. 2010. V. 74(1). P. 130–138. <https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0097>
28. *Hassink J.* The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles // Plant and Soil. 1997. V. 191. P. 77–87. <https://doi.org/10.1023/A:1004213929699>

29. Kogut B.M., Semenov V.M. Estimation of soil saturation with organic carbon, Dokuchaev Soil Bulletin. 2020. V. 102. P. 103–124.
<https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-102-103-124>
30. Körschens M. Soil – Humus – Climate. Practically relevant results of 79 long-term field experiments // Vortrag zum 2. Symposium “Wahrnehmung und Bewertung von Böden in der Gesellschaft am 12 Oktober 2018 im UFZ Leipzig”. 2018. 12 p.
31. Kurganova I.N., Lopes de Gerenyu V.J., Six J., Kuzyakov Y. Carbon cost of collective farming collaps in Russia // Glob. Change Biol. 2014. V. 20(3). P. 938–947.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12379>
32. Kuzyakov Y. Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods // Soil Biol. Biochem. 2006. V. 38. P. 425–448.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.08.020>
33. Schlesinger W.H., Andrews J.A. Soil respiration and the global carbon cycle // Biogeochemistry. 2000. V. 48. P. 7–20.
<https://doi.org/10.1023/A:1006247623877>
34. Six J., Conant R.T., Paul E.A., Paustian K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils // Plant and Soil. 2002. V. 241. P. 155–176.
<https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>
35. Wiesmeier M., Hübner R., Spörlein P., Geuß U., Hangen E., Reischl A., Schilling B., von Lütow M., Kögel-Knabner I. Carbon sequestration potential of soils in southeast Germany derived from stable soil organic carbon saturation // Global Change Biology. 2014. V. 20(2). P. 653–665.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12384>
36. Schlesinger W.H., Andrews J.A. Soil respiration and global carbon cycle // Biogeochemistry. 2000. V. 48. P. 7–20.

Carbon Reserves and Carbon Protective Capacity of Sod-Podzolic Soil in Natural and Agricultural Ecosystems of the Pre-Urals

N. E. Zavyalova*

Perm Federal Research Center, Ural Branch Russian Academy of Sciences, Perm, Russia

*e-mail: nezavyalova@gmail.com

The amount of stabilized and protected from decomposition of organic matter in the soil characterizes the carbon protective capacity of the soil (Carbon Protection Capacity-CPC). Experimental data on the accumulation and loss of organic carbon in sod-podzolic soil (Eutric Albic Retisols (Abruptic, Loamic, Cutanic)) in agrocenoses of the Pre-Urals are presented and a characteristic of virgin analogues is given. The greatest decrease in C_{org} was noted in permanent clean fallow, the rate of carbon loss in the 0–20 cm layer in the first 7 years was 0.04% C/year or 1.0 t C/(ha year). Among arable soils, the soil under the perennial leguminous crop, the oriental goat's rue (*Galéga orientalis*), is characterized by the maximum content and reserves of organic carbon. For 30 years of permanent cultivation of eastern goat's rue, carbon stocks in the 0–20 cm layer increased by 5.4 t/ha, an increase in the humus-accumulative soil horizon (A1) up to 36 cm is observed relative to the virgin soil of the grass-forb meadow (A1 = 22 cm). Natural soils are in equilibrium, the C_{org} content under mixed forest in the 3–20 cm layer is 2.69 ± 0.02%, under the grass-forb meadow in the 0–20 cm layer is 1.25 ± 0.03%, the reserves are 41.2 t C/ha and 31.2 t C/ha, respectively. The average value of the carbon-protective capacity of the studied soil varies from 26.1 to 32.9 g C/kg in a soil layer of 0–20 cm and practically does not depend on the methods of its use. Significant factors influencing the content of organic carbon are the quantity and qualitative composition of the biomass entering the soil of agrocenoses.

Keywords: virgin soils (forest, meadow), crop rotation, permanent clean fallow, organic carbon, sequestration

**ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ
И ОХРАНА ПОЧВ**

УДК 631.48

**СОЛЕВОЕ СОСТОЯНИЕ ПОЧВ В ПОСТИРРИГАЦИОННЫХ УСЛОВИЯХ
НА ГЕНЕРАЛОВСКОЙ ОРОСИТЕЛЬНОЙ СИСТЕМЕ
В ВОЛГОГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ**© 2022 г. Н. Б. Хитров^а, * (ORCID: 000-0001-5151-5109), И. Н. Горохова^а, **, Е. И. Кравченко^а^аПочвенный институт им. В.В. Докучаева, Пыжжевский пер., 7, стр. 2, Москва, 119017 Россия

*e-mail: khitrovnb@gmail.com

**e-mail: g-irina14@yandex.ru

Поступила в редакцию 07.02.2022 г.

После доработки 09.03.2022 г.

Принята к публикации 13.03.2022 г.

Оценены современные тенденции постирригационного изменения солевого состояния почв Генераловской оросительной системы, расположенной в сухостепной зоне Волгоградской области на второй террасе р. Дон возле Цимлянского водохранилища. С середины 1990-х исследуемая территория не орошается. Используются материалы полевых обследований, выполненных на данной территории в 1990 и 2020 гг., результаты водной вытяжки 1 : 5 за оба срока и измерения активностей ионов Na^+ , Ca^{2+} и Cl^- в почвенных пастах с влажностью 40–45% с помощью ионоселективных электродов в 2020 г., аэрофотоснимок (1990 г.), космический снимок (2020 г.). В 1990-х гг. отмечалось вторичное засоление почв в результате подъема уровня грунтовых вод выше критического. За 25 лет отсутствия орошения произошло понижение уровня грунтовых вод глубже 5 м, постепенное рассоление вторичнозасоленных почв и развитие ощелачивания верхних горизонтов современных почв. На этом фоне текущее солевое состояние почв преимущественно таковому 25 лет назад, что проявляется в сохранении общей тенденции пространственного распределения содержания солей в исследуемом ландшафте. В 2020 г. в некоторых почвах отмечено присутствие хлоридов кальция. Их наличие является критерием частичного сохранения следов вторичного засоления, возникшего к 1990-м годам. Показана возможность использования сочетания метода катен при наземном обследовании почв, космической информации и цифровых способов обработки данных для картографирования почвенного покрова, находящегося в постирригационных условиях, с отражением основных групп почв, глубины засоленного горизонта и наличия или отсутствия карбонатов с поверхности почв, сведения по которым необходимы при разработке и подборе оптимальных мелиоративных мероприятий.

Ключевые слова: постирригационные почвы, солонцеватость почв, активность ионов натрия, признаки вторичного засоления почв, цифровое почвенное картографирование

DOI: 10.31857/S0032180X2208007X**ВВЕДЕНИЕ**

Земли сухостепной зоны России активно используются в сельском хозяйстве под пашню, сенокосы и пастбища. Почвенный покров зоны представлен разнообразными почвенными комбинациями, включающими крупные массивы каштановых несолонцеватых и солонцеватых почв на водораздельных пространствах с хорошей дренированностью, каштановые солонцовые комплексы с разным долевым участием солонцов в автоморфных, полугидроморфных и гидроморфных условиях, сочетания и пятнистости лугово-каштановых, луговых почв разной степени засоления и солонцеватости, аллювиальные почвы в долинах рек. Работами многих советских и российских исследователей установлены основные закономерности

природного состояния почв сухостепной зоны в целинных условиях и на начальных этапах активного сельскохозяйственного освоения: наличие разных видов солонцовых комплексов, их генезис, очаговый характер распределения солей в них и др. [2, 12, 14, 15, 19, 28].

В середине XX в. в европейской части России были построены крупные оросительные системы, которые позволили обеспечивать продовольственную безопасность страны. Наиболее активное строительство оросительных систем проводилось в 50–60-х гг. XX в. [33]. К середине 1980-х гг. количество освоенных площадей орошаемых земель достигло максимума. Однако значительные нормы поливов, отсутствие дренажа на оросительных системах привели в 1990-х гг. к подъему уровня

грунтовых вод (УГВ), возникновению очагов вторичного засоления, осолонцеванию почв, подтоплению и другим негативным явлениям.

По этим причинам исследования были направлены на изучение колебания и подъема УГВ при орошении [1, 11, 24, 27]; ирригационной эрозии орошаемых почв [20, 21], процессов вторичного засоления [12, 18]; деградации структуры почв на макро- и микроуровнях [27], процессов осолонцевания [12]; окарбонативания [4, 22, 23, 31]; влияния оросительных вод на свойства почв [5, 10, 13].

К классическим методам исследования засоленных орошаемых почв в последние годы активно добавляются такие, как электромагнитометры для бесконтактной оценки засоления почв [36, 37], дистанционное зондирование с привлечением спутниковой информации высокого разрешения [7, 41, 42], информации с беспилотных летательных аппаратов [40] и использование параметров, определяемых дистанционно: индексов растительности, засоления и влажности почв, температуры поверхности, топографии; применение различных моделей расчета и картографирования засоленности почв, из которых наиболее востребованы: случайный лес (RF), множественная регрессионная модель (MLR), метод опорных векторов (SVM), искусственные нейронные сети (ANN) [8, 38–41, 43]. Отмечается, что не существует алгоритма, который мог бы идеально работать для всего набора данных, поэтому выбирается тот, который соответствует конкретным целям и подходит для выбранного района исследования [8, 41].

Современное состояние и прогнозирование распространения засоленных почв дистанционными и расчетными методами особенно важны для малодоступных районов, что улучшает стратегию управления всем орошаемым комплексом, а применение новых приборов позволяет сократить временные и материальные затраты на наземные и лабораторные исследования.

Начиная с 90-х гг. XX в. в России произошла структурная перестройка и существенное сокращение площадей орошаемых земель: большие массивы были заброшены и стали многолетней залежью, другая часть земель переведена в богарное использование, на некоторых участках возобновили орошение только после длительного периода залежи или после богарного использования, другие участки поменяли тип орошения. Такие кардинальные изменения в использовании орошаемых земель не могли не сказаться на состоянии почв, в том числе солевом, включающем разные аспекты состава, содержания и пространственного распределения легкорастворимых солей, обменных катионов, карбонатов и гипса. Примером может служить Генераловская ороси-

тельная система (ОС), расположенная в сухостепной зоне Волгоградской области.

Генераловская ОС построена в 1959 г. с водозабором из Цимлянского водохранилища, ее площадь составляла 12439 га [33]. В начале 1990-х гг. орошение на ОС было прекращено. Отмечался высокий УГВ, развитие вторичного засоления на фоне сохранявшегося природного очагового засоления солонцовых комплексов и образование солончаков [6].

В настоящее время, по данным Волгоградской гидрогеолого-мелиоративной партии (ВГМП)¹, площадь сельскохозяйственных земель Генераловской ОС составляет 4870 га. Земли используются под богарное земледелие, с перспективой возобновить орошение. Возделывают озимые зерновые и технические (горчица) культуры, сохраняется много залежных земель.

Цель исследований – оценить тенденции пост-ирригационного изменения солевого состояния почв Генераловской ОС, вторично засоленных в 1990-х гг. и находящихся в условиях 25-летнего периода прекращения орошения. Для достижения цели поставлены следующие задачи: 1) изучить засоленность почв в современных условиях; 2) сравнить солевое состояние почв в два периода; 3) картографирование почвенного покрова.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектом исследований стали почвы Генераловской ОС, расположенной на юге Волгоградской области (рис. 1). Генераловская ОС большей частью находится на второй надпойменной террасе р. Дон (левобережье) и частично на северо-западном склоне возвышенности Ергени в зоне недостаточного увлажнения. Среднегодовое количество осадков колеблется от 270 до 300 мм. В теплый период года выпадает 2/3 осадков, а испаряемость в 2–3 раза больше годового количества осадков [9].

Левобережный комплекс донских террас имеет вид слабонаклонных, плохо различающихся между собой площадок с отметками поверхности не более 60 м. Вторая надпойменная терраса приклонена к третьей и ее ширина значительно меньше третьей, первая надпойменная терраса скрывается под водами Цимлянского водохранилища. Все террасы сложены арчедино-донскими и цимлянскими песками, которые накопились в период таяния днепровского ледника и позднее были погребены под мощным слоем покровных сулинков.

До орошения глубина УГВ в долине р. Дон колебалась от нескольких метров до 10 м [9]. По

¹ Данные Волгоградской гидрогеолого-мелиоративной партии (ВГМП).

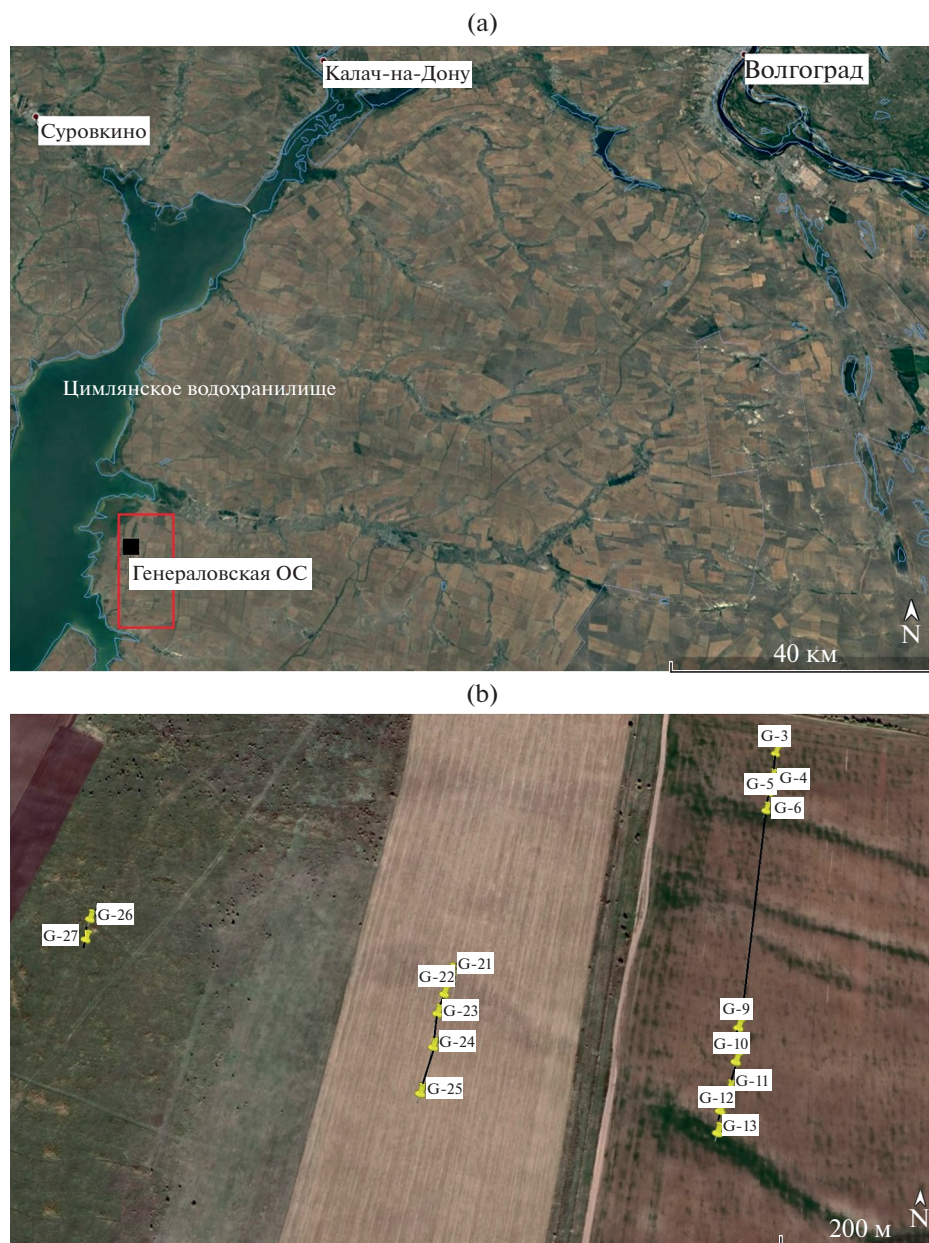


Рис. 1. Расположение Генераловской ОС и ключевого участка полевых исследований (черный квадрат) (а), точки полевого опробования и почвенно-топографические профили, сделанные на ключевом участке в августе–сентябре 2020 г. (b). Космическое изображение ключевого участка взято с портала Google Earth (27.09.2018).

данным ВГМП, к 1990-м гг. УГВ на оросительной системе повысился и достиг 1.5–3, 3–5 м в долине Дона. Минерализация грунтовых вод увеличилась от 1–3 до 3–10 г/л. Химический состав грунтовых вод был пестрым, с преобладанием сульфатов и хлоридов в различных сочетаниях. В настоящее время на всей площади Генераловской ОС глубина УГВ составляет >5 м. Изменений химического состава грунтовых вод за период орошения не произошло.

Для всей территории Генераловской ОС характерна комплексность почвенного покрова. На

выпуклых и относительно ровных поверхностях распространены каштановые несолонцеватые и солонцеватые почвы с пятнами солонцов, в микропонижениях и днищах широких ложбин – луговато- и лугово-каштановые почвы.

Часть почв террасы Дона претерпела существенные изменения за период орошения. Близкое положение зеркала грунтовых вод к дневной поверхности (1.5–3 м) и повышенная минерализация (3–10 г/л) привели в конце 80–начале 90-х гг. XX в. к формированию лугового солончака из луговато-каштановых почв. Его площадь составляла не-

скольких гектаров. Вокруг него сформировались вторичнозасоленные почвы сильной степени засоления.

В августе–сентябре 2020 г. на Генераловской ОС проведены полевые исследования в пределах второй террасы р. Дон. Заложено и описано 16 разрезов и прикопок, характеризующих сопряжение почв вдоль четырех катен, секущих основной склон в поперечном направлении от водораздельного пространства между широкими ложбинами до днища ложбины, проложено 3 почвенно-топографических профиля (рис. 1б).

Ключевой участок охватывал 3 гипсометрических уровня склона террасы, слаборасчлененного широкими ложбинами, направленными в сторону Цимлянского водохранилища: две катены, поперечные склону, на абсолютной высоте 54–56 м (точки G-3...G-6 и G-9...G-13), одну катену (точки G-21...G-24) на высоте 50–52 м; территорию бывшего солончака на высоте 46.0–46.5 м (точки G-26, G-27).

По данным Гипрозема, до орошения почвенный покров был представлен каштановыми солонцовыми комплексами, включавшими преобладавшие каштановые солонцеватые и несолонцеватые суглинистые почвы с 10–25% каштановых средних и глубоких солонцов, и сочетания каштановых почв с луговато- и лугово-каштановыми почвами в ложбинах. Во время строительства оросительной системы поверхность полей была подвергнута планировке под поверхностный способ полива. Почвы орошались более 30 лет до начала 1990-х.

При полевом обследовании использовали руководство по морфологическому описанию почв [3, 30, 35], название почв давали по трем классификациям: СССР [16] (далее К-1977), России [17, 26] (далее РК-2004(8)) и международной WRB [34] (далее WRB-2015).

Из материалов, полученных в 1990-х гг., использовали послойные (0–50 и 50–100 см) данные содержания солей в водной вытяжке 1 : 5 из 18 почвенных разрезов, имеющих географическую привязку, панхроматический аэрофотоснимок (М 1 : 25000, объединение “Союзгипроводхоз”, 23.06.1990) и результаты полуавтоматической дистанционной диагностики засоления почв. Ключевые участки отличались по комплексу характеристик мелиоративного состояния земель: УГВ, состоянию посевов, засоленности почв.

В почвах, исследованных в 2020 г., содержание водорастворимых солей определяли в стандартной водной вытяжке с соотношением почва : вода 1 : 5 (72 образца), и на основе измерений активностей ионов Na^+ , Ca^{2+} и Cl^- в почвенных пастах с влажностью 40–45% [29] с помощью ионоселективных электродов (226 образцов). Для определения степени засоления использовали активность Na^+ в почвенных пастах (градация <20 ммоль/л соответ-

ствует незасоленным разностям, 20–50 ммоль/л – слабозасоленным, 50–150 ммоль/л – средnezасоленными, 150–300 ммоль/л – сильнозасоленным, >300 ммоль/л – очень сильно засоленным разностям). Индикатором вторичного засоления считается соотношение активности ионов, при котором активность хлорид-ионов превышает активность Na^+ , кроме того, в этих почвенных горизонтах наблюдается высокая активность ионов Ca^{2+} (до 10–15 ммоль/л), что свидетельствует о наличии хлорида кальция в почвенном растворе. Долю обменного Na ($\text{Na}_{\text{обм}}$, %) оценивали на основе соотношения активности ионов Na (a_{Na}) и Ca (a_{Ca}) по специальной регрессионной модели [32]. Ионный состав воды определяли стандартными методами [29].

Для экстраполяции почвенных разностей и создания почвенной карты на ключевой участок использовали космический снимок с портала Yandex.ru (28.03.2020, Pleiades) и его обработку программным комплексом ENVI 5.1 стандартным алгоритмом ISODATA. Классификатор ISODATA основан на статистическом кластерном анализе k-means (k-средних). В качестве меры близости используется евклидово расстояние. Программа осуществляет разделение по классам, используя максимальное, среднее и минимальное значения яркости и стандартное отклонение в первой итерации, затем классификация проводится по средним значениям и минимальному евклидову расстоянию до получения оптимального разделения классов.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Общие черты строения профиля исследованных почв. Современные почвы имеют агрогумусовый горизонт Р мощностью от 24 до 45 см с медианой 33 см, нижним и верхним квантилями 30 и 38 см соответственно. Он состоит из двух или трех подгоризонтов, отличающихся по вскипанию от HCl, солонцеватости, структурному состоянию, наличию припаханных фрагментов нижележащего горизонта.

В нескольких разрезах (G-4, G-5, G-9, G-11, G-22, G-25) непосредственно под пахотным горизонтом сохранилась нижняя часть ксерометаморфического солонцеватого горизонта ВМКsp, имеющего призматическую структуру и гумусово-глинистые кутаны на боковых гранях агрегатов. Наличие гумусово-глинистых кутан на глыбистых отдельностях пахотного горизонта почв двух катен в верхней части участка на абсолютной высоте 54–56 м свидетельствуют об активной фазе развития солонцового процесса в текущее время. На более низких уровнях общего склона (высота 50–52 и 46–47 м) морфологические признаки солонцеватости встречаются редко (рис. 2, 3).

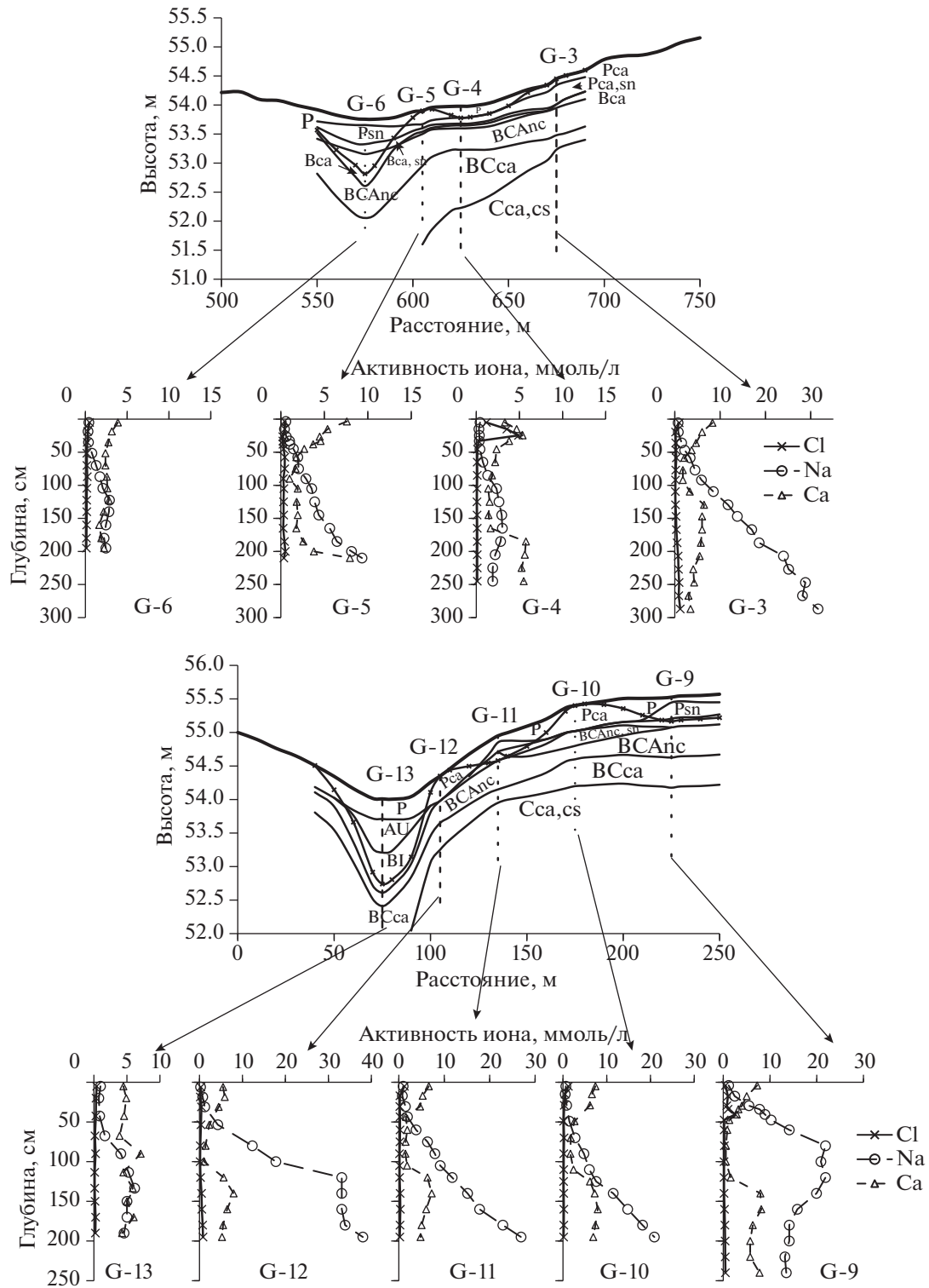


Рис. 2. Профили почв вдоль катен G-3...G-6; G-9...G-13 и вертикальное распределение активности ионов Na⁺, Ca²⁺, Cl⁻, измеренных в пастах с влажностью 40 мас. %.

Все почвы трех катен на высотных уровнях между 50 и 56 м имеют аккумулятивно-карбонатный горизонт ВСА со сплошным вскипанием от НС1 основной массы и карбонатными новообра-

зованиями в виде белоглазки. Его мощность варьирует от 20 до 75 см с медианой 44 см, нижним и верхним квартилями 38 и 54 см. Причем и наибольшие, и наименьшие значения характерны для почв

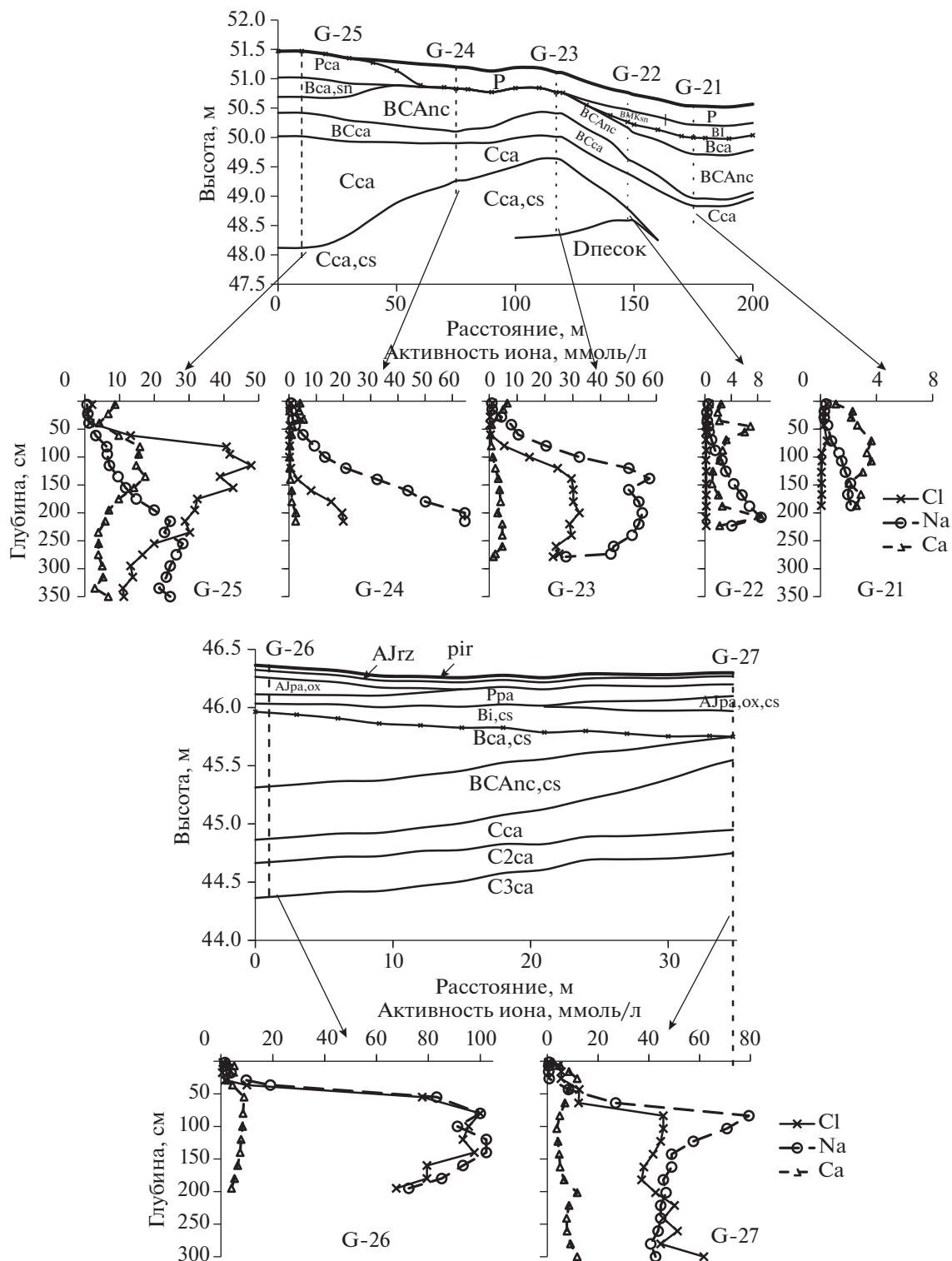


Рис. 3. Профили почв вдоль катен G-21...G-25; G-26...G-27 и вертикальное распределение активности ионов Na^+ , Ca^{2+} , Cl^- , измеренных в пастах с влажностью 40 мас. %.

днищ ложбин, в которых верхняя граница горизонта ВСА расположена на глубине от 80 до 140 см. Эти почвы представлены агроземами глинисто-иллювиальными (разрез G-6, G-21) и агротемногумусо-

вой глинисто-иллювиальной (разрез G-13) тяжелоуглинистыми на лёссовидных суглинках (луговато-каштановыми почвами по К-1977; Luvic Kastanozem (Loamic, Aric)).

Таблица 1. Солевой состав воды в устье р. Есауловский Аксай при ее впадении в Цимлянское водохранилище возле ныне неработающего водозаборного гидроузла Генераловской ОС (дата отбора 01.09.2020)

рН	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Сумма солей, г/л	EC ₂₅ , дСм/м	SAR
	ммоль(экв)/л									
7.8	1.8	27.1	33.4	15.5	11.8	35	0.2	3.93	5.42	9.47

Каштановые почвы по К-1977, имевшие до этапа активного антропогенного воздействия похожее строение профиля, в текущее время имеют два типа почвенного профиля согласно РК-2004(8): с сохранившимся ксерометаморфическим горизонтом ВМК и без него. В первом случае это тип агрокаштановых почв, во втором – тип агроземов аккумулятивно-карбонатных сегрегационных. Агрокаштановые почвы на участке являются солонцеватыми (Luvic Kastanozems (Loamic, Aric, Protosodic, Bathygyptic)), среди агроземов часть разрезов представлены солонцеватыми (Luvic Kastanozems (Loamic, Aric, Protosodic, Bathygyptic)), а другая часть – несолонцеватыми (Haplic Kastanozems (Loamic, Aric, Bathygyptic)) разностями.

На месте лугового солончака, возникшего из луговато-каштановых почв при орошении в 1980–1990-х гг. за счет подъема УГВ до глубины <1.5 м, в 2020 г. под покровом тростника и пырея обнаружены светло-гумусовые аккумулятивно-карбонатные глинисто-иллювирированные постагrogenные окисленно-глееватые срединновскипающие срединногипсодержащие пирогенные слабозасоленные солончаковатые среднесуглинистые почвы на желто-бурых слоистых суглинках. Это означает, что за короткий период (менее полувека) почва прошла два этапа эволюции: интенсивного засоления и в последующем рассоления.

Поскольку предполагается возобновление орошения на Генераловской ОС, оценили состав воды возле ныне недействующего водозаборного сооружения в пос. Пугачевский, находящегося в устье р. Есауловский Аксай, впадающей в Цимлянское водохранилище (табл. 1). Это степная река, имеющая водосборный бассейн на западном склоне Ергеней с распространением солонцовых комплексов. По этой причине вода солоноватая с минерализацией 3.9 г/л и SAR = 9.7. Полив непосредственно такой водой будет обеспечивать накопление обменного натрия 10–12% от ЕКО, вызывая вторичное осолонцевание, а также накопление легкорастворимых солей в корнеобитаемой зоне до уровня слабой степени вторичного засоления. Данный состав воды означает, что при возобновлении орошения необходимы специальные мероприятия по улучшению качества поливной воды, чтобы исключить негативные процессы.

Солевое состояние почв катен G-3...G-6 и G-9...G-13 на высоте 50–56 м. Рассмотрим, как изменилось засоление орошаемых почв к настоящему времени на ключевом участке после 25-летнего перерыва в орошении. На поле, расположенном выше основного склона второй террасы Дона на высоте 54–56 м (разрезы G-3...G-13), во время орошения в 1990-х гг. уровень грунтовых вод находился на глубине 3–5 м, а в настоящее время – глубже 5 м. Почвенная комбинация характеризуется тем, что здесь чаще, чем на других участках, встречаются солонцеватые почвы, в которых гумусово-глинистые кутаны на боковых гранях глыбистых агрегатов наблюдаются даже в пахотном горизонте (G-3...G-6, G-9).

По результатам измерения активности ионов в пастах, почвы в днище ложбин и на прилегающей нижней части склона с относительным превышением менее 20 см относительно дна не имеют засоления до глубины более 2 м. Активность Na⁺ не превышает 3–7 ммоль/л (или 0.12–0.28 смоль(экв)/кг), активность Cl⁻ < 1 ммоль/л (<0.04 смоль(экв)/кг).

На выпуклых участках склона между ложбинами горизонты со слабой степенью засоления залегают с глубины от 80 до 170 см, что соответствует солончаковатым, глубокосолончаковатым и глубокозасоленным разностям. Почвы с засоленным горизонтом глубже 1 м преобладают. В этих почвах (G-3, G-10, G-11) вертикальное распределение солей глубинно-аккумулятивное со сравнительно постепенным увеличением активности ионов натрия вниз по профилю и максимумом на глубине 180–200 см. В нижней части склона на борту более сильно врезанной ложбины (G-12) распределение активности натрия также глубинно-аккумулятивное, но верхний засоленный горизонт располагается ближе к поверхности, чем в верхних частях склона.

К солончаковатым разностям относится только разрез G-9, для которого характерно срединно-аккумулятивное распределение Na⁺ с максимумом на глубине 80–130 см. По данным водной вытяжки тип засоления преимущественно натриево-магниевый сульфатный, часто с гипсом.

Для верхних двух катен характерно своеобразное вертикальное распределение активности ионов Ca²⁺ с минимальными значениями (0.5–2 ммоль/л)

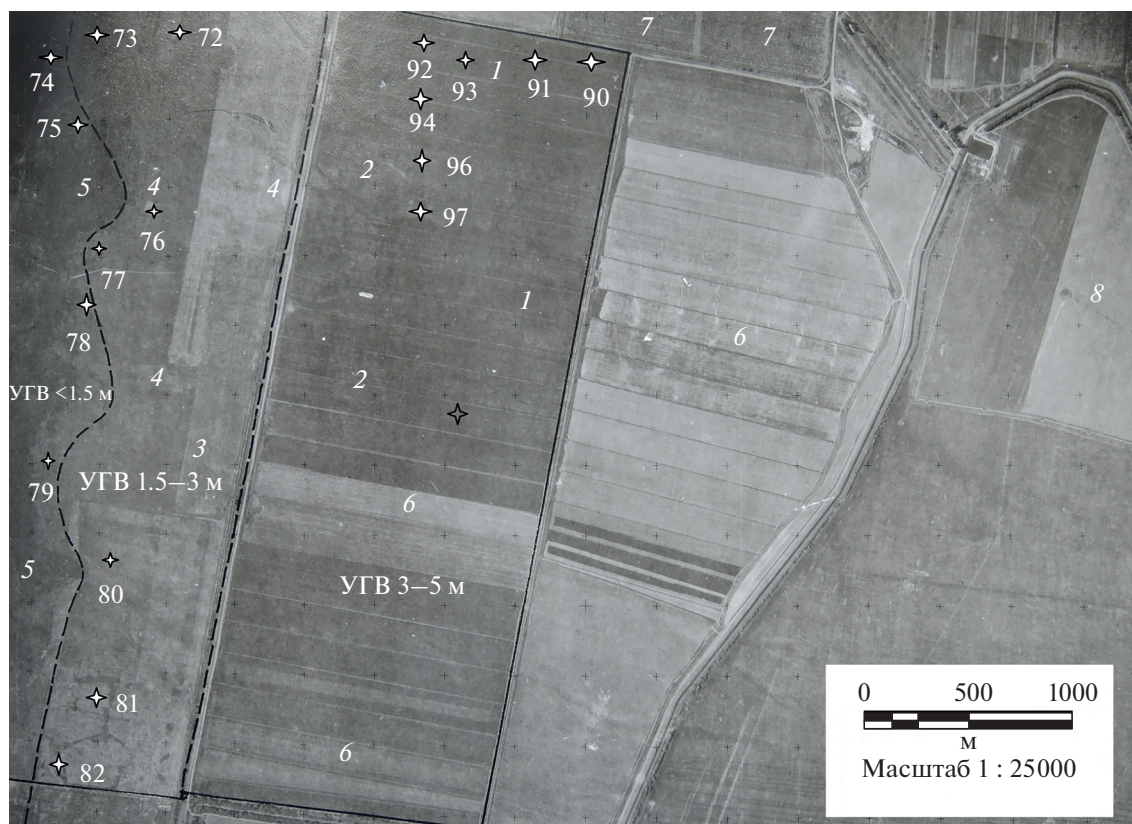


Рис. 4. Территория ключевого участка Генераловской ОС с зонами уровня грунтовых вод (УГВ) в 1990 г.: 3–5, 3–1.5, <math>< 1.5\text{ м}</math> на изображении панхроматического аэрофотоснимка (объединение “Союзгипроводхоз”, 23.06.1990). Условные обозначения: 1 – участки с люцерной в хорошем состоянии; 2 – пятна разреживания люцерны, связанные с солонцовым и эрозийным процессами; 3 – открытая и частично окошенная поверхность почв; 4 – пятна почв сильного засоления; 5 – луговой солончак; 6 – убранная люцерна; 7 – сады; 8 – богара; 72–97 – номера точек опробования на засоление почв в 1990 г. (см. табл. 2).

в средней части профиля и двумя максимумами (5–8 ммоль/л) в верхних незасоленных и нижних засоленных горизонтах. Исключением являются незасоленные почвы в днищах ложбин. В них активность ионов Ca^{2+} имеет приблизительно равномерное вертикальное распределение с варьированием в диапазоне 3–7 ммоль/л.

Минимум активности ионов Ca^{2+} в средней части профиля указывает на повышенную щелочность почвенного раствора, возникающую при рассолении ранее засоленных горизонтов. Это сопровождается наличием небольших количеств токсичной щелочности, связанной с Na, в формально незасоленных горизонтах, по данным водной вытяжки.

Обратим внимание, что участок, на котором заложена катена G-3...G-6, в 1990-х гг. характеризовался хорошим состоянием выращиваемых культур с крайне редким проявлением засоления (рис. 4, табл. 2). На рис. 4 эти области отмечены цифрой 1 с однородным фототоном. Соседний участок, на котором заложена катена G-9...G-13, отличался пятнистым засолением с выпадами культур. На рис. 4 он отмечен цифрой 2.

Оценка солевого состояния почв в 2020 г. позволяет утверждать, что различие участков сохранилось в более глубоких горизонтах. В почвах катены G-9...G-13 слабозасоленные горизонты с гипсом расположены на меньшей глубине.

Солевое состояние почв катены G-21...G-25 на высоте 50–52 м. Проанализируем состояние почв, находящихся на основном склоне второй террасы р. Дон на поле, в пределах которого в 1990-х гг. УГВ находился на глубине 1.5–3.0 м, и часть почв относилась к солончаковым разностям.

По полевым наблюдениям 2020 г., почвенная комбинация представлена сочетанием-пятнистостью. В днище широких ложбин расположены агроземы глинисто-иллювиальные (лугово-каштановые почвы или Luvic Kastanozem (Loamic, Aric)). На слабовыпуклом наклонном водораздельном пространстве склона между ложбинами – агрокаштановые солонцеватые (каштановые солонцеватые пахотные почвы или Luvic Kastanozem (Loamic, Aric, Protosodic)) и агроземы аккумулятивно-карбонатные (каштановые пахотные смытые почвы или Haplic Kastanozem (Loamic, Aric, Protosodic)) среднесуглинистые на палево-бурых

Таблица 2. Степень и химизм засоления почв на ключевом участке Генераловской ОС в июне 1990 г.

№ точки	Средневзвешенная сумма токсичных солей (%) в слое почвы		Химизм засоления	Степень засоления
	0–50 см	50–100 см		
72	0.79	0.88	Хлоридно-сульфатное	Сильная
73	1.02	1.11	—	Очень сильная
74	0.74	0.91	—	Очень сильная
75	1.10	1.39	—	Очень сильная
76	0.73	0.89	—	Сильная
77	0.72	1.12	—	Очень сильная
78	0.91	1.15	—	Очень сильная
79	1.10	1.16	—	Очень сильная
80	0.52	0.82	—	Сильная
81	0.67	0.78	—	Сильная
82	0.76	1.14	—	Очень сильная
90	0.04	0.05	Сульфатное	Нет засоления
91	0.03	0.04	Хлоридно-сульфатное	Нет засоления
92	0.09	0.09	—	Нет засоления
93	0.04	0.07	—	Нет засоления
94	0.04	0.05	—	Нет засоления
96	0.14	0.14	—	Слабое
97	0.08	0.13	—	Слабое

лессовидных суглинках, подстилаемых с 2–2.5 м песком. Местами встречаются сильноперерытые животными (зоотурбированные) и стратифицированные разности с натащенным во время строительных планировок карбонатным материалом на поверхности.

На слабовыпуклой поверхности между ложбинами встречаются солончаковатые (разрез G-23, G-25) и глубокосолончаковатые (разрез G-24) почвы с верхней границей слабозасоленного горизонта на глубине 70–80 и 110 см соответственно. По данным водной вытяжки, тип химизма солей хлоридно-содовый или содово-хлоридный натриевый с суммой токсичных солей $S_{\text{токс}}$ 0.08–0.09%. В горизонтах с морфологическим проявлением прожилок мелкокристаллического гипса на глубине 150–200 см тип химизма становится хлоридно-сульфатным магниевое-натриевым с гипсом. Степень засоления изменяется от слабой до средней ($S_{\text{токс}}$ 0.15–0.23%).

По данным измерения активностей ионов в пастах, почвы в днище и на бортах широкой ложбины (разрезы G-21, G-22) не содержат легкорастворимых солей до глубины 2–2.5 м, включая всю мощность лессовидных суглинков и подстилающие песчаные отложения. Активность хлоридов изменяется от 0.06 до 0.6 ммоль/л (0.002–0.02 смоль(экв)/кг), ионов натрия – 0.25–

2.2 ммоль/л (0.01–0.09 смоль(экв)/кг) в днище ложбины и 0.3–8.5 ммоль/л (0.01–0.34 смоль(экв)/кг) на ее борту с общей тенденцией увеличения значений вниз по профилю.

Распределение засоления по активности натрия глубинно-аккумулятивное в глубокосолончаковатой почве разреза G-24 и срединно-аккумулятивные в солончаковатых почвах G-23 и G-25. Слабая и средняя степень засоления отмечается в нижней части профиля. Верхняя граница засоления по активности ионов Na^+ расположена на глубине 80 (разрез G-23), 120 (разрез G-24) и 195 см (разрез G-25). По сравнению с почвами верхних катен здесь наблюдаются большие максимальные значения активности ионов натрия в профиле, достигающие 50–60 ммоль/л (2–2.4 смоль(экв)/кг).

Разрез G-25 имеет особенность. В слое 80–150 см наблюдается максимум значений активности Cl^- 40–48 ммоль/л, соответствующих уровню слабой степени засоления. На этой глубине активность хлоридов превышает в 4 раза активность ионов Na^+ (7–12 ммоль/л). Хлориды в растворе компенсируются Ca^{2+} , активность ионов которого в этом слое 15–18 ммоль/л (соответствует 30–36 ммоль(экв)/л). Глубже активность хлорид-ионов постепенно уменьшается, а с 250 см перестает превышать активность ионов Na^+ . Наличие хлоридов кальция свидетельствует об остаточных

признаках вторичного засоления [25]. В 1990-х гг. это поле осваивалось частично, УГВ залегал на глубине 1.5–3 м, обеспечивая подъем капиллярной каймы в корнеобитаемую зону, состояние посевов люцерны отличалось пятнистостью и наличием выпадов культуры в местах вторичного засоления почв сильной степени.

В разрезах G-23 и G-24, в которых активность Na^+ превышает таковую Cl^- , вертикальное распределение активности Ca^{2+} аналогично описанному выше в разрезах верхних двух катен: минимум (0.3–0.5 ммоль/л) в середине профиля и два максимума (3–6 ммоль/л) в верхних и нижних горизонтах. Это означает наличие щелочных условий в аккумулятивно-карбонатных горизонтах исследуемых почв. Это подтверждают данные водной вытяжки, согласно которым тип засоления хлоридно-содовый натриевый с высокой долей общей щелочности среди анионов и токсичной щелочности, связанной с Na. Глубже он сменяется хлоридно-сульфатным магниевым-натриевым с гипсом.

Таким образом, на территории с близким от поверхности расположением грунтовых вод и солончаковыми и солончаковатыми почвами сильной степени засоления через 25 лет отсутствия орошения произошло частичное рассоление верхних горизонтов почв с сохранением локальных следов былого вторичного засоления в виде наличия хлоридов Ca в почвенных растворах. При этом почвы катены по-прежнему имеют больше легкорастворимых солей в профиле, которые находятся выше в почвенном профиле по сравнению с двумя верхними катенами.

Солевое состояние почв территории бывшего солончака. Разрезы G-26 и G-27 заложены на месте бывшего лугового солончака, возникшего из луговато-каштановых почв, где УГВ составлял <1.5 м в 1990 г., почвы имели сильную и очень сильную степень засоления в метровой толще. Участок с абсолютной высотой 46.0–46.5 м ближе всего расположен к Цимлянскому водохранилищу. Поле сплошь поросло тростником. Разрез G-26 характеризует слабовыпуклую фоновую поверхность общего пологого склона с разреженным низкорослым (высотой 1.0–1.3 м) тростником с пыреем и вейником, а разрез G-27 – днище мелкой ложбины с густыми зарослями тростника, имеющего высоту 2–2.5 м, с пыреем во втором ярусе. Почвы лугово-каштановые старопашотные солончаковатые тяжело- и среднесуглинистые на палево-бурых суглинках (K-1977) или светло-гумусовые пирогенные постагрогенные окисленно-глеевые глинисто-иллювирированные высокогипсодержащие срединно-карбонатные глубокосегрегационно-карбонатные тяжело- и среднесуглинистые на палево-бурых пылеватых суглинках, подстилаемых с 1.5 м слоистыми суглинками

(PK-2004), или Luvic Gypsic Kastanozems (Loamic, Oxiaquic, Endoprotosalic).

В связи с периодическим выжиганием тростника на поверхности почв образовался пирогенный слой (признак *pir*) мощностью 3–4 см, состоящий из обугленных растительных остатков с примесью минеральных частиц. Бывший пахотный горизонт за 30 лет постепенно преобразуется в светлогумусовый горизонт AJ под влиянием корневых систем тростника и пырея. В его верхней части сформировалась дернина (признак *gz*) мощностью 4–6 см. Отчасти сохранившаяся глыбистая структура первого порядка с отдельными угловатыми неправильной формы агрегатами (признак *ra* – постагрогенный) стала непрочной и преимущественно раздроблена корнями на зернистые и уплощенно-зернистые агрегаты. Наличие на поверхности многих агрегатов буро-ржавых пленок гидроксидов железа и бурых мягких конкреций диаметром 1–2 мм, сосредоточенных в скоплениях диаметром до 2 см внутри глыбистых отделностей, отражает периодическое развитие восстановительных условий в поверхностном горизонте, сменяющихся в летний период при высыхании почв окислительными условиями (признак *ox* – окисленно-глееватый).

Начиная с глубины 21–33 см, и далее по профилю до 75–150 см в горизонтах AJ_{pa,ox,cs}, Vi_{cs}, Vca_{cs}, BCAn_{cs} отмечается заметное количество прожилков мучнистого гипса. В ложбине (разрез G-27) слой с гипсом меньше по мощности и расположен ближе к поверхности в области распространения крупных корневищ тростника. На слабовыпуклой поверхности (разрез G-26) он начинается чуть глубже за пределами светлогумусового горизонта и распространяется до глубины 150 см.

В 2020 г. поверхностные горизонты бывшего солончака, исключая вновь сформированные пирогенные, оказались рассолены, формально став незасоленными, хотя активность ионов натрия в них от 0.5 до 9 ммоль/л при 40 мас. % влажности свидетельствует о незаконченном процессе. На основной части склона рассоление привело к проявлению токсичной щелочности, связанной с натрием, тогда как в ложбине высокая общая щелочность (0.5–1.0 ммоль(экв)/кг) полностью компенсирована Ca, одним из источников которого является сетка обильных прожилков мучнистого гипса на глубине 20–33 см.

Первый от поверхности слабозасоленный горизонт начинается с глубины 33 см на слабовыпуклой поверхности (разрез G-26) и с 50 см в мелкой ложбине (разрез G-27). Основная часть почвенного профиля от 40–70 до 300 см имеет среднюю степень засоления хлоридного кальциево-магниевым-натриевого или кальциево-натриевого типа химизма ($S_{\text{токс}}$ 0.12–0.17%). На фоновой части склона максимум содержания солей нахо-

дится в середине профиля (40–70 см) в горизонте со сплошным вскипанием от HCl и прожилками мучнистого гипса при отсутствии карбонатных новообразований, появляющихся только с глубины 105 см. В ложбине распределение солей имеет преимущественно элювиальный вид с мало изменяющейся суммой токсичных солей (0.11–0.14%) на глубине 1–3 м.

Вместе с тем измерение активности ионов в пастах демонстрирует наличие некоторого максимума содержания Na^+ и Cl^- на глубине около 1 м, где обнаружено большое количество средних и мелких корней и корневищ тростника. При этом в разрезах G-26 и G-27 характерны наибольшие значения активности Na^+ и Cl^- на всем исследуемом массиве. В обоих разрезах имеются горизонты с хлоридами Ca и Mg, что является ярким свидетельством сохранившихся признаков вторичного засоления от расположенных близко грунтовых вод в прошлом во время орошения территории.

Важно оценить причину очень близкого залегания грунтовых вод в 1990-х гг. и современного произрастания зарослей тростника в виде широкой полосы на общем склоне второй террасы Дона. Из результатов ручного бурения следует, что глубже 130–150 см наблюдается слоистость суглинистых отложений, способствующая удержанию воды в отдельных слоях. Эти слои имеют мягкопластичную консистенцию и высокую липкость. К ним приурочены живые корни тростника с диаметром 5–6 мм, позволяющие обеспечивать водой надземные органы растений. В пределах трехметровой толщи обнаружено два таких сильно увлажненных слоя (горизонты C_{са} и C_{3са} на рис. 3), разделенных пылеватыми суглинками с существенно меньшей влажностью (горизонт C_{2са} на рис. 3). Наличие слоистости суглинистых отложений террасы в условиях дополнительного поступления воды в ландшафт в период активного орошения вызвало формирование длительной верховодки и солончака. В настоящее время при поступлении только атмосферных осадков эта причина поддерживает устойчивое произрастание растительной ассоциации тростника с пыреем.

Тенденции изменения солевого состояния почв в постирригационных условиях. Анализ текущего солевого состояния почв, выполненный в 2020 г., на участках, характеризовавшихся разным исходным солевым состоянием 30 лет назад, позволяет сделать следующие утверждения. Во-первых, за 25 лет отсутствия орошения под влиянием атмосферных осадков произошло постепенное рассоление вторичнозасоленных почв и развитие ошелачивания верхних горизонтов современных почв. Наиболее ярко это явление наблюдается на месте бывшего вторичного солончака 1990-х гг. Во-вторых, на двух участках с УГВ < 3 м и наиболее сильным засолением в прошлом сохранились признаки вторич-

ного засоления в текущее время в виде наличия хлоридов Ca в почвенных растворах на фоне существенного понижения грунтовых вод. В-третьих, сохранилось различие почв четырех участков по солевому состоянию. Допустимо утверждать о преемственности текущего солевого состояния почв такому 25 лет назад. На участке с общим хорошим состоянием люцерны в период орошения, отражавшим наименьшее засоление почв, в текущее время большая часть почв не засолены до 2 м и редко встречаются только глубокозасоленные разности. Участки, имевшие пятнистое засоление и разное положение уровня грунтовых вод (3–5 и 1.5–3 м) в 1990-х гг., в текущее время включают солончаковатые и глубокосолончаковатые разности почв с относительно более высоким содержанием солей и присутствием хлоридов кальция на исходно более засоленном участке с УГВ 1.5–3 м. Участок бывшего солончака до сих пор остается наиболее засоленным.

Оценка площадного распространения почв по данным дистанционного зондирования. Используя полевую диагностику и описание почв, привлекая классификацию (К-1977 и РК-2004(8)), провели кластеризацию космического снимка (Pleiades, 28.03.2020) и экстрополяцию типов почв на фрагмент обработанного изображения, охватывающего часть ключевого участка вокруг катен G-3...G-6, G-9...G-13, G-21...G-25 общей площадью 71 га (без учета территории канала и дороги). Поле с бывшим солончаком из-за малого количества точек полевого опробывания не рассматривали (рис. 5).

Почвы группировали по глубине первого от поверхности солевого горизонта (солончаковые – до 30 см; солончаковатые – 30–80 (100) см; глубокосолончаковатые – 100–150 см; глубокозасоленные – 150–200 см) и по наличию вскипания от 10%-ной HCl с поверхности, качественно отражающей наличие или отсутствие карбонатов в пахотном горизонте. Гранулометрический состав почв указывали по данным полевых исследований.

Кластеризация снимка позволила выделить по преобладающим признакам следующие группы почв: 1 – каштановые пахотные (агрокаштановые) солонцеватые глубокосолончаковатые и глубокозасоленные среднесуглинистые; 2 – каштановые пахотные (агроземы аккумулятивно-карбонатные) солонцеватые поверхностно-карбонатные солончаковатые и глубокосолончаковатые среднесуглинистые; 3 – луговато-каштановые пахотные (агроземы глинисто-иллювиальные) незасоленные среднесуглинистые; 4 – лугово- и луговато-каштановые пахотные (агротемногумусовые глинисто-иллювиальные и агроземы глинисто-иллювиальные) незасоленные тяжело- и среднесуглинистые; 5 – лугово-каштановые (агроземы глинисто-ил-

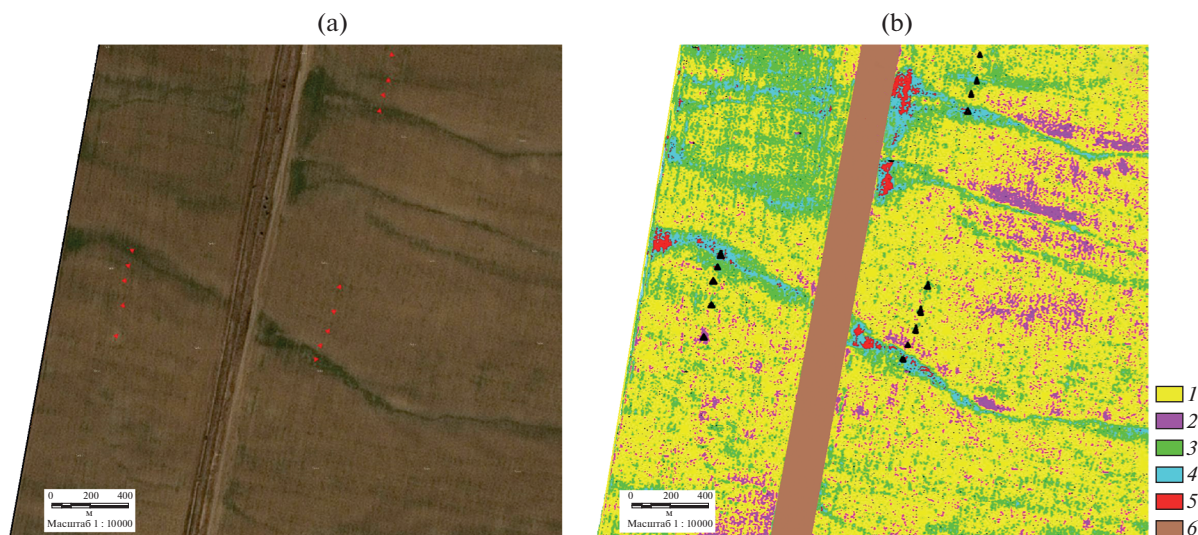


Рис. 5. Изображение космического снимка с портала Yandex.ru (a) (28.03.2020, Pleiades), результат его кластеризации и составления почвенной карты на территорию исследуемого участка (b). Условные обозначения: 1 – каштановые пахотные (агрокаштановые) солонцеватые глубокосолончаковатые и глубокозасоленные среднесуглинистые почвы; 2 – каштановые пахотные (агроземы аккумулятивно-карбонатные) солонцеватые поверхностно-карбонатные солончаковатые и глубокосолончаковатые среднесуглинистые почвы; 3 – лугово-каштановые пахотные (агроземы глинисто-иллювиальные) незасоленные среднесуглинистые почвы; 4 – лугово- и лугово-каштановые пахотные (агротемногумусовые глинисто-иллювиальные и агроземы глинисто-иллювиальные) незасоленные тяжело- и среднесуглинистые почвы; 5 – лугово-каштановые (агроземы глинисто-иллювиальные окисленно-глееватые) солончаковатые тяжело- и среднесуглинистые почвы; 6 – заброшенный канал и дорога.

лювиальные окисленно-глееватые) солончаковатые тяжело- и среднесуглинистые (рис. 5b).

Вся рассматриваемая часть ключевого участка распахана и пересечена множеством ложбин, что хорошо видно на космическом снимке (рис. 5a). Если сопоставить изображение современного космического снимка с аэрофотоснимком (1990 г.), то ложбины на последнем просматриваются слабо, а на космическом снимке напротив, отчетливо, что связано с отсутствием планировок полей в пост-ирригационный период и продолжающейся эрозией почв.

Большую часть общего склона (67.9% всей площади), представляющего собой водораздельное пространство между ложбинами, занимают агрокаштановые солонцеватые глубокосолончаковатые и глубокозасоленные среднесуглинистые почвы (рис. 5b, почвы 1).

Агроземы аккумулятивно-карбонатные солонцеватые поверхностно-карбонатные (рис. 5b, почвы 2) расположены на бортах ложбин, где происходит эрозионный смыв почв, и на водораздельной поверхности в местах срезов почв, проводившихся при строительстве и планировке оросительной системы. Их доля составляет 7.5%. Большинство почв этой группы являются глубокосолончаковатыми, но среди них встречаются и солончаковатые разности. Обращает внимание факт несимметричного положения ареалов этих почв на бортах ложбин. Они приурочены преимущественно к

правому северному борту. Такое положение соответствует отклонению временного потока воды вдоль дна ложбины, направленного с востока на запад, под действием силы Кориолиса.

Вогнутые позиции на водораздельном пространстве между ложбинами и вдоль ложбин представлены почвами с выщелоченным от карбонатов глинисто-иллювиальным горизонтом VI. Большая их часть незасоленные. Слабовыраженные западины и слабоврезанные ложбины заняты агроземами глинисто-иллювиальными среднесуглинистыми (лугово-каштановыми почвами) с маломощным горизонтом VI. Их доля составляет 19.8% от общей площади (рис. 5b, почвы 3).

В более глубоковрезанных днищах ложбин сформировались агротемногумусовые глинисто-иллювиальные и агроземы глинисто-иллювиальные незасоленные с глубиной вскипания от HCl, варьирующей от 55 до 145 см. Они составляют 3.5% от общей площади (рис. 5b, почвы 4). Среди этих почв встречаются разности не только среднесуглинистые, но и тяжелосуглинистые.

В редких местах (1.3%) перехвата ложбин линейными объектами (дорога, насыпь канала) сосредоточены небольшие ареалы агроземов глинисто-иллювиальных (лугово-каштановых почв) солончаковатых тяжело- и среднесуглинистых почв (рис. 5b, почвы 5).

Таким образом, представленная карта, созданная путем выделения основных групп почв с помощью классификации космических изображений, ясно отражает современный почвенный покров исследованного участка Генераловской ОС, находящегося в постирригационных условиях. Это позволяет использовать метод катен заложения точек опробования почв при полевом обследовании в сочетании с данными дистанционного зондирования и приемами цифрового картографирования.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Под влиянием 30-летней эксплуатации Генераловской оросительной системы к началу 90-х гг. XX в. часть почв долины Дона претерпела существенные изменения. Состояние посевов сельскохозяйственных культур, отражаемое на аэрофотоснимках того времени, заметно различалось от хорошего до крайне угнетенного в зависимости от исходной засоленности каштановых солонцовых комплексов и сформировавшегося режима уровня и минерализации грунтовых вод на орошаемых участках. Высокий УГВ (<1.5 м) и повышенная минерализация (3–10 г/л) привели к формированию солончака площадью в несколько десятков гектаров, вокруг которого сформировались вторичнозасоленные почвы сильной степени.

По результатам 2020 г. установлено, что после 25-летнего периода прекращения орошения на всем исследуемом массиве бывшей оросительной системы УГВ стал глубже 5 м и произошло постепенное рассоление вторично-засоленных почв, включая вторичный солончак. В текущее время слабовыпуклые части склона заняты глубокосолончаковыми и солончаковыми слабозасоленными агрокаштановыми солонцеватыми почвами и агроземами аккумулятивно-карбонатными солонцеватыми (каштановыми пахотными), и в днищах ложбин и слабовогнутых поверхностях — агроземами глинисто-иллювиальными незасоленными (луговато-каштановыми почвами).

На участках, на которых в 1990-х гг. УГВ был <3 м, в текущее время сохранились признаки вторичного засоления в виде наличия хлоридов кальция в почвенных растворах.

Исходное различие почв четырех участков по солевому состоянию сохранилось в том же порядке, но на фоне более слабого засоления. На участке с общим хорошим состоянием люцерны в период орошения в текущее время большая часть почв не засолены до 2 м и редко встречаются глубокозасоленные разности. Участки с пятнистым сильным засолением в прошлом сейчас включают солончаковые и глубокосолончаковые разности почв с относительно более высоким содержанием солей. Территория бывшего солонча-

ка до сих пор остается наиболее засоленной. Это позволяет утверждать о преимуществах текущего солевого состояния почв таковому 25 лет назад.

Сочетание метода катен для заложения точек опробования почв при полевом обследовании с данными дистанционного зондирования и приемами цифрового картографирования обеспечивает возможность площадной оценки наличия или отсутствия карбонатов с поверхности почв, глубины расположения первого от поверхности солевого горизонта, необходимых при разработке и подборе оптимальных мелиоративных мероприятий.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках государственных заданий АААА-А19-119081690030-0 “Изучить влияние природных условий и особенностей землепользования на почвенный покров с участием засоленных, солонцовых и слитизированных почв” и FGUR-2022-0009 “Изучить трансформацию, эволюцию и деградацию почвенного покрова агроландшафтов на разных уровнях организации, включая внутриполевую неоднородность, с использованием сочетания наземных обследований и цифровых технологий”, № 122022800220-5.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Андреев Г.И., Козлечков Г.А., Родионова Л.М., Семерникова А.И., Градусов Б.Л., Федоров К.И., Чижилова Н.П. Направленность почвообразования в долине Нижнего Дона и Западного Маньча и изменение ее при орошении // Сб. науч. трудов. Вып. XV. Ч. II. Эксплуатация обводнительно-оросительных систем и мелиорация орошаемых земель Сев. Кавказа. Ростов-на-Дону, 1973. С. 255–307.
2. Антипов-Каратаев И.Н. Мелиорация солонцов в СССР. М.: Изд-во АН СССР, 1953. 563 с.
3. Базовые шкалы морфологических элементов почв. Методическое руководство по описанию почв в поле. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева. 1982. 58 с.
4. Барановская А.В., Азовцев В.И. Влияние орошения на миграцию карбонатов в почвах Поволжья // Почвоведение. 1981. № 10. С. 17–26.
5. Безднина С.Я. Качество воды для орошения: Принципы и методы оценки. М.: РОМА, 1997. 185 с.
6. Горохова И.Н. Оценка засоления орошаемых почв Нижнего Поволжья с использованием аэрофотоснимков. Автореф. дис. ... канд. техн. н. М., 1992. 25 с.
7. Горохова И.Н., Хитров Н.Б., Прокопьева К.О., Харланов В.А. Почвенный покров Светлоярской оросительной системы через полвека мелиоративных воздействий // Почвоведение. 2018. № 8. 1033–1044.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X180801301>

8. *Горохова И.Н., Чурсин И.Н., Хитров Н.Б., Панкова Е.И.* Распознавание сельскохозяйственных угодий по космическим снимкам // Экосистемы: экология и динамика. 2021. Т. 5. № 3. С. 5–33. <https://doi.org/10.24412/2542-2006-2021-3-5-33>
9. *Дегтярева Е.Т., Жулидова А.Н.* Почвы Волгоградской области. Волгоград: Нижне-Волжское книжное изд-во, 1970. 319 с.
10. *Дедова Э.Б.* 2018. Зональная шкала оценки качества поливных вод республика Калмыкия // Синергия. № 1. С. 88–95. <https://veri.ru/wp-content/uploads/2018/10/Sinergiya-2018-1.pdf>
11. *Зайдельман Ф.Р.* Экологическая защита мелиорируемых почв и агроландшафтов // Почвоведение. 1993. № 1. С. 5–12.
12. *Зимовец Б.А.* Экология и мелиорация почв сухостепной зоны. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 1991. 248 с.
13. *Зинченко Е.В., Горохова И.Н., Круглякова Н.Г., Хитров Н.Б.* Современное состояние орошаемых почв юга Приволжской возвышенности // Бюл. Почв. ин-та имени В.В. Докучаева. 2020. Вып. 104. С. 68–109. <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-104-68-109>
14. *Иванова Е.И.* Очерк почв южной части Подуральского плато и прилегающих районов Прикаспийской низменности. Л.: Изд-во АН СССР, 1928. 320 с.
15. *Иванова Е.Н., Фридланд В.М.* Почвенные комплексы сухих степей и их эволюция // Вопросы улучшения кормовой базы в степной, полупустынной и пустынной зонах СССР. М.–Л.: Изд-во АН СССР, 1954. С. 162–190.
16. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 47 с.
17. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
18. *Ковда В.А.* Происхождение и режим засоленных почв. М.–Л.: Изд-во АН СССР, 1946–1947. Т. 1. 575 с. Т. 2. 375 с.
19. *Ковда В.А.* Солончаки и солонцы М.–Л.: Изд-во АН СССР, 1937. 246 с.
20. *Козловский Ф.И.* Современные естественные и антропогенные процессы эволюции почв. М.: Наука, 1991. 198 с.
21. *Кузнецов М.С., Григорьев В.Я., Хан К.Ю.* Ирригационная эрозия почв и ее предупреждение при поливах дождеванием. М.: Наука, 1990. 120 с.
22. *Любимова И.Н., Дегтярева Е.Т.* Изменение карбонатного профиля почв солонцовых комплексов при агрогенном воздействии // Почвоведение. 2000. № 7. С. 855–860.
23. *Любимова И.Н., Новикова А.Ф.* Влияние различных антропогенных воздействий на изменение почв солонцовых комплексов сухостепной зоны // Почвоведение. 2016. № 5. С. 633–643. <https://doi.org/10.7868/S0032180X16050129>
24. *Минашина Н.Г.* Мелиорация засоленных почв. М.: Колос, 1978. 263 с.
25. Научные основы предотвращения деградации почв – земель сельскохозяйственных угодий России и формирования систем воспроизводства их плодородия в адаптивно-ландшафтном земледелии: Т. 1. Теоретические и методические основы предотвращения деградации почв – земель сельскохозяйственных угодий. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2013. 756 с.
26. Полевой определитель почв России. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.
27. *Приходько В.Е.* Орошаемые степные почвы: функционирование, экология, продуктивность. М.: Интеллект, 1996. 179 с.
28. *Роде А.А., Польский М.Н.* Почвы Джаныбекского стационара, их морфологическое строение, механический и химический состав и физические свойства // Тр. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 1961. Т. 56. С. 3–214.
29. Руководство по лабораторным методам исследования ионно-солевого состава нейтральных и щелочных минеральных почв / Под ред. Н.Б. Хитрова и А.А. Понизовского. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 1990. 236 с.
30. Руководство по описанию почв. Рим: Продовольственная и сельскохозяйственная организация объединенных наций, 2012. 101 с.
31. *Сиземская М.Л.* Современная природно-антропогенная трансформация почв полупустыни Северного Прикаспия. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2013. 276 с.
32. *Хитров Н.Б., Роговнева Л.В.* Пятилетнее изменение засоленности почв и грунтов рисовых систем Прикаркинитской низменности после прекращения орошения // Почвоведение. 2021. № 1. С. 120–135. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21010044>
33. *Щедрин В.Н., Колганов А.В., Васильев С.М., Чураев А.А.* Оросительные системы России: от поколения к поколению. Новочеркасск: Геликон, 2013. Ч. 1. 283 с.
34. 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. 2015. No. 106. FAO, Rome. 192 p.
35. Guidelines for soil description. The fourth edition. FAO. Rome, 2006. 98 p.
36. *Khongnawang T., Zare E., Srihabun P., Triantafilis J.* Comparing electromagnetic induction instruments to map soil salinity in two-dimensional cross-sections along the Kham-rean Canal using EM inversion software // Geoderma. 2020. V. 377. P. 114611. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114611>
37. *Paz A.M., Castanheira N., Farzadian M., Paz M.K., Gonçalves M.C., Monteiro Santos F.A., Triantafilis J.* Prediction of soil salinity and sodicity using electromagnetic conductivity imaging // Geoderma. 2020. V. 361. P. 114086. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114086>
38. *Ren D., Wei B., Xu X., Engel B., Li G., Huang Q., Xiong Y., Huang G.* Analyzing spatiotemporal characteristics of soil salinity in arid irrigated agro-ecosystems using integrated approaches // Geoderma. 2019. V. 356. P. 113935. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113935>

39. *Taghizadeh-Mehrjardi R., Schmidt K., Toomanian N., Heung B., Behrens T., Mosavi A., Band S.S., Amirian-Chakan A., Fathabadi A., Scholten T.* Improving the spatial prediction of soil salinity in arid regions using wavelet transformation and support vector regression models // *Geoderma*. 2021. V. 383. P. 114793. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114793>
40. *Tian F., Hou M., Qiu Y., Zhang T., Yuan Y.* Salinity stress effects on transpiration and plant growth under different salinity soil levels based on thermal infrared remote (TIR) technique // *Geoderma*. 2020. V. 357. P. 113961. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113961>
41. *Wang F., Shi Z., Biswas A., Yang S., Ding J.* Multi-algorithm comparison for predicting soil salinity // *Geoderma*. 2020. V. 365. P. 114211. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114211>
42. *Wang J., Ding J., Yu D., Ma X., Zhang Z., Ge X., Teng D., et al.* Capability of Sentinel-2 MSI data for monitoring and mapping of soil salinity in dry and wet seasons in the Ebinur Lake region, Xinjiang, China // *Geoderma*. 2019. V. 353. P. 172–187. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.06.040>
43. *Zarea E., Arshad M., Zhao D., Nachimuthu G., Triantafyllis J.* Two-dimensional time-lapse imaging of soil wetting and drying cycle using EM38 data across a flood irrigation cotton field // *Agricultural Water Management*. 2020. V. 241. P. 106383. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106383>

Soil Salinity Status Under Post-Irrigation Conditions at the Generalovskaya Irrigation System in the Volgograd Region

N. B. Khitrov^{1, *}, I. N. Gorokhova^{1, **}, and E. I. Kravchenko¹

¹ *Dokuchaev Soil Science Institute, Pizhevskiy per., 7, build. 2, Moscow, 119017 Russia*

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

***e-mail: g-irina14@yandex.ru*

The aim is to evaluate recent post-irrigated change of soil salinity status at the Generalovskaya irrigation system located in the dry steppe zone of the Volgograd region of Russia on the second terrace of the river Don near the Tsimlyansk reservoir. Since the middle of 1990s the studied territory remains in conditions of irrigation cessation. Field soil survey materials on the territory carried out in 1990 and 2020, results of water extraction (1 : 5), and measurements of the activities of Na⁺, Ca²⁺, and Cl⁻ ions in soil pastes with a moisture content of 40–45% via ion-selective electrodes, aerial photographs (1990), satellite image (2020) were used. Secondary soil salinization was developed in 1990s due to groundwater table raised higher than critical one. There has been descent of groundwater table deeper 5 m, gradual desalinization of the secondary saline soils and the development of alkalization of the modern topsoil horizons over 25 years of irrigation absence conditions. Against this background, the current soil salinity status is successive to that of 25 years ago, which manifests itself in the preservation of the general trend in the spatial distribution of salt content in the studied landscape. In 2020, in some soils, we noted the presence of calcium chlorides, which are identified as preserved imprints of secondary salinization arisen by the 1990s. We showed the possibility of using a combination of the catena method of ground-based soil survey, space information, and digital data processing methods for mapping the soil cover in post-irrigation conditions, demonstrating the main soil groups, the depth of the upper saline horizon, and the presence or absence of carbonates at the soil surface. Such information is necessary for the development and selection of optimal reclamation events.

Keywords: post-irrigation soils, sodicity of soils, activity of sodium ions, signs of secondary salinization of soils, digital soil mapping