СОДЕРЖАНИЕ

Номер 6, 2020

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

Почвенный покров Приольхонья

Т. И. Знаменская, С. В. Солодянкина, Ю. В. Вантеева 653

Изменение почвенно-растительного покрова в Высокой Арктике Восточной Сибири

И. С. Михайлов 663

ХИМИЯ ПОЧВ

Состав стабильных изотопов углерода органического вещества позднеплейстоценовых и голоценовых почв Байкальского региона

В. А. Голубцов 673

Оптические характеристики экстрагируемых фракций органического вещества типичных черноземов в многолетних полевых опытах

В. А. Холодов, Н. В. Ярославцева, Ю. Р. Фарходов, М. А. Яшин, В. И. Лазарев, Б. С. Ильин, О. И. Филиппова, А. Б. Воликов, А. Л. Иванов 691

БИОЛОГИЯ ПОЧВ

Биологическая активность микробных сообществ в почвах некоторых городов России

Г. В. Стома, Н. А. Манучарова, Н. А. Белокопытова 703

Микробные сообщества межледниковых и интерстадиальных палеопочв позднего плейстоцена

М. В. Семенов, Т. И. Чернов, А. Д. Железова, Д. А. Никитин, А. К. Тхакахова, Е. А. Иванова, Н. А. Ксенофонтова, С. А. Сычева, Т. В. Колганова, О. В. Кутовая 716

АГРОХИМИЯ И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

Мобилизация, фитотоксичность и действие на микробное сообщество почв глифосата при внесении моноаммонийфосфата

Н. А. Куликова, А. Д. Железова, М. Г. Воропанов, О. И. Филиппова, И. В. Плющенко, И. А. Родин 726

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

Ремедиация загрязненной кадмием почвы при применении стимулирующих рост растений ризобактерий и природного цеолита

В. П. Шабаев, Е. А. Бочарникова, В. Е. Остроумов 738

Антропогенная эволюция желтоземов санаторной зоны г. Сочи

Л. В. Захарихина, А. В. Буртовой 751

ИСТОРИЯ НАУКИ

Библиометрический анализ почвоведения как научного направления

Ю. В. Мохначева, В. А. Цветкова 762

Contents

No. 6, 2020

Genesis and Geography of Soils

Soil Cover in the Priol'khonie (Baikal Region)

T. I. Znamenskaya, S. V. Solodyankina, and Yu. V. Vanteeva 653

Changes in the Soil-Plant Cover of High Arctics of Eastern Siberia

I. S. Mikhaylov 663

Soil Chemistry

Stable Carbon Isotopic Composition of Late Pleistocene and Holocene Soil Organic Matter of the Baikal Region

V. A. Golubtsov 673

Optical Properties of Extractable Fractions of Organic Matter of the Chernozems Measured in Long-Term Field Experiments

V. A. Kholodov, N. V. Yaroslavtseva, Yu. R. Farkhodov, M. A. Yashin, V. I. Lazarev, B. S. Iliyn, O. I. Philippova, A. B. Volikov, and A. L. Ivanov 691

Soil Biology

Biological Activity of Microbial Communities in Soils of Several Cities of Russia

G. V. Stoma, N. A. Manucharova, and N. A. Belokopytova 703

Microbial Communities of Interglacial and Interstadial Paleosols of the Late Pleistocene

M. V. Semenov, T. I. Chernov, A. D. Zhelezova, D. A. Nikitin, A. K. Tkhakakhova, E. A. Ivanova, N. A. Xenofontova, S. A. Sycheva, T. V. Kolganova, and O. V. Kutovaya 716

Agricultural Chemistry and Fertility of Soils

Monoammonium Phosphate Effects on Glyphosphate in Soils: Mobilization, Phytotoxicity and Alteration of the Microbial Community

N. A. Kulikova, A. D. Zhelezova, M. G. Voropanov, O. I. Filippova, I. V. Plyushchenko, and I. A. Rodin 726

Degradation, Rehabilitation, and Conservation of Soils

Remediation of Cadmium-Polluted Soil Using Plant Growth-Promoting Rhizobacteria and Natural Zeolite

V. P. Shabayev, E. A. Bocharnikova, and V. E. Ostroumov 738

Anthropogenic Evolution of Zheltozems in Sochi Sanatorium Area

L. V. Zakharikhina and A. V. Burtovoy 751

History of Science

Bibliometric Analysis of Soil Science as a Scientific Area

Yu. V. Mokhnacheva, and V. A. Tsvetkova 762

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2020, № 6, с. 653–662

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 631.4;911.2

ПОЧВЕННЫЙ ПОКРОВ ПРИОЛЬХОНЬЯ

© 2020 г. Т. И. Знаменская[a], *, С. В. Солодянкина[a], Ю. В. Вантеева[a]

[a]Институт географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, ул. Улан-Баторская, 1, Иркутск, 664033 Россия

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

Поступила в редакцию 02.07.2019 г.
После доработки 18.10.2019 г.
Принята к публикации 27.12.2019 г.

Активное освоение Приольхонья за последние десятилетия привело к обострению конфликтов между землепользователями, связанных с многофункциональным использованием земель (природоохранным, селитебным, сельскохозяйственным и рекреационным), которые должны быть решены на основе научных знаний. Проведено картографирование почвенного покрова прибрежной территории Приольхонского плато площадью 26.3 км^2, испытывающего постоянно возрастающую рекреационную нагрузку на фоне имеющегося пастбищного и селитебного использования. Существующие мелкомасштабные почвенные карты, включающие данную территорию, отражают лишь общие закономерности географического распределения почв, а не специфику почвенного покрова. На основе ландшафтно-типологической карты М.В. Загорской и сети опробования почв (71 разрез за период с 2015 по 2018 гг.) создана цифровая почвенная карта окрестностей залива Куркут в Приольхонье масштаба 1 : 25000. При составлении легенды почвенной карты использовали классификацию почв России 2004 г. Проведено сравнение с Международной классификацией World Reference Base (WRB) 2014 г. и классификацией почв СССР 1977 г. (по почвенной карте совхоза “Еланцинский”). Основными таксономическими единицами в легенде составленной почвенной карты являются подтипы, отражающие весь спектр почв, распространенных в пределах исследуемой территории. На территории исследования формируются сравнительно малые по площади и часто сменяющиеся в пространстве элементарные почвенные ареалы, что обусловлено контрастностью факторов почвообразования. Основную площадь занимают литоземы (Leptosols) и серогумусовые почвы (Dystric Leptosols). Полученные аналитические данные и почвенная карта могут стать основой для проведения почвенного мониторинга.

Ключевые слова: почвенная карта, классификация почв, Leptosols

DOI: 10.31857/S0032180X20060167

ВВЕДЕНИЕ

Территориальные почвенные исследования – широко используемый путь изучения почв. Их результатами являются почвенные карты, наглядно отражающие пространственный состав, а также сведения о строении, свойствах почв и протекающих в них процессах, об их генезисе и связях с другими компонентами ландшафта [33].

На мелкомасштабных почвенных картах России [10, 27] Приольхонье и о. Ольхон не выделяют в отдельный округ из-за малых размеров, обычно они присоединены к горным провинциям соседних территорий. В монографии В.П. Мартынова [23] показано, что структура вертикальной почвенной зональности на различных склонах хребтов Прибайкалья не однотипна, что вызвано разными биоклиматическими условиями. Склоны южных экспозиций отличаются небольшим числом почвенных зон, где помимо зон подзолистых, тундровых и аркто-тундровых почв, присущих северным склонам, развиты зоны горных дерновых лесных, горных черноземов, горных каштановых почв.

Первые упоминания о своеобразии почв Прибайкалья отмечались при проведении почвенных исследований Переселенческого управления [24]. И.В. Николаев выделяет в степях Приольхонья, “своеобразные каштановые почвы”. На почвенных картах в “Атласе Иркутской области” [4] в степях выделяются горно-каштановые почвы.

На почвенной карте Иркутской области (масштаб 1 : 1500000), под редакцией В.Т. Колесниченко и К.А. Уфимцевой [26], почвы Приольхонья и о. Ольхон представлены каштановыми, дерново-карбонатными выщелоченными, дерново-перегнойно-карбонатными, дерновыми лесными, подзолистыми, подбурами, подзолами. На карте почвенного покрова в атласе “Байкал” [2] в степях показаны каштановые безгипсовые и черноземные почвы. На почвенной карте В.А. Кузьмина, опубликованной в атласе Иркутской области (масштаб 1 : 2500000) [3] на побережье в Приольхонье выделены каштано-

вые, дерновые степные, каштановидные, дерновые лесные, степные бескарбонатные почвы.

Несмотря на различия в номенклатуре почв большинство авторов рассматривает почвенный покров территории как комбинации почв с дифференцированным и недифференцированным профилем. Дискуссионным остается вопрос о преобладающих и сопутствующих почвах. Накопление новых данных, другая интерпретация, отражающая современные подходы к систематике, ведут к пересмотру прежних взглядов.

Единичные работы по крупномасштабному почвенному картографированию исследуемой территории выполнены для нужд совхоза "Еланцинский" Ольхонского района Иркутской области в 1977 г. [28]. Почвенная карта, составленная на территорию земель сельскохозяйственного использования Институтом Севкавгипроземом в масштабе 1 : 25000, отражает связь почв с условиями почвообразования: в лесах – дерново-подзолистые, в лесостепи – серые лесные, в степях – различные каштановые почвы и др. На карте отражены почвообразующие породы, гранулометрический состав, каменистость, проявление эрозионных процессов. Своеобразное сочетание биоклиматических и геолого-геоморфологических факторов способствует формированию в Приольхонье почв, обладающих сложным пространственным распределением и специфическими механизмами взаимодействия, которые не укладываются в указанную схему. Например, низкое атмосферное и почвенное увлажнение в лесостепи не способствует образованию серых лесных почв. На склонах северных и южных экспозиций формируется не один тип, а комбинации почв, различающихся по генезису и свойствам. Несмотря на многочисленные исследования территории [8, 11, 18–20, 22, 23, 34], степень изученности почв недостаточна. В связи с этим проведена почвенная съемка в масштабе 1 : 25000 ключевого участка "Куркут", расположенного в Приольхонье.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Территория исследования расположена в центральной части западного побережья оз. Байкал и отличается своеобразием природных ландшафтов, представленных горно-таежными и подтаежными светлохвойными, иногда остепненными, лесами в сочетании с аридными степями.

Почвы Приольхонья формируются в условиях засушливого климата с годовым количеством осадков 200–300 мм и среднегодовой температурой воздуха –1°C [32], они постоянно испытывают дефицит влаги. Основными факторами дифференциации почвенного покрова данной территории выступают рельеф и литологическая неоднородность почвообразующих пород.

Рельеф характеризуется слабой контрастностью и представляет собой мелкосопочник с абсолютными высотами 456–990 м. Выделяются многочисленные останцы, холмы, линейно вытянутые гряды с высотными отметками 600–800 м. На высотах 500–600 м расположена система маловодных и сухих долин с пологими (средняя крутизна до 10°) бортами [21].

Почвообразующими породами являются продукты выветривания амфиболитов, гнейсов и пегматитов [30]. Рыхлые четвертичные отложения маломощные, представлены в основном крупнообломочным делювием и пролювием мощностью 2–3 м [9].

Выположенные равнинные участки покрыты более мощным чехлом рыхлых отложений, чем склоновые, который сглаживает минералого-петрографическую неоднородность коренных пород. В связи с этим почвенные ареалы имеют сравнительно большую площадь.

Для территории характерен ряд экзогенных рельефообразующих процессов: осыпи, обвалы, карст, денудация и др. Значительное влияние на почвенный покров территории оказывает антропогенная деятельность (животноводство, образование неорганизованной дорожно-тропиночной сети из-за рекреационной деятельности), следствием которой является уплотнение верхнего горизонта почвы, снижение водопроницаемости и мощности гумусового горизонта, ускоренная водная и ветровая эрозия почв [1, 13, 14, 25].

Неоднородность почвообразующих пород, ориентации и крутизны склонов, активное проявление экзогенных процессов рельефообразования, малопродуктивная растительность послужили причиной формирования на территории исследования малых по площади и часто сменяющихся в пространстве элементарных почвенных ареалов.

Для исследования и картографирования почв Приольхонья выбран ключевой участок площадью 26.3 км^2, расположенный в северной части Приольхонского плато и прилегающий к заливу Куркут (пролив Малое море, оз. Байкал). На данной территории за четырехлетний период маршрутных полевых работ (2013, 2015, 2017, 2018 гг.) по отработанной методике [31] выполнено более 100 комплексных физико-географических описаний репрезентативных участков (рис. 1), проведены экспериментальные исследования водной эрозии [13, 36]. Выполнено морфологическое описание 71 почвенного профиля. Проведен лабораторный анализ более 120 образцов почв по следующим показателям: pH водной суспензии – потенциометрически, содержание органического вещества методом И.В. Тюрина, гранулометрический состав по Н.А. Качинскому, каменистость ситовым методом [6, 7, 15].

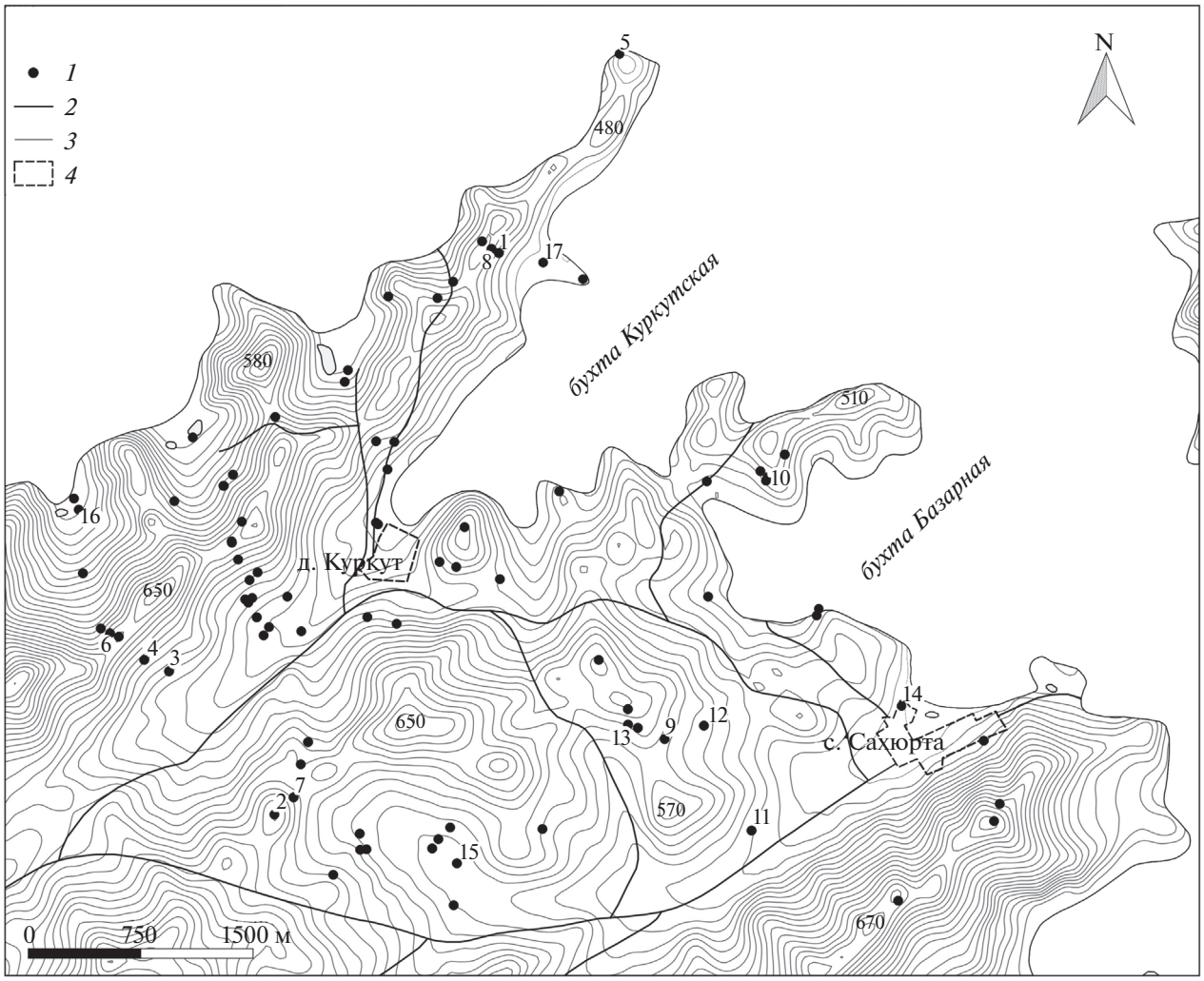


Рис. 1. Территория исследования: *1* – точки отбора почвенных образцов (см. табл. 2), *2* – дороги с искусственным покрытием, *3* – горизонтали с высотой сечения 10 м (цифрами обозначена высота над уровнем моря в метрах для части вершин), *4* – населенные пункты.

Результаты полевых работ и аналитической обработки почвенных образцов формировались в базу пространственных данных [5]. Затем проводили систематизацию почвенно-географических единиц и разрабатывали легенду почвенной карты на таксономическом уровне подтипов [17].

Картографирование осуществляли в программе QGIS в географической системе координат WGS84 в проекции UTM (Universal Transverse Mercator – универсальная поперечная проекция Меркатора), зона 48. В качестве картографической основы использовали ландшафтно-типологическую карту ключевого участка (масштаб 1 : : 25000) М.В. Загорской [12], отражающую комплекс факторов, влияющих на формирование почв: подстилающие породы, форму рельефа, особенности растительного покрова. Данная карта составлена на самом детальном иерархическом уровне – уровне фаций. Согласно определению, внутри фации все слагающие ландшафт компоненты (подстилающая порода, почва, растительность) однородны и не имеют границ. Ландшафтные границы выделены на основании выявленных закономерностей межкомпонентных связей. На основании этого мы считаем правомерным использовать контуры ландшафтной карты уровня фаций как основу для картографирования почв. При составлении почвенной карты контуры ландшафтной карты несколько изменялись, преимущественно на основании полевых описаний. Дополнительными источниками информации послужили: векторный слой горизонталей с высотой сечения 10 м, построенный по цифровой модели рельефа SRTM (пространствен-

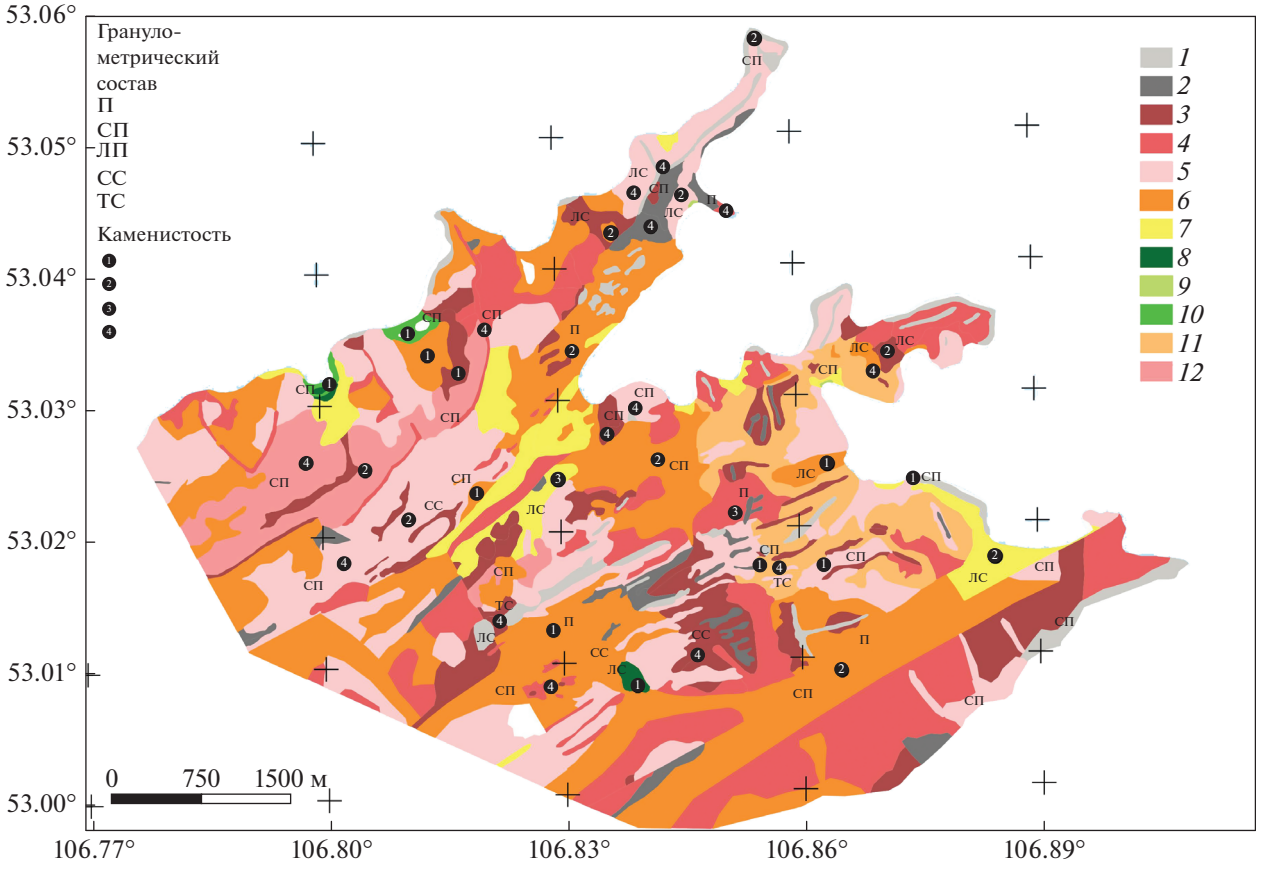


Рис. 2. Почвенная карта территории исследования: *1* – петроземы, *2* – петроземы гумусовые, *3* – литоземы грубогумусовые, *4* – литоземы серогумусовые, *5* – литоземы светлогумусовые, *6* – серогумусовые, *7* – светлогумусовые, *8* – перегнойные, *9* – аллювиальные гумусовые глеевые, *10* – аллювиальные перегнойно-глеевые, *11* – почвенная комбинация серогумусовых и светлогумусовых, *12* – почвенная комбинация литоземов грубогумусовых с литоземами светлогумусовыми. Гранулометрический состав: П – песчаный, СП – супесчаный, ЛС – легкосуглинистый, СС – среднесуглинистый, ТС – тяжелосуглинистый. Каменистость (содержание частиц >3 мм, %): 1 – некаменистые (<0.5), 2 – слабокаменистые (0.5–5), 3 – каменистые (5–10), 4 – сильнокаменистые (>10).

ное разрешение 30 м), данные мультиспектральной космической съемки Sentinel-2 (от 26.08.2018 г., пространственное разрешение 10 м) – синтезированное изображение в каналах 2, 3, 4, оцифрованная и привязанная почвенная карта совхоза "Еланцинский" 1977 г. [28]. База данных результатов полевых и аналитических работ, представленная в проекте ГИС в виде набора векторных точечных слоев, соотносилась с выделами ландшафтной карты, и на основе выявленных соотношений производилась интерполяция данных о почвах. Привлечение материалов дистанционного зондирования Земли позволило выделить антропогенно-преобразованные территории, где естественный почвенный покров подвергся нарушениям (дороги, карьер, застройка).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В результате картографирования составлена цифровая почвенная карта (рис. 2) с привязанной к ней атрибутивной информацией, включающей данные о подтипе почв, гранулометрическом составе, каменистости и занимаемой площади каждого выдела.

Почвенный покров исследуемой территории представлен 10 основными типами почв, составляющих почвенные комбинации (сочетания и комплексы). Анализ почвенного покрова (табл. 1) показал, что наибольшее распространение на исследуемой территории получили литоземы (53.9% от площади участка) с преобладанием литоземов светлогумусовых (Lithic Leptosols). Литоземы формируются под редкостойными лиственничниками, низкотравными и разнотравно-типчаковыми иногда с караганой степями на элюво-делювии полевошпатовых амфиболитов [29]. Основным ареалом литоземов на территории исследования являются водораздельные участки и крутые склоны, где они чаще всего образуют сочетания-мозаики с петроземами и органо-аккумулятивными почвами.

Таблица 1. Основные типы почв

№ типа на рис. 2	По классификации почв России [17]	По классификации почв СССР [10, 16]	По классификации WRB [35]	Площадь участка (рис. 2)	
				га	%
1	Петроземы (Пт)	Выходы горных пород	Lithic Leptosols	71.0	2.7
2	Петроземы гумусовые ($Пт_{гу}$)	Выходы горных пород	Lithic Leptosols	90.8	3.5
3	Литоземы грубогумусовые ($Лз_{гр}$)	Горные слабодерновые слабоподзолистые	Folic Leptosols	253.6	9.6
4	Литоземы серогумусовые ($Лз_{ср}$)	Горные серые лесные маломощные	Lithic Leptosols	453.6	17.2
5	Литоземы светлогумусовые ($Лз_{с}$)	Горные серые лесные маломощные	Lithic Leptosols	575.3	21.9
6	Серогумусовые ($Гу_{д}$)	Горные дерново-карбонатные выщелоченные	Dystric Leptosols	711.3	27
7	Светлогумусовые ($Гу_{св}$)	Горные каштановые выщелоченные маломощные	Eutric Leptosols	143.3	5.4
8	Перегнойные ($Гу_{п}$)	Горные луговые выщелоченные	Mollic Leptosols	6.2	0.2
9	Аллювиальные гумусовые глеевые ($Ал_{г}$)	Горные пойменно-луговые маломощные	Gleyic Fluvisols Humic	5.5	0.2
10	Аллювиальные перегнойно-глеевые ($Ал_{пг}$)	Горные лугово-болотные глеевые	Histic Gleysols Limnic	9.2	0.4
11	Серогумусовые + светлогумусовые	Горные дерново-карбонатные выщелоченные + горные каштановые выщелоченные маломощные	Dystric Leptosols + + Eutric Leptosols	176.8	6.7
12	Литоземы грубогумусовые + + литоземы светлогумусовые	Горные слабодерновые слабоподзолистые + горные серые лесные маломощные	Folic Leptosols + + Lithic Leptosols	136.4	5.2
Итого				2633	100

Литоземы имеют малую мощность профиля: до 15 см. Профиль состоит из рыхлой подстилки (1–2 см) и гумусового горизонта серовато-бурого цвета, мощностью от 4 до 10 см, легкого гранулометрического состава. Ниже находится горизонт C, содержащий до 75% обломков пород разной степени выветрелости, с глубины 15–25 см подстилаемый плотной породой. Реакция от слабокислой до слабощелочной. Содержание органического вещества в верхнем горизонте литоземов светлогумусовых (AJ–C–R) составляет 2.50–3.08%, для литоземов серогумусовых (AY–C–R) этот показатель может достигать величины 6% (табл. 2).

В местных депрессиях, где создаются условия для частичной аккумуляции влаги поверхностного и внутрипочвенного стока и благоприятные условия для накопления органического вещества, формируются литоземы грубогумусовые (AO–C–R) (Folic Leptosols). Верхний горизонт темно-бурый ($C_{орг}$ до 12.00%), мощностью 3–5 см, состоит из смеси грубого органического материала разных стадий преобразования с минеральными компонентами.

Литоземы светлогумусовые приурочены к крутым склонам южной и юго-восточной экспозиции. На склонах северной, северо-западной экспозиции образуются комплексы литоземов грубогумусовых и серогумусовых.

На вершинах останцов и крутых склонах с выходами горных пород, под разреженной растительностью на элювии гранат-биотитовых гнейсов, сформировались высококаменистые фрагментарные почвы, представленные петроземами типичными (O–R) и гумусовыми (W–R) (Lithic

Таблица 2. Физико-химические свойства верхнего гумусового горизонта почв (0–5 см)

Номер на рис. 1	pH_{H_2O}	$C_{орг}$, %	Плотность почв, г/см^3	Гранулометрический состав почв, %; фракция, мм								Каменистость почв, %		
				1–0.25	0.25–0.05	0.05–0.01	0.01–0.005	0.005–0.001	<0.001	физический песок	физическая глина	>10 мм	3–10 мм	3–1 мм
Петрозем гумусовый типичный (W–R)														
1	6.90	Не опр.	1.75	39.29	42.79	8.40	0.76	3.48	5.28	82.08	17.92	0.00	40.20	8.43
Петрозем типичный (O–MR)														
2	Не опр.	4.10	Не опр.	19.63	45.57	19.60	5.20	1.20	8.80	84.80	15.20	0.00	0.00	0.00
Литозем светлогумусовый (AJ–C–R)														
3	7.78	2.33	1.48	23.24	23.16	18.00	14.40	11.60	9.60	64.40	35.60	0.00	0.60	19.99
4	6.72	3.08	1.24	12.84	74.36	3.20	0.00	5.60	5.20	90.40	9.60	10.53	45.66	12.04
Литозем серогумусовый AY–(C)–R														
5	6.17	6.00	Не опр.	42.87	37.85	9.20	1.96	0.84	7.28	80.72	19.28	0.00	3.25	14.63
Литозем грубогумусовый AO–(C)–R														
6	6.60	8.52	1.19	15.65	69.95	1.60	0.40	5.60	6.80	87.20	12.80	0.00	1.46	21.70
7	7.32	7.83	1.90	2.04	24.36	31.60	9.20	11.60	21.20	58.00	42.00	12.14	28.93	13.73
8	7.87	12.04	1.15	3.55	39.25	30.00	6.40	6.40	14.40	72.80	27.20	19.38	19.38	7.36
Серогумусовая типичная (AY–C)														
9	8.34	3.59	1.48	22.23	24.17	11.20	17.60	19.20	5.60	57.60	42.40	0.00	0.00	5.25
10	6.79	3.57	1.06	11.39	50.21	15.60	6.40	6.80	9.60	77.20	22.80	0.00	20.47	6.82
11	7.60	1.70	1.32	4.78	83.62	2.80	3.20	1.20	4.40	91.20	8.80	0.00	0.82	11.41
Светлогумусовая типичная (AJ–C)														
12	8.15	4.80	1.19	24.42	23.58	33.60	11.20	4.00	3.20	81.60	18.40	0.00	0.30	5.02
13	7.84	3.71	1.38	9.27	64.33	10.00	1.20	6.40	8.80	83.60	16.40	0.00	0.40	5.46
14	8.33	1.31	1.12	28.91	50.45	9.72	3.48	3.04	4.40	79.36	20.64	0.22	0.92	3.55
Перегнойная типичная (H–C)														
15	7.76	12.52	Не опр.	0.85	43.15	29.20	5.60	5.60	15.60	73.20	26.80	0.00	0.00	0.00
Аллювиальная гумусовая глеевая (AY–G–CG˜)														
16	7.28	6.12	Не опр.	16.83	40.37	24.00	4.80	5.60	8.40	81.20	18.80	0.00	0.00	0.00
Аллювиальная перегнойно-глеевая (H–G–CG˜)														
17	7.02	3.31	1.04	2.28	38.92	30.40	6.40	6.40	15.60	71.60	28.40	0.00	4.24	14.69

Leptosols), занимающими около 6% от общей площади исследуемой территории. Почвы характеризуются очень маломощным профилем (1–4 см), где гумусовый слаборазвитый горизонт располагается непосредственно на плотной почвообразующей породе. Реакция почвенного раствора слабокислая. Гранулометрический состав почв супесчаный. Содержание органического вещества в среднем около 4%.

Отдел органо-аккумулятивных почв на территории представлен типами серогумусовых (AY–C) (Dystric Leptosols), светлогумусовых (AJ–C) (Eutric Leptosols) и перегнойных (H–C) (Mollic Leptosols) почв. Своеобразие биоклиматических условий Приольхонских степей: расчлененность рельефа, интенсивность протекания экзогенных процессов, суровые климатические условия, литологические особенности почвообразующих пород – препятствуют формированию полнопрофильных почв.

На исследуемой территории широко распространены почвы, морфологически сходные с неполноразвитыми и слабодифференцированными родами каштановых, но не содержащие карбонатов и обладающие слабощелочной реакцией. Ранее на территории исследования такие почвы относили к степным бескарбонатным. Профиль небольшой мощности, как правило менее 50 см, отсутствуют карбонаты. Почвы скелетны и имеют супесчаный гранулометрический состав, содержание органического вещества в верхнем горизонте от 2.5 до 5.8%, реакция почвенного раствора близка к нейтральной [23].

Нами эти почвы выделены в тип светлогумусовых. Основным диагностическим признаком является светлогумусовый горизонт серого или светло-бурого цвета мощностью в среднем 20–50 см. Профиль слабо дифференцирован по цвету и гранулометрическому составу. Супесчаный, содержание органического вещества в верхней части горизонта 1.5–4.8%. С глубины 8–10 см каменистость увеличивается до 20–30%. Почвы формируются на делювии гранат–биотитовых гнейсов.

Здесь же под степной растительностью встречаются почвы с хорошо выраженным дерновым горизонтом, обогащенным гумусом. В зависимости от условий увлажнения они относятся к серогумусовым или перегнойным.

Серогумусовые и светлогумусовые почвы занимают выположенные участки склонов с уклоном 2°–4°. Характеризуются большими по площади, однородными ареалами вытянутой формы. Они обладают потенциальным плодородием.

Серогумусовые почвы формируются на делювии полевошпатовых амфиболитов. В связи с неоднородностью склоновых отложений характеризуются малой мощностью – до 50 см и различаются степенью каменистости. Количество частиц крупнее 3 мм с глубиной увеличивается до 45%. Почвенный профиль слабо дифференцирован по гранулометрическому составу. Гумусовый горизонт серого цвета с буроватым оттенком, комковатой структуры переходит в светло-бурый щебнистый горизонт C и на глубине 40–50 см подстилается плотной породой. Содержание органического вещества варьирует от 4 до 6%, реакция почвенного раствора от нейтральной до слабощелочной.

На территории исследования почвы органо-аккумулятивного отдела имеют широкое распространение (занимают более 39% площади, за исключением перегнойных почв – 0.2%).

Перегнойные почвы существенно отличаются по свойствам и положению в рельефе от рассматриваемых почв органо-аккумулятивного отдела. Они приурочены к вогнутым участкам склонов, щебнистым суглинисто-глинистым отложениям на многолетнемерзлых породах. Их окружение контрастно: на южных соседних склонах расположены серогумусовые и светлогумусовые почвы, на северных – литоземы. В верхней части профиля расположен оторфованный слой мощностью около 6 см, ниже – гумусовый горизонт темно-серого цвета, комковатой структуры, содержащий растительные остатки разной степени преобразования. Содержание органического вещества – около 12.5%. На глубине 11–15 см наблюдаются примазки охристого цвета. Вскипание во всех горизонтах отсутствует. Ниже 20 см следует щебнистый слой на делювии полевошпатовых амфиболитов.

Почвы аллювиального отдела – аллювиальные гумусовые глеевые (AY–G–CG) (Gleyic Fluvisols (Humic)) и аллювиальные перегнойно-глеевые (H–G–CG) (Histic Gleysols (Limnic)) на исследуемой территории представлены очень локально – всего 0.6% от общей площади. Формируются под разнотравно-осоковой растительностью на озерных отложениях, подстилаемых делювием кальцитовых мраморов [29]. Расположены узкими полосами вдоль некоторых заливов. Разнообразие типов и их распространение определяется степенью и характером проявления в профиле увлажнения (грунтово-атмосферное с дополнительным увлажнением озерными водами). Почвенный покров заболоченных участков поймы представлен аллювиальными перегнойно-глеевыми почвами. Наиболее дренированные участки поймы занимают аллювиальные гумусовые глеевые. Количество органического вещества в последних составляет 6–6.5%. Мощность профиля почв аллювиального отдела в среднем 25–30 см. Гранулометрический состав супесчаный, связнопесчаный. Реакция среды нейтральная, слабощелочная.

Таким образом, на ключевом участке создаются условия для формирования в непосредственной близости почв, различающихся по мощности почвенного профиля, гранулометрическому со-

ставу мелкозема, содержанию и размерностями скелетной части, минералогическому составу.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Почвы ключевого участка являются репрезентативным объектом для изучения состава почвенного покрова Приольхонского плато. Практически половина территории исследования представлена литоземами (53.9%), что связано с близким залеганием почвообразующих пород, низким увлажнением, которое в свою очередь лимитирует развитие растительного покрова и препятствует формированию полнопрофильных почв. Также широко распространены серогумусовые и светлогумусовые почвы (39.1%), занимающие ложбины и протяженные склоны с небольшим уклоном. Они характеризуются наибольшими по площади ареалами. Почвы органо-аккумулятивного отдела обогащены гумусом, но не содержат карбонатов.

Ареалы почв обнаруживают четкую приуроченность к элементам рельефа. Петроземы типичные и гумусовые характеризуются линейно-вытянутыми формами и приурочены к вершинам гряд и каменным россыпям. Аллювиальные почвы напротив, характеризуются вытянутыми овальными формами, занимая побережья заливов.

История освоения данной территории включает этапы активного земледельческого использования (70–80 годы прошлого столетия), что вызвало упрощение структуры современного почвенно-растительного покрова на залежах, процессы восстановления которых замедлены. В настоящее время наблюдается активизация рекреационного освоения, интенсивность которого увеличивается год от года. Созданная авторами цифровая почвенная карта дает представление о потенциале почвы как природном ресурсе и позволяет регламентировать использование в зависимости от свойств. Пастбищное использование возможно на пологосклоновых и долинных лугах на светлогумусовых и перегнойных почвах. Почвы под сухими степями межгрядовых понижений, лесостепных слаборасчлененных участков, а также избыточно увлажненных лугово-болотных, заболоченных территорий нуждаются в улучшении (проведении мелиорации).

Почвенная карта исследуемого участка составлена в масштабе 1 : 25000 по классификации почв России [17]. Проведена диагностика изученных почв в соответствии с международной классификацией (WRB) [35] и классификацией почв СССР [16]. Карта содержит актуальную информацию о почвенном покрове интенсивно развивающейся территории. База аналитических пространственно привязанных данных и цифровая почвенная карта могут стать основой для мониторинга процессов денудации [13, 14].

Результаты исследования могут послужить основой для цифрового пространственного представления информации о характеристиках почвенного покрова, могут быть использованы при проектировании объектов инфраструктуры и благоустройства, планировании мероприятий по охране окружающей среды.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено за счет средств государственного задания (АААА-А17-117041910169-4, АААА-А17-117041910167-0) при финансовой поддержке РФФИ (№ 17-05-00588) и РГО (№ 17-05-41020 РГО–РФФИ).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Агафонов Б.П.* Экзолитодинамика Байкальской рифтовой зоны. Новосибирск: Наука, 1990. 176 с.
2. Атлас. Байкал / Под ред. Галазий Г.И. М.: Изд-во Федеральной службы геодезии и картографии России, 1993. 160 с.
3. Атлас. Иркутская область: экологические условия развития. М., 2004. 90 с.
4. Атлас Иркутской области. М.: ГУГК, 1962. 182 с.
5. База данных “Функции прибрежных геосистем Прибайкалья и факторы их формирования. Исходные данные”, 2017. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.32634.18883
6. *Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А.* Методы определения физических свойств почв и грунтов (в поле и лаборатории). М.: Высшая школа, 1961. 345 с.
7. *Воробьева Л.А.* Химический анализ почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1998. 272 с.
8. *Воробьева Г.А.* Почва как летопись природных событий Прибайкалья: проблемы эволюции и классификации почв. Иркутск: Изд-во Иркут. ун-та, 2010. 205 с.
9. Государственная геологическая карта Российской Федерации. Масштаб 1 : 1000000 / Калинина К.П., Кульчицкий А.С. Сер. Ангаро-Енисейская. Лист N-48 – XXIX. Иркутск. Объясн. записка. М.: Недра, 1964. 574 с.
10. Государственная почвенная карта СССР. Масштаб 1 : 1000000. Лист N-48 (Иркутск). Академия наук СССР. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 1977. 1 л.
11. *Данько Л.В., Сизых А.П., Кузьмин С.Б.* Пространственная структура геосистем Приольхонья (на примере модельного полигона-трансекта) // Структура, функционирование и эволюция горных ландшафтов Западного Прибайкалья. Иркутск: Изд-во ИГ СО РАН, 2005. С. 11–19.

12. *Загорская М.В.* Ландшафтная структура Центрального Приольхонья // География и природные ресурсы. 2004. № 4. С. 58–68.
13. *Знаменская Т.И., Вантеева Ю.В., Солодянкина С.В.* Факторы развития водной эрозии почв в зоне рекреационной деятельности в Приольхонье // Почвоведение. 2018. № 2. С. 221–228. https://doi.org/10.7868/S0032180X18020107
14. *Караваев В.А., Опекунова М.Ю., Солодянкина С.В., Знаменская Т.И., Вантеева Ю.В.* Влияние рекреационного освоения на линейную эрозию в Приольхонье // Геоморфология. 2019. № 1. С. 93–104. https://doi.org/10.31857/S0435-42812019193-106
15. *Качинский Н.А.* Механический и микроагрегатный анализ почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1958. 192 с.
16. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 224 с.
17. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 343 с.
18. *Копосов Г.Ф.* Генезис почв гор Прибайкалья. Новосибирск: Наука, 1983. 253 с.
19. *Кузьмин В.А.* Геохимия почв юга Восточной Сибири. Иркутск: Изд-во Ин-та географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, 2005. 137 с.
20. *Кузьмин В.А., Снытко В.А.* Геохимические различия почв контрастных ландшафтов в пределах Прибайкальского национального парка // География почв и геохимия ландшафтов Сибири. Иркутск: Изд-во Ин-та географии СО РАН, 1988. С. 41–55.
21. *Кузьмин С.Б.* Геоморфология зоны Приморского разлома (Западное Прибайкалье) // Геоморфология. 1995. № 4. С. 53–61.
22. *Кузьмин С.Б., Данько Л.В.* Палеоэкологические модели этноприродных взаимодействий. Новосибирск: Академическое изд-во "Гео", 2011. 187 с.
23. *Мартынов В.П.* Почвы горного Прибайкалья. Улан-Удэ: Бурят. кн. изд-во, 1965. 168 с.
24. *Николаев И.В.* Почвы Иркутской области. Иркутск: Вост.-Сиб. кн. изд-во, 1949. 404 с.
25. *Опекунова М.Ю., Макаров С.А.* Оценка опасных геологических процессов при рекреационно-туристической деятельности в Прибайкалье (Иркутская область) // Современные проблемы сервиса и туризма. 2018. Т. 12. № 3. С. 121–132. https://doi.org/10.24411/1995-0411-2018-10311
26. Почвенная карта Иркутской области. Масштаб 1 : 1500000 / Под ред. Колесниченко В.Т., Уфимцева К.А. М.: ГУГК СССР, 1988. 2 л.
27. Почвенная карта РСФСР. М 1 : 2500000 / Под ред. Фридланда В.М. М.: ГУГК СССР, 1988. 16 л.
28. Почвенная карта совхоза "Еланцинский" Ольхонского района Иркутской области. Масштаб 1 : 25000. МСХ РСФСР Всероссийское объединение РОСЗЕМПРОЕКТ, Институт СЕВКАВГИПРОЗЕМ, 1977 г.
29. *Семенова Л.Н., Нечаева Е.Г., Давыдова Н.Д., Щетников А.И. и др.* Межфациальная ландшафтно-геохимическая неоднородность. Тренды ландшафтно-геохимических процессов в геосистемах юга Сибири. Новосибирск: Наука, 2004. 184 с.
30. *Снытко В.А., Семенов Ю.М., Семенова Л.Н., Данько Л.В.* Геохимия ландшафтов бассейна озера Байкал // География и природные ресурсы. 2007. № 3. С. 191–197.
31. *Солодянкина С.В., Вантеева Ю.В.* Изменчивость продукционной функции растительности прибрежных геосистем Прибайкалья // География и природные ресурсы. 2017. № 2. С. 73–80. https://doi.org/10.21782/GiPR0206-1619-2017-2(73-80)
32. *Трофимова И.Е.* Типизация и картографирование климатов Байкальской горно-котловинной системы // География и природные ресурсы. 2002. № 2. С. 53–61.
33. *Фридланд В.М.* Основные положения почвенной картографии // Проблемы географии, генезиса и классификации почв. М.: Наука, 1986. С. 119–137.
34. *Цыбжитов Ц.Х., Цыбикдоржиев Ц.Ц., Цыбжитов А.Ц.* Почвы бассейна озера Байкал. Т. 1. Генезис, география и классификация каштановых почв. Новосибирск: Наука. Сиб. предприятие РАН, 1999. 128 с.
35. IUSS Working Group WRB. 2014. World reference base for soil resources 2014, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
36. *Vanteeva J.V., Solodyankina S.V.* Ecosystem functions of steppe landscapes near Lake Baikal // Hacquetia. 2015. V. 14(1). P. 65–78. https://doi.org/10.1515/hacq-2015-0016

Soil Cover in the Priol'khonie (Baikal Region)

T. I. Znamenskaya[1, *], S. V. Solodyankina[1], and Yu. V. Vanteeva[1]

[1]Sochava Institute of Geography SB RAS, Irkutsk, 664033 Russia

**e-mail: tznam@irigs.irk.ru*

The active development of the Priol'khonie over the past decades enhanced the land-use conflicts associated with the multifunctional use of land (environmental control, residential zones, agricultural and recreational functions), which should be resolved basing on obtained knowledge on soils. The aim of this study is to compile a soil map of the coastal zone of the Priol'khonie plateau, its area being 26.3 km^2. The territory is affected by increasing recreational impact against the background of grazing and residential land use. The small-scale soil

maps for this territory reflect only the most general patterns of the geographical distribution of soils and do not show the specifics of the soil cover. The digital soil map (scale 1 : 25000) of the surroundings of the Kurkut bay in the Priol'khonie was created basing on the landscape-typological map compiled by M.V. Zagorskaya and a network of soil pits (71 for the period from 2015 to 2018). The classification of Russian soils, 2004, was used in compiling the soil map legend. A comparison is made with the World Reference Base (WRB-2014) and with the Soil Classification of the USSR, 1977, (it was applied for the soil map of the Elantsinsky state farm).The subtypes that reflect the entire spectrum of soils distributed within the study area are main taxonomic units in the legend of the compiled soil map. In the study area, small and frequently alternating elementary soil areas are formed owing to the contrast of soil formation factors. Most common are Leptosols and Dystric Leptosols. The analytical data and the soil map can should serve as the basis for soil monitoring.

Keywords: soil map, soil classification, Leptosols

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2020, № 6, с. 663–672

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 631.4

ИЗМЕНЕНИЕ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА В ВЫСОКОЙ АРКТИКЕ ВОСТОЧНОЙ СИБИРИ

© 2020 г. И. С. Михайлов*

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

**e-mail: is-mikhaylov@yandex.ru*

Поступила в редакцию 14.05.2019 г.
После доработки 27.10.2019 г.
Принята к публикации 27.12.2019 г.

Изучение процессов изменения почвенно-растительного покрова необходимо при планировании объектов инфрастуктуры: газопроводов и нефтепроводов, дорог, линий электропередач, чтобы избежать негативных последствий, а также сохранить легкоранимые экосистемы. Изменение почвенно-растительного покрова в Высокой Арктике Восточной Сибири в настоящее время происходит по пути его усложнения. Хаотические россыпи щебня, лишенные растительности, эволюционируют в каменные многоугольники с "зародышами" почв и островками растительности. Грунты, освобождающиеся из-под ледника, переходят от стадии локального поселения растительности и слаборазвитых почв, к стадии мозаичного растительного покрова с языковатыми почвами, затем эволюционируют в почвенно-растительные комплексы с континуальным покрытием растительностью и почвенным покровом с преобладанием дерновых арктических почв. Талые воды ледников и снежников влияют на изменение почвенно-растительного покрова. Они насыщают грунты влагой и могут производить текстурную дифференциацию грунтов. Изменение почвенно-растительного покрова на территориях распространения полигональных жильных льдов носит специфический характер. Полигональные жильные льды развиваются в условиях пойменного режима, образуя тетрагональные комплексы моховой и мохово-злаковой тундры с глееземами и торфянистыми почвами на ледяных жилах. При выходе из пойменного режима начинается деградация ледяных жил, на их месте появляются озерки. Заболоченные тетрагоны сменяются мезофильной разнотравно-злаковой тундрой с глееватыми почвами. В условиях хорошего дренажа эта стадия переходит в стадию бугров-байджарахов. После разрушения байджарахов возникает бугристая злаково-разнотравная тундра с тундровыми дерновыми почвами.

Ключевые слова: арктические почвы, полигонально-жильные льды, каменные многоугольники, тундровые дерновые почвы

DOI: 10.31857/S0032180X20060088

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время идет интенсивное освоение Российской Арктики – региона, имеющего стратегическое значение и обладающего огромными запасами минеральных ресурсов. Указом президента РФ В.В. Путина выделена Арктическая административная зона опережающего развития. При освоении Арктики требуется особенное внимание экологическим проблемам, поскольку природная среда, обладает большой динамичностью.

В основу данной статьи положены полевые исследования автора в 1955–1960 гг. на архипелагах морей Северного Ледовитого океана в Восточной Сибири, анализ разновременных аэрофотоснимков и космических материалов. Обобщены материалы исследователей почвенного покрова и растительности островов Российской Арктики.

Проблемы эволюции почвенно-растительного покрова Арктики были рассмотрены в трудах Городкова [3, 4] и Александровой [1]. Большое внимание этой проблеме посвятил американский исследователь Аляски Тедроу [20], рассмотревший возможные изменения арктических почв Аляски в зависимости от изменения экологических условий. Элементы эволюции почв на полуострове Таймыр рассмотрены в работе Васильевской [2]. Большое внимание эволюции почв тундры уделено Караваевой [7]. Проблемы изменения почв европейской части арктической зоны рассматриваются в работе Горячкина [5]. Изучены почвенно-растительные комплексы арктической зоны Шпицбергена [18], Гренландии [17], Канады [19].

Климат в Арктике в течение голоцена развивался циклически. Максимальное потепление произошло в атлантическое время, когда почвен-

но-растительные зоны смещались к северу, о чем говорит наличие реликтовых торфяников на Таймыре и Новосибирских островах. Последующее похолодание климата вызвало отступление почвенно-растительных зон до их современных границ. В XX в. в Арктике наблюдалось потепление климата, выраженное в повышении температуры воздуха и воды Северного Ледовитого океана, отступанием ледников. Периодически этот процесс замедлялся [17]. В конце XX и начале XXI вв. потепление усилилось, о чем свидетельствует интенсивное таяние ледниковых покровов на архипелагах Ледовитого океана.

Потепление в Арктике сопровождается усилением циклонической деятельности, вызывающим увеличение количества осадков, скорости ветров, что обусловливает неравномерность распределения снежного покрова. С положительных форм рельефа снег сдувается, накапливаясь в отрицательных формах, что во многом определяет мозаичность почвенно-растительного покрова Арктики.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектами исследования были почвенно-растительные комплексы в арктической зоне на островах морей Северного Ледовитого океана. Исследования проводили на плато и в межгорных котловинах центральной части о. Большевик, архипелаг Северная Земля, у южного края ледника Ленинградский (78°30′ N, 103° E) и на морских террасах в южной части этого острова вдоль берега пролива Вилькицкого. Изучение изменения почвенно-растительного покрова проводили при сравнительном анализе характера поверхностей, освобождающихся от ледникового покрова в разное время.

Почвенно-растительные комплексы районов распространения полигональных жильных льдов изучали в северной части о. Фаддеевский на Новосибирских островах (75° N, 144° E). Изучение эволюции почвенно-растительного комплекса проводили путем сравнения особенностей строения пойм рек и речных террас.

В центральной части о. Большевик можно выделить ландшафты, примыкающие к ледниковому щиту Ленинградский, которые подвергаются воздействию талых вод ледников. Изучение развития этих ландшафтов проводилось в центральной части о. Большевик у южного края ледникового щита Ленинградский в верховьях рек Шумной и Лагерной, впадающих в пролив Вилькицкого.

В отличие от горных ледников Альп и Кавказа ледниковые щиты арктической зоны являются холодными. Таяние льда происходило с 10 июля по 20 августа только на поверхности ледника. Интенсивность таяния определялась не только положительными температурами воздуха, но и прямой солнечной радиацией. Талые воды текут по поверхности ледникового щита тонкой сплошной пленкой. Если край ледника выходит на плато, покрытое щебнем плотных осадочных пород, то потоки талых ледниковых вод растекаются по поверхности щебня. Под водной пленкой на поверхности щебня развиваются водоросли или микроорганизмы, которые наблюдаются в виде слизи на поверхности щебня. Вероятно, что результатом их деятельности является бурая плотная корочка на поверхности щебня. Толщина красновато-бурой корочки может достигать 5–6 мм, в нее могут быть включены зерна кварца. На повышенных участках плато, куда не попадали талые воды ледников, красновато-бурых корочек на поверхности щебня не обнаружено. Подобные железистые корочки были найдены на периферии Антарктического ледяного щита [11].

Если край ледникового щита выходит на поверхность, сложенную рыхлыми породами, то талые ледниковые воды дифференцируют гранулометрический состав поверхностных слоев грунта. Исследования проводились у южного края ледника Ленинградского в древнеозерной котловине, где озерные ленточные глины перекрыты мореной – бурым суглинком с включениями валунов и хряща.

Как только ледниковые воды попадают на поверхность грунта, они становятся мутными, вымывая из него тонкие частицы. По мере движения от края ледника энергия потоков талых вод уменьшается, и тонкие частицы осаждаются на поверхности, формируя слой более тяжелого гранулометрического состава. Возникают текстурно-дифференцированные грунты. Ширина зоны трансформации верхней части грунта варьирует в зависимости от интенсивности таяния льда и уклона местности. Она постоянно смещается по мере таяния ледникового щита. В районе исследования она составляла 100–200 м. В зоне, примыкающей с юга к ледниковому щиту Ленинградский, формируются грунты с текстурной дифференциацией верхних горизонтов. В качестве примера рассмотрим разрез, заложенный в 150 м к югу от края ледникового щита Ленинградский в верховьях р. Шумной на поверхности, не имеющей растительности.

I, 0–5 см. Средний суглинок, светло-бурый, слоистый, уплотнен, переход заметный.

II, 5–10 см. Супесь, с включением мелких кварцевых кристаллов, палевый, слабо уплотнен, переход резкий, неровный.

III, 10–20 см. Тяжелый суглинок с включением хряща и обломков твердых пород, красновато-бурый, плотный.

IV, 20 см и глубже. Тот же суглинок мерзлый, слабо льдистый.

Текстурная дифференциация, наличие отмытых зерен кварца в слое II возникают в зонах воздействия талых вод ледника, могут сохраняться в почвах длительное время. Признаки текстурной дифференциации могут проявляться в почвах районов четвертичного оледенения.

В зоне воздействия талых вод ледников большие площади поверхности занимают колонии сине-зеленых водорослей *Nostocales* в виде черных пленок размерами от нескольких см^2 до 1 м^2.

К югу от ледника Ленинградского располагаются плато высотой 250 м, сложенное метаморфическими породами. Поверхность его ровная, покрыта щебнистым элювием метаморфических пород. Талые воды ледника каскадами спадают с плато в долину р. Лагерной. На поверхности плато можно наблюдать, как по мере отдаления от ледника происходит мерзлотная дифференциация щебня. Более крупные обломки оттесняются на периферию полигонов, образуя сеть каменных многоугольников диаметром 0.8–1.5 м. Ячейки сети заполнены мелким щебнем, окружающим “гнезда” мелкозема в центре. На “гнездах” поселяются мхи и цветковые растения, среди которых преобладают камнеломки и злаки: *Saxifraga cernua*, *S. oppositofolia*, *Phippsia algida*.

Под растительностью формируются языки примитивных почв горизонтами: О – подстилка и А – гумусовый, клинообразный, максимальной мощностью 5 см, коричневато-бурый, супесчаный. В этом горизонте может содержаться до 3% гумуса. Почвенно-растительный комплекс центра каменного многоугольника устойчив. Экспансии растительности препятствует щебень каменного многоугольника. Поверхность озерной котловины расчленена притоками р. Шумной, впадающей в бухту Солнечная. В северной части котловины водоразделы между притоками лишены растительности за исключением пленок сине-зеленых водорослей *Nostocales*. Летом грунт просыхает и разбивается трещинами усыхания на полигоны, напоминающие такыры.

Постепенно эти поверхности начинают заселяться растительностью. Пионерами являются злаки: *Phippsia algida*, *Poa alpigena*, полярные маки *Papaver polare* и другие цветковые растения, поселяющиеся в узлах трещин. Под ними формируется дернина, на которой развиваются мхи. Под куртинами растительности формируются почвенные языки с горизонтами:

Разрез 36М (78°22′67″ N, 103°12′04″ E). Северная часть древнеозерной котловины в верховьях р. Шумная о. Большевик. Плоская равнина, разбитая трещинами усыхания. Растительность образует отдельные куртины по узлам трещин. Покрытие 10–15%. Разрез заложен под куртиной растительности.

О, 0–1 см. Оторфованная подстилка.

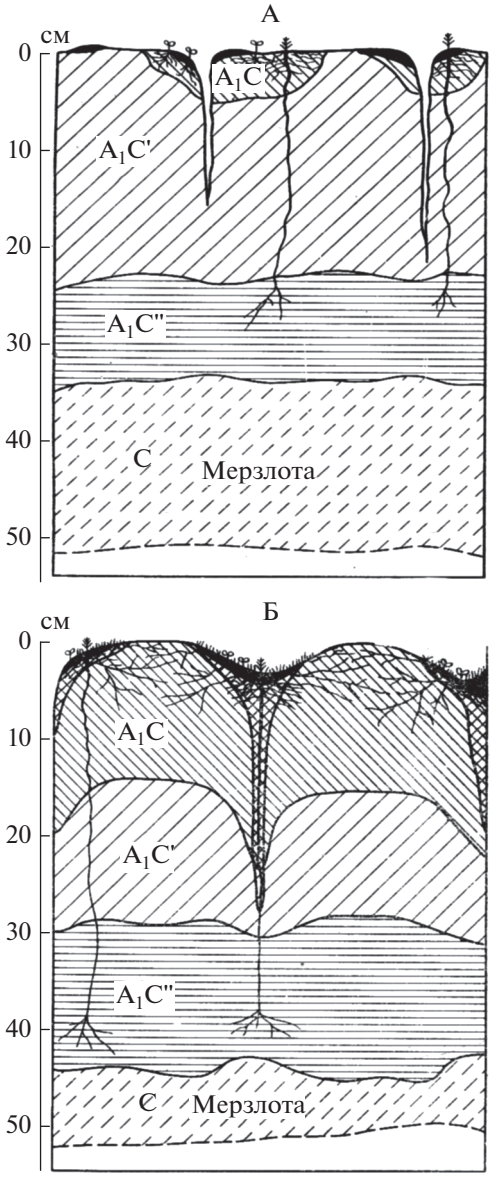


Рис. 1. Профиль пустынно-арктической почвы, центральная часть о. Большевик, Северная земля (А). Профиль дерновой арктической почвы, южное побережье о. Большевик, Северная Земля (Б).

А, 1–5 см. Светло-бурый, суглинистый, бесструктурный. Горизонт А локализован в виде “языков” под куртинами растительности. В нем может содержаться до 3% гумуса. Реакция почв нейтральная.

Кроме этих локальных языков почв, суглинистые грунты не имеют признаков почвообразования. Глубина сезонно-талого слоя составляет 15–18 см. Ниже располагается слабо льдистый мерзлый суглинок (рис. 1). По устным сообщениям Е.С. Короткевича и Н.Г. Загорской, подобные дискретные почвенно-растительные комплексы

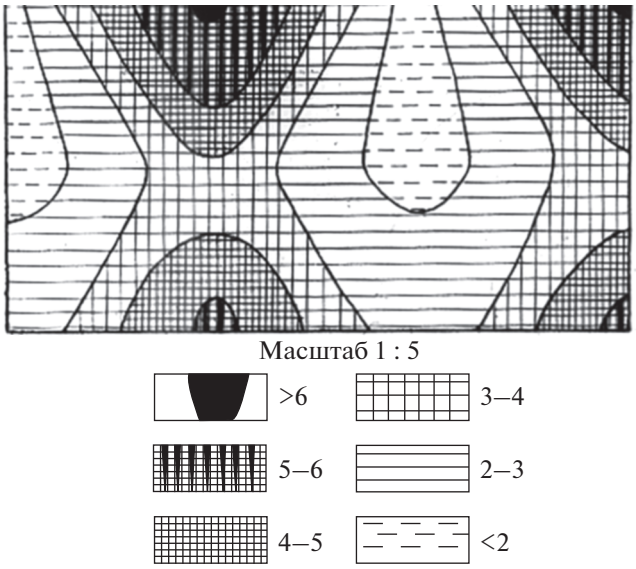


Рис. 2. Распределение гумуса в дерновой арктической почве о. Большевик.

Рис. 3. Микрополигоны арктической тундры северного побережья о. Фаддеевский, диаметр полигонов 50–60 см.

преобладают на равнинах о. Комсомолец и Пионер архипелага Северной Земли.

К югу на территории котловины можно наблюдать, как мхи и цветковые растения распространяются по трещинам, образуя бордюры, разделяющие полигоны диаметром 0.6–0.8 м, не покрытые растительностью. В составе растительности бордюров преобладают гипновые мхи, камнеломки *Saxifraga caespitosa*, *Saxifraga oppositifolia*, звездчатка *Stellaria edwarsii*, драбы *Draba alpina*, *Draba micropetala* и др. Бордюры скрепляют своими побегами кустарнички *Salix polaris*. Покрытие 25–30%.

Летом происходит оттаивание на 25–30 см. Граница деятельного слоя и многолетней мерзлоты неровная. Плотная моховая дернина задерживает часть тепла, поэтому под полигоном, лишенным растительности, глубина оттаивания на 2–3 см ниже, чем под дерниной. В углублениях поверхности мерзлоты летом скапливается вода. Осенью при замерзании происходят процессы пучения, и середина полигона становится выпуклой. Зимой вершины полигонов подвергаются снежной корразии. В этих условиях формируются мозаичные почвенно-растительные комплексы.

Разрез 38М (78°18′11″ N, 103°04′51″ E). Южная часть древнеозерной котловины в верховьях р. Шумная о. Большевик. Плоская равнина, сложенная моренными суглинками. Микрорельеф полигональный. Растительность образует бордюры по периферии полигонов. Под растительными бордюрами формируются почвенные горизонты:

O, 0–3 см. Оторфованная подстилка.

A, 3–20 см. Коричневато-бурый, суглинистый, комковатый, влажный, пронизан корнями, имеет клинообразный характер.

C, 20–22 см. Светло-бурый, суглинистый, бесструктурный. В нижней части горизонта видны пятна коричневато-бурого цвета и полуразложившиеся органические остатки, а также корни цветковых растений.

$^{\perp}$C, 22–25 см. Бурый суглинистый, мерзлый, редкие кристаллы льда.

В гумусовом горизонте накапливается до 3% гумуса. Максимально количество гумуса может составлять 5–6%. Распределение гумуса по профилю показано на рис. 2. Реакция почв слабокислая, близкая к нейтральной (pH 6.6–6.8). Поглощающий комплекс насыщен основаниями.

Осеннее пучение и весеннее оттаивание почвы вызывают латеральные процессы перемещения вещества к центру полигона (рис. 3). Это явление отмечено Лупачевым в Колымских тундрах [9, 10]. В почвах оглеения не наблюдается [12, 13, 15].

Эти сложные по своему строению почвы занимают обширный ареал на морских террасах южного побережья о. Большевик. Они также распространены на западном побережье о. Октябрьской революции Северной Земли, о. Русском в архипелаге Норденшельда, земле Александры на земле Франца Иосифа и в северных частях Новосибирских островов.

На морских террасах южной части о. Большевик, на лучше прогреваемых и защищенных от ветров участках развиваются почвенно-растительные комплексы, не имеющие мозаичного строения. Это злаково-разнотравные поляны с преобладанием лисохвоста *Alopecucurus alpinus*, дюпонтии *Dupontia fischeri* с участием кисличника *Oxyria digyna*, звездчатки *Cerastium regelli*, полярного мака *Pa-*

paver polare, различных видов драб *Draba* sp. и др. Наряду с цветковыми растениями, распространены мхи и лишайники. Проективное покрытие составляет 70–80%. Поверхность почвы мелкобугристая. Почвообразующая порода – суглинки с включениями мелкого щебня и хряща. Мощность деятельного слоя составляет 50–60 см.

Разрез 71М (78°14′42″ N, 103°25′50″ E). Побережье бухты Солнечная о. Большевик. Морская терраса, 40 м над ур. м. Слабонаклонная равнина с останцами коренных пород, сложенная суглинками. Мелкобугристый микрорельеф. Мохово-разнотравно-злаковая тундра. Покрытие 70%.

O, 0–2 см. Слаботорфованная подстилка.

A, 2–21 см. Коричневато-бурый, суглинистый, влажный, комковатый. С нижележащим горизонтом имеет волнистую нижнюю границу.

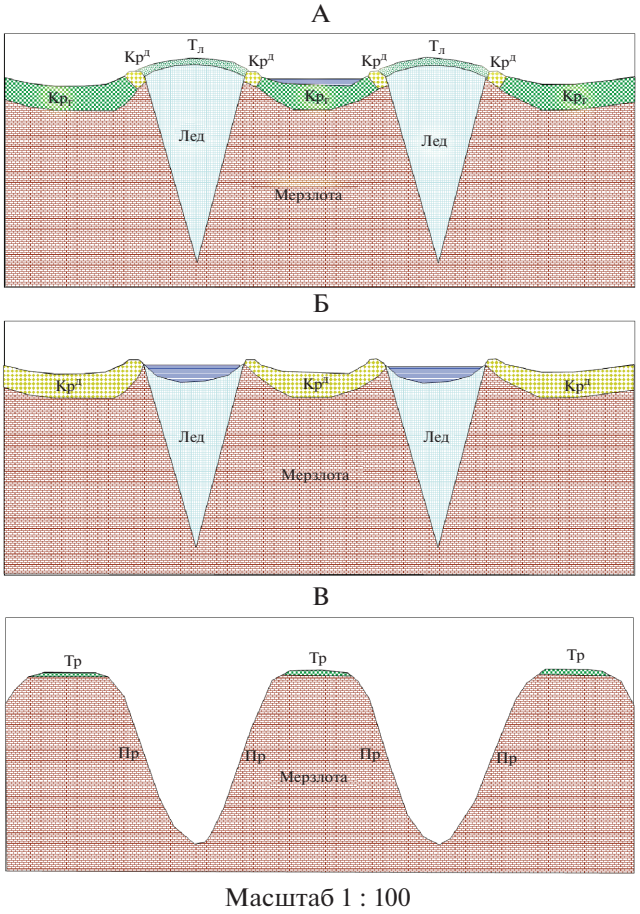
CRM, 21–52 см. Светло-бурый, суглинистый, со слабовыраженной, плитчатостью, влажный, над поверхностью мерзлоты мокрый. Признаков оглеения и криотурбаций не обнаружено.

⊥C, 52–56 см. Бурый, суглинистый, мерзлый, встречаются кристаллы льда.

Эти дерновые арктические почвы встречаются в южной части о. Большевик [12], на полуострове Таймыр [2], на Новосибирских островах вне зоны распространения ледового комплекса [14].

Большие площади подгорных шлейфов, перекрывающих морские террасы, южной части о. Большевик занимают почвенно-растительные комплексы полосчатой тундры. Они располагаются ниже по склону снежников и орошаются их талыми водами. В отличие от участков, обводняемых талыми водами ледников, которые производят текстурную стратификацию грунтов, талые воды снежников только напитывают грунты водой. По склонам тянутся полосы растительности. Они имеют ширину 5–10 см. Основная растительность – гипновые мхи. Из цветковых растений встречаются щучка *Deschampsia borealis*, ситник *Juncus biglumis*, ожика *Luzula confusa*. Между полосами растительности поверхность покрыта водой. Местами видны пятна пленок сине-зеленых водорослей. Мощность деятельного слоя не больше 10–12 см. Это минимальные значения для района исследований. Весь теплый период по наблюдениям автора почва насыщена водой, и ее температура не поднимается выше 2–3°C. Профиль почвы не выражен. Иногда под моховой дерниной можно выделить языки гумусового горизонта. Никаких признаков оглеения не выявляется. Реакция нейтральная. Криотурбации не наблюдаются. В конце лета интенсивность таяния снежников падает, и почва просыхает.

Изменения почвенно-растительных комплексов в районах распространения полигональных жильных льдов (ледового комплекса) [9] изучалась в северо-восточной части о. Фаддеевский, входящего в Новосибирские острова [14]. Формирование полигональных жильных льдов происходило на севере Сибири в течение плейстоцена и голоцена. На поймах рек в арктической тундре Восточной Сибири оно продолжается в настоящее время.



Масштаб 1 : 100

Рис. 4. Тетрагональные комплексы: А – включающий жильные льды, в стадии развития, пойма р. Улахан Юрях, о. Фаддеевский: $Кр_г$ – криоземы глееватые, $Кр^д$ – криоземы дерновые, $Т_л$ – торфянистые почвы над ледяными жилами; Б – включающий жильные льды, в ранней стадии деградации, надпойменная терраса р. Улахан Юрях, о. Фаддеевский: $Кр^д$ – криоземы дерновые, синим цветом показаны озерца – челбаки. В – байджараховый комплекс, возникающий при таянии ледяных жил, аллювиальная равнина центральной части о. Фаддевский: ПР – примитивные почвы байджарахов, Тр – реликтовая торфянистая прослойка.

Ледяные жилы разделяют полигоны, имеющие форму тетрагонов (прямоугольники, квадраты). В пойме р. Улахан Юрях, впадающей в Восточно-Сибирское море, их размеры достигают 10–15 м в поперечнике (рис. 4). Ледяные жилы имеют выпуклую поверхность и приподняты над тетрагонами на 20–30 см. Поверхность ледяных жил перекрыта подушкой мхов мощностью 3–8 см. Под моховой подушкой залегает горизонт A_g

мощностью от 5 до 15 см суглинистый, сизовато-серый, бесструктурный, мокрый. Граница горизонта совпадает с глубиной максимального оттаивания. Ниже залегает лед с включениями пятен мелкозема и растительных остатков. На границах ледяных жил расположены валики высотой 5–8 см, шириной до 10 см. Эти валики сложены суглинистым материалом, который выталкивается снизу при расширении ледяной жилы. Свидетельством процессов выталкивания служит вихревая, турбированная структура грунтов валиков. Валики покрыты мохово-разнотравной растительностью при участии кустарничков. Среди цветковых растений преобладают нордосмия *Nordosmia frigida*, кисличник *Oxyria digyna*, лютик *Ranunculus pigmaeus*, драбы *Draba* sp., ива полярная *Salix polaris* и др. Почвы валиков имеют следующее строение:

Разрез 65М (75°29′53″ N, 144°47′42″ E), о. Фаддевский. Пойма р. Улахан Юрях тетрагональный микрорельеф. Разрез заложен на границе ледяной жилы и заболоченнонго тетрагона. Растительность – мохово-злаково-разнотравная.

О, 0–3 см. Хорошо выраженная оторфованная подстилка.

А, 3–8 см. Бурый, суглинистый, со следами криотурбаций, влажный.

CR_g, 8–32 см. Светло-серый криотурбированный, суглинистый, с сизоватым оттенком, вихревой структуры.

$^{\perp}$С, 32 см и ниже. Серый, суглинистый, мерзлый, льдистый.

Днища полигонов весной заливаются водой, и к концу лета постепенно освобождаются от воды. Проективное покрытие днищ тетрагонов достигает 40–50%. Преобладают гипновые мхи и злаки дюпонтия *Dupontia fischeri*, арктофила *Arctophilia fulva* с участием пушицы *Eriophorum chamissonis*.

Разрез 66М, о. Фадеевский там же, где разрез 65М. Центр тетрагона. Плоская поверхность. Злаково-моховая растительность.

О, 0–3 см. Оторфованная подстилка.

A_g, 3–20 см. Сизовато-серый с охристыми пятнами и прожилками, супесчаный, бесструктурный влажный.

CR_g, 20–32 см. Сизовато-бурый суглинистый, бесструктурный, плывунный. Граница сезонно-талого слоя 30–35 см.

$^{\perp}$С, 32–38 см. Бурый, суглинистый, пронизан кристаллами льда.

Реакция почв слабокислая (6.4–6.2). Количество гумуса в горизонте A_g – 3.6%, в надмерзлотном горизонте – 2.9%. Подвижное железо по Тамму – 0.78% в верхнем горизонте и 0.9% почвы над мерзлотой.

На первой надпойменной террасе реки хорошо прослеживается тетрагональная структура. На месте валов над ледяными жилами располагаются цепочки вытянутых луж – озерков (челбаков) глубиной 15–20 см с ледяным дном. Челбаки могут объединяться в мелкие крестообразные озера, разделяющие тетрагональные полигоны. Центры полигонов становятся более дренированными и сухими. Гидрофильная мохово-дюпонтиевая растительность сменяется мезофильной разнотравно-злаковой. Мхи не играют доминирующей роли. Появляются отдельные группы лишайников. Среди цветковых растений преобладают лисохвост альпийский *Alopecurus alpinus*, нордосмия *Nordosmia frigida*, ожика снежная *Luzula nivalis*, камнеломка *Saxifraga foliolosa*.

Почвы более сухие, но содержат реликтовые черты предыдущего периода развития.

Разрез 70М (75°31′23″ N, 144°48′08″ E), о. Фаддевский, первая надпойменная терраса р. Улахан Юрях. 20 м над ур. м. Плоская поверхность с многочисленными озерками, образующими тетрагональную сеть. Растительность разнотравно-злаковая.

АО, 0–6 см. Бурый, легкосуглинистый, оторфован, влажный, плотный.

$CR_{g,\,ox}$, 6–26 см. Серый с сизым оттенком, легкосуглинистый, бесструктурный, охристые пятна и примазки, влажный плотный.

$^{\perp}$С, 26 см и ниже. Серый, легкосуглинистый, мерзлый, включения кристаллов льда.

На хорошо дренированных участках, где возможен отток талых вод, при таянии ледяных жил формируются своеобразные байджараховые ландшафты. Байджарахами (местное наименование) называют грунтовые бугры высотой до 4–5 м в форме усеченного конуса. Их плоские вершины могут быть покрыты реликтовой торфянистой подстилкой. На вершинах байджарахов могут развиваться отдельные экземпляры цветковых растений: ложечная трава *Cochlearia groenlandica*, кисличник *Oxyria digyna*, ожика снежная *Luzula nivalis*. Борта байджарахов лишены растительности и осыпаются. На них возможно формирование корочек сине-зеленых водорослей. Пространство между байджарахами занято днищами рассох (оврагов), криогенным делювием и также лишено растительности. Локально встречаются небольшие участки с мохово-злаковой растительностью с криоземами глееватыми (рис. 4В, 5).

Жизнь байджарахов недолговечна. Они могут существовать десятки лет и разрушаются. На их месте развивается мелкобугристая разнотравно-моховая кустарничковая тундра с проективным покрытием 80–90% (рис. 6). В растительном покрове участвуют мхи: *Rhacomitrium*, *Ditrichum*. Среди цветковых растений доминируют: лапчатка *Potentilla emarginata*, лютики *Ranunculus sabinii*, *Ranunculus pygmaeus*, драбы *Draba alpina*, *Draba mi-*

cropetala, лисохвост альпийский *Alopecurus alpinus*, ива полярная *Salix polaris*.

Разрез 75М (75°37′29″ N, 144°30′13″ E), о. Фадеевский, водораздел между долиной Улахан Юрях и северным побережьем острова. Плоская, расчлененная равнина высотой 40 м. Расчленена рассохами (балками). На водоразделах бугорковатая разнотравно-моховая кустарничковая тундра.

О, 0–3 см. Оторфованная подстилка.

А, 3–12 см. Коричневато-бурый, легкосуглинистый, икряно-зернистый свежий.

CRM, 12–24 см. Светлый коричнево-бурый, легкосуглинистый, угловато-комковатый, влажный. Нижняя граница совпадает с границей сезонно-талого слоя.

⊥С, 24–30 см. Темный серовато-бурый мерзлый, кристаллы льда не наблюдаются.

Реакция почв слабокислая. Количество гумуса в горизонте А – 5.2%. Вниз по разрезу содержание гумуса падает до 1.9%. Оксалаторастворимое железо колеблется в пределах 0.67–0.77% с максимумом в надмерзлотном горизонте.

Классификационное положение почв не установлено. Аналогичные почвы на Таймыре были отнесены к дерновым тундровым [2]. Эти почвы являются доминирующими для хорошо дренированных участков тундры.

В условиях плоских равнин со слабым дренажем деградация ледяных жил проходит медленно. Ледяные жилы вытаивают, создавая сеть мелких вытянутых озерков. Водная поверхность занимает 70–80% территории. На поверхности остаются лишь перешейки между озерками с насыщенным водой грунтом. Эти перешейки покрыты мхами *Rhacomitrium*, *Aulocomnium*, *Drepanocladus* и др. В дернине мхов прячутся побеги ивы полярной *Salix polaris*. Также встречаются цветковые растения: дюпонтия *Dupontia fishery*, ситник *Juncus biglumis*, камнеломки *Saxifraga cernua*, *Saxifraga rivularis*.

Разрез 82М (74°25′29″ N, 143°04′15″ E), центральная часть о. Фадеевский. Плоская слабодренированная древнеаллювиальная равнина высотой 50 м над ур. м. Большая часть поверхности покрыта мелкими озерцами. На перешейках между озерами разнотравно-моховая растительность покрытие 60%.

О, 0–5 см. Оторфованная подстилка.

А, 5–19 см. Серовато-бурый, суглинистый, бесструктурный, мокрый.

CR_g, 19–28 см. Серовато-бурый с сизым оттенком, суглинистый, плывунный. Нижняя граница совпадает с границей сезонно-талого слоя.

⊥С, 28–32 см. Лед с прослойками мелкозема.

В верхнем горизонте содержится 8% гумуса. В нижней части его содержание уменьшается до 1.8%. Реакция почв слабокислая. Содержание подвижного железа 0.60–0.53%.

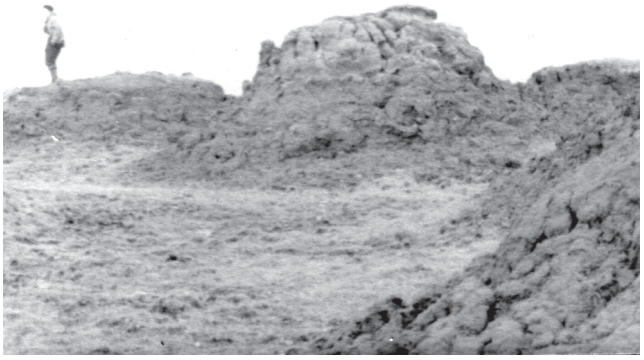


Рис. 5. Байджарахи. Центральная часть о. Фаддеевский.

Рис. 6. Бугристая тундра центральной части о. Фаддеевский.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Исследования на островах Северного Ледовитого океана показало, что в суровых условиях Арктики происходит изменение почвенно-растительного покрова путем экспансии растительности и формирования почв. Причиной такой эволюции может быть освобождение части поверхности островов от ледникового покрова и распространение растительности на территорию, свободную ото льда. Этот процесс ускоряется благодаря потеплению климата Арктики.

На территориях, недавно освободившихся от ледникового покрова, происходят процессы фи-

зического и, вероятно, биохимического характера. Формирование железистых корочек на щебне является с большой степени вероятности биохимическим, происходящим под воздействием железобактерий, водорослей. Этот процесс нуждается в дальнейшем изучении. Аналогичные процессы были изучены в Антарктике [11]. Дифференциация гранулометрического состава поверхностной части рыхлых отложений талыми водами ледников может сохраняться длительное время и существенно влиять на процессы почвообразования. На границе между легкими и тяжелыми горизонтами может происходить застой воды, возникать процессы оглеения.

В зависимости от особенностей почвообразующих пород процессы эволюции могут различаться. На плато, сложенном плотными породами и покрытым щебнем, происходит трансформация хаотических россыпей щебня в каменные многоугольники с островками растительности в их центрах и первичными почвами. В автоморфных ландшафтах, сложенных рыхлыми породами, по мере движения от края ледникового щита можно наблюдать смену почвенно-растительного покрова от абиогенных отложений к локальным куртинам растительности с первичными языками почв. Городков [4] относил эти почвы к полярно-пустынным. Положение их в современной классификации [8] не определено.

Далее происходит переход к мозаичному почвенно-растительному покрову с оголенными микрополигонами, окаймленными бордюрами разнотравно-моховой растительности. Под бордюрами развиваются языковатые почвы. Классификационное положение этих почв окончательно не установлено. Иванова [6] выделила почвы под полигонами и растительными бордюрами в единый тип арктических почв. На севере Аляски аналогичные почвы были названы Тедроу [20] бурыми арктическими Arctic Brown Soils. На Почвенной карте РСФСР они рассматривались как нанокомплексы почв пятен и почв трещин. Последняя интерпретация представляется не вполне соответствующей описываемому явлению. Наименование “арктические почвы” не совсем удачно, так как подобные почвы встречаются на высокогорных плато Алтая, Саян, Хангая.

Современные воззрения на классификацию почв [8] не позволяют определить их точное классификационное положение. Эти почвы существуют в узком экологическом диапазоне. Для их возникновения необходимо три основных условия:

– наличие многолетней мерзлоты;

– мощность сезонно-талого слоя не должна превышать 60–70 см, глубже не проявляется экранирующее влияние моховой дернины на тепловые потоки;

– сильные приземные ветры, сдувающие снег и разрушающие растительность выпуклых полигонов;

К югу полигонально-бордюрные биоценозы с языковатыми почвами постепенно переходят в мохово-разнотравно-злаковые тундры с почти полным проективным покрытием. Под ними развиваются дерновые арктические почвы [12]. Васильевская [2], изучавшая аналогичные почвы в бассейне р. Тарея (полуостров Таймыр), определила эти почвы как дерновые тундровые. Вероятно, их можно отнести к дерновым криометаморфическим почвам.

Приведенные данные позволяют утверждать, что в арктической зоне происходит изменение почвенно-растительного покрова от абиогенных грунтов к разнотравно-моховой тундре с дерновыми почвами. Изменение проходит стадии от локального распространения растительности со слаборазвитыми почвами, через мозаичное распространение растительности с языковатыми почвами, до сплошного проективного покрытия с дерновыми арктическими (тундровыми) почвами.

Большие площади в арктической зоне занимают гидроморфные ландшафты, орошаемые талыми водами ледников и снежников. Их изменение идет от абиогенных грунтов к полосчатой тундре с мохово-злаковой растительностью и гидроморфными неглеевыми почвами. Нужно отметить, что гидроморфные почвы Арктики не несут признаков оглеения. Подобные почвы встречаются не только в арктической зоне. Они не входят в классификацию почв России [8], хотя занимают обширные площади. Мы по предложению Е.Н. Ивановой называли эти почвы арктическими гидроморфными. Вероятно, их можно включить в отдел гидрометаморфических почв в качестве отдельного типа криогидроморфических почв. Следует ожидать, что при усилении циклонической деятельности и увеличении количества твердых осадков площадь криогидроморфических почв будет увеличена.

В арктической зоне Восточной Сибири на поймах рек происходит развитие полигональных жильных льдов (ледового комплекса) [9, 10, 13]. В основе ледяных жил лежат морозобойные трещины, которые образуют правильную геометрическую сеть прямоугольников с длинной стороной параллельно основному руслу реки. Расстояние длинных сторон прямоугольников 10–15 м, коротких 8–10 м. Морозобойные трещины заполняются ледяными жилами, которые расширяются, выталкивая по бортам грунт наверх. По нашим наблюдениям в пойме р. Улахан-Юрях на о. Фаддеевском ширина жил составляла 1.5–2 м. Ячейки внутри сети ледяных жил занимают полигоны (тетрагоны).

В развивающемся ледовом комплексе можно выделить три компонента: ледяные жилы, валики

по бортам ледяных жил и днища тетрагонов. Классификационное положение почв над ледяными жилами не определено. Условно их можно определить как торфянистые на ледяных жилах. Почвы под валиками, вероятно, можно отнести к криоземам дерновым глееватым. Почвы тетрагонов можно рассматривать как криоземы торфянистые глееватые. Почвенный покров районов распространения полигональных жильных льдов в поймах арктической зоны можно определить как комплекс криоземов глееватых, торфянистых почв на ледяных жилах и криоземов дерновых (рис. 4А).

В почвенной литературе и легендах почвенных карт иногда происходит смешение понятий микрополигонов арктической зоны и полигонов ледового комплекса. Они различаются по генезису, размерам и форме. Возможно, употребление для первых термина “микрополигоны”, для вторых – “тетрагоны”.

Тетрагональный почвенно-растительный комплекс устойчив в условиях пойменного режима с постоянными паводками. Если паводковый режим прекращается вследствие подъема местности или углублении базиса эрозии, то ледяные жилы начинают деградировать. Стадии их деградации хорошо прослеживаются на террасах р. Улахан-Юрях и ее притоков.

Тетрагональная структура сохраняется при деградации ледяных жил, когда территория выходит из пойменного режима. На первой стадии деградации происходит таяние верхушек ледяных жил. На тетрагонах не застаивается вода. Растительность из гидрофильной превращается в мезофильную. Реликтовые черты предыдущей стадии (глееватость) сохраняются в почвенном профиле. Среди почв на этой стадии деградации ледового комплекса преобладают криоземы дерновые под разнотравно-злаковой растительностью в комбинации с многочисленными озерками (челбаками) (рис. 4Б).

На следующей стадии эволюции ледового комплекса происходит разделение ее путей в зависимости от возможности стока талых вод ледяных жил. На дренированных участках происходит полное таяние ледяных жил. Ледяные жилы превращаются в сеть оврагов – рассох (местное название), разделяющих земляные грунтовые бугры – байджарахи (рис. 4В и 5).

Байджарахи под действием гипергенных факторов разрушаются. На их месте возникает бугристая тундра с разнотравно-моховой растительностью и тундровыми дерновыми почвами (криоземами дерновыми).

На плохо дренированных территориях в результате деградации ледового комплекса возникают ландшафты с преобладанием озер, разделенных небольшими перемычками. На перемычках между ними развивается мезофильная злаково-моховая растительность с криоземами торфянистыми глееватыми.

Для почвенного покрова арктической зоны характерно отсутствие или очень слабое развитие глеевого процесса. Вероятно, это связано с низкими температурами почв и насыщением талых вод кислородом, что не позволяет идти восстановительным процессам. Второй особенностью арктической зоны является отсутствие сфагновых мхов и процессов образования торфа. Вероятно, с потеплением климата планеты процессы эволюции почвенного пойдут интенсивнее, и характер их может измениться.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На островах морей Северного ледовитого океана в Арктике происходят изменения почвенно-растительного покрова, связанные с таянием ледников и подземных льдов. При отступании ледников прослеживаются изменения почвенно-растительного покрова от абиогенных грунтов к мозаичному распространению растительности с языковатыми почвами. Далее осуществляется переход к континуальному растительному покрову с тундровыми почвами.

В районах распространения полигональных жильных льдов происходит изменение почвенно-растительного покрова от тетрагональных болот через стадию байджарахов к континуальному растительному покрову с дерновыми тундровыми почвами.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Александрова Е.* Арктические тундры СССР. Доклад по опубликованным работам, представленный на соискание степени доктора биологических наук. Л. 1964. С. 1–40.
2. *Васильевская В.Д.* Почвообразование в тундрах Средней Сибири. М.: Наука, 1980. 233 с.
3. *Городков Б.Н.* Об особенностях почвенного покрова Арктики // Изв. ГГО. 1939. № 19. С. 1516–1531.
4. *Городков Б.Н.* О почвенно-растительных комплексах тундровых и полярно-пустынных ландшафтов // Тр. Второго географического съезда. М.: Географгиз, 1949. Т. 3. С. 84–92.
5. *Горячкин С.В.* Почвенный покров Севера. М.: ГЕОС, 2010. 413 с.
6. *Иванова Е.Н.* Систематика почв севера европейской территории СССР // Почвоведение. 1956. № 1. С. 3–15.
7. *Караваева Н.А.* Тундровые почвы Северной Якутии. М.: Наука, 1969. 270 с.
8. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 341 с.
9. *Лупачев А.В., Губин С.В.* Участие почвообразования в организации переходного слоя многолетне-

мерзлых пород // Криосфера земли. 2008. Т. 12. С. 75–83.

10. *Лупачев А.В., Губин С.В., Герасимова М.И.* Диагностика криогенных почв в современной классификации почв России // Почвоведение. 2019. № 10. С. 1157–1162. https://doi.org/10.1134/S0032180X19080100
11. *Мергелов Н.С., Горячкин С.В., Шоркунов И.Г., Зазовская Э.П., Черкинский А.Е.* Эндолитное почвообразование и скальный "загар" на массивно-кристаллических породах в Восточной Антарктике // Почвоведение. 2012. № 10. С. 1027–1044.
12. *Михайлов И.С.* Дерновые арктические почвы острова Большевик // Почвоведение. 1960. № 6. С. 24–30.
13. *Михайлов И.С.* Почвы полярных пустынь и роль Б.Н. Городкова в их изучении // Известия ВГО. 1962. Т. 94. С. 520–523.
14. *Михайлов И.С.* Эволюция почв и растительного покрова в северо-восточной части острова Фадеевского // Тр. ААНИИ. 1963. Т. 224. С. 121–131.
15. *Михайлов И.С.* Почвы. Советская Арктика. М.: Наука, 1970. С. 230–246.
16. *Прик З.М.* О колебаниях климата Арктики и их причинах // Тр. ААНИИ. 1968. Т. 228. С. 43–51.
17. *Bay C.* Floristical and ecological characterization of the polar desert zone of Greenland // J. Vegation Sci. 1997. P. 685–696.
18. *Fedorov N.* Les Sols du Spitberg Occidental. 1964. 228 p.
19. *Foscolos A.E., Kodama H.* Mineralogy and chemistry of Arctic desert soils on Ellef Ringnes Island. Arctic Canada. Soil Sci // Soc. Am. J. 1981. V. 45. P. 987–993.
20. *Tedrow I.C.F., Hill D.E.* Arctic Brown Soils // Soil Science. 1955. V. 80. P. 88–108.

Changes in the Soil-Plant Cover of High Arctics of Eastern Siberia

I. S. Mikhaylov*

Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia

**e-mail: is-mikhaylov@yandex.ru*

Investigations of soil and plant cover changes are necessary when designing technical objects: gas- and petroleum pipelines, roads, and power lines in order to avoid the adverse effects of these activities, and to preserve the easily vulnerable ecosystems. Changes of the soil-plant cover in High Arctics of Eastern Siberia make it more complicated. Chaotic bare stone debris evolves in stony polygons with "soil embryons" and islands of vegetation. Deglaciated sediments are locally overgrown with plants on weakly developed soils at the initial stage, then to the stage of mosaic plant cover with glossic soils; at the next stage soil-plant complexes are formed with a continuous plant cover on soddy arctic soils predominant. Melt waters of glaciers and snow fields saturate the sediments and may induce their textural differentiation. Soil and plant cover changes on ice veins are specific. Ice veins occur on floodplains and form tetragonal complexes of moss or moss-grass tundra with gleyzems and peat soils on the veins' tops. When the flooding regimedeclines, the ice veins degrade, and small lakesare formed on their sites. Bogged tetragons become replaced by a mesophilic forb-grass tundrs with gleyic soils. With good drainage this stage is followed by the stage of hummocks – baidzharakhs. When the latter are destroyed, a hummocky grass-forb tundra with soddy tundra soils appears.

Keywords: arctic soils, polygonal ice veins, stony polygons soddy tundra soils

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2020, № 6, с. 673–690

ХИМИЯ ПОЧВ

УДК 631.4(571.5)

СОСТАВ СТАБИЛЬНЫХ ИЗОТОПОВ УГЛЕРОДА ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА ПОЗДНЕПЛЕЙСТОЦЕНОВЫХ И ГОЛОЦЕНОВЫХ ПОЧВ БАЙКАЛЬСКОГО РЕГИОНА

© 2020 г. В. А. Голубцов*

Институт географии СО РАН, ул. Улан-Баторская, 1, Иркутск, 664033 Россия

**e-mail: tea_88@inbox.ru*

Поступила в редакцию 16.07.2019 г.
После доработки 10.10.2019 г.
Принята к публикации 25.12.2019 г.

Представлены результаты исследования состава стабильных изотопов углерода органического вещества почв Байкальского региона. Значения $\delta^{13}C$ разновозрастных почв варьируют от –30.00 до –21.36‰, что свидетельствует о формировании их органического вещества при поступлении биомассы С3-растительности как минимум на протяжении последних 35 тыс. лет. Фракционирование изотопов в ходе минерализации органического вещества приводит к повышению значений $\delta^{13}C$ с глубиной. При этом в почвах, формирующихся под степными и лесостепными ландшафтами, увеличение $\delta^{13}C$ составляет около 3‰, тогда как в лесных почвах оно может достигать 4–5‰. В позднеледниковых и раннеголоценовых почвах отмечается повышенное содержание органического углерода, состав стабильных изотопов которого облегчен по отношению к современным почвам, что может быть связано с влиянием мерзлоты, замедлявшей трансформацию органического вещества. В направлении от относительно сухих почв Приольхонья и Селенгинского среднегорья к лесостепным почвам Верхнего Приангарья, с его более влажными условиями, и, далее, к таежным почвам юга Средней Сибири, наблюдается выраженное облегчение состава стабильных изотопов углерода органического вещества, что служит ярким примером проявления зависимости значений $\delta^{13}C$ от влагообеспеченности почв, а именно осадков вегетационного периода. Реконструкция осадков, выполненная на основании значений $\delta^{13}C$, свидетельствует о постепенной аридизации климата начиная с позднеледниковья с максимальным иссушением в среднем голоцене, в позднем голоцене уровень увлажнения повышается. Тенденция к постепенному уменьшению увлажнения наблюдается и в MIS-3. Наиболее влажным был климат во время формирования раннекаргинских почв. В интервале 36–31 тыс. кал. л. н. увлажнение снизилось и стало сопоставимо с современным. В финале MIS-3 увлажнение становится ниже современного уровня.

Ключевые слова: ландшафтно-климатические изменения, поздний плейстоцен, голоцен

DOI: 10.31857/S0032180X20060040

ВВЕДЕНИЕ

Соотношения стабильных изотопов широко используются в качестве индикаторов движения вещества и энергии в почвах, а также для оценки интенсивности и направленности различных экологических процессов. Многие биохимические процессы сопровождаются изменениями соотношения между стабильными изотопами углерода, благодаря чему экосистемы и их компоненты различаются по своему изотопному составу [21, 48]. Его анализ позволяет проследить движение вещества и энергии через биологические системы и оценить интенсивность экологических процессов [26, 42, 43].

Состав стабильных изотопов углерода является значимым индикатором условий почвообразования как в настоящее время, так и в прошлом [14]. В основе этих представлений лежат различия в экологических нишах растений, формирующих органическое вещество почв и имеющих принципиально отличающиеся типы фотосинтеза [24, 26]. Около 80% всех сосудистых растений используют С3-тип фотосинтеза, в ходе которого углерод, зафиксированный С3-растениями ($\delta^{13}C$ варьируют от –22 до –35‰), значительно обедняется тяжелым ^{13}C по сравнению с атмосферным углеродом ($\delta^{13}C$ около –7‰). Основное отличие С4-фотосинтеза состоит в том, что дискриминация $^{13}CO_2$ намного менее выражена ($\delta^{13}C$ С4-растений от –11 до –17‰). Таким образом, С3-растения имеют конкурентные преимущества в условиях низкой температуры, высокой влажности и высокой концентрации CO_2 в атмосфере. В то же время

Рис. 1. Районы исследования в пределах Байкальского региона: *1* – междуречье Белой и Ангары (Верхнее Приангарье); *2* – Приольхонье; *3* – Куйтунское межгорное понижение (Селенгинское среднегорье); *4* – Хоринск (Селенгинское среднегорье).

С4-растения имеют относительное преимущество в росте в условиях высокой температуры, засушливости и низкой концентрации CO_2 в атмосфере [26, 37, 41].

Значительная разница в условиях произрастания С3- и С4-растений, в значениях $\delta^{13}C$ получаемого при их разложении органического вещества ($\delta^{13}C$ которого находится в тесной зависимости от $\delta^{13}C$ растительной биомассы) открывает широкие возможности для палеоэкологических исследований. Кроме этого, в пределах С3-фотосинтеза $\delta^{13}C$ может заметно различаться у растений разных ярусов и жизненных форм в зависимости от доступности влаги, температуры и других факторов [24, 26, 41]. Поэтому анализ $\delta^{13}C$ органического вещества почв широко используется в качестве метода индикации палеоэкологических и палеоклиматических изменений.

Несмотря на значительный потенциал изотопных исследований в почвенно-экологических и палеогеографических целях, на данный момент примеры изучения состава стабильных изотопов органического вещества почв юга Восточной Сибири довольно редки [3, 13, 22, 23]. Не умаляя значимости этих работ, они не обеспечивают полной картины о закономерностях пространственно-временной вариабельности этих показателей в почвах региона и определяющих ее факторах среды. В то же время юг Восточной Сибири, в частности Байкальский регион, представляет уникальные возможности для заполнения этого пробела в силу значительной пространственной неоднородности физико-географических условий, обусловливающих мозаичность ландшафтов в настоящее время и в прошлом.

Цель работы – оценка пространственно-временной вариабельности состава стабильных изотопов углерода в основных типах лесных и лесостепных почв Байкальского региона.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Территория исследования охватывает три крупных района в пределах Байкальского региона (рис. 1): островные лесостепи Верхнего Приангарья, расположенные в границах Иркутско-Черемховской равнины, западное побережье оз. Байкал (Приольхонье), характеризующееся преобладанием степных ландшафтов, и межгорные котловины Селенгинского среднегорья, занятые степями и лесостепями.

В геологическом строении Верхнего Приангарья принимают участие кембрийские отложения (доломиты, известняки), перекрытые толщей бескарбонатных юрских образований (песчаники, алевролиты, аргиллиты), продукты выветривания которых на большей части территории служат почвообразующими породами [2]. Олигоцен-миоценовые образования выполняют фрагменты древней эрозионной сети [18]. Эолово-делювиальные лёссовидные карбонатные суглинки плейстоцена перекрывают относительно маломощным чехлом дочетвертичные образования на водоразделах и заметно наращивают мощность в пределах долин, где выделяются разновозрастные террасы [12].

Преобладают лесостепные ландшафты, для которых характерно чередование хвойно-мелколиственных лесов с серыми почвами (Luvic Retic Greyzemic Phaeozems) и участков остепненных лугов и степей с черноземами глинисто-иллювиальными (Luvic Chernic Phaeozems). Большая часть территории распахана.

Климат территории – резко континентальный. Среднегодовая температура воздуха –2.2°C. Среднемесячная температура июля +17.7°C. Средняя температура января –23.4°C [17]. Продолжительность периодов с отрицательными температурами воздуха значительно превышает периоды с положительными, что сказывается на термическом режиме почв. Вследствие малой мощности снежного покрова (25–35 см) почвы промерзают на значительную глубину (до 2–2.5 м) и очень медленно оттаивают весной и в начале лета [10]. Годовая сумма осадков составляет 350 мм, из которых около 86% выпадает в конце июля и в августе. С конца мая до середины июля на территории преобладают сухие и теплые условия [17]. Таким образом, наблюдается выраженная контрастность между сухим и влажным сезонами теплого периода. Тип водного режима исследуемых почв – непромывной [9, 10].

Часть Байкальской впадины, в состав которой входят о. Ольхон и Приольхонье, сложена метаморфическими породами позднего архея, кристаллическими сланцами, парагнейсами, амфиболитами, мигматитами, кварцитами и полосами мраморов [12]. Степные сообщества занимают здесь основную площадь и представлены сухостепными криоксерофильными комплексами мелкозлакового, низкотравного типов. Ландшафтное своеобразие Приольхонья определяется дефицитом влаги в связи с проявлением барьерно-теневого и аридно-котловинного эффектов [7]. Они оказывают значительное влияние на климат, который характеризуется как резкоконтинентальный со средней температурой января –25°C, июля +18°C. Среднегодовая температура составляет –1.9°C. Отмечается низкое атмосферное увлажнение 200–250 мм/год [17]. Описанные климатические особенности определяют преимущественно криоаридный тип почвообразования в Приольхонье [19].

Дифференциация почвенного покрова Приольхонья связана с геоморфологическими условиями, особенно с экспозиционными эффектами, чередованием устойчивых и неустойчивых к выветриванию почвообразующих пород, характером растительности. Склоны южных экспозиций занимают преимущественно светлогумусовые почвы, общее строение профиля которых можно представить в виде AJ–AJB(pl,f,ca)–(BC)–C(pl,f,ca). На склонах северных экспозиций преимущественное развиваются серогумусовые (дерновые) с профилем типа OL–AY–AYB–B(f)–(BC(f))–C [19]. Почвенный покров подножий склонов и выположенных широких суходолов с большей толщей рыхлых отложений представлен криоаридными почвами и черноземами.

Наиболее общей чертой рельефа Селенгинского среднегорья является чередование низких и средневысотных хребтов, обладающих сглаженными водоразделами, и межгорных впадин, северо-восточного и восток-северо-восточного простирания [15]. Сложное строение территории обусловливает большую пестроту почвообразующих пород. В межгорных котловинах почвообразование протекает на мощной толще рыхлых отложений. Для исследованных разрезов почвообразующими породами являются преимущественно толщи мелкозема (элювио-делювий плотных пород), содержащие невыветрелые щебень и обломки пород.

Общими для всей территории являются недостаточность атмосферного увлажнения, маломощность снежного покрова, сильное промерзание почв в зимний сезон. Климат Селенгинского среднегорья резко континентальный. Средняя месячная температура января –26°C. Жаркие и сухие условия первой половины лета способствуют иссушению почвы. Средняя температура июля на равнинных участках на юге территории – от 19 до 21–22°C. Среднегодовая температура колеблется от –1.1°C в южной части среднегорья, до –1.7°C в средней и –2.3°C в северной [16]. За апрель–май количество осадков не превышает 50 мм. Основная их часть (70–80%) выпадает в летний период. В степных и лесостепных районах среднегорья среднегодовое количество осадков составляет 200–300 мм.

В основу предлагаемого исследования положены данные изучения 17 репрезентативных разрезов, информация по которым представлена в табл. 1, строение разрезов представлено на рис. 2. Кроме этого, использованы опубликованные материалы по составу стабильных изотопов углерода органического вещества почв исследуемой территории и прилегающих регионов [13, 23].

При проведении полевых исследований основное внимание уделялось морфогенетическому анализу современных и погребенных почв. В лабораторных условиях образцы почв и отложений высушивали до воздушно-сухого состояния, измельчали и просеивали через сито, диаметром 1 мм. Содержание общего органического углерода и общего азота определяли сухим сжиганием на анализаторе Vario Isotope (Elementar, Германия). Определение гранулометрического состава выполнено по средней пробе в стоячей воде методом пипетки в варианте Н.А. Качинского. Возраст почв и отложений определяли радиоуглеродным методом со сцинтилляционным измерением активности ^{14}C

Таблица 1. Исследуемые почвы и основные характеристики их местоположения

Разрез	Тип современной почвы	Наличие палеопочв, возраст	Почвообразующие породы	Высота, м	Экспозиция	Растительность	Осадки, мм (май–сентябрь)	Среднегодовая температура, °С
Верхнее Приангарье								
Тайтурка-I	Чернозем глинисто-иллювиальный (Luvic Chernozem)	Педоседименты каргинского возраста	Лёссовидные суглинки	429	ЮЮЗ	Разнотравно-крупнозлаковые сообщества в сочетании с мелкодерновинно-злаковыми степями	290–320	–2.2
Тайтурка-II	Чернозем глинисто-иллювиальный (Luvic Chernozem)	Педоседименты каргинского возраста	Лёссовидные суглинки	436	ЗЮЗ	Травянистая, после распашки	290–320	–2.2
Березовый	Серая метаморфическая (Luvic Phaeozem)	Педоседименты каргинского возраста	Лёссовидные суглинки	417	СВ	Березняк, злаково-разнотравный	290–320	–2.2
Осиновый	Серая метаморфическая (Luvic Phaeozem)	–	Лёссовидные суглинки	460	З	Береза, осина, разнотравье	290–320	–2.2
Буреть	Серая метаморфическая (Luvic Phaeozem)	–	Лёссовидные супеси	403	ССВ	Сосновый лес, брусничнотравяный	290–320	–2.2
Холмушино	Псаммозем (Arenosol (humic))	Голоценовые и позднеледниковые почвы	Эоловые пески	426	ЮЗ	Сосновый лес, брусничнотравяный	290–320	–2.2
Михайловка	–	Педоседименты каргинского возраста	Лёссовидные суглинки	510	–	Разнотравно-крупнозлаковые сообщества в сочетании с мелкодерновинно-злаковыми степями	290–320	–2.2
Нижний Булай-II	Серая метаморфическая (Luvic Phaeozem)	Педоседименты каргинского возраста	Лёссовидные суглинки	496	ЮЮЗ	Сосновый лес, брусничнотравяный	290–320	–2.2
Селенгинское среднегорье								
Большой Куналей I	Чернозем глинисто-иллювиальный (Luvic Chernozem)	Раннеголоценовые почвы	Лёссовидные суглинки	735	С	Степи злаково-разнотравные	200–220	–1.7

Таблица 1. Окончание

Разрез	Тип современной почвы	Наличие палеопочв, возраст	Почвообразующие породы	Высота, м	Экспозиция	Растительность	Осадки, мм (май–сентябрь)	Среднегодовая температура, °С
Большой Куналей II	Чернозем (Chernozem)	–	Лёссовидные суглинки	722	ВЮВ	Степи мелкодерновинно-злаковые	200–220	–1.7
Надеино	Темногумусовая (Mollic Phaeozem)	Голоценовые и позднеледниковые почвы	Лёссовидные суглинки	677	ССЗ	Степи злаково-разнотравные	200–220	–1.7
Куйтун	–	Каргинские почвы	Лёссовидные суглинки	766	–	Степи злаково-разнотравные	200–220	–1.7
Хоринск	Криоаридная (Cambic Leptic Calcisol)	–	Лёссовидные супеси	715	ЮЮЗ	Степи мелкодерновинно-злаковые	170–190	–2.3
Пестерево	Чернозем (Chernozem)	–	Лёссовидные супеси	606	Ю	Степи злаково-разнотравные	200–220	–1.7
			Приольхонье					
Анга	Светлогумусовая (Phaeozem)	–	Эоловые супеси	570	Ю	Степи мелкодерновинно-злаковые и низкотравные, литофильные	150–180	–1.9
Хорга	Светлогумусовая (Phaeozem)	–	Эоловые супеси	564	СЗ	Степи мелкодерновинно-злаковые и низкотравные с лиственницей	150–180	–1.9
Сарма	Криоаридная (Skeletic Cambisol Protocalcic)	–	Пролювиальные глыбистые отложения с суглинистым заполнителем	626	ЮВ	Степи мелкодерновинно-злаковые и низкотравные, литофильные	150–180	–1.9
Крестовый	Чернозем (Chernozem)	–	Лёссовидные суглинки	627	СЗ	Степи мелкодерновинно-злаковые и низкотравные, литофильные	150–180	–1.9

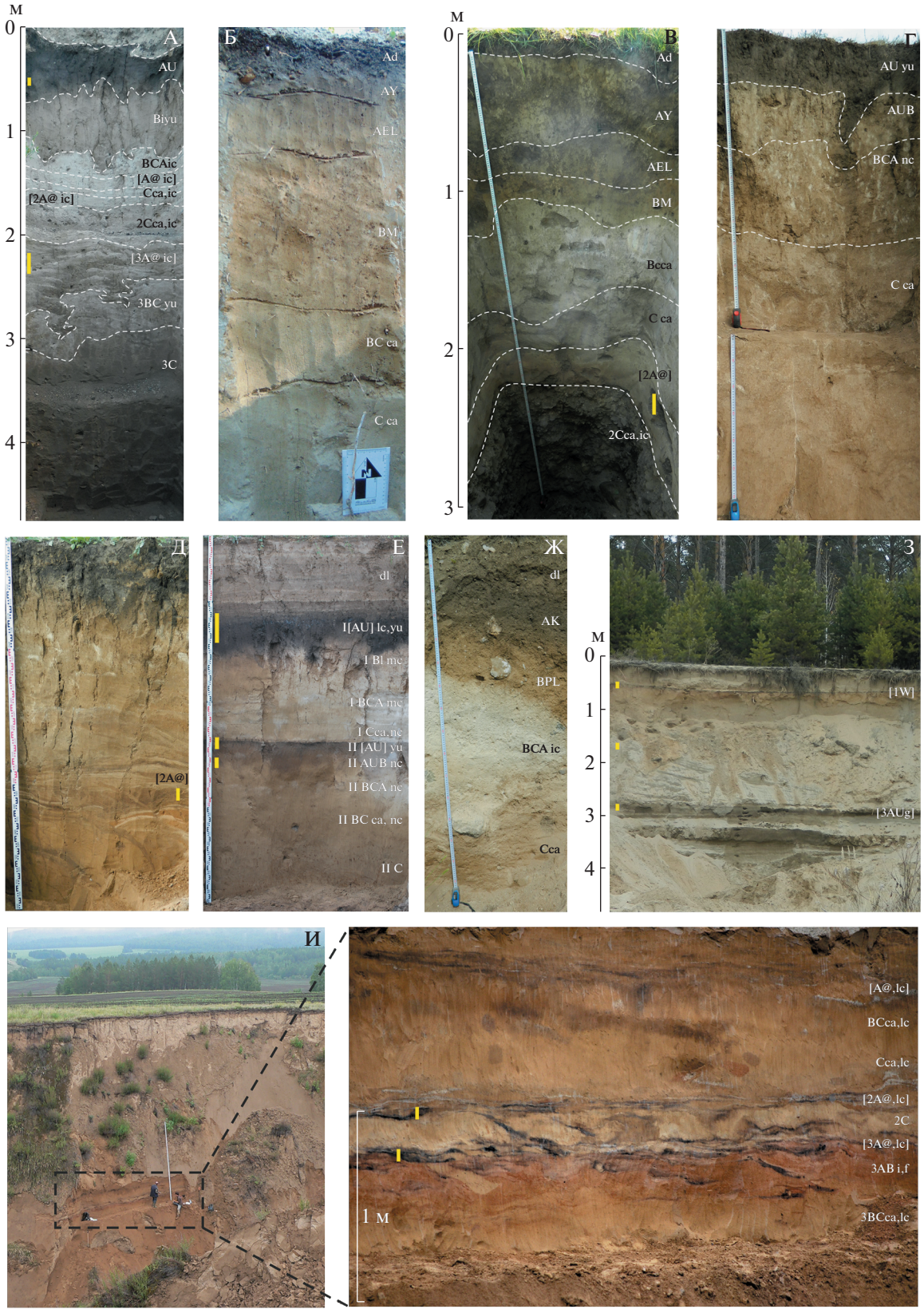


Рис. 2. Строение некоторых исследуемых разрезов и места отбора проб на радиоуглеродный анализ (желтые прямоугольники): А – Тайтурка-I; Б – Нижний Булай-II; В – Березовый; Г – Крестовый; Д – Михайловка; Е – Большой Куналей-I; Ж – Хоринск; З – Холмушино; И – Куйтун.

Таблица 2. Возраст органического вещества исследуемых почв

Разрез	Горизонт	Глубина, см	Лаб. номер	^{14}C возраст	Калиброванный возраст
Тайтурка-I	[AU]	55–60	ЛУ-7304	2560 ± 160	2620 ± 190
	[3A@ ic]	195–205	ЛУ-8691	26950 ± 1570	31570 ± 1840
Березовый	[2A@]	170–180	ЛУ-8687	23700 ± 370	27900 ± 330
Михайловка	[2A@]	165–175	ЛУ-9075	31030 ± 1600	35800 ± 1970
	[1W]	50–52	ЛУ-8451	180 ± 40	<200
Холмушино	[2W]	170–180	ЛУ-8452	8020 ± 210	8920 ± 260
	[3AUg]	313–323	ЛУ-8453	11220 ± 340	13120 ± 340
Куйтун	[2A lc @]	866–873	ЛУ-7307	≥35630	≥41660
	[3A lc @]	871–880	ЛУ-7648	≥49060	≥53110
	V [AU]	69–91	ЛУ-6856	1930 ± 60	1890 ± 70
	VIII [AU]	143–163	ЛУ-6854	1530 ± 50	1440 ± 60
	IX [AU]	165–174	ЛУ-6784	1220 ± 50	1170 ± 70
		194–204	ЛУ-6780	4120 ± 50	4670 ± 110
Надеино	X [AU]	234–243	ЛУ-6785	6280 ± 80	6870 ± 90
		261–270	ЛУ-6786	7970 ± 90	8830 ± 140
	XII [AU]	326–338	ЛУ-6855	9590 ± 90	10940 ± 160
	XIV [AU]	403–408	ЛУ-6779	10710 ± 170	12600 ± 220
	XIV AB	434–443	ЛУ-6816	12010 ± 160	14020 ± 260
Большой Куналей-I	I [AU]lc	72–80	ЛУ-7535	1270 ± 60	1190 ± 70
	II [AU]	197–203	ЛУ-7536	9700 ± 170	11040 ± 240
	II ABnc	215–220	ЛУ-7537	10160 ± 210	11870 ± 420

в Санкт-Петербургском государственном университете.

Определение изотопного состава углерода органического вещества почв проводили после удаления корней, детритовых включений и карбонатов. Карбонаты разрушали многократной обработкой образцов 1 М HCl, после чего образцы отмывали от кислоты дистиллированной водой с использованием центрифуги. Измерения проводили в университете Галле-Виттенберг (Martin-Luther-University Halle-Wittenberg, Germany) с помощью масс-спектрометра Finnigan Delta V Advantage, в университете Тюбингена (University of Tübingen, Germany) на масс-спектрометре Finnigan MAT 252, а также в ЦКП "Лаборатория радиоуглеродного датирования и электронной микроскопии" Института географии РАН с использованием масс-спектрометра Isoprimeprecis IONIRMS (Elementar, UK). Полученные результаты выражены в промилле (‰) по отношению к стандарту VPDB.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Хронология и условия формирования каргинских (MIS-3) почв. Современные почвы Верхнего Приангарья формируются преимущественно на лёссовидных суглинках и супесях. Практически во всех исследуемых разрезах толщи этих отложений содержат следы протекавшего в прошлом почвообразования в виде педоседиментов, залегающих на уровне 1.5–2 м и датируемых каргинским (MIS-3) временем (табл. 2). Полученные радиоуглеродные даты позволяют отнести эти педоседименты к осинскому педокомплексу, формировавшемуся на исследуемой территории во второй половине MIS-3 (40–24 тыс. л. н.) [1]. При этом несколько большим содержанием органического углерода и лучшей выраженностью отличаются педоседименты в разрезах Тайтурка-I и Михайловка, по времени формирования сопоставимые с нижнеосинскими почвами. Это время на исследуемой территории рассматривается как климатический оптимум каргинской эпохи [1]. Менее выражены педоседименты более молодых почв в разрезах Березовый и Тайтурка-II, сопоставимые с верхнеосинскими почвами, формировавшимися в заключительные фазы MIS-3.

Определение таксономической принадлежности описываемых почв затруднено из-за уничтожения системы горизонтов, составлявших почвенный профиль, активно протекавшими в прошлом криогенными процессами. Воробьева с соавт. [1] относит почвы этого времени к почвам

лесного ряда: серым метаморфическим и бурозем-ам. В редких случаях они классифицируются как черноземы.

Погребенный на глубине 8.5 м педокомплекс каргинского времени обнаружен также в Селенгинском среднегорье (разрез Куйтун) (рис. 2, И). Возраст почв на данный момент справедливо признать точно не определенным. Однако можно говорить, что это наиболее древние из обсуждаемых в данной работе уровни педогенеза. Датирование гуминовых кислот нижней, наиболее развитой почвы, дает запредельный возраст от ≥41.6 до ≥53.1 тыс. кал. л. н. Подобная ситуация с датированием характерна для нарынских почв в Верхнем Приангарье, формировавшимся в раннекаргинское время [1]. Рассматриваемый педокомплекс состоит из трех почв, профили которых наложены друг на друга. Все они значительно нарушены криогенными процессами и многочисленными, ныне заполненными, норами землероев. Наличие признаков аккумуляции железа и перераспределения ила в виде пленок и железисто-глинистых кутан на гранях структурных отдельностей срединного горизонта нижней почвы позволяет предполагать участие альфегумусового процесса в ее формировании. Вероятно, данная почва формировалась в относительно влажных условиях, под лесной растительностью. Схожесть строения верхних почв с современными темногумусовыми почвами исследуемой территории, обилие нор землероев, повышенное количество карбонатных выделений (налетов и трубок мелкозернистого кальцита по бывшим ходам корней) может говорить о последующем остепнении ландшафтов и, соответственно, более сухих условиях почвообразования.

Хронология и условия формирования почв позднеледниковья. Почвы позднеледниковья сформированы в основании разреза Холмушино (аллювиальная темногумусовая глееватая (Mollic Stagnic Fluvisol)) и в разрезе Тайтурка-I (серогумусовые (Phaeozem (Calcaric)) в Верхнем Приангарье, а также в разрезе Надеино (криометаморфическая грубогумусовая глееватая (Stagnic Relictiturbic Cryosol)) в Селенгинском среднегорье. Подробное описание разрезов и характеристика почв выполнены ранее [4–6]. Судя по полученным радиоуглеродным датам, время формирования почв сопоставимо с относительно кратковременными фазами потепления климата, обозначаемыми как беллинг и аллеред. Для почв этого времени характерны многочисленные признаки оглеения в виде чередования охристых и голубовато-сизых морфонов, обильных Fe–Mn-новообразований, криогенные нарушения в виде клиньев и криотурбаций [4]. На микроуровне фиксируется криогенная сортировка материала песчаной размерности среди более тонкозернистого (пылеватого), обломки-обрывки карбонатной плазмы [5]. Перечисленные признаки свидетельствуют о значительном влиянии мерзлоты на формирование почв позднеледниковья, проявившемся как в деформациях почвенного профиля или отдельных горизонтов, так и в ограничении инфильтрации влаги, создании анаэробных условий в результате длительного насыщения профиля влагой при периодическом протаивании мерзлоты.

Хронология и условия формирования почв голоцена. Черноземы глинисто-иллювиальные (Luvic Chernic Phaeozem) и темногумусовые (Someric Phaeozem) почвы раннего голоцена представлены в разрезах Селенгинского среднегорья (Надеино, Большой Куналей-I) [4]. Их формирование проходило во временном промежутке 11.7–10.5 тыс. кал. л. н., когда на исследуемой территории отмечается потепление и увлажнение климата, деградация многолетней мерзлоты [46].

Почвы среднего голоцена в разрезе Надеино представлены черноземом дисперсно-карбонатным (Calcic Chernozem), формирование которого проходило на протяжении первой половины атлантического периода и темногумусовой почвой, формировавшейся 4.7–1.0 тыс. кал. л. н. [4]. В разрезе Холмушино (Верхнее Приангарье) почвы среднего голоцена представлены псаммоземами гумусовыми ожелезненными (Arenosol (Humic)) [5]. Для этих временных интервалов была характерна относительно высокая теплообеспеченность при незначительном увлажнении, постепенно снижающемся от атлантического к суббореальному периоду [4].

В позднем голоцене продолжается формирование почв, начавшееся в большинстве случаев со второй половины среднего голоцена [4]. Возраст гуминовых кислот из подошвы гумусового горизонта чернозема в разрезе Тайтурка-I оценивается в 2.6 тыс. кал. л. н.

Распределение органического углерода и общего азота и состав стабильных изотопов углерода органического вещества почв. Распределение органического углерода ($C_{орг}$) и общего азота ($N_{общ}$) в профилях исследуемых почв демонстрирует сходные закономерности. Их количество резко убывает за пределами гумусовых горизонтов современных почв, с дальнейшим плавным снижением вниз по профилю (табл. 3). Отмечаются относительные максимумы содержания $C_{орг}$ и $N_{общ}$ в гумусовых горизонтах погребенных почв. Отношение C/N также в целом снижается вниз по профилю. Наименьшая относительная обогащенность гумуса азотом наблюдается в разновременных палеопочвах, что наиболее вероятно связано с потерями углерода в форме CO_2 в ходе длительной минерализации их органического вещества. Такая закономерность не столь выражена в оглееных горизонтах позднеледниковых почв, формировавшихся в условиях значительного влияния мерзлоты [4].

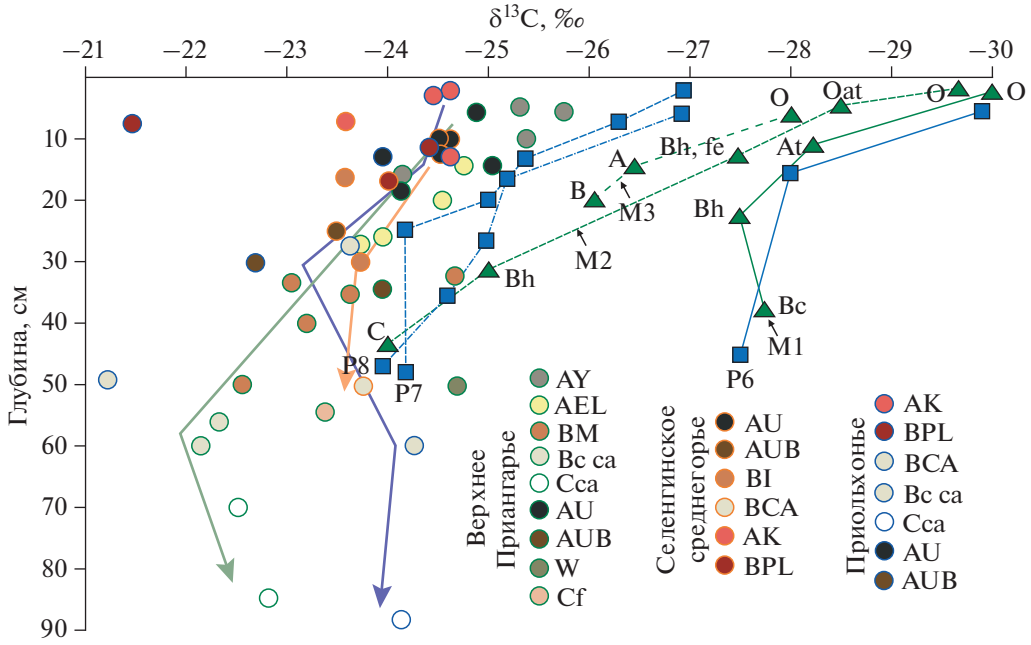


Рис. 3. Состав стабильных изотопов углерода органического вещества исследуемых почв и распределение значений $\delta^{13}C$ в их профилях. Профили М1, М2, М3 [13] и Р6, Р7, Р8 [23] характеризуют состав стабильных изотопов углерода в таежных почвах юга Средней Сибири и Южного Прибайкалья соответственно.

Деградация органического вещества насыщенных влагой мерзлых почв значительно замедлена по сравнению с почвами в хорошо аэрируемых условиях [52], что, вероятно, и обусловило повышенное содержание органического углерода и обогащенность органического вещества позднеледниковых почв азотом.

Значения $\delta^{13}C$ для степных и лесостепных почв исследуемых регионов варьируют в пределах от −25.85 до −21.36‰ (рис. 3). Минимальные значения $\delta^{13}C$ характерны для гумусовых горизонтов почв. Вниз по профилю наблюдается заметное утяжеление изотопного состава углерода, которое в нижних частях профилей некоторых почв иногда вновь сменяется облегчением. Органическое вещество современных лесостепных почв Верхнего Приангарья характеризуется несколько облегченным изотопным составом углерода в сравнении с органическим веществом почв Приольхонья и Селенгинского среднегорья, отличающихся более сухими климатическими условиями. Еще более низкие значения $\delta^{13}C$ наблюдаются в почвах (криоземах, дерново-подбурах), формирующихся в условиях северной тайги в долине р. Енисей [13] и в условиях таежных ландшафтов хр. Хамар-Дабан в Южном Прибайкалье [23]. Здесь в верхних горизонтах почв они колеблются от −30 до −26‰ и, так же как в исследуемых почвах, возрастают вниз по профилю до −24–25‰.

При анализе состава стабильных изотопов органического вещества разновременных почв наблюдается повышение значений $\delta^{13}C$ от позднего к среднему голоцену (рис. 4). Данный тренд на исследуемой территории прослеживается вплоть до MIS-3 почв, однако осложняется значительным облегчением изотопного состава углерода органического вещества раннеголоценовых и позднеледниковых почв, что особенно выражено в разрезах Холмушино, Большой Куналей-I и Надеино.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Основные факторы формирования состава стабильных изотопов углерода почвенного органического вещества. Изотопный состав углерода органического вещества почв служит одним из лучших индикаторов характера и направленности смен растительных сообществ в зависимости от климата, так как напрямую зависит от типа произрастающей растительности, а именно от особенностей ее фотосинтеза [24, 26]. С3- и С4-растения занимают существенно отличающиеся экологические ниши [24]. Так, С3-растения имеют конкурентные преимущества в условиях низкой температуры, высокой влажности и высокой концентрации CO_2 в атмосфере. Значения $\delta^{13}C$ для их биомассы колеблются от −22 до −35‰. В то же время С4-растения имеют преимущество в росте в условиях высокой температуры, засушливости и низкой концентрации CO_2 в атмосфере [26, 37, 41]. Для них характерны значения $\delta^{13}C$ от −11 до −17‰.

Таблица 3. Содержание азота и углерода и изотопный состав углерода исследуемых почв

Глубина, см	Горизонт	$\delta^{13}C$, ‰	$C_{орг}$, %	$N_{общ}$, %	C/N	Время формирования
			Буреть			
10–25	[AY]	–24.15	3.39	0.21	16.1	Голоцен
25–30	AEL	–23.71	0.48	0.08	6.0	Голоцен
30–35	BM	–23.04	0.22	0.07	3.1	Голоцен
			Тайтурка-I			
60–110	[AU]	–24.11	3.13	0.29	10.8	Голоцен
155–170	[AY@ ic]	–22.13	0.74	0.07	10.6	Позднеледниковье
182–200	[AY@ ic]	–23.37	0.64	0.05	12.8	Позднеледниковье
230–240	[AU@ ic]	–22.51	0.64	0.07	9.1	MIS-3
270–280	AUB yu	–22.68	0.55	0.06	9.1	MIS-3
313–340	BC i	–22.52	0.46	0.05	9.2	MIS-3
			Тайтурка-II			
0–10	RU	–24.54	3.92	–	–	Голоцен
30–40	[AU]	–24.82	4.24	0.47	9.0	Голоцен
50–60	[AU]	–25.03	2.26	0.37	6.1	Голоцен
70–84	[AU]	–25.54	2.48	0.25	9.9	Голоцен
84–97	AUB	–23.95	0.75	0.27	2.8	Голоцен
140–150	[AU@]	–22.71	0.62	0.23	2.7	MIS-3
			Березовый			
0–6	AY	–25.85	2.92	0.3	9.7	Голоцен
6–26	AEL	–24.71	1.69	0.12	14.1	Голоцен
26–49	BM	–24.69	1.33	0.13	10.2	Голоцен
49–77	BC ca	–22.13	0.37	0.07	5.3	Голоцен
77–90	Cca, ic	–22.92	0.43	0.08	5.3	Голоцен
160–188	[AY@ ic]	–22.40	0.6	0.06	10.0	MIS-3
			Осиновый			
3–20	AY	–25.31	2.13	0.17	12.5	Голоцен
20–37	AEL	–23.97	0.55	0.09	6.1	Голоцен
37–50	BM	–23.18	0.34	0.06	5.7	Голоцен
50–67	BC ca	–22.32	0.22	0.08	2.7	Голоцен
			Нижний Булай-II			
0–10	AY	–25.25	2.19	0.19	11.5	Голоцен
10–30	AEL	–24.53	1.15	0.11	10.4	Голоцен
30–40	BM ic	–23.77	0.85	0.07	12.1	Голоцен
40–60	BM ic	–22.41	0.64	0.05	12.8	Голоцен
60–80	Cca,ic	–22.52	0.39	–	–	Голоцен
140–150	[AU ic]	–22.49	0.61	0.08	7.6	MIS-3
150–160	[AU ic]	–22.2	0.42	0.07	6.0	MIS-3
160–170	AUB ic	–22.25	0.31	0.03	10.0	MIS-3
			Холмушино			
50–52	[W]	–24.86	2.23	0.17	13.2	Поздний голоцен
52–56	Cf	–23.35	1.44	0.09	16.0	Поздний голоцен
168–188	[W]	–22.28	1.46	0.1	14.6	Средний голоцен
300–313	[AU g]	–18.83	1.69	0.09	18.8	Позднеледниковье
313–324	[AY]	–18.05	1.35	0.11	12.3	Позднеледниковье
			Михайловка			
80–90	[AU@ ic]	–24.47	1.20	0.15	8.0	MIS-3
			Куйтун			
20–33	[AU@ lc]	–24.16	0.5	0.08	6.2	MIS-3
80–114	[AU@ lc]	–23.53	0.91	0.16	5.7	MIS-3
114–125	AUBca,lc	–24.33	0.23	0.06	3.8	MIS-3

Таблица 3. Окончание

Глубина, см	Горизонт	$\delta^{13}C$, ‰	$C_{орг}$, %	$N_{общ}$, %	C/N	Время формирования
			Пестерево			
4–17	[AU]	–24.60	0.64	0.14	4.6	Голоцен
17–35	AUB	–23.52	0.50	0.1	5.0	Голоцен
35–68	BCAnc	–23.77	0.25	0.05	5.0	Голоцен
			Большой Куналей-I			
90–100	[AU lc,yu]	–24.49	5.15	0.63	8.2	Поздний голоцен
115–125	BI mc	–23.65	0.69	0.11	6.3	Поздний голоцен
190–200	[AUyu]	–27.01	1.49	0.13	11.5	Ранний голоцен
210–220	AUB nc	–26.53	0.43	0.09	4.8	Ранний голоцен
			Большой Куналей-II			
0–25	[AUlc,yu]	–24.50	1.51	0.2	7.5	Поздний голоцен
25–55	BImc	–23.80	0.54	0.09	6.0	Поздний голоцен
			Надеино			
170–180	[AU]	–24.98	8.01	0.61	13.1	Поздний голоцен
190–205	[AU]	–25.92	2.45	0.19	12.9	Поздний голоцен
215–230	C	–24.05	0.96	0.08	12.0	Средний голоцен
235–250	[AU]	–24.69	1.6	0.12	13.3	Средний голоцен
260–270	[AU]	–25.89	1.97	0.18	10.9	Средний голоцен
280–290	BCAdc	–23.39	1.03	0.07	14.7	Средний голоцен
300–310	[AU]	–25.45	1.51	0.11	13.7	Ранний голоцен
310–320	C	–24.73	0.91	0.04	22.7	Ранний голоцен
320–330	[AU]	–25.91	2.89	0.22	13.1	Ранний голоцен
330–340	C	–25.00	0.52	0.03	17.3	Ранний голоцен
350–360	[AU yu]	–26.48	1.89	0.17	11.1	Ранний голоцен
370–380	AUB	–25.49	0.75	0.08	9.4	Ранний голоцен
400–410	[AU yu]	–26.53	1.51	0.11	13.7	Позднеледниковье
450–460	[AO–CRM @]	–27.00	0.99	0.09	11.0	Позднеледниковье
			Хоринск			
17–33	[AK]	–23.70	0.83	0.14	5.9	Голоцен
33–55	BPL	–24.17	0.35	0.08	4.3	Голоцен
			Анга			
14–23	AK	–24.42	6.52	0.55	11.9	Голоцен
			Хорга			
0–4	AK	–24.34	1.93	0.18	10.7	Голоцен
4–10	BPL	–21.36	1.21	0.08	15.1	Голоцен
			Сарма-I			
0–6	AK	–24.75	3.56	0.43	8.3	Голоцен
6–17	BPLic	–24.39	1.72	0.22	7.8	Голоцен
17–44	BCAic	–23.84	0.86	0.1	8.6	Голоцен
44–83	BCca,ic	–24.19	0.65	0.1	6.5	Голоцен
83–100	Cca	–24.10	0.51	0.09	5.7	Голоцен
			Крестовый			
4–26	AUyu	–23.97	3.33	0.41	8.1	Голоцен
26–38	AUB	–22.76	1.66	0.23	7.2	Голоцен
38–58	BCAnc	–18.79	0.58	0.08	7.2	Голоцен

Различные факторы окружающей среды могут влиять на фракционирование изотопов углерода в ходе С3-фотосинтеза [25, 32, 45, 48, 53]. Среди них количество осадков и температура являются наиболее важными климатическими факторами [28, 38, 49, 51]. Более отрицательные значения $\delta^{13}C$ у С3-растений обычно встречаются в относительно влажных условиях из-за относительно высокой проводимости устьиц и, следовательно, повышения парциального внутриклеточного

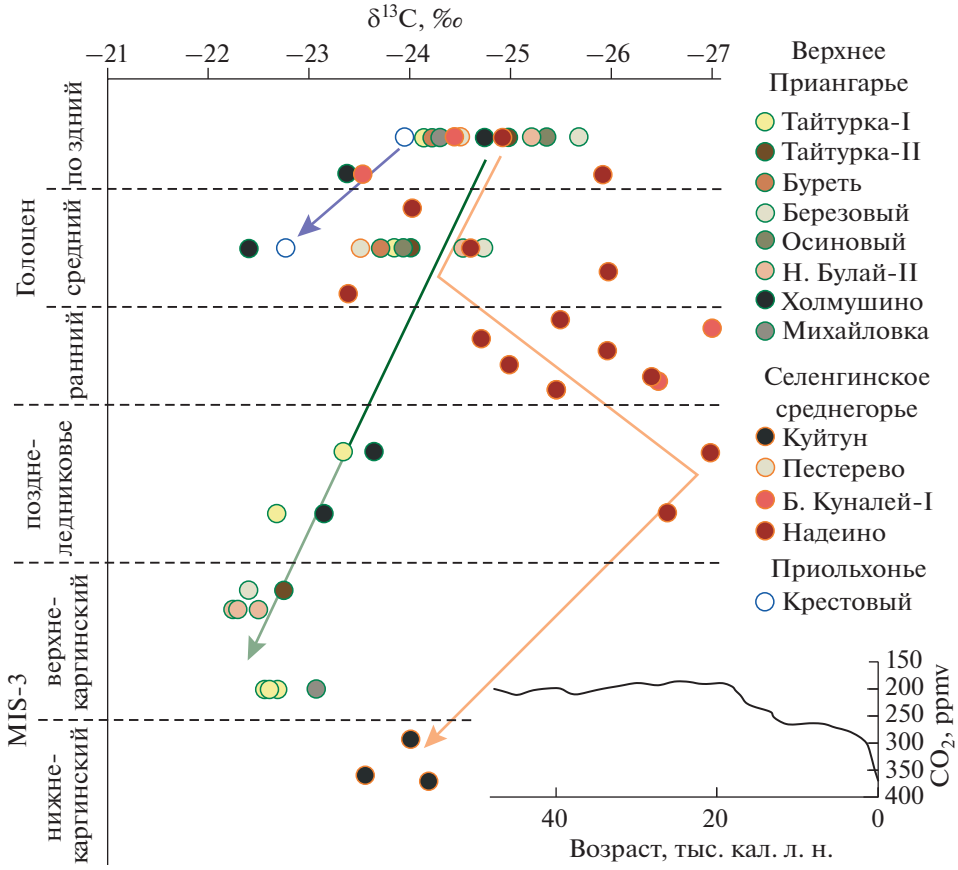


Рис. 4. Состав стабильных изотопов углерода в разновозрастных почвах Байкальского региона. На врезке – характер изменения концентрации CO_2 в атмосфере на протяжении последних 40 тыс. лет [29].

давления CO_2 в таких условиях [28, 40]. Показана взаимосвязь значений $\delta^{13}C$ почвенного органического вещества с количеством осадков [28, 38]. Лю с соавт. [35], Стивенсон с соавт. [44] и Ковда с соавт. [8] показали четкое проявление утяжеления изотопного состава углерода (до 5‰) при нарастании аридизации климата. Ранее на основании анализа состава стабильных изотопов углерода и азота мы указывали на динамику влагообеспеченности как основную причину смены фаз устойчивого развития ландшафтов и почвообразования на фазы активизации денудационно-аккумулятивных процессов в Селенгинском среднегорье [3]. В целом, при увеличении количества осадков наблюдается облегчение изотопного состава растительности. Таким образом, величины $\delta^{13}C$ органического материала в осадочных архивах, полученных в регионах с доминированием С3-растительности, потенциально отражают количество осадков в прошлом.

В исследуемых почвах значения $\delta^{13}C$ варьируют от −30 до −21.36‰, что свидетельствует о том, что как минимум на протяжении последних 35 тыс. кал. лет органическое вещество почв формировалось при поступлении биомассы чисто С3-растений. Отмеченный выше тренд облегчения состава стабильных изотопов углерода органического вещества в направлении от относительно сухих почв Приольхонья и Селенгинского среднегорья к лесостепным почвам Верхнего Приангарья, с его более влажными условиями, и, далее, к таежным почвам юга Средней Сибири [13, 23], на наш взгляд, служит ярким примером проявления зависимости значений $\delta^{13}C$ органического вещества от влагообеспеченности почв. Справедливо будет предположить, что значения $\delta^{13}C$ органического вещества почв в условиях выраженной сезонности климата, наблюдаемой на исследуемой территории, зависят от количества осадков, выпадающих в течение вегетационного периода (преимущественно, в период с мая по сентябрь), а не от среднегодового количества осадков.

Несмотря на то, что такая зависимость хорошо проявляется в почвах Байкальского региона и в целом в мире [40], применять ее для анализа различий влагообеспеченности почв отдаленных во времени этапов почвообразования (например,

голоцене и MIS-3) нужно с осторожностью из-за существенных колебаний уровня CO_2 в атмосфере.

Концентрация CO_2 в атмосфере является еще одним важным фактором, который существенно модулирует изотопный состав углерода растений и, таким образом, тесно связанный с ним изотопный состав почвенного органического углерода [28, 42]. Выявлено, что увеличение концентрации CO_2 в атмосфере на 100‰ приводит к снижению примерно на 2‰ значений $\delta^{13}C$ растений [27]. В целом понижение концентрации CO_2 ведет к уменьшению изотопного фракционирования при фотосинтезе [27–29], что может выражаться в увеличении значений $\delta^{13}C$ продуцируемого органического вещества [28, 29, 52].

В исследуемых почвах по направлению к MIS-3 наблюдается значительное увеличение значений $\delta^{13}C$ органического вещества почв, которое в среднем составляет 1–2‰. Учитывая, что рост атмосферных концентраций CO_2 в голоцене по сравнению с каргинским временем составил около 100 ppm (рис. 4) [29], можем скорректировать значения $\delta^{13}C$ голоценовых почв на –2‰. Таким образом, изотопный состав углерода современных почв станет сходен с таковым для почв MIS-3. Это, в свою очередь, дает основание предполагать сходные условия педогенеза в указанных временных интервалах.

Важным фактором, оказывающим значительное влияние на состав стабильных изотопов органического вещества почв, является фракционирование изотопов в ходе минерализации органического вещества. Исследования внутрипрофильных закономерностей распределения стабильных изотопов углерода показывают общую тенденцию к снижению значений $\delta^{13}C$ с глубиной. Также с глубиной уменьшается и соотношение C/N [47]. Это объясняется повышенным накоплением более разложившихся (или измененных микробами) органических соединений в нижних горизонтах после потери C на дыхание [31, 33, 36]. Многочисленные экспериментальные данные указывают на различия изотопного состава углерода растительности и органического вещества поверхностных горизонтов почв приблизительно на 1‰. С глубиной эффект фракционирования увеличивается до 4‰. Такое утяжеление углерода почвенного органического вещества хорошо коррелирует с его возрастом, определенным радиоуглеродным методом, и связано с фракционированием изотопов в процессе дыхания биоты, разлагающей почвенные органические соединения [14].

Описанная закономерность отчетливо выражена в исследуемых современных почвах. При этом в почвах, формирующихся под степными и лесостепными ландшафтами, увеличение значений $\delta^{13}C$ с глубиной достигает 3‰, тогда как в лесных почвах такое утяжеление может достигать 4–5‰. Это, вероятно, связано с замедленной трансформацией органических остатков в верхних горизонтах лесных почв. В почвах позднеледниковья и раннего голоцена Селенгинского среднегорья отмечается повышенное содержание органического углерода, обогащенность органического вещества позднеледниковых почв азотом. Изотопный состав углерода здесь облегчается по отношению к современным почвам. Возможно, это явление связано с формированием оглеенных горизонтов позднеледниковых почв в условиях значительного влияния мерзлоты [4]. Деградация органического вещества насыщенных влагой мерзлых почв значительно замедлена по сравнению с почвами в хорошо аэрируемых условиях [52]. Как отмечалось выше, максимальные значения $\delta^{13}C$ характерны для каргинских (MIS-3) почв. Однако установить влияние трансформации органического вещества на изотопный состав столь древних почв – трудная задача из-за длительной диагенетической минерализации и высокого содержания устойчивых к трансформации компонентов органического вещества [50]. Для выявления влияния данного фактора необходимы детальные исследования состава органических соединений с различными значениями $\delta^{13}C$ (углеводов, лигнина, аминокислот, белков, восков, гуминовых и фульвокислот), слагающих органическое вещество палеопочв MIS-3.

Реконструкция количества осадков теплого периода на основании значений $\delta^{13}C$ органического вещества почв. Количественная реконструкция осадков, основанная на данных $\delta^{13}C$, была применена к исследованиям европейских лёссов [30], отложений западно-китайского лёссового плато [39], а также аридных и семиаридных ландшафтов на макротрансектах Центральной Азии [34].

Китайскими исследователями [34] обнаружена тесная корреляция между количеством атмосферных осадков теплого периода (май–сентябрь) и значениями $\delta^{13}C$ органического вещества почв на протяженной ландшафтно-климатической трансекте, охватывающей территорию северо-востока Китая и Монголию. Как и в нашем случае, здесь в составе фитоценозов доминирует C3-растительность. Проведенный регрессионный анализ зависимости $\delta^{13}C$ органического вещества почв от количества осадков теплого периода на точках возле 19 метеостанций позволил прийти к следующему соотношению: количество осадков теплого периода (P, мм) $= -58\delta^{13}C_{ов} - 1266.5$ [34]. В дальнейшем это уравнение было преобразовано с учетом изменений значений $\delta^{13}C$ почв в ходе минерализации их органического вещества: P, мм $= -58\ (\delta^{13}C_{ов}\ 1000 - 1) - 1266.5$ [39].

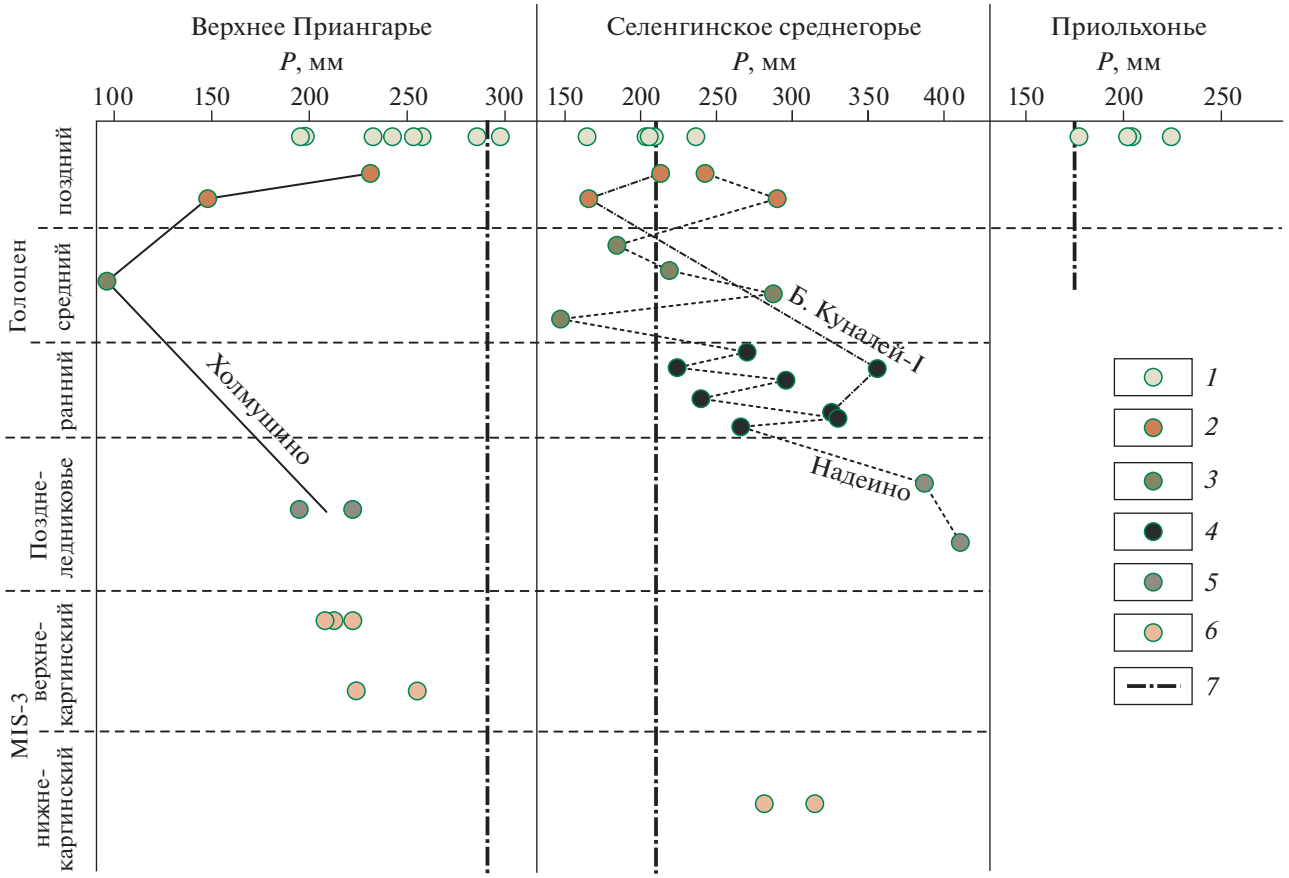


Рис. 5. Величины осадков теплого периода (май–сентябрь), реконструированные по значениям $\delta^{13}C$ разновозрастных почв. *1* – современные почвы; *2* – почвы позднего голоцена; *3* – среднеголоценовые почвы; *4* – почвы раннего голоцена; *5* – позднеледниковые почвы; *6* – почвы MIS-3; *7* – современные значения осадков, выпадающих с мая по сентябрь на исследуемой территории.

С учетом приведенных данных предпринята попытка реконструкции количества осадков теплого периода на протяжении формирования органического вещества разновременных почв (рис. 5). Для расчета количества осадков для палеопочв MIS-3 и позднеледниковья учтены значения уровня CO_2 в атмосфере, характерные для данных временных промежутков. Выявлено, что значения $\delta^{13}C$ органического вещества современных почв хорошо отражают уровень современного увлажнения. В то же время нельзя не заметить отклонения этих значений в большую или меньшую сторону от современных. На данном этапе исследования мы склонны объяснять эти явления тем, что отбор образцов во многих почвах производился из средних частей гумусовых горизонтов почв, а не из их кровли. Соответственно, анализировалось не самое современное органическое вещество. Кроме этого, нельзя не учитывать, что количество осадков – величина непостоянная во времени, а также возможные статистические ошибки при расчетах.

Анализ уровня атмосферных осадков теплого периода (май–сентябрь) на протяжении голоцена и позднеледниковья говорит о сходном характере их изменений на территории Верхнего Приангарья и Селенгинского среднегорья. Наиболее влажные условия позднеледниковья сменяются немного менее влажным ранним голоценом, максимум аридизации отмечается в среднем голоцене, в позднем голоцене уровень увлажнения вновь увеличивается. Стоит отметить, что уровень атмосферного увлажнения позднеледниковья и голоцена на территории Верхнего Приангарья в целом ниже или сходен с современными показателями, тогда как в Селенгинском среднегорье уровень увлажнения в позднеледниковье и раннем голоцене был значительно выше современного. В среднем-позднем голоцене он становится сходен с современным.

Уровень увлажнения на протяжении каргинского времени был неодинаков. Наибольшее увлажнение отмечается для раннекаргинских почв разреза Куйтун в Селенгинском среднегорье. Оно практически на 100 мм больше современного уровня осадков теплого периода. Что читается и в морфологии почв этого времени, имеющих хорошо выраженный срединный охристо-бурый горизонт со следами внутрипро-

фильного перераспределения соединений железа и ила. Меньшее увлажнение реконструируется для позднекаргинских почв Верхнего Приангарья. Изотопный состав углерода органического вещества педоседиментов в разрезах Тайтурка-I и Михайловка, по времени формирования сопоставимых с нижнеосинскими почвами, позволяет оценивать уровень осадков теплого периода для этого времени в 223–252 мм, что на 20–50 мм выше, чем для более молодых почв в разрезах Березовый и Тайтурка-II, сопоставимых с верхнеосинскими почвами, формировавшимися в заключительные фазы MIS-3. В целом увлажнение финальных стадий каргинского времени было ниже современного уровня, в интервале около 31–36 тыс. кал. л. н. оно несколько выше и сопоставимо с современным уровнем. Наиболее влажным климат был во время формирования раннекаргинских почв. Приведенные данные по колебаниям увлажнения на протяжении каргинского времени хорошо согласуются с выводами Воробьевой с соавт. [1].

В целом, описанные тренды изменения уровня атмосферного увлажнения, реконструированные по значениям $\delta^{13}C$ органического вещества разновременных почв, хорошо согласуются с ранее выявленными палеоклиматическими изменениями в регионе [4, 11, 20, 46].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Значения $\delta^{13}C$ органического вещества почв Байкальского региона свидетельствуют о том, что как минимум на протяжении последних 35 тыс. кал. лет органическое вещество почв формировалось при поступлении биомассы С3-растений. Наблюдается выраженное облегчение состава стабильных изотопов углерода органического вещества в направлении от относительно сухих почв Приольхонья и Селенгинского среднегорья к лесостепным почвам Верхнего Приангарья, с его более влажными условиями, и, далее, к таежным почвам юга Средней Сибири. Это служит ярким примером проявления зависимости значений $\delta^{13}C$ органического вещества от влагообеспеченности почв. В условиях выраженной сезонности климата, наблюдаемой на исследуемой территории, значения $\delta^{13}C$ органического вещества почв зависят от количества осадков, выпадающих в течение вегетационного периода (преимущественно, в период с мая по сентябрь), а не от среднегодового количества осадков, что подтверждается выполненной реконструкцией количества осадков теплого периода.

Анализ уровня атмосферных осадков в голоцене и позднеледниковье говорит о сходном характере их изменений на территории Верхнего Приангарья и Селенгинского среднегорья. Наиболее влажные условия позднеледниковья сменяются менее влажным ранним голоценом, максимум аридизации отмечается в среднем голоцене, в позднем голоцене уровень увлажнения вновь повышается. Тенденция к постепенному снижению увлажнения наблюдается и в MIS-3. Наиболее влажным был климат во время формирования раннекаргинских почв. В интервале 36–31 тыс. кал. л. н. увлажнение снизилось и стало сопоставимо с современным. В финале MIS-3 увлажнение становится ниже современного уровня.

Значительное влияние на состав стабильных изотопов органического вещества почв оказывает фракционирование изотопов в ходе минерализации органического вещества, которое приводит к повышению значений $\delta^{13}C$ с глубиной. При этом в почвах, формирующихся под степными и лесостепными ландшафтами, увеличение значений $\delta^{13}C$ с глубиной достигает 3‰, тогда как в лесных почвах такое утяжеление может достигать 4–5‰. Вероятно, это связано с замедленной трансформацией органических остатков в верхних горизонтах лесных почв. В почвах позднеледниковья и раннего голоцена Селенгинского среднегорья отмечается повышенное содержание органического углерода, обогащенность органического вещества позднеледниковых почв азотом. Изотопный состав углерода здесь облегчается по отношению к современным почвам. Возможно, это явление связано с формированием позднеледниковых почв в условиях значительного влияния мерзлоты, замедляющего трансформацию органического вещества. В случае каргинских почв установить влияние трансформации органического вещества на их изотопный состав трудно из-за длительной диагенетической минерализации.

Влияние уровня CO_2 в атмосфере на изотопный состав углерода растений и тесно связанный с ним изотопный состав почвенного органического углерода наиболее ярко проявляется при сопоставлении каргинских и современных почв в виде значительного увеличения $\delta^{13}C$ органического вещества почв по направлению к MIS-3.

Таким образом, состав стабильных изотопов углерода органического вещества почв является значимым индикатором влияния различных факторов на развитие почв. Тем не менее, современное состояние исследований пока не позволяет оценить все многообразие эффектов фракционирования изотопов в почве. Данная работа представляет собой первые шаги в осмыслении отклика почв Байкальского региона на ландшафтно-климатические изменения и отражении этого отклика в их составе стабильных изотопов. Ее развитие видится в накоплении данных по изотопному составу органического вещества почв в различных ландшафтно-климатических условиях, детальному исследованию $\delta^{13}C$ различных видов

растительности, трансформации состава органических соединений с различными значениями $\delta^{13}C$ (углеводы, лигнин, аминокислоты, белки, воски, гуминовые и фульвокислоты), формирующих органическое вещество разновозрастных почв.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках государственного задания АААА-А17-117041910169-4 при поддержке РФФИ (проекты № 20-04-00142 а и 17-29-05064 офи_м).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Воробьева Г.А., Бердникова Н.Е., Липнина Е.А., Роговской Е.О.* Каргинский мегаинтерстадиал в Прибайкалье: почвообразование, осадконакопление // Евразия в кайнозое. Стратиграфия, палеоэкология, культуры. 2015. № 4. С. 58–71.
2. Геология СССР. Т. 17. Иркутская область. М.: Госгеолтехиздат, 1962. 514 с.
3. *Голубцов В.А., Рыжов Ю.В.* Реконструкция ландшафтно-климатических изменений позднеледниковья и голоцена в центральной части Селенгинского среднегорья на основании данных изотопного состава органического вещества // Почвоведение. 2017. № 2. С. 195–204. https://doi.org/10.7868/S0032180X17020034
4. *Голубцов В.А., Рыжов Ю.В., Кобылкин Д.В.* Почвообразование и осадконакопление в Селенгинском среднегорье в позднеледниковье и голоцене. Иркутск: Изд-во Института географии СО РАН, 2017. 139 с.
5. *Голубцов В.А., Хохлова О.С., Черкашина А.А.* Карбонатные ризолиты в дюнных песках долины реки Белой (Верхнее Приангарье) // Почвоведение. 2019. № 1. С. 97–108. https://doi.org/10.1134/S0032180X19010039
6. *Голубцов В.А., Черкашина А.А., Пустовойтов К.Е., Штар К.* Стабильные изотопы углерода и кислорода педогенных карбонатных кутан в черноземах Южного Прибайкалья как индикаторы локальных экологических изменений // Почвоведение. 2014. № 10. С. 1215–1227. https://doi.org/10.7868/S0032180X14100037
7. *Данько Л.В., Кузьмин С.Б., Снытко В.А.* Байкальские прибрежные геосистемы и их ландшафтно-геохимическая структура // География и природные ресурсы. 2000. № 3. С. 45–51.
8. *Ковда И.В., Олейник С.А., Голубева Н.И., Моргун Е.Г., Макаров М.И.* Изменение изотопного состава углерода органического вещества и карбонатов почв в пределах слабого дрейфа климатических параметров // Известия РАН. Сер. географическая. 2011. № 2. С. 51–64.
9. *Козлова А.А., Макарова А.П.* Экологические факторы почвообразования Южного Предбайкалья. Иркутск: Изд-во Иркутского ун-та, 2012. С. 86–96.
10. *Колесниченко В.Т.* Озимая пшеница “Заларинка” в Иркутской области. М.: Промэкобезопасность, 2003. 306 с.
11. *Кострова С.С., Майер Х., Тарасов П.Е., Безрукова Е.В., Чаплыгин Б., Косслер А., Павлова Л.А., Кузьмин М.И.* Изотопный состав кислорода створок диатомовых водорослей из донных отложений озера Котокель (Бурятия) // Геология и геофизика. 2016. Т. 57. № 8. С. 1571–1580. https://doi.org/10.15372/GiG20160809
12. *Логачев Н.А., Ломоносова Т.К., Климанова В.М.* Кайнозойские отложения Иркутского амфитеатра. М.: Наука, 1964. 195 с.
13. *Меняйло О.В., Хангейт Б.А.* Стабильные изотопы углерода и азота в лесных почвах Сибири // Доклады АН. 2006. Т. 408. № 5. С. 671–674.
14. *Моргун Е.Г., Ковда И.В., Рысков Я.Г., Олейник С.А.* Возможности и проблемы использования методов геохимии стабильных изотопов углерода в почвенных исследованиях (обзор литературы) // Почвоведение. 2008. № 3. С. 299–310.
15. Нагорья Прибайкалья и Забайкалья. М.: Наука, 1974. 359 с.
16. Научно-прикладной справочник по климату СССР. Сер. 3. Многолетние данные. Ч. 1–6. Вып. 23. Бурятская АССР, Читинская область. Л.: Гидрометеоиздат, 1989. 549 с.
17. Научно-прикладной справочник по климату СССР. Сер. 3. Многолетние данные. Ч. 1–6. Вып. 22. Иркутская область и западная часть Бурятской АССР. Л.: Гидрометеоиздат, 1991. 604 с.
18. Плоскогорья и низменности Восточной Сибири. М.: Наука, 1971. 321 с.
19. *Снытко В.А., Данько Л.В.* Почвенно-геохимическая специфика экотонов тайги и степи Приольхонья // География и природные ресурсы. 2004. № 1. С. 59–65.
20. *Солотчина Э.П., Скляров Е.В., Солотчин П.А., Вологина Е.Г., Столповская В.Н., Склярова О.А., Ухова Н.Н.* Реконструкция климата голоцена на основе карбонатной осадочной летописи малого соленого озера Верхнее Белое (Западное Забайкалье) // Геология и геофизика. 2012. Т. 53. № 12. С. 1756–1775.
21. *Тиунов А.В.* Стабильные изотопы углерода и азота в почвенно-экологических исследованиях // Известия РАН. Сер. биологическая. 2007. № 4. С. 475–489.
22. *Цыбенов Ю.Б., Чимитдоржиева Г.Д., Егорова Р.А., Гонгальский К.Б.* Запасы органического углерода и его изотопный состав в криоморфных квазиглеевых черноземах Забайкалья // Почвоведение. 2016. № 1. С. 11–18. https://doi.org/10.7868/S0032180X15070126
23. *Andreeva D., Zech M., Glaser B., Erbajeva M., Chimitdorgieva G., Ermakova O., Zech W.* Stable isotope ($\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$, $\delta^{18}O$) record of soils in Buryatia, southern Siberia: Implications for biogeochemical and paleoclimatic interpretations // Quat. Int. 2013. V. 290–291. P. 82–94. https://doi.org/10.1016/j.quaint.2012.10.054

24. *Bowsher C., Steer M., Tobin A.* Plant Biochemistry. N.Y.: Garland Pub., 2008. 446 p.

25. *Diefendorf A.F., Mueller K.E., Wing S.L., Koch P.L., Freeman K.H.* Global patterns in leaf ^{13}C discrimination and implications for studies of past and future climate // PNAS. 2010. V. 107. P. 5738–5743. https://doi.org/10.1073/pnas.0910513107

26. *Farquhar G.D., Ehleringer J.R., Hubick K.T.* Carbon Isotope Discrimination and Photosythesis // Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol. 1989. V. 40. P. 503–537.

27. *Feng X., Epstein S.* Carbon isotopes of trees from arid environments and implications for reconstructing atmospheric CO_2 concentration // Geochim. Cosmochim. Acta. 1995. V. 59. P. 2599–2608.

28. *Feng Z.D., Wang L.X., Ji Y.H., Guo L.L., Lee X.Q., Dworkin S.I.* Climatic dependency of soil organic carbon isotopic composition along the S–N transect from 34° N to 52° N in central-east Asia // Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol. 2008. V. 257. P. 335–343. https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2007.10.026

29. *Hare V.J., Loftus E., Jeffrey A., Bronk Ramsey C.* Atmospheric CO_2 effect on stable carbon isotope composition of terrestrial fossil archives // Nature Comm. 2018. V. 9. 252. https://doi.org/10.1038/s41467-017-02691-x

30. *Hatté C., Antoine P., Fontugne M., Lang A., Rousseau D.-D., Zöller L.* $\delta^{13}C$ of loess organic matter as a potential proxy for paleoprecipitation // Quaternary Research. 2001. V. 55. P. 33–38. https://doi.org/10.1006/qres.2000.2191

31. *Jenkinson D., Coleman K.* The turnover of organic carbon in subsoils. Part 2. Modelling carbon turnover // Eur. J. Soil Sci. 2008. V. 59(2). P. 400–413. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01026.x

32. *Kohn M.J.* Carbon isotope compositions of terrestrial C3 plants as indicators of (paleo)ecology and (paleo)climate // PNAS. 2010. V. 107. P. 19691–19695. https://doi.org/10.1073/pnas.1004933107

33. *Krull E.S., Skjemstad J.O.* $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ profiles in ^{14}C-dated Oxisol and Vertisols as a function of soil chemistry and mineralogy // Geoderma. 2003. V. 112(1). P. 1–29.

34. *Lee X., Feng Z., Guo L., Wang L., Jin L., Huang Y., Chopping M., Huang D., Jiang W., Jiang Q., Cheng H.* Carbon isotope of bulk organic matter: A proxy for precipitation in the arid and semiarid central East Asia // Global Biochem. Cycles. 2005. V. 19. GB4010. https://doi.org/10.1029/2004GB002303

35. *Liu W., Feng X., Ning Y., Zhang Q., Cao Y., An Z.* $\delta^{13}C$ variation of C3 and C4 plants across an Asian monsoon rainfall gradient in arid northwestern China // Global Change Biol. 2005. V. 11. P. 1094–1100. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00969.x

36. *Nadelhoffer K.J., Fry B.* Controls of natural nitrogen-15 and carbon-13 abundances in forest soil organic matter // Soil Sci. Soc. Am. J. 1988. V. 52. P. 1633–1640.

37. *O'Leary M.H.* Carbon isotopes in photosynthesis // Bioscience. 1988. V. 38. P. 328–336.

38. *Powers J.S., Schlesinger W.H.* Geographic and vertical patterns of stable carbon isotopes in tropical rain forest soils of Costa Rica // Geoderma. 2002. V. 109. P. 141–160.

39. *Rao Z., Chen F., Cheng H., Liu W., Wang G., La Z., Bloemendal J.* High-resolution summer precipitation variations in the western Chinese Loess Plateau during the last glacial // Scientific Rep. 2013. V. 3. P. 2785. https://doi.org/10.1038/srep02785

40. *Rao Z., Guo W., Cao J., Shi F., Jiang H., Li C.* Relationship between the stable carbon isotopic composition of modern plants and surface soils and climate: A global review // Earth-Sci. Rev. 2017. V. 165. P. 110–119. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.12.007

41. *Sage R.F., Wedin D.A., Li M.* The biogeography of C4 photosynthesis/C4 plant biology. San Diego, CA: Academic Press, 1999. P. 313–373.

42. *Schubert B.A., Jahren A.H.* The effect of atmospheric CO_2 concentration on carbon isotope fractionation in C3 land plants // Geochim. et Cosmochim. Acta. 2012. V. 96. P. 29–43. https://doi.org/10.1016/j.gca.2012.08.003

43. *Schwab V.F., Garcin Y., Sachse D., Todou G., Sene O., Onana J.-M., Achoundong G., Gleixner G.* Effect of aridity on $\delta^{13}C$ and δD values of C3 plant- and C4 graminoid-derived leaf wax lipids from soils along an environmental gradient in Cameroon (Western Central Africa) // Org. Geochem. 2015. V. 78. P. 99–109. https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2014.09.007

44. *Stevenson B.A., Kelly E.F., McDonald E.V., Busacca A.J.* The stable carbon isotope composition of soil organic carbon and pedogenic carbonates along a bioclimatic gradient in the Palouse region, Washington State, USA // Geoderma. 2005. V. 124. P. 37–47. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.006

45. *Stewart G.R., Turnbull M.H., Schmidt S., Reskine P.D.* ^{13}C natural abundance in plant communities along a rainfall gradient: A biological integrator of water availability // Australian J. Plant Physiology. 1995. V. 22. P. 51–55.

46. *Tarasov P., Bezrukova E., Karabanov E., Nakagawa T., Wagner M., Kulagina N., Letunova P., Abzaeva A., Granoszewski W., Riedel F.* Vegetation and climate dynamics during the Holocene and Eemian interglacials derived from Lake Baikal pollen records // Palaeogeography, Palaeoclimatology & Palaeoecology. 2007. V. 252. P. 440–457. https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2007.05.002

47. *Tian H., Chen G., Zhang C., Melillo J.M., Hall C.A.* Pattern and variation of C:N:P ratios in China's soils: a synthesis of observational data // Biogeochemistry. 2010. V. 98(1–3). P. 139–151. https://doi.org/10.1007/s10533-009-9382-0

48. *Tieszen L.L., Boutton T.W.* Stable Carbon Isotopes in Terrestrial Ecosystem Research // Stable Isotopes in Ecological Research. V. 68. N.Y.: Springer, 1989. P. 167–195. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-3498-2_11

49. *Wang Q., Wang X., Wei H., Khormali F., Xie H., Zhang J., Chen F.* Climatic significance of the stable carbon isotopic composition of surface soils in northern Iran and

its application to an Early Pleistocene loess section // Org. Geochem. 2019. V. 127. P. 104–114. https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2018.11.011

50. *Wynn J.G.* Carbon isotope fractionation during decomposition of organic matter in soils and paleosols: Implications for paleoecological interpretations of paleosols // Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology. 2007. V. 251. P. 437–448. https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2007.04.009
51. *Xie H., Zhang H., Ma J., Li G., Wang Q., Rao Z., Huang W., Huang X., Chen F.H.* Trend of increasing Holocene summer precipitation in arid central Asia: Evidence from an organic carbon isotopic record from the LJW10 loess section in Xinjiang, NW China // Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology. 2018. V. 509. P. 24–32. https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2018.04.006
52. *Zech M., Zech R., Glaser B.* A 240.000-year stable carbon and nitrogen isotope record from a loess-like palaeosol sequence in the Tumara Valley, Northeast Siberia // Chem. Geology. 2007. V. 242. P. 307–318. https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2007.04.002
53. *Zheng S.X., Shangguan Z.P.* Spatial patterns of foliar stable carbon isotope compositions of C3 plant species in the Loess Plateau of China // Ecol. Res. 2007. V. 22. P. 342–353. https://doi.org/10.1007/s11284-006-0024-x

Stable Carbon Isotopic Composition of Late Pleistocene and Holocene Soil Organic Matter of the Baikal Region

V. A. Golubtsov*

Sochava Institute of Geography SB RAS, Irkutsk, 66403 Russia
**e-mail: tea_88@inbox.ru*

The results of studying the carbon stable isotope composition of soil organic matter in the Baikal region are presented. $\delta^{13}C$ content in soils formed in different time varies from −30.00 to −21.36‰, which indicates the formation of their organic matter from C3-vegetation biomass for at least the last 35 thousand years. Fractionation of isotopes during organic matter mineralization leads to an increase in $\delta^{13}C$ values with the depth. At the same time, in soils in steppe and forest-steppe landscapes, an increase in $\delta^{13}C$ is about 3‰, whereas in forest soils it can reach 4–5‰, which is most likely due to a slow transformation of organic residues in the upper horizons of forest soils. In Late Glacial and Early Holocene soils, an elevated content of organic carbon is noted, in which the proportion of low-weight stable isotopes is lower than in recent soils; this may be explained by the influence of permafrost slowing down the transformation of organic matter. In the sequence starting with rather dry soils of the Priol'khonie and Selenga upland to the forest-steppe soils of the Upper Angara region, with its more humid conditions, and further, to the taiga soils of southern Central Siberia, there is a marked decline of the $\delta^{13}C$ values in organic matter, and this is a bright example of the $\delta^{13}C$ part dependence on soil moisture, namely, precipitation during the vegetation period. Reconstruction of precipitation, performed on the basis of $\delta^{13}C$ values, indicates a gradual aridization of the climate starting from the Late Glacial period with a maximum drying in the Middle Holocene, while in the Late Holocene the level of humidization increases. A trend towards a gradual decrease in moisture is also observed during MIS-3. The climate wassupposed to be most humid during the formation of the Early Karga soils. In the range of 36–31 kyr BP humidification decreased and became comparable to modern. In the MIS-3 finale, climate humidity is below the current level.

Keywords: soils, landscape-climatic changes, Late Pleistocene, Holocene, Baikal region

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2020, № 6, с. 691–702

ХИМИЯ ПОЧВ

УДК 631.4

ОПТИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ЭКСТРАГИРУЕМЫХ ФРАКЦИЙ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА ТИПИЧНЫХ ЧЕРНОЗЕМОВ В МНОГОЛЕТНИХ ПОЛЕВЫХ ОПЫТАХ

© 2020 г. В. А. Холодов[a, *], Н. В. Ярославцева[a], Ю. Р. Фарходов[a], М. А. Яшин[a], В. И. Лазарев[b], Б. С. Ильин[b], О. И. Филиппова[c], А. Б. Воликов[c], А. Л. Иванов[a]

[a]Почвенный институт им. В.В. Докучаева, Пыжевский пер., 7, стр. 2, Москва, 119017 Россия
[b]Курский ФАНЦ, пос. Черемушки, 10, Курский район, Курская область, 305526 Россия
[c]МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия
*e-mail: vkholod@mail.ru

Поступила в редакцию 24.07.2019 г.
После доработки 05.09.2019 г.
Принята к публикации 27.11.2019 г.

Из структурных отдельностей разного размера типичного чернозема выделены экстрагируемые фракции органического вещества (ОВ), различающиеся по подвижности. Получены водноэкстрагируемое органическое вещество, лабильные гуминовые вещества и гуминовые вещества. Первые две вытяжки представляют собой оценку активного пула ОВ, последняя – медленного. На основе изучения экстрагируемых фракций ОВ оценены содержание и качественный состав активного и медленного пула и косвенно – пассивного. Для количественной оценки выхода фракций использовали содержание в них растворенного углерода, для качественной – спектральные характеристики поглощения в ультрафиолетовой и видимой областях. Основное внимание уделяли восстановлению ОВ черноземов после экстремальной нагрузки (бессменного черного парования) и различиям в ОВ агрегатов разных размеров. При восстановлении черноземов после экстремальной нагрузки большая часть поступающих в почву растительных остатков фиксируется в пассивном пуле. Качественный состав активных пулов восстанавливается гораздо быстрее, чем их содержание, характерное для ненарушенных ценозов.

Ключевые слова: лабильные гуминовые вещества, водноэкстрагируемое органическое вещество, структура почвы, УФ-видимая спектроскопия, типичные черноземы, Haplic Chernozem (Loamic, Pachic)

DOI: 10.31857/S0032180X20060052

ВВЕДЕНИЕ

Органическое вещество (**ОВ**) почв участвует в глобальном круговороте углерода, во многом определяет плодородие почв, влияет на их устойчивость к негативным воздействиям. ОВ характеризуется комплексностью и сложностью, поэтому в зависимости от целей исследования для его изучения часто разделяют на пулы, которые характеризуют выделяемыми фракциями. Это могут быть фракции, различающиеся по размерам, морфологии, плотности, устойчивости к температурным воздействиям, биодеградации, а также растворимости в различных экстрагентах [6, 10–12, 18, 20, 21, 24, 25].

Большинство приемов фракционирования призвано выделить две основные части неживого ОВ: устойчивую во времени и быстрооборачиваемую. Быстрооборачиваемое ОВ является источником доступного азота, способствует активному формированию водоустойчивости структуры восстановлению структуры и поставляет компоненты для второй части ОВ почвы. Трудноразлагаемая фракция обеспечивает накопление ОВ с большим сроком оборота, обеспечивая устойчивость и буферность почв. Фракции ОВ одной функциональности, но полученные разными подходами, часто коррелируют между собой. Так, показана положительная связь между содержанием термолабильного вещества и количеством минерализуемого микроорганизмами углерода [20].

Одним из распространенных подходов для изучения ОВ является выделение фракций на основе растворимости. Методические и теоретические положения были разработаны еще в прошлом веке [10, 11]. Наиболее простой и при этом информативный подход для характеристики этих пулов – получение спектров поглощения в ультрафиолетовой и видимой областях [7, 31].

При интегральной оценке УФ–видимых спектров наиболее часто применяют дескрипторы, основанные на отношении поглощения при фиксированной длине волны к содержанию углерода. Например, параметр $SUVA_{254}$, который рассчитывают для длины волны 254 нм, является общепринятым при анализе природных вод. Его часто называют относительной ароматичностью. Интерпретация термина обусловлена корреляцией этого показателя с содержанием ароматических структур, определенных методами с более высоким разрешением [28, 30, 31]. Другой пример – показатели E_{350} и E_{465}, нормированные поглощения для 350 и 465 нм соответственно – чаще используются в почвоведении [8]. В качестве отношений длин волн наиболее часто применяют показатель E_4/E_6 – отношение интенсивностей в спектре при длине волн 465 и 665 нм, характеризующий цветность ОВ [7]. Кроме того, существует показатель E_2/E_3 – отношение интенсивностей поглощения при 250 и 365 нм [28]. Сопоставление E_2/E_3 и E_4/E_6 показывает, что они могут характеризовать разные аспекты строения ОВ [13]. Исходя из физико-химических параметров спектрофотомерии, показатель E_4/E_6 можно рассматривать как отношение содержания ароматических фрагментов к алифатическим, а E_2/E_3 – как отношение содержания неокисленных ароматических структур к окисленным [3].

Интересной представляется задача сопоставления указанных показателей на детерминированных объектах с целью выяснения их пригодности в качестве дескрипторов гумификации. Наиболее подходящими объектами для таких исследований являются многолетние опыты.

Ранее показано, что размерные фракции структурных отдельностей черноземов по-разному отзываются на вид использования почв и режим поступления ОВ [16]. Так как структура гумусовых горизонтов и ОВ почв неразрывно связаны друг с другом, то логичным продолжением работы было оценить качественные различия в ОВ структурных отдельностей разных размеров.

Цель работы – оценить содержание и строение пулов ОВ типичных черноземов разного вида использования и их структурных отдельностей на основе оценки экстрагируемых фракций: водноэкстрагируемого органического вещества, лабильных гуминовых веществ и гуминовых веществ.

Для количественной оценки пулов необходимо было установить выход фракций на основе содержания в них растворенного углерода. Для качественной оценки использовали УФ–видимые спектры. Интерпретацию результатов осуществляли, опираясь на концептуальную модель насыщаемости почвы углеродом для измеряемых пулов ОВ [23].

Кратко, эта концепция объединяет модели разложения ОВ первого порядка с известными (измеряемыми) механизмами стабилизации. Важной особенностью модели является постулат, что способность почвы сохранять ОВ имеет предел, т.е. почва насыщается по углероду. Показано, что даже при увеличении поступления растительных остатков в несколько раз, содержание ОВ при определенных условиях перестает увеличиваться. Концепция использует понятия активного, медленного и пассивного пулов ОВ.

Пассивный пул – негидролизуемые фракции ОВ, связанные с пылью и глинистыми частицами. Это биохимически защищенный пул, т.е. по своей структуре он недоступен микроорганизмам.

Медленный пул – медленно разлагающееся ОВ, часто говорят, что оно физически защищено от разложения посредством связи с микроагрегатами, к нему относят фракции окклюдированного (внутриагрегатного) органического вещества (particulate organic matter), а также гидролизуемое ОВ, связанное с пылью и глинистыми частицами.

Активный пул – это незащищенное ОВ, свободные легкие фракции, окклюдированнные легкие фракции в макроагрегатах, но не связанные с микроагрегатами, по-видимому, сюда следует отнести и водорастворимое ОВ.

Основными механизмами защиты и высвобождения ОВ являются процессы: образование–деградация микроагрегатов, адсорбция–десорбция, а также конденсация и комплексообразование. На все эти процессы оказывает влияние качество и количество поступающего в почву ОВ.

Трансформация незащищенного ОВ приводит к формированию биохимически стабилизованного ОВ и определяется качеством поступающих растительных остатков.

В ходе сорбции на глинистых частицах и пыли формируются органо-минеральные комплексы медленного пула ОВ. Этот процесс лимитируется количеством центров фиксации. Количество микроагрегатов конечно и определяется гранулометрическим составом. Следует подчеркнуть, что все описанные процессы имеют предел насыщения.

Для адекватной интерпретации высказано предположение, что чем дольше и глубже деградирует ОВ, тем больше центров его фиксации высвобождается, причем сначала высвобождаются центры, имеющие относительно меньшее сродство к ОВ, а затем, по мере нарастания деградационных процессов – все большее.

В работе использовали экстрагируемые пулы, т.е. вытяжки, различающиеся по подвижности извлекаемого ОВ. Водноэкстрагируемое ОВ и лабильные гуминовые вещества сопоставляли с активным пулом, собственно гуминовые вещества – с медленным пулом.

Таблица 1. Средневзвешеное содержание углерода в типичных черноземах многолетних опытов

Параметр	Пар	Картофель	Кукуруза	Севооборот	Залежь	Степь
C, %	2.80	3.44	3.26	3.47	3.72	5.68
s*	0.07	0.05	0.08	0.06	0.15	0.34

* Стандартное отклонение

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследовали типичные черноземы [4] (согласно международной классификации ФАО – Haplic Chernozem (Loamic, Pachic)) [29] многолетних полевых опытов, различающихся интенсивностью воздействия на почву. Основные характеристики отобранных образцов представлены ранее [16].

Отбор образцов. Образцы отбирали в 2014 г. на длительном многолетнем полевом опыте на территории ФГБНУ "Курский ФАНЦ" (подразделение Курский НИИ АПП п. Черемушки). Дополнительно, в качестве примера ненарушенного чернозема, отбирали образцы с многолетнего опыта "Ежегодно косимая степь" Центрально-черноземного государственного биосферного заповедника им. В.В. Алехина, участок расположен на территории заповедной Стрелецкой степи. Эти образцы далее именуются вариант степь.

Другие варианты опытов:

– Бессменный черный пар с 1964 г. (пар – здесь и далее в скобках приводится краткое название варианта опыта, используемое в тексте): вариант представляет собой участок, на котором почву ежегодно обрабатывают (перепахивают с оборотом пласта), не засевая и не допуская появления сорняков; таким образом на этом поле с 1964 г. в почву практически не поступало свежее ОВ.

– Залежь с 1998 г. после бессменного черного пара с 1964 г. (залежь): часть участка вышеописанного многолетнего опыта, который с 1998 г. перестали обрабатывать, отведя под залежь. В настоящее время зарос ковылем *Stipa* spp. Этот вариант позволяет анализировать восстановление почвы в течение 17 лет после экстремальной деградации ОВ.

– Бессменный картофель с 1964 г. без внесения удобрений (картофель).

– Бессменная кукуруза с 1964 г. с внесением минеральных удобрений (кукуруза), для борьбы с сорняками на этом участке до 1991 г. применяли гербицид симазин.

– Зернопаропропашной севооборот с внесением минеральных удобрений с 1964 г. (севооборот), чередование культур: пар, озимая пшеница, сахарная свекла, кукуруза, ячмень. Отбор образцов – после ячменя.

Для отбора образцов закладывали площадку опробования радиусом 5 м. В качестве образца отбирали полный объем, занимаемый почвой примерно 15 × 15 × 25 см, массой около 5 кг, глубина отбора 0–15 см. Такой подход позволяет избежать потерь и искусственного перераспределения размерных фракций агрегатов в процессе отбора. Далее образцы высушивали на воздухе. Из полученных образцов сухим просеиванием выделяли мелкие агрегаты 0.5–0.25 мм, средние 2–1 мм, крупные 10–7 мм, глыбы >10 мм и частицы <0.25 мм. Размеры выбраны как наиболее отзывчивые на вид использования почв [16]. Все образцы отобрали в 2015 г. В образцах определяли содержание углерода каталитическим сжиганием в токе кислорода на приборе Vario Macrocube CN (Elementar Analysensysteme GmbH, Германия). Содержание углерода определяли в трех повторностях для всех структурных отдельностей. Средневзвешенное содержание углерода приводится в табл. 1.

Из структурных отдельностей выделили три фракции, различающиеся по растворимости:

– фракцию водноэкстрагируемого органического вещества (**ВЭОМ**) извлекали водной вытяжкой;

– фракцию лабильных гуминовых веществ (**ЛГВ**) извлекали прямой 0.1 M NaOH вытяжкой;

– фракцию гуминовых веществ (ГВ) экстрагировали 0.1 M NaOH вытяжкой из почвы, предварительно декальцированой соляной кислотой, согласно [26].

ВЭОМ извлекали очищенной водой, не содержащей CO_2, с удельным сопротивлением 18 МОм см. Отношение массы почва : вода составило 1 : 5. Закрытую суспензию встряхивали 8 ч, затем отделяли ВЭОВ от осадка центрифугированием.

ЛГВ выделяли по методу Тюрина [11] в модификации Когута–Булкиной [5]. Все манипуляции аналогичны выделению ВЭОВ, только в качестве экстрагента использовали 0.1 M NaOH, приготовленный на очищенной воде, не содержащей CO_2, с удельным сопротивлением 18 МОм см.

Фракция ГВ представляет собой фракции 1 и 2 по Тюрину [10], также ее можно рассматривать как ГВ, извлекаемые в ходе их препаративного выделения без отделения фульвокислот от гуминовых кислот [14]. Для извлечения ГВ навеску почвы подкисляли 1 M HCl до pH 1 суспензии, затем добавляли 0.1 M HCl до отношения почва : : раствор 1 : 5. Суспензию встряхивали 4 ч, затем отделяли супернатант центрифугированием. Оса-

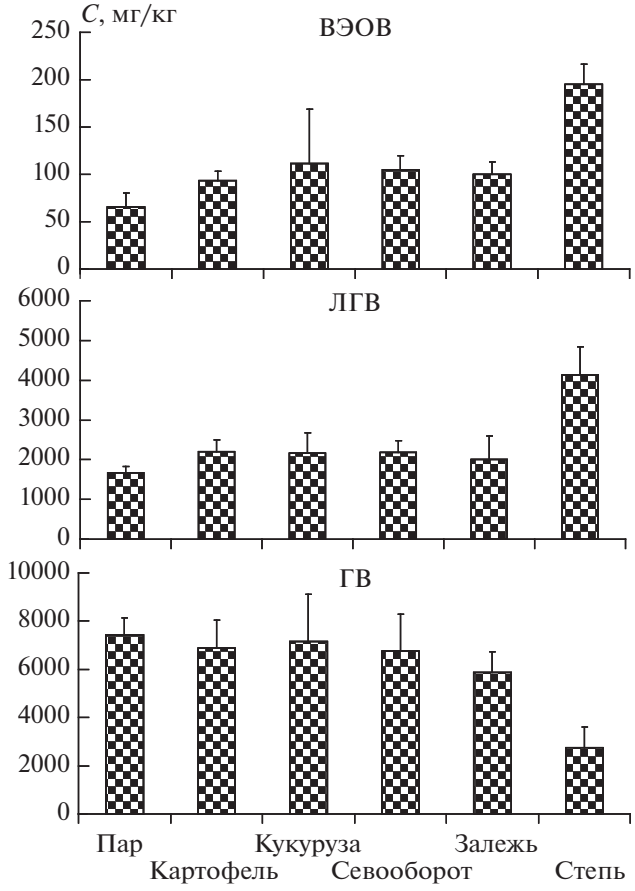


Рис. 1. Выход экстрагируемых пулов (мг С/кг почвы) из типичных черноземов разного вида использования: ВЭОВ, ЛГВ, ГВ. На гистограммах показаны средние значения и стандартные отклонения.

док нейтрализовали 1 М NaOH до pH 7, затем добавляли 0.1 М NaOH до отношения почва : раствор 1 : 5. Закрытую суспензию встряхивали 8 ч, затем отделяли ГВ от осадка центрифугированием. Все реактивы готовили на очищенной воде, не содержащей CO_2, с удельным сопротивлением 18 МОм см.

По концентрации органического углерода в полученных вытяжках оценивали содержание пулов ОВ в исходных образцах. Определение проводили на анализаторе общего углерода TOC-VCSH (Shimadzu, Япония).

Структуру ОВ полученных фракций исследовали методом УФ–видимой спектроскопии. Для возможности сравнения спектров аликвоты всех фракций переносили в фосфатный буфер с pH 6.8 и ионной силой 0.03 М.

УФ–видимые спектры снимали на спектрофотометре UV-1800 (Shimadzu, Япония) в диапазоне 200–800 нм, раствором сравнения служил фосфатный буфер. На основе полученных данных рассчитывали показатели $SUVA_{254}$, E_{350}, E_{465}, E_2/E_3 и E_4/E_6.

$SUVA_{254}$, E_{350} и E_{465} рассчитывали как оптические плотности, нормированные на содержание углерода при длинах волн 254, 350 и 465 нм соответственно. E_2/E_3 как отношение оптических плотностей при 250 и 365 нм, а E_4/E_6 – при 465 и 665 нм.

Все фракции выделяли трехкратно. Для анализа данных использовали двухфакторный дисперсионный анализ, первым фактором был вид использования, вторым – размер структурных отдельностей, из которых извлекали фракции.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Выход экстрагируемых пулов ОВ. Сопоставление выхода экстрагируемых пулов из разных структурных отдельностей не выявило взаимосвязи между размерами агрегатов и контролируемым параметром. В связи с этим выход пула из структурных отдельностей рассматривали как единичный элемент опробования в рамках совокупности “почва одного вида использования”, что увеличило повторности до 15. Данные по выходу экстрагируемых пулов из черноземов приводятся на рис. 1, его оценивали по количеству органического углерода, нормированного на массу почвы (мг/кг).

В целом выход органического вещества закономерно увеличивался в ряду ВЭОМ < ЛГВ < ГВ. Единственным исключением был вариант степь, в котором выход ГВ (2800 мг/кг) был ниже, чем ЛГВ (4100 мг/кг). Объяснить это можно насыщенностью данного варианта по углероду и хорошим закреплением ОВ в почве. Пул ГВ в этой почве хорошо закреплен, поэтому относительно плохо экстрагируется. При этом почва насыщена по углероду: все места, где возможно закрепление долговременного пула заняты, в связи с этим свежие поступившие растительные остатки преимущественно переходят в ЛГВ, которые активнее обмениваются с окружающей средой по сравнению с ГВ.

Вероятно, предложенным механизмом можно объяснить и относительно низкие, вопреки ожиданиям, значения всех исследованных пулов в варианте залежь. Содержание ВЭОВ в этой почве превышает только варианты пар и картофель. Вместе с тем содержание ЛГВ в варианте залежь меньше, чем в других вариантах, кроме пара. Содержание ГВ в варианте залежь больше, чем в варианте степь, но меньше, чем во всех остальных вариантах.

Если рассматривать почву варианта залежь как восстанавливающуюся, то наблюдаемые факты можно объяснить с точки зрения вышеизложенной концепции насыщения почвы углеродом. После 33 лет черного парования и разрушения ОВ, вариант залежь перестали обрабатывать, и в

почве начались восстановительные процессы. В настоящее время восстановилось ковыльное растительное сообщество, характерное для ненарушенных степей этой зоны (рис. 2).

За прошедшие 17 лет содержание углерода в почве варианта залежь выросло почти на процент: от 2.80 (пар) до 3.72%. При этом в рассматриваемом ряду почв доля всех веществ, извлекаемых в сумме всеми описанными методами, от общего содержания ОВ уменьшается в ряду пар (0.33) > кукуруза (0.29), картофель (0.27), севооборот (0.26) > залежь (0.21) > степь (0.13). Со снижением антропогенной нагрузки доля экстрагируемых пулов в общем составе ОВ уменьшается. Вероятно, в ходе восстановления варианта залежь идет активное связывание углерода в устойчивый (в данном случае неэкстрагируемый, негидролизуемый), т.е. долговременный пул. Этот процесс связан с насыщением чернозема по углероду (пока есть места фиксации, ОВ преимущественно закрепляется там), чем и объясняется наблюдаемое уменьшение выхода экстрагируемых фракций на фоне интенсивного накопления углерода.

Полученные данные указывают, что поступающие в почву растительные остатки в первую очередь фиксируются в долговременном пуле. Очевидно, необходимым условием этого процесса является наличие свободного места на поверхности почвенной минеральной матрицы (возможность реализации механизма) для закрепления органического вещества.

Интересно отметить, что с точки зрения системного подхода [1, 9] этот процесс можно рассматривать как механизм негативной обратной связи к процессу потери углерода вследствие обработки почвы. При распашке разрушаются агрегаты, для многих органических веществ изменяются внешние условия, и они начинают разрушаться. При этом освобождаются места, где потенциально может фиксироваться ОВ, их можно назвать центры фиксации ОВ. Именно связанное центрами фиксации ОВ приобретает устойчивость. Исходя из общих термодинамических представлений и описанной Д.С. Орловым кинетической теорией гумусообразования [8], чем устойчивей ОВ, тем при больших нагрузках оно будет разлагаться, и чем крепче ОВ зафиксировано в центре фиксации, тем оно устойчивей. Соответственно, чем больше нагрузка на почву, тем более устойчивое ОВ разрушается и тем более сильные центры фиксации ОВ высвобождаются. Чем больше свободных центров фиксации и чем сильнее они могут связывать ОВ, тем больше свежих растительных остатков сможет прочно зафиксироваться почвой и перейти в долговременный пул. Таким образом, осуществляется противодействие обезуглероживанию почвы, реализуется механизм негативной обратной связи. Кратко это можно сформулировать так: чем больше почва теряет долговременный пул ОВ, тем быстрее идет в ней закрепление свежих поступивших растительных остатков при снятии нагрузки в долговременном пуле.

Рис. 2. Залежь с 1998 г. после бессменного черного парования с 1964 г.

Качественная характеристика экстрагируемых пулов типичных черноземов разного вида использования. В качестве примера на рис. 3 приводятся УФ–видимые спектры, полученные для экстрагируемых пулов агрегатов 2–1 мм из всех рассматриваемых черноземов.

Полученные спектры были характерны для ОВ почв [13, 28]. Они монотонно убывали при движении в длинноволновую область. Кроме того, наблюдался слабо выраженный пик от 240 до 300 нм.

Спектры ВЭОМ характеризуются бóльшими различиями между вариантами по сравнению с другими фракциями. При этом следует отметить близость спектров вариантов степь и залежь. Кроме того, на фоне всех спектров выделяется ВЭОВ варианта пар. На нем отсутствует пик в области 240–300 нм, по-видимому, он связан со свежими растительными остатками.

Спектры ЛГВ демонстрировали гораздо меньшие вариации в зависимости от вида использования. В ультрафиолетовой области можно выделить бóльшие по сравнению с другими спектрами пики для вариантов степь и залежь. Также в видимой области кривая ЛГВ варианта кукуруза идет несколько выше остальных вариантов.

Среди спектров ГВ резко выделяется вариант степь – его нормированная интенсивность гораздо меньше по сравнению с другими вариантами.

Для численного сопоставления спектров были рассчитаны оптические дескрипторы: нормированные на углерод интенсивности поглощения при длинах волн 254 нм ($SUVA_{254}$), 350 нм (E_{350}) и 460 нм (E_{460}). Параметр $SUVA_{254}$ широко исполь-

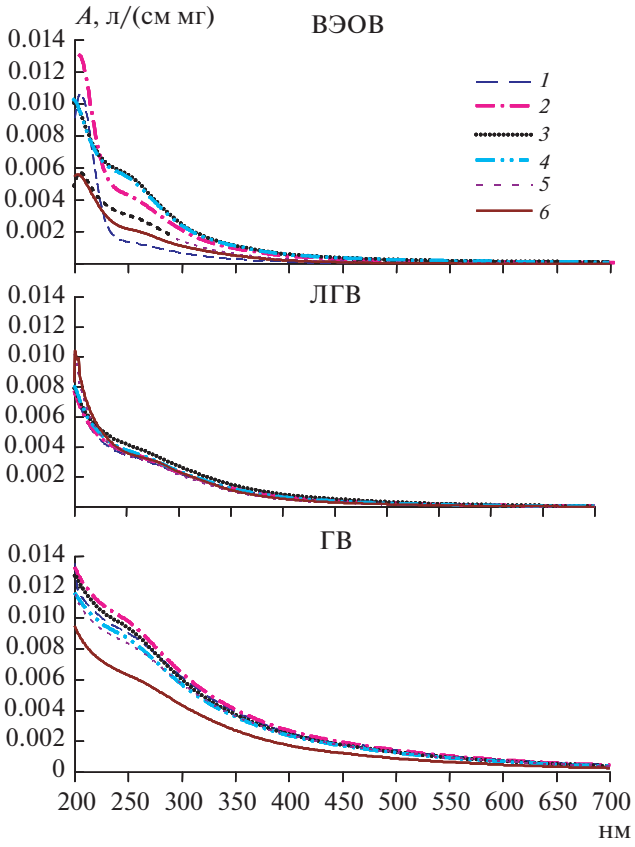


Рис. 3. Нормированные на содержание углерода, спектры поглощения: ВЭОМ, ЛГВ и ГВ, полученные из агрегатов 2–1 мм типичных черноземов. Виды использования: *1* – пар, *2* – картофель, *3* – кукуруза, *4* – севооборот, *5* – залежь, *6* – степь.

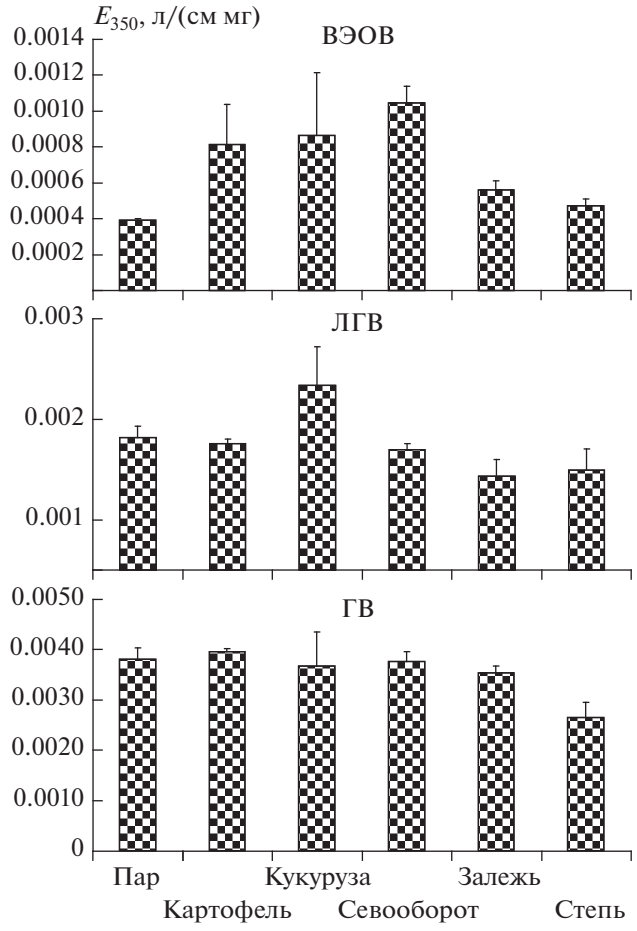


Рис. 4. Величины E_{350} экстрагируемых пулов типичных черноземов разного вида использования: ВЭОВ, ЛГВ, ГВ.

зуется при оптических исследования природных вод. Обычно показатель коррелирует с содержанием ароматических структур в ОВ [13, 19, 28, 30, 31]. Рассчитанные нормированные параметры жестко коррелировали друг с другом для всех рассматриваемых вытяжек. Среднее значение коэффициента корреляции было 0.99, он изменялся от 0.980 до 0.997. Поэтому в дальнейшем рассматривали только показатель E_{350}. Кроме нормированных параметров, рассчитывали отношения интенсивностей поглощения E_2/E_3 и E_4/E_6. Они характеризуют крутизну спада спектра в указанных диапазонах поглощения.

E_2/E_3 часто рассматривают как отношение содержания неокисленных ароматических структур к окисленным [3]. Считается, что в области 300–400 нм поглощение обусловлено конденсированными ненасыщенными структурами (такими как гуминовые вещества), в области 200–300 нм – негумицированными слаборазложенными веществами [19, 28, 32]. Второй показатель – отношение E_4/E_6, широко используемое в отечественном и зарубежном почвоведении, называют коэффициентом цветности [7]. Исходя из физико-химических параметров спектрофотомерии, показатель E_4/E_6 можно рассматривать как отношение содержания ненасыщенных (замещенных) ароматических фрагментов к ненасыщенным алифатическим [3]. Подробный анализ УФ–видимых спектров и их флуоресценции с использованием лазерной деструкции полос поглощения позволил сделать вывод, что показатель E_4/E_6 характеризует систему сопряженных двойных связей в макромолекулах органического вещества, а также он обратно связан с их молекулярными размерами [27].

Нормированные величины поглощения E_{350} (рис. 4) во всех экстрагируемых пулах значимо зависели от вида использования черноземов (дисперсионный анализ при $\alpha = 0.05$).

В целом величины E_{350} по пулам образовывали четкий ряд ВЭОВ < ЛГВ < ГВ, что отражает нарастание ароматичности с увеличением степени трансформации ОВ.

Величины E_{350} ВЭОВ имели наименьшие значения в вариантах степь и залежь, а наибольшие – в варианте севооборот. С одной стороны, этот пул связан с актуальным растительным покровом: корневыми выделениями и свежими поступившими растительными остатками. На это указывает близость значений в вариантах степь и залежь. С другой стороны, высокие значения показателя ВЭОВ варианта пар указывают на присутствие ОВ, которое нельзя отнести к вышеупомянутым источникам. Вероятно, это продукты деградации ОВ. В пользу этой гипотезы говорят и низкие значения E_{350} в вариантах степь и залежь. Обладая наиболее водоустойчивой структурой [15, 16], эти почвы меньше выделяют в водную вытяжку трансформированного ОВ, которое преимущественно содержится в агрегатах [22], и качество ОВ определяется растительным покровом.

Таким образом, свойства ВЭОВ в черноземах, с одной стороны, зависят от качества поступающего в почву ОВ, а с другой – от перехода в раствор трансформированного ОВ, которое определяется структурным состоянием. Чем оно лучше, тем меньше разрушаются агрегаты, и меньше ВЭОМ выделяется из почвы. Этим можно объяснить и возрастание E_{350} в ряду вариантов картофель ≤ кукуруза < севооборот. Бóльшие значения в варианте севооборот, вероятно, объясняются бóльшим химическим разнообразием растительных остатков в севообороте по сравнению с вариантами возделывания монокультур.

Показатель E_{350} в ЛГВ, как и в случае ВЭОВ, был минимальным в почвах с хорошим структурным состоянием (степь и залежь). Этот показатель, характеризующий ароматичность ЛГВ [7, 8, 30–32], был практически одинаков в вариантах картофель, севооборот и пар, а в варианте кукуруза – максимален. Наиболее неожиданный результат – промежуточное положение E_{350} ЛГВ варианта пар в рассматриваемом ряду почв. Исходя из экстремальности этого вида использования черноземов, можно предположить максимальную ароматичность ЛГВ, если они переходят в щелочную вытяжку крупными молекулами, либо наоборот – наименьшую, если они являются продуктами разложения ОВ. Однако ароматичность ЛГВ в этом варианте практически не отличима от вариантов монокультур. Вопрос требует дальнейшего изучения.

Величина E_{350} ГВ, извлекаемых из варианта степь, была существенно ниже по сравнению с остальными вариантами, что указывает на ее меньшую ароматичность. Показатель E_{350} составил в этом варианте 0.0026 л/(см мг), в то время как в остальных почвах он колебался от 0.0035–0.0040 л/(см мг). Основной результат этой серии экспериментов – величина E_{350} в варианте залежь. В водной вытяжке и лабильных гуминовых веществах E_{350} этой почвы был близок к величинам, отмеченным для варианта степь. А в случае гуминовых веществ существенно отличался от этого варианта, и был близок к обрабатываемым черноземам.

Вероятно, наблюдаемый эффект связан с процессами восстановления чернозема этого варианта после бессменного черного парования. Строение пулов ВЭОМ и ЛГВ практически восстановилось, содержание ароматических структур с сопряженными связями в них приблизилось к естественным и не отличаются от варианта степь. В то же время ГВ в варианте залежь еще находятся в стадии восстановления и близки к величинам, полученным для обрабатываемых почв, что свидетельствует о большей инерционности данного пула.

Ранее на тех же объектах было показано, что водоустойчивость структуры черноземов восстанавливается достаточно быстро, а распределение агрегатов естественного сложения по размерам – гораздо медленнее [15, 16]. Полученные данные указывают на вероятную связь восстановления структуры естественного сложения и гуминовыми веществами. Значения параметра E_2/E_3 экстрагируемых пулов приводятся на рис. 5.

По рассматриваемому параметру пулы образовывали ряд согласно их подвижности ВЭОМ > > ЛГВ > ГВ. Внутри фракции ВЭОВ показатели E_2/E_3 для вариантов степь и залежь не отличались друг от друга и были значимо меньше остальных вариантов. При этом вариант пар не выделялся среди других обрабатываемых черноземов.

Для фракции ЛГВ показатели E_2/E_3 в вариантах залежь и степь демонстрировали значимо более высокие значения по сравнению с другими почвами, в варианте пар значение данного показателя было минимальным (3.37) и значимо отличалось от близкого значения варианта кукуруза (3.44) – t-тест при $\alpha = 0.05$.

Отношение E_2/E_3 во фракции ГВ не показало ярких различий, и действительно, при расчете наименьших существенных разностей (**НСР**) выявляется, что варианты пар и залежь значимо не отличаются друг от друга, также неотличимы средние, рассчитанные для степи, севооборота и картофеля.

Как и в случае с E_{350}, отношение E_2/E_3 для восстанавливающегося варианта залежь в пулах ВЭОМ и ЛГВ демонстрировало значения, близкие к ненарушенному варианту степь, а во фракции ГВ, наоборот – к варианту с экстремальными нагрузками – пар. Следовательно, наблюдаются те же особенности, что были ранее выявлены для варианта степь по показателю E_{350}.

Интересно отметить, что, с одной стороны, показатель E_2/E_3 тем выше, чем лабильнее фракции, однако для ВЭОМ вариантов залежь и степь

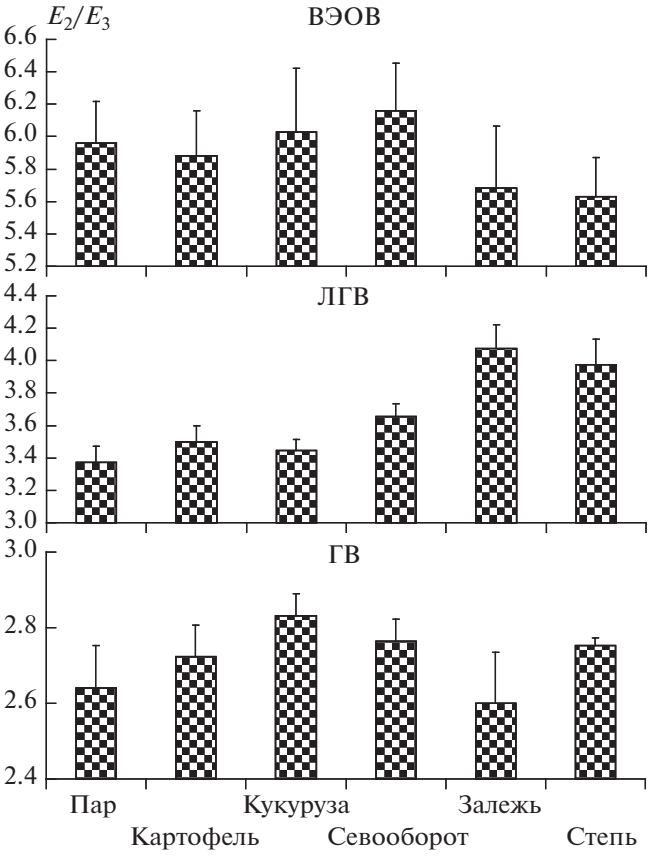


Рис. 5. Показатель E_2/E_3 экстрагируемых пулов типичных черноземов разного вида использования: ВЭОВ, ЛГВ, ГВ.

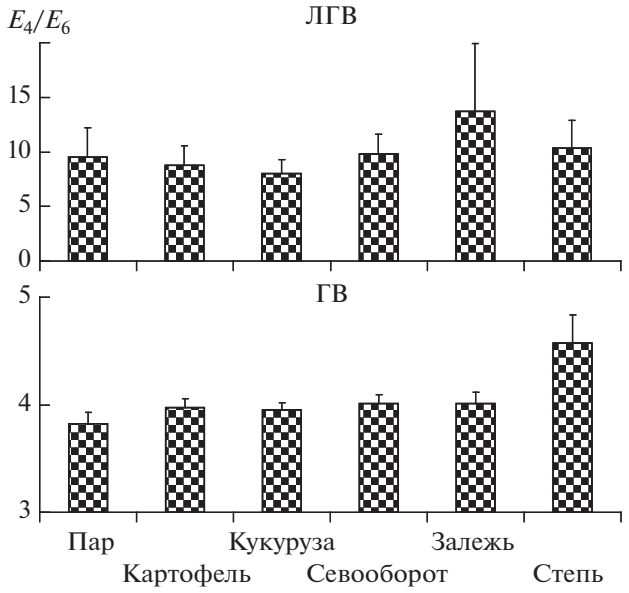


Рис. 6. Показатель E_4/E_6 экстрагируемых пулов типичных черноземов разного вида использования: ЛГВ и ГВ.

он наименьший в рассматриваемом ряду, а для ЛГВ этих вариантов наоборот – наибольший. Таким образом, водноэкстрагируемое вещество из вариантов степь и залежь предположительно богаче окисленными ароматическими структурами (более гумифицированными?). Во фракции ЛГВ, наоборот – в вариантах степь и залежь ароматические структуры в ОВ наименее окислены по сравнению с другими вариантами.

Фракция ГВ наименее пластична, различия в ней минимальны. Особенно важно отметить, что низкие значения показателя E_2/E_3 ГВ вариантов пар и залежь, вероятно, обусловлены длительными процессами деградации, которые происходили в этих вариантах (а в варианте пар имеют место до сих пор). Как видно, фракция ГВ в залежи еще не восстановилась. Интересно отметить высокие значения показателя E_2/E_3 ГВ для монокультуры кукурузы. Вероятно, это связано с биохимическими особенностями остатков этого растения.

В выбранных условиях поглощение водного экстракта из почвы при 665 нм было крайне низким, поэтому показатель E_4/E_6 рассчитывали только для ЛГВ и ГВ (рис. 6). Наибольшее значение показателя E_4/E_6 ЛГВ были в варианте залежь, наименьшее – кукуруза. В вариантах пар, севооборот и степь величины были близки друг другу. Возможно, повышенные значения показателя E_4/E_6 ЛГВ в варианте залежь отражают восстановительные процессы.

Для ГВ в целом разброс E_4/E_6 был небольшим, что указывает на общность строения составляющих этой фракции вне зависимости от вида использования черноземов. При этом выявлены значимые отличия для наименьшей величины, отмеченной для варианта пар и наибольшей – для варианта степь; остальные варианты, в том числе вариант залежь, занимали промежуточное положение и значимо не отличались друг от друга (оценка по $НСР_{0.05}$).

Таким образом, для ОВ восстанавливающихся черноземов после экстремальных нагрузок данные можно выявить ряд закономерностей:

– по содержанию ОВ активного пула (оценка по выходу ВЭОМ и ЛГВ) восстановление идет довольно медленно – через 17 лет показатели близки к обрабатываемым почвам, а не к степи;

– по содержанию медленного пула (оценка по выходу ГВ) через 17 лет отмечается тенденция снижения, что указывает на смещение этого показателя в сторону ненарушенного ценоза;

– общее содержание углерода растет достаточно быстро (за 17 лет почти 1%), но это не отражается в выходе экстрагируемых фракций, что указывает на преимущественную фиксацию ОВ в негидролизуемом (пассивном) пуле;

– качественные свойства активного пула (ВЭОВ и ЛГВ) восстанавливаются быстро (за 17 лет – практически не отличимы от ненарушенного ценоза) в отличие от медленного пула (ГВ).

На первый взгляд, возникает противоречие: свойства активных пулов восстанавливаются быстрее, закрепление свежего ОВ идет в пассивном пуле, а медленный пул слабо отражает проградационные процессы. Объяснить наблюдаемые явления можно избирательной сорбцией глинистыми минералами продуктов разложения. Недавно на примере каолинита была показана избирательная сорбция фенольных кислот [2]. Установлено, что сорбция галловой и протокатеховой кислот, содержащих ОН-группы в ортоположении, на порядок превышает сорбцию п-оксибензойной кислоты и метоксилированных кислот: ванилиновой, сиреневой и феруловой. Показана конкуренция фенольных кислот за алюмогидроксильные центры связывания. Выявленные авторами закономерности свидетельствуют о сепарации продуктов разложения растительных остатков: орто-замещенные гидроксибензойных кислоты прочно фиксируются в минеральной матрице (в пассивном пуле), а п-оксибензойная, ванилиновая и сиреневая кислоты попадают в активный пул. Эти данные объясняют и выявленный выше дуализм в восстановлении черноземов: количественно восстанавливается негидролизуемая фракция (пассивный пул), а качественно – ОВ активного пула – фракции ВЭОВ и ЛГВ. Продукты разложения с определенными свойствами (подобно описанным в [2]) сразу фиксируются в пассивном пуле, а другие, которые плохо связываются минеральными частицами – формируют активный пул. Вероятно, собственно гуминовые вещества – медленный пул – возникают в результате преобразования прочно фиксированного ОВ (ферментами и абиогенными катализаторами) и его взаимодействия с активным пулом, например, в гидрофобном связывании как это описано в [17]. В результате медленный пул восстанавливается за большее время по сравнению с активным и пассивным, возможно, это можно связать с более медленным восстановлением естественного распределения структурных отдельностей по сравнению с водоустойчивостью как было показано ранее [14, 19].

Оптические характеристики экстрагируемых пулов структурных отдельностей типичных черноземов разного вида использования. Для выявления значимости влияния размера агрегатов на оптические свойства экстрагируемых из них пулов, проводили дисперсионный анализ, в котором фактором был размер агрегатов, из которых проводили экстракцию. В силу того, что, как было показано выше, вид использования черноземов оказывал существенное влияние на все рассматриваемы параметры, этот фактор был введен в модель дисперсионного анализа как блочная переменная. Введение блочной переменной позволяет убрать влияние фактора с бóльшим вкладом в дисперсию среднего и выявить влияние других, менее выраженных.

В результате из всего блока данных от размера агрегатов значимо зависели показатели E_2/E_3 для ЛГВ и E_4/E_6 для ГВ. Остальные параметры, как количественные (выход ОВ), так и качественные (другие оптические дескрипторы) не зависели от размера структурных отдельностей. Для наглядности все точки опробования были нанесены на поле с координатами E_4/E_6 для ГВ по оси X и E_2/E_3 для ЛГВ по оси Y (рис. 7).

Как видно, избранная система координат обладает хорошей классифицирующей способностью: почвы в зависимости от вида использования занимают в ней отдельные области. Причем четко отделяются множества для вариантов степь, залежь, севооборот и пар, они практически не перекрываются с другими видами использования. Множества монокультур несколько перекрываются, но все же отделяются достаточно ясно.

Несмотря на то, что залежь и спепь лежат в разных областях поля данных, они демонстрируют одинаковые особенности строения. ОВ структурных отдельностей <0.25 мм существенно отличается от всех остальных: соответствующие им точки смещены в сторону уменьшения обоих рассматриваемых показателей. Точки показателей для ОВ из крупных агрегатов 7–10 мм, наоборот, сдвинуты в сторону увеличения E_4/E_6 для ГВ и E_2/E_3 для ЛГВ. Остальные структурные отдельности расположены вместе отдельным кластером.

У обрабатываемых черноземов можно отметить сдвиг вниз и влево оптических характеристик для <0.25 мм. Кроме того, в варианте картофель четко отделяются глыбы > 10 мм (по большим значения показателя E_2/E_3 в ЛГВ), а в варианте кукуруза – агрегаты 10–7 мм (по меньшим значениям E_4/E_6 в ГВ).

Таким образом, данные свидетельствуют, что, несмотря на близость величин оптических дескрипторов, в пределах одной почвы существуют статистически значимые различия в показателях, связанных со строением и структурой ЛГВ и ГВ для агрегатов естественного сложения разных фракций. Особенно выделяются фракции <0.25, 10–7 и >10 мм.

Исходя из общепринятых взглядов, что E_2/E_3 отражает отношение неразложеного ОВ к трансформированному, а E_4/E_6 обратно связан с молекулярными размерами ОВ [19, 27, 28, 32]. Следует отметить, что меньшее отношение E_2/E_3 в ЛГВ структурных отдельностей <0.25 мм можно связать с меньшей защищенностью свежего опада в этой фракции. Отличия показателей ОВ агрегатов 7–10 мм (особенно в варианте залежь) могут

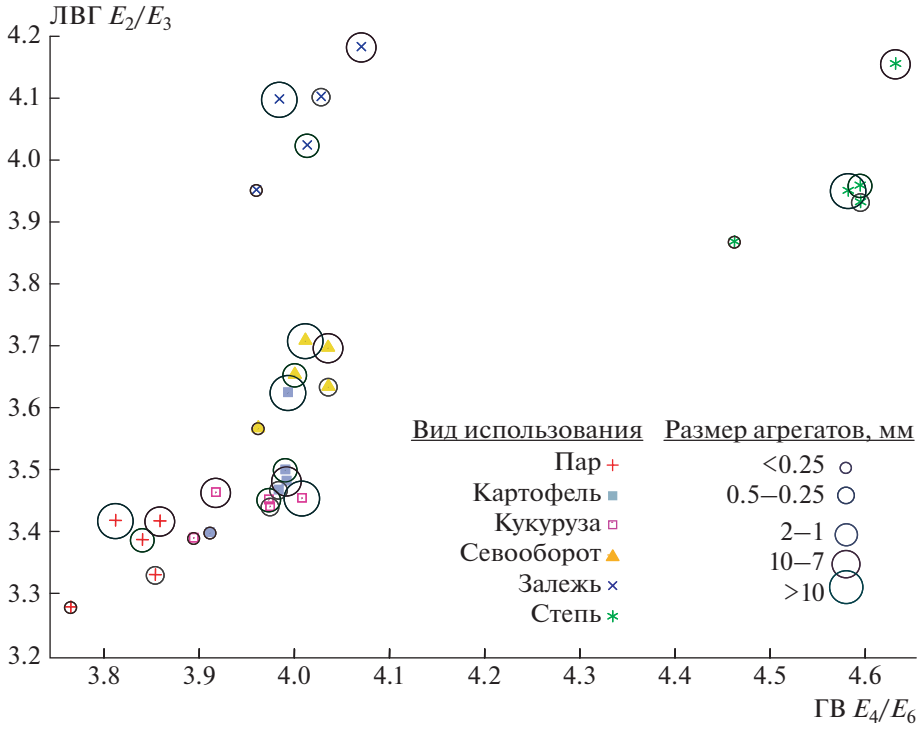


Рис. 7. Распределение структурных отдельностей черноземов разного вида использования в координатах ЛГВ E_2/E_3–ГВ E_4/E_6, средние.

указывать на активные процессы восстановления в этих агрегатах и их происхождении из глыбистых частиц, которые приобрели водоустойчивость (подробнее этот процесс был описан ранее [16]). Сдвиг значений E_4/E_6 во фракции ГВ для <0.25 мм в сторону более низких величин, указывает на то, что ГВ этих частиц имеют большую молекулярную массу, возможно, более разветвлены и, по-видимому, содержат меньше недавно образованных из растительных остатков ГВ.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Резюмируя, можно сказать, что при восстановлении черноземов после экстремальной нагрузки, большая часть поступающих в почву растительных остатков фиксируется в пассивном пуле, очевидно, необходимым условием этого процесса является наличие незанятых связывающих центров. Качественный состав активных пулов восстанавливается гораздо быстрее, чем их количественный выход, характерный для ненарушенных ценозов.

Различия в строении ОВ агрегатов разных размеров, отражаемые оптическими дескрипторами, указывают на неодинаковость в них процессов трансформации и накопления ОВ. Примечательно, что разница была выявлена только для фракций ЛГВ и ГВ, в то время как для ВЭОМ такой зависимости не отмечено. Таким образом, на размер агрегатов оказывают влияние ОВ, находящиеся во фракциях лабильных гуминовых веществ, и собственно гуминовых веществ.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы выражают благодарность проф. каф. медицинской химии и тонкого химического синтеза Химического факультета МГУ им. М.В. Ломоносова И.В. Перминовой за помощь в работе. Работа выполнена с привлечением оборудования Центра коллективного пользования научным оборудованием “Функции и свойства почв и почвенного покрова” Почвенного института им. В.В. Докучаева ФАНО России.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при поддержке Российского научного фонда, проект № 19-16-00053.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Берталанфи фон Л.* Общая теория систем – обзор проблем и результатов // Системные исследования. Ежегодник. М.: Наука, 1969. С. 30–54.

2. *Заварзина А.Г., Ермолин М.С., Демин В.В., Федотов П.С.* Взаимодействие смеси фенольных кислот с модифицированным каолинитом в статических и динамических условиях // Почвоведение. 2018. № 8. С. 1004–1013.
3. *Зигбан К., Нордлинг К., Фальман А.* Электронная спектроскопия. М.: Мир, 1971. 493 с.
4. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 223 с.
5. *Когут Б.М., Булкина Л.Ю.* Сравнительная оценка воспроизводимости методов определения лабильных форм гумуса черноземов // Почвоведение. 1987. № 7. С. 38–45.
6. *Когут Б.М., Шульц Э., Титова Н.А., Холодов В.А.* Органическое вещество гранулоденсиметрических фракций целинного и пахотного типичного чернозема // Агрохимия. 2010. № 8. С. 3–9.
7. *Кононова М.М.* Органическое вещество почвы. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 315 с.
8. *Орлов Д.С.* Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1990. 325 с.
9. *Рапопорт А.* Различные подходы к общей теории систем // Системные исследования. Ежегодник. М.: Наука, 1969. С. 55–79.
10. *Тюрин И.В.* Органическое вещество почвы и его роль в плодородии. М.: Наука, 1965. 320 с.
11. *Тюрин И.В., Найденова О.А.* К характеристике состава и свойств гуминовых кислот, растворимых в разведенных щелочах непосредственно и после декальцирования // Тр. Почв. ин-та. 1951. Т. 38. С. 59–64.
12. *Хан Д.В.* Органо-минеральные соединения и структура почвы. М.: Наука, 1969. 140 с.
13. *Холодов В.А., Иванов В.А., Фарходов Ю.Р., Сафронова Н.А., Артемьева З.С., Ярославцева Н.В.* Оптические характеристики фракций органического вещества агрегатов типичных черноземов // Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. 2017. V. 90. P. 56–72.
14. *Холодов В.А., Ярославцева Н.В., Фарходов Ю.Р., Белобров В.П., Юдин С.А., Айдиев А.Я., Лазарев В.И., Фрид А.С.* Изменение соотношения фракций агрегатов в гумусовых горизонтах черноземов в различных условиях землепользования // Почвоведение. 2019. № 2. С 184–193.
15. *Холодов В.А., Ярославцева Н.В., Константинов А.И., Перминова И.В.* Препаративный выход и свойства гуминовых кислот при последовательных щелочных экстракциях // Почвоведение. 2015. № 10. С. 1222–1231.
16. *Холодов В.А., Ярославцева Н.В., Лазарев В.И., Фрид А.С.* Интерпретация данных агрегатного состава типичных черноземов разного вида использования методами кластерного анализа и главных компонент // Почвоведение. 2016. № 9. С. 1093–1100.
17. *Шеин Е.В., Милановский Е.Ю.* Роль и значение органического вещества в образовании и устойчивости почвенных агрегатов // Почвоведение. 2003. № 1. С. 53–61.
18. *Elliott E.T.* Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils // Soil Sci. Soc. Am. J. 1986. V. 50. P. 627–633.
19. *Embacher A., Zsolnay A., Gattinger A., Munch J.C.* The dynamics of water extractable organic matter (WEOM) in common arable topsoils: II. Influence of mineral and combined mineral and manure fertilization in a Haplic Chernozem // Geoderma. 2008. V. 148(1). P. 63–69.
20. *Gregorich E.G., Gillespie A.W., Beare M.H., Curtin D., Sanei H., Yanni S.F.* Evaluating biodegradability of soil organic matter by its thermal stability and chemical composition // Soil Biol. Biochem. 2015. V. 91(12). P. 182–191.
21. *Jastrow J.D.* Soil aggregate formation and the accrual of particuney, mineral associated organic matter // Soil Biol. Biochem. 1996. V. 28. P. 657–676.
22. *Six J., Bossuyt H., Degryze S., Denef K.* A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics // Soil Tillage Res. 2004. V. 79(1). P. 7–31.
23. *Six J., Conant R.T., Paul E., Paustian K.* Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturatin of soils // Plant Soil. 2002. V. 241. P. 155–176.
24. *Six J., Elliott E.T., Paustian K., Doran J.W.* Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils // Soil Sci. Soc. Am. J. 1998. V. 62. P. 1367–1377.
25. *Six J., Paustian K., Elliott E.T., Combrink C.* Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon // Soil Sci. Soc. Am. J. 2000. V. 64. P. 681–689.
26. *Swift R.S.* Organic matter characterization (chap 35) // Methods of soil analysis. Madison, WI: Soil Science Society of America, 1996. P. 3. P. 1018–1020.
27. *Vecchio R. Del, Blough N.V.* On the origin of the optical properties of humic substances // Environ. Sci. Technol. 2004. V. 38(14). P. 3885–3891.
28. *Vergnoux A., Di Rocco R., Domeizel M., Guiliano M., Doumenq P., Theraulaz F.* Effects of forest fires on water extractable organic matter and humic substances from Mediterranean soils: UV–vis and fluorescence spectroscopy approaches // Geoderma. 2011. V. 160(3–4). P. 434–443.
29. World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming and creating legends for soil maps. Update 2015. Word Soil Resources Reports 106. Food and agriculture organization of the United nations. IUSS Working Group WRB. Rome. 2015.
30. *Xiaoxia Qu., Xie L., Lin Y., Bai Y., Zhu Y., Xie F., Giesy J.P., Wu F.* Quantitative and qualitative characteristics of dissolved organic matter from eight dominant aquatic macrophytes in Lake Dianchi, China // Environ. Sci. Pollut. Res. 2013. V. 20. № 10. P. 7413–7423.
31. *Yan M., Dryer D., Korshin G.V.* Spectroscopic characterization of changes of DOM deprotonation–protonation properties in water treatment processes // Chemosphere. 2016. V. 148(4). P. 426–435.
32. *Zsolnay A., Baigar E., Jimenez M., Steinweg B., Saccomandi F.* Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying // Chemosphere. 1999. V. 38(1). P. 45–50.

Optical Properties of Extractable Fractions of Organic Matter of the Chernozems Measured in Long-Term Field Experiments

V. A. Kholodov[1, *], N. V. Yaroslavtseva[1], Yu. R. Farkhodov[1], M. A. Yashin[1], V. I. Lazarev[2], B. S. Iliyn[2], O. I. Philippova[3], A. B. Volikov[3], and A. L. Ivanov[1]

[1]Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia

[2]Kursk Federal Agrarian Science Centre, p. Cheremushki, Kursk district, Kursk area, 305526 Russia

[3]Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

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

Extractable fractions of organic matter (OM) of different mobility were extracted from dry aggregates of different size of a Typical Chernozem (Haplic Chernozem (Loamic, Pachic). The fractions of water-extractable organic matter (WEOM), labile humic substances (LHS) and humic substances (HS) were obtained. The two former fractions are indicative of the OM active pool, the latter of the slow one. Basing on the study of extractable OM fractions, the content and composition of the active and slow pools were assessed, as well as of the passive one, indirectly. The content of dissolved organic carbon in extracts was used to quantify the yield of fractions, while for the qualitative data, the UV-vis spectra were used. The main attention in this research was paid to the recovery of the OM of Chernozems after extreme regime (permanently tilled black fallow) and to the differences in OM of aggregates as related to their size. During the recovery of Chernozems after extreme conditions, most of the plant residues are fixed in a passive non-hydrolyzable pool of OM. The composition of active pools is restored much faster than their quantitative yield. The size of aggregates significantly depends on the optical descriptors E2/E3 of LHS and E4/E6 of HS.

Keywords: dry sieving, labile humic substances, water-extractable organic matter, aggregates, soil structure, UV-vis spectroscopy, Haplic Chernozem (Loamic, Pachic)

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2020, № 6, с. 703–715

БИОЛОГИЯ ПОЧВ

УДК 631.4;504.5(1-21)

БИОЛОГИЧЕСКАЯ АКТИВНОСТЬ МИКРОБНЫХ СООБЩЕСТВ В ПОЧВАХ НЕКОТОРЫХ ГОРОДОВ РОССИИ

© 2020 г. Г. В. Стома[a], *, Н. А. Манучарова[a], Н. А. Белокопытова[a]

[a] *МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия*

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

Поступила в редакцию 23.07.2019 г.
После доработки 21.09.2019 г.
Принята к публикации 27.12.2019 г.

Проведены комплексные исследования почв городов России (Надым, Ярославль, Москва, Челябинск, Курск, Сочи). По отношению к природным аналогам направление и степень изменения свойств верхних горизонтов почв и состояния почвенных микроорганизмов определяются положением города в природной зоне, характером и степенью антропогенной нагрузки. Содержание $C_{орг}$, pH и величина электропроводности в почвах городов северных регионов в большинстве случаев достоверно повышаются, а южных – проявляются разнонаправленные тренды. В почвах всех городов достоверно возрастает численность культивируемых прокариот (в 1.5–5.2 раза) и доля микроорганизмов, выделяемых на селективных средах, – индикаторов урбанизации: актиномицетов (до 33–71%) и родококков (до 18–27%). Разные ландшафты по повышению степени преобразования почв ранжируются следующим образом: парково-рекреационные, селитебные, селитебно-транспортные. Интенсивность функциональной деятельности микроорганизмов свидетельствует о нарушении в городских почвах биогеохимических циклов элементов. Активность эмиссии углекислого газа, метана и азотфиксации находится в сложной зависимости от положения города в природной зоне и уровня антропогенной нагрузки.

Ключевые слова: урбанизированные территории, антропогенное воздействие, химические свойства почв, прокариотные комплексы, эмиссия диоксида углерода, метаногенез, азотфиксация

DOI: 10.31857/S0032180X2006012X

ВВЕДЕНИЕ

Антропогенная деятельность в городах оказывает влияние на все компоненты природной среды, а локально становится преобладающей над естественными факторами почвообразования. По принадлежности к функциональной зоне, степени техногенного воздействия и нарушения биологического круговорота веществ выделяется пять элементарных городских ландшафтов (**ЭГЛ**): парково-рекреационный, агротехногенный, селитебный, селитебно-транспортный и промышленный [40]. Каждому соответствует разная степень трансформации естественных и формирование в новых экологических условиях специфических почв. По отношению к зональным аналогам в них изменяются свойства верхних горизонтов, а иногда и почвенный профиль в целом. Характер, интенсивность и длительность деятельности человека определяют разные векторы преобразования и высокую вариабельность почвенных свойств. В верхних горизонтах почв изменяются химические, физико-химические, физические свойства; депонируются тяжелые металлы, углеродсодержащие соединения, легкорастворимые соли и другие поллютанты [2–5, 8, 16–18, 25–28, 32, 34–37, 40, 44, 46–53].

Чувствительным индикатором воздействия человека являются почвенные микроорганизмы. Вследствие изменения свойств городских почв преобразуются естественные ниши микробного населения, нарушается структурно-функциональная организация, физиологическое состояние и активность, реализующие осуществление углеродного и азотного циклов. Вариабельность микробиологических показателей существенно возрастает. Происходит изменение структуры бактериального сообщества с возникновением новых доминантных популяций, не свойственных естественным ландшафтам и приспособленных к условиям урбогенеза [2, 6, 17, 19, 20, 25, 28–31, 37–39, 42, 43, 48, 52, 53].

Актуальность проблемы обусловлена не только необходимостью оценки последствий антропогенного прессинга и устойчивости к нему почв городов, но и отсутствием экологически адекватных нормативов регламентации нагрузок на городские экосистемы. Изменение почвенных свойств и деятельности микроорганизмов на урбанизиро-

ванных территориях исследованы с разным уровнем комплексности и детальности. В зависимости от положения города в природной зоне, степени нарушения ландшафтов реакция почв на антропогенную деятельность может быть разной. Литературные сведения по данному вопросу локальны, узкоспециализированы, иногда противоречивы и не позволяют комплексно и всесторонне представить последствия такого прессинга.

Цель работы – оценка численности, структуры и функциональной способности микробных комплексов городских почв разных элементарных городских ландшафтов городов России.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектами исследования послужили почвы городов России (Надым, Ярославль, Москва, Челябинск, Курск, Сочи), расположенные в разных природных зонах и отличающиеся условиями формирования пула микроорганизмов и микробиологическими процессам.

Летом 2009–2010 гг. в центральных (отчасти срединных) районах городов, испытывающих высокую антропогенную нагрузку, выбраны 18 участков. Участки располагались в одинаковых геоморфологических условиях, под растительностью, типичной для природной зоны или рекомендуемой технологией рекультивации нарушенных земель. Учитывали принадлежность к ЭГЛ: парково-рекреационному (**ПРЛ** – парки и скверы), селитебному (**СЕЛ** – территории у жилых домов) и селитебно-транспортному (**СТЛ** – примагистральные газоны). В парках и скверах площадки выбирали вне основной дорожно-тропиночной сети, во дворах – у зон отдыха, а на примагистральных газонах – в 1–1.5 м от магистралей с примерно одинаковым состоянием травяной растительности. В качестве контроля использовали почвы вне городов. Из верхнего органогенного горизонта почв (гумусового или урбикового) с глубины 3–10 см по двум “конвертам” отобрали образцы в 10-кратной повторности.

В связи с большим географическим диапазоном объектов исследовали широкий спектр почв. В окрестностях Надыма – подзолы (Haplic Podzols), Ярославля и Москвы – дерново-подзолистые почвы (Albic Retisols), Челябинска – черноземы глинисто-иллювиальные (Luvic Chernozems), Курска – черноземы (Haplic Chernozems), Сочи – карбо-литоземы темногумусовые (Rendzic/Mollic Leptosols). На урбанизированных территориях диагностировали в разной степени преобразованные аналоги естественных почв. В ПРЛ – природные почвы и их урбоварианты, в СЕЛ и СТЛ – урбаноземы, урбостратоземы и урбоквазиземы (Urbic Technosols) [8, 15, 25, 54].

Определение почвенных свойств (pH_{H_2O}, $C_{орг}$) проводили по общепринятым методикам ($C_{орг}$ по методу Тюрина в модификации Никитина) [7]. Электропроводность (**EC**) оценивали в почвенной вытяжке на приборе Cond-315i с дальнейшим пересчетом на EC почвенного раствора [39].

Количественный учет прокариотного компонента микробного сообщества почв осуществляли методом посева из разведений на плотные селективные питательные среды [22]. Не являясь универсальным, метод остается одним из самых распространенных в практике исследования почв, поскольку позволяет учитывать таксономический состав комплекса культивируемых микроорганизмов с выделением доминирующих представителей в чистую культуру. Из изолированных колоний, вырастающих на чашках с питательной средой, можно получить чистые культуры микроорганизмов для дальнейшего исследования и идентификации. Однако чашечный метод позволяет исследовать только узкую группу культивируемых почвенных бактерий, не давая полного объективного представления об общей численности микроорганизмов. Для оценки гетеротрофных микроорганизмов применяли среду, где в качестве источника углерода используются сахара, органические кислоты, соли, крахмал. Поверхностный посев из разведений почвенной суспензии производили на глюкозо-пептонно-дрожжевую среду [22]. Для искусственной стимуляции роста родококков добавляли парафин (10 мм), для ингибирования роста грибов – нистатин.

Определение активности процессов эмиссии CO_2, CH_4 и азотфиксации. В 5-кратной повторности образцы почв (0.5–10 мм в диаметре) помещали в герметически закрывающиеся флаконы. Для оценки потенциально возможной микробной активности процессов дыхания, метаногенеза и азотфиксации в образцы почв вносили раствор глюкозы (0.6 г на 50 мл воды) [22]. Потенциальную активность эмиссии CO_2 из почвы измеряли на газовом хроматографе с детектором по теплопроводности. Разделение газов осуществляли на колонке длиной 3 м с использованием в качестве наполнителя Полисорб-1. Скорость потока газа-носителя (He) – 25 мл/мин. Интенсивность эмиссии CH_4 и азотфиксации измеряли на газовом хроматографе с пламенно-ионизационным детектором. Длина колонки – 2.2 м, наполнитель – Сферосил. Расход газа-носителя (Ar) – 30 мл/мин.

Статистический анализ результатов проводили в пакете Statistica 6.0. Выбранный уровень значимости 0.05.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Характеристика свойств исследованных почв. Пул и функционирование микробного населения

Таблица 1. Некоторые свойства верхних горизонтов исследуемых почв ($n = 10$)

Город	Контроль	Элементарный городской ландшафт		
		парково-рекреационный	селитебно-транспортный	селитебный
		$C_{орг}$, %		
Надым	0.45 ± 0.17	0.55 ± 0.22	1.01 ± 0.46	0.55 ± 0.24
Ярославль	1.93 ± 0.33	2.48 ± 034	*3.32 ± 0.51*	2.24 ± 0.38
Москва	2.05 ± 0.36	2.65 ± 0.43	*3.62 ± 0.60*	*3.11 ± 0.38*
Челябинск	3.32 ± 0.48	2.83 ± 0.41	3.21 ± 0.59	3.04 ± 0.56
Курск	3.51 ± 0.58	3.24 ± 0.64	3.01 ± 0.61	2.52 ± 0.63
Сочи	5.52 ± 0.49	5.31 ± 0.44	4.77 ± 0.64	*4.21 ± 0.53*
		pH_{H_2O}		
Надым	4.24 ± 0.12	*4.67 ± 0.16*	*5.66 ± 0.19*	*5.62 ± 0.24*
Ярославль	5.46 ± 0.16	*6.11 ± 0.24*	*6.42 ± 0.28*	*6.67 ± 0.34*
Москва	5.35 ± 0.21	*6.43 ± 0.29*	*7.11 ± 0.32*	*6.84 ± 0.27*
Челябинск	6.64 ± 0.34	6.68 ± 0.28	*7.37 ± 0.33*	7.12 ± 0.29
Курск	7.12 ± 0.28	6.72 ± 0.28	7.59 ± 0.42	7.41 ± 0.35
Сочи	7.31 ± 0.24	7.22 ± 0.31	7.51 ± 0.38	7.63 ± 0.37
		Электропроводность почв, дСм/м		
Надым	0.16 ± 0.05	0.21 ± 0.17	*1.02 ± 0.27*	*0.95 ± 0.36*
Ярославль	0.32 ± 0.12	*0.98 ± 0.36*	*1.70 ± 0.14*	*1.58 ± 0.22*
Москва	0.34 ± 0.09	*0.79 ± 0.12*	*1.21 ± 0.26*	*1.46 ± 0.17*
Челябинск	1.24 ± 0.26	1.27 ± 0.31	1.72 ± 0.39	1.62 ± 0.34
Курск	1.31 ± 0.29	0.89 ± 0.31	1.70 ± 0.27	1.57 ± 0.32
Сочи	1.02 ± 0.21	0.96 ± 0.22	1.16 ± 0.31	1.26 ± 0.41

Примечание. $x \pm t_p m$: x – среднее, $\pm t_p m$ – доверительный интервал среднего, курсивом отмечены статистически значимые различия средних значений свойств (от контроля) по t-критерию при уровне значимости 0.05.

определяются в основном почвенными свойствами: содержанием органического вещества, влажностью, реакцией среды, содержанием солей и др. От их комбинации зависит численность, соотношение таксонов, метаболическая активность бактериального комплекса почв. Ниже представлена характеристика основных почвенных параметров.

Среднее содержание $C_{орг}$ в верхних горизонтах городских почв относительно пригородных аналогов изменяется разнонаправленно и зависит от расположения города в природной зоне, специфики и интенсивности антропогенной деятельности (типа ЭГЛ) (табл. 1). При общем повышении диапазона колебаний содержания $C_{орг}$ в почвах городов северных регионов (Надым, Москва и Ярославль) отмечается его накопление (на 0.1–1.5%), а южных (Челябинск, Курск, Сочи) – обеднение на такую же величину.

Обогащение $C_{орг}$ верхних горизонтов почв городов, расположенных в таежной зоне, отмечается многими исследователями [2, 3, 25, 26, 32, 34, 36, 37, 39, 40] и обусловлено рядом причин. В составе трявяного яруса растительности увеличивается доля злаков (вплоть до доминирования), в структуре биомассы в 1.5–3 раза возрастает подземная часть и на 2–3% зольность. Учитывая особенности структуры микробных сообществ городских почв (приближающихся к характерным для южных регионов) и изменение качественного состава растительных остатков можно предположить иные пути их разложения и трансформации в гумус. Осуществляется дополнительное внесение специального плодородного субстрата (торфо-компостные смеси) с высоким содержанием органического вещества (при рекультивации нарушенных почв) и загрязнение углеродсодержащими поллютантами (битумно-асфальтовыми смесями, сажей, нефтепродуктами и др.). Очевидно, в почвах разных ЭГЛ действуют разные факторы.

Информация по почвам южных городов не столь однозначна: отмечается как увеличение, так и уменьшение содержания $C_{орг}$ относительно фона [4, 18, 28, 35]. В ПРЛ под естественной и ис-

кусственной древесной растительностью уменьшение содержания (на 2%) и изменение качественного состава гумуса (снижение содержания гуминовых кислот и гуматов кальция на 10%) в верхнем горизонте почв обусловлены нарушением биологического круговорота веществ (уборка листвы) и сдвигом гумусообразования в сторону более гумидных ландшафтов. При благоустройстве территории вдоль автомагистралей и во дворах, часто формирование верхних горизонтов почв осуществляется за счет менее обогащенных гумусом нижележащих естественных горизонтов [5].

Различия в обеспеченности органическим веществом почв разных ЭГЛ детерминируется характером и интенсивностью антропогенного воздействия.

В парках и скверах, испытывающих минимальное воздействие человека, прослежен тренд обогащения $C_{орг}$ почв северных городов и обеднения южных (на 0.1–0.7%). Изменение в содержании $C_{орг}$ в почвах СЕЛ и СТЛ проявляется разнонаправленно и с разной статистической достоверностью. На участках вдоль автомагистралей Ярославля, Москвы его содержание значимо возрастает (на 1.1–1.5%), а Курска и Сочи – снижается в виде тренда (на 0.5–0.7%). В почвах дворов в южных городах фиксируется достоверное уменьшение содержание $C_{орг}$ лишь в Сочи (на 1.3%), а в северных – повышение (на 1%) – в Москве. Факторами, обеспечивающими различия, очевидно, являются характер благоустройства таких территорий, уровень рекреационной нагрузки, условия ухода, длительность и степень антропогенного воздействия.

Реакция среды обусловливает многие свойства почвы, влияет на подвижность химических элементов и их доступность растениям, микроорганизмам, на обилие и состав последних, на интенсивность биологической активности почвы.

По отношению к природным аналогам в городских почвах реакция среды в основном сдвигается в нейтральную сторону (на 0.4–1.7 pH), а вариабельность показателя возрастает. Аналогичная информация приводится и другими исследователями [2–4, 16, 17, 25, 27, 28, 32, 35–37, 39, 40, 44, 48, 51, 53]. Обусловлен этот факт поступлением на поверхность почв атмотехногенной пыли, содержащей карбонаты, высвобождением кальция из строительных обломков, последствиями применения противогололедных реагентов, известковых удобрений при закладке зеленых насаждений (северные города), рекультивацией почв за счет использования материала нижележащих горизонтов, часто обогащенных карбонатами (южные города), и др. Уровень изменения реакции pH_{H_2O} зависит от природных характеристик почв, возраста города, принадлежности участка к типу ЭГЛ.

Особенности почвообразующих пород (химический и гранулометрический состав) и водного режима (промывной, периодически промывной) обеспечивают минимальные показатели pH_{H_2O} почв Надыма и максимальные – Курска и Сочи. В наибольшей степени реакция на “окарбоначивание” фиксируется в почвах Москвы (pH_{H_2O} возрастает на 1.2–1.7).

Наименее изменчива по отношению к природным аналогам реакция среды почв ПРЛ: в северных городах ее средняя величина достоверно повышается (на 0.4–1.1 pH), а в южных – или тождественна, или снижается (на 0.4 pH). Возможной причиной в городах степной зоны служит изменение водного режима и нисходящая миграция карбонатов в почвах таких ландшафтов по сравнению со степными биогеоценозами. При увеличении степени антропогенного нагрузки (в СЕЛ и СТЛ) реакция среды верхних горизонтов почв возрастает (на 0.3–1 pH) достоверно в городах северных регионов и в виде тренда – в южных. Именно эти территории подвержены существенному пылевому загрязнению [32] и рекультивации при восстановлении с использованием природных субстратов, содержащих карбонаты или искусственным их внесением.

Электропроводность. Верхние горизонты почв окрестностей городов не несут признаков засоления: величина ЕС поровых растворов не превышает порогового значения 2 дСм/м [39] и закономерно возрастает с севера на юг. Несмотря на увеличение в 2–6 раз содержания электролитов в городских почвах, они относятся к градации незасоленных (ЕС колеблется от 0.2 до 1.9 дС/м). Основная причина повышения электропроводности почв – последствия применения антигололедных реагентов в зимний период на автодорогах и во дворах городов бореального климата.

Уровень изменения ЕС и ее вариабельности детерминируется положением города в природной зоне, его размерами, возрастом, типом ЭГЛ, а также дозами и спецификой противогололедных соединений [16, 25, 32, 36, 39, 40, 50, 51].

В городах природных зон с существенным снежным покровом (от Надыма до Челябинска) отмечается достоверное накопление (в 1.2–5 раз) электролитов в почвах всех ЭГЛ. В Москве применение новых реагентов определило относительно низкое значение ЕС почв. На территории Курска и Сочи противогололедные соединения практически не используются. Вариабельность величин ЕС идентична природной и обусловлена локальными естественными особенностями почв. Наиболее низкая электропроводность фиксируется в почвах ПРЛ. Легкорастворимые соли поступают в ПРЛ городов, расположенных в тайге, при зимней рекреации (на обуви отдыхающих) и переносе ветровыми потоками с автодорог и дворовых

участков. В южных городах ЕС почв парков и скверов аналогична природной или снижается вследствие большего количества осадков и изменения водного режима под искусственной древесной растительностью, усиливающего нисходящую миграцию электролитов. Поскольку область применения противогололедных реагентов – автомагистрали и тротуары во дворах, именно в почвах СЕЛ и СТЛ северных городов аккумуляция легкорастворимых солей достигает максимума (ЕС возрастает до 1.4–1.9 дС/м).

Более высокая естественная устойчивость к антропогенному воздействию почв южных регионов по сравнению с северными обеспечивает и в городских условиях большую тождественность их свойств природным ландшафтам (меньшая степень преобразования). Показано наличие корреляционной зависимости между степенью воздействия человека (принадлежностью участка к ЭГЛ) и уровнем изменения свойств почв. Соответственно изменившимся экологическим условиям преобразуются и местообитания почвенных микроорганизмов.

Численность и особенности таксономической структуры культивируемых прокариотных микробных сообществ городских почв. До последнего времени информация о численности и разнообразии микробных комплексов посвящалась, главным образом, лесным и сельскохозяйственным почвам. Для городских она была скудна и связана с санитарно-гигиеническими характеристиками почв. С развитием знаний об экологических функциях почв интерес к особенностям функционирования на урбанизированных территориях микробных популяций возрос. Они выполняют функцию деструкции поступающих антропогенных загрязнителей, регулируют состав воздушных потоков, содержание и доступность питательных веществ для развития растений. Численность, структура и интенсивность деятельности микробных комплексов городских почв определяется как природными особенностями, так и изменившимися гидротермическим режимом, количеством и качеством органического вещества, степенью загрязнения и спецификой урбозагрязнителей. Некоторые трудности в выявлении закономерностей функционирования микробных ценозов обусловлены высокой степенью гетерогенности (неоднородности) почвенных свойств. Широкий спектр методов определения и отсутствие четкой обоснованности принадлежности и характеристики исследуемых участков (приводится или функциональная зона, или название почв, отсутствует история формирования участка и др.) еще больше осложняют проблему.

Численность микроорганизмов. Среднее количество прокариотных микроорганизмов в почвах пригородов, подчиняясь зональной закономерности [11], возрастает с севера на юг от 0.2×10^6 (Надым) до 5.6×10^6 КОЕ/г почвы (Сочи) (рис. 1). На урбанизированных территориях зависимость сохраняется при повсеместном возрастании их численности в 1.3–5.2 раза. Причиной служит изменение климатических показателей (повышение температуры и увеличение количества осадков), водно-воздушного режима почв, дополнительные энергетические субстраты, мозаичность новых экологических ниш микроорганизмов. Численность микробных популяций обычно регулируется равновесием между их внутренним взаимодействием, а также свойствами почв и влиянием внешних факторов. Результатом может быть либо “популяционный” взрыв, либо снижение численности микроорганизмов, воспринимаемые как возможное проявление сукцессии конкретных популяций [10–12].

Большинство исследователей отмечают рост обилия микроорганизмов в городских почвах в 1.1–4.0 раза, зависящий от принадлежности к функциональной зоне [14, 17, 19, 25, 27, 39, 53]. По отношению к средней естественной плотности прокариот ее уровень в почвах разных ЭГЛ повышается достоверно и ранжируется следующим образом: ПРЛ (в 1.3–2.5 раз), СЕЛ (в 1.4–2.9 раз) и СТЛ (2.6–5.2 раз). Закономерности во всех городах идентичны. Поскольку верхние горизонты почв СЕЛ и СТЛ сформированы из нового субстрата (привозного грунта или нижних горизонтов естественных почв), его освоение микроорганизмами выражается в резкой вспышке их численности, а в процесс трансформации привнесенных компонентов включаются микроорганизмы запасного пула, переходя в активное состояние [10–12, 25]. Кроме того, накопление уброполлютантов (карбонатсодержащей пыли, легкорастворимых солей, нефтепродуктов и их производных) и существенная инсоляция создают благоприятные условия для жизнедеятельности специфических микробных комплексов.

Известно, если условия среды не в состоянии обеспечить функционирование микроорганизмов на прежнем уровне, их численность снижается [11]. Причиной уменьшения их обилия в почвах дворовых участков по сравнению с территориями вдоль магистралей является повышение антропогенной нагрузки (например, рекреация), способствующей снижению содержания $C_{орг}$, изменению качества энергетического субстрата, уплотнению поверхностных горизонтов, что ведет к снижению доли аэробных бактерий, и, как следствие, общей их численности. В городах, расположенных в южных регионах, по сравнению с северными снижение численности прокариот более существенно (почти в 2 раза). Обусловлено это, в частности, большей уплотненностью тяжелых по гранулометрическому составу почв степной зоны. Немаловажной является бóльшая устойчивость

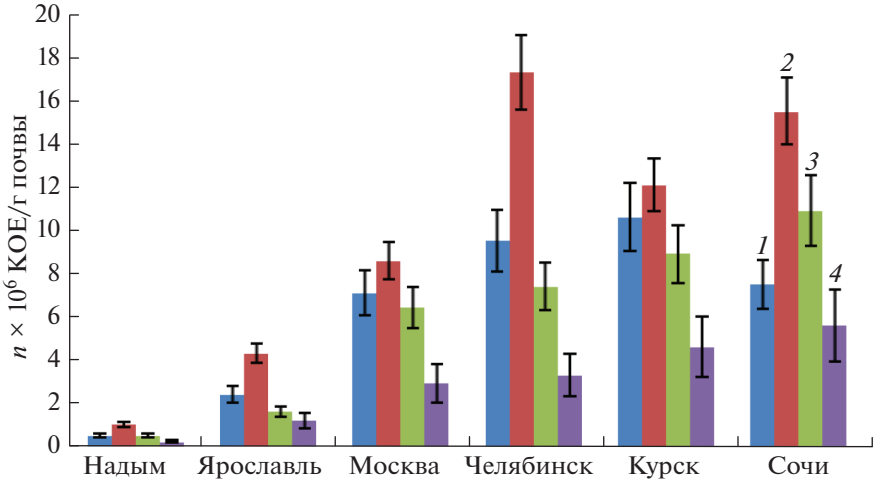


Рис. 1. Численность прокариотных микроорганизмов в исследуемых почвах: *1* – селитебный участок; *2* – селитебно-транспортный; *3* – парково-рекреационный; *4* – контроль; здесь и далеее "усы" – доверительный интервал при уровне значимости 0.05, $n = 5$.

этих почв к антропогенному воздействию, когда численность популяций после внешних воздействий стремится вернуться к состоянию равновесия [10, 11]. Если рассматривать исследуемые ЭГЛ как последовательно изменяемые части урбоэкостемы в зависимости от степени антропогенной нагрузки, то выявленные закономерности вероятны.

Отмечая возрастание в городских почвах обилия микроорганизмов, исследователи не дают однозначного ответа на вопрос, как детерминируется степень повышения от уровня нагрузки. Чаще почвы разных функциональных зон выстраиваются в следующий ряд: парково-рекреационные < < дворовые < транспортные [14, 19, 25, 27]. Имеются и иные сведения: при низком уровне антропогенной нагрузки количество микроорганизмов возрастает, а при высоком – снижается [17, 24, 39].

Особенности структуры культивируемых микробных сообществ. Почвенные микроорганизмы обладают высокой чувствительностью к изменению условий внешней среды, а их реакции на антропогенное воздействие разнообразны и неоднозначны. В городских условиях возрастает численность индикаторов урбогенеза: актиномицетов, родококков, галотолерантных бактерий. Часть микробной популяции при загрязнении почв тяжелыми металлами может приобретать устойчивость к ним. Микроорганизмы способны уменьшать метаболическую активность и переходить в состояние покоя, проявляя жизненную стратегию выживания при наступлении неблагоприятных условий [10, 20, 25, 45, 48, 52, 53].

Актиномицеты – это широкий круг актинобактерий, способных к формированию ветвящегося мицелия, синтезу вторичных метаболитов, разложению труднодоступных органических субстратов, хорошо развиваются в условиях нейтральной реакции среды, толерантны к высушиванию, временному отсутствию питательных веществ и эффективно расселяются спорами. Обычно они не оказываются в первом эшелоне r-стратегов (быстрорастущих микроорганизмов на легкодоступном ресурсе), а, напротив, развиваются и начинают доминировать лишь при условии развитого сообщества с труднодоступным субстратом [11, 12].

Подчиняясь закономерности организации микробных сообществ [12], в природных почвах количество актиномицетов возрастает по мере продвижения с севера на юг (табл. 2). В городских – их абсолютное содержание (за исключением парков и скверов) возрастает (на (0.1–3.3) × 10^6 КОЕ/ г почвы). Это результат отклика актиномицетов на сдвиг реакции среды в нейтральную сторону, повышение содержания легкорастворимых солей, наличие нового органического субстрата (углеродсодержащих загрязнителей) [12, 31]. Существенное варьирование абсолютных изменений количества актиномицетов определяется исходными значениями, свойствами почвы, уровнем антропогенной нагрузки (типом ЭГЛ) и другими причинами. Обычно при микробиологических исследованиях используется показатель долевого участия актиномицетов (% от общего количества микроорганизмов), который в исследуемых почвах городов варьирует от 12 до 71%. В почвах парков и скверов фиксируется минимальная доля актиномицетов (12–31%), снижающаяся относительно контроля (кроме Москвы). Почвенные свойства здесь менее изменены, и основной причиной является начальная стадия сукцессии микробных популяций, инициируемая косвенным воздействием человека (через изменение факторов почвообразования в городах).

Таблица 2. Средняя численность актиномицетов и родококков (над чертой – $n \times 10^6$ КОЕ/г почвы) и их доля (под чертой – % от общего КОЕ/г почвы) в почвах

ЭГЛ	Надым	Ярославль	Москва	Челябинск	Курск	Сочи
			Актиномицеты			
Селитебный	0.2 / 40	0.77 / 32	5.04 / 71	3.90 / 41	4.77 / 45	4.28 / 57
Селитебно-транспортный	0.4 / 50	2.11 / 49	3.78 / 44	11.07 / 64	6.17 / 51	5.11 / 33
Парково-рекреационный	Нет / Нет	0.27 / 17	2.11 / 31	0.88 / 12	1.07 / 12	2.73 / 25
Контроль	Нет	0.28 / 23	0.73 / 25	0.89 / 27	1.79 / 39	2.58 / 46
			Родококки			
Селитебно-транспортный	0.27 / 27	0.9 / 20	2.1 / 25	3.2 / 18	3.1 / 26	2.9 / 19

Наибольшее долевое увеличение их содержания (от 25–27 до 64–71%) наблюдается в почвах СЕЛ и СТЛ Москвы и Челябинска. В остальных городах оно меньше (на 10–20%). Что обусловлено разными причинами: спецификой формирования верхних горизонтов почв этих ЭГЛ, степенью антропогенной нагрузки и преобразования экологических ниш микроорганизмов. Определенная роль принадлежит этапу сукцессии популяции: на позднем – численность актиномицетов обычно возрастает [12, 31]. Четких закономерностей различия в уровне относительного содержания актиномицетов в почвах СЕЛ и СТЛ не установлено. В почвах дворов большинства городов отмечается снижение их доли на 6–20%, а в Москве и Сочи – увеличение.

Литературные сведения по данному вопросу противоречивы. В качестве общей тенденции отмечается повышение в почвах городов доли актиномицетов в 2–4 раза. В почвах с высоким уровнем антропогенного пресса (в центре города, в СЕЛ и СТЛ) чаще отмечается максимальная доля актиномицетов (до 40–70%), а в парках и скверах – минимальная (11%) [14, 24, 25, 29, 31, 39, 53]. В некоторых случаях проявляется обратная зависимость [2, 9, 38]. Имеются сведения, что с повышением нагрузки доля актиномицетов сначала возрастает, а в дальнейшем снижается [17]. Противоречивость результатов обусловлена различиями в комплексе экологических факторов (природная зона, условия формирования и расположения участка, уровень и сочетание загрязнителей) и стадиях развития актиномицетов.

Родококки. Признаком загрязнения городских почв нефтепродуктами и их производными и одновременно протекания процесса очищения от них служит наличие в бактериальном комплексе родококков (группы актинобактерия).

Оценка содержания данных микроорганизмов проведена только для почв СТЛ, в наибольшей степени подверженных загрязнению углеродсодержащими соединениями. Присутствие родококков в естественных почвах исследуемых природных зон обычно находится в пределах нескольких процентов. Увеличение их доли в почвах СТЛ фиксируется во всех городах, являясь откликом на присутствие углеводородсодержащих поллютантов. Абсолютная численность родококков колеблется от 0.27 до 3.2 $\times 10^6$ КОЕ/г почвы, коррелируя с общей плотностью прокариот и возрастает с севера на юг. Их долевое участие варьирует от 18 до 27%, достигая максимума в почвах Надыма, Москвы и Курска. Различия связаны со спецификой формирования почв участков вдоль магистралей, уходом за ними, интенсивностью движения, категориями, состоянием автотранспорта и качеством используемого топлива. Известно, что вне зависимости от расположения города в природной зоне в почвах содержание родококков возрастает в 1.5–2 раза, среднее долевое участие составляет 25%, а локально достигает 60–90% [9, 19, 20, 24, 25].

Биологическая активность микроорганизмов. Антропогенное воздействие приводит к несбалансированному развитию популяций в сообществе почвенных микроорганизмов, изменению их физиологического состояния и способности к использованию органического вещества. В результате нарушаются углеродный и азотный циклы, что выражается в изменении активности эмиссии CO_2, метаногенеза и азотфиксации. Оценка эмиссии парниковых газов почвами урбанизированных территорий базируется на использовании камерного (*in situ*) или лабораторного (*ex situ*) методов. Закономерности выделения газов, зависящие от химического, теплового, светового загрязнения,

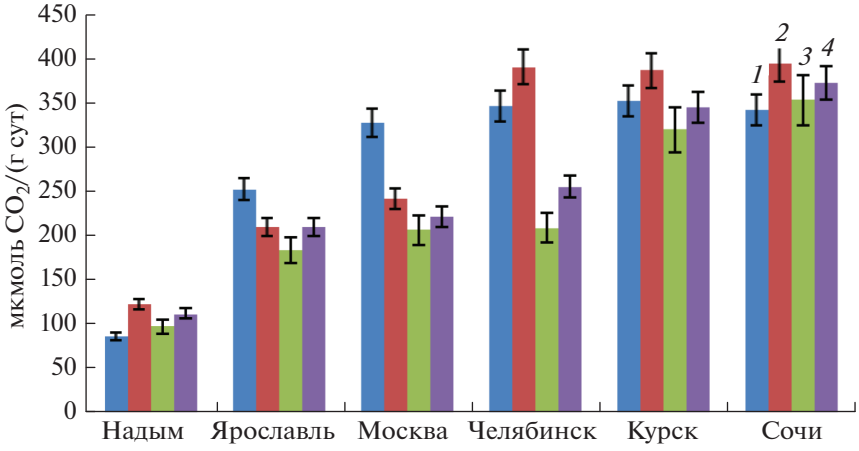


Рис. 2. Активность эмиссии диокида углерода исследуемыми почвами: *1* – селитебный участок; *2* – селитебно-транспортный; *3* – парково-рекреационный; *4* – контроль.

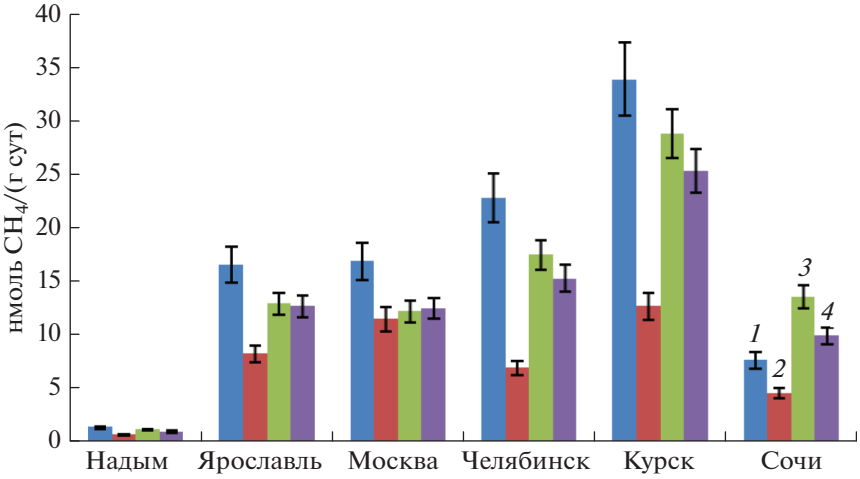


Рис. 3. Активность эмиссии метана исследуемыми почвами: *1* – селитебный участок; *2* – селитебно-транспортный; *3* – парково-рекреационный; *4* – контроль.

изменения микроклимата, фрагментации биотопов, уничтожения естественных и создания искусственных ландшафтов, интродукции растений, рекреации и др., немногочисленны и часто противоречивы. При этом отмечается высокая временная и пространственная вариабельность показателей [6, 13, 16, 28, 30, 36, 39].

Интенсивность эмиссии диоксида углерода, метана и активность азотфиксации в почвах исследуемых пригородов соответствует природным закономерностям, возрастая с севера на юг (рис. 2–4).

Эмиссия диоксида углерода исследуемыми почвами. Специфика условий функционирования городских почв (повышение температуры воздуха на 3–4°С, количества осадков на 25%, смена растительных и микробных сообществ, регулярное внесение органических субстратов в процессе озеленения) [4, 8, 25, 32, 37, 39, 40] способствует более интенсивному преобразованию органического вещества и сказывается на микробном дыхании почв. Эмиссия CO_2 городскими почвами *in situ* значительно отличается от естественных аналогов и в ряде случаев превосходит последнюю. Максимальная эмиссия фиксируется в почвах промышленных и селитебных зон и, скорее всего, является следствием измененного температурного и водного режимов и антропогенной нагрузки [39, 28, 42]. Исследование *ex situ* показывает противоположные результаты с высокой вариабельностью параметра [13].

Наибольшая потенциальная активность дыхания микроорганизмов (350–400 мкмоль CO_2/(г сут)) характерна для почв Челябинска, Курска и Сочи, что связано с деятельностью как прокариот, так и эукариот, преобладающих в условиях с большим

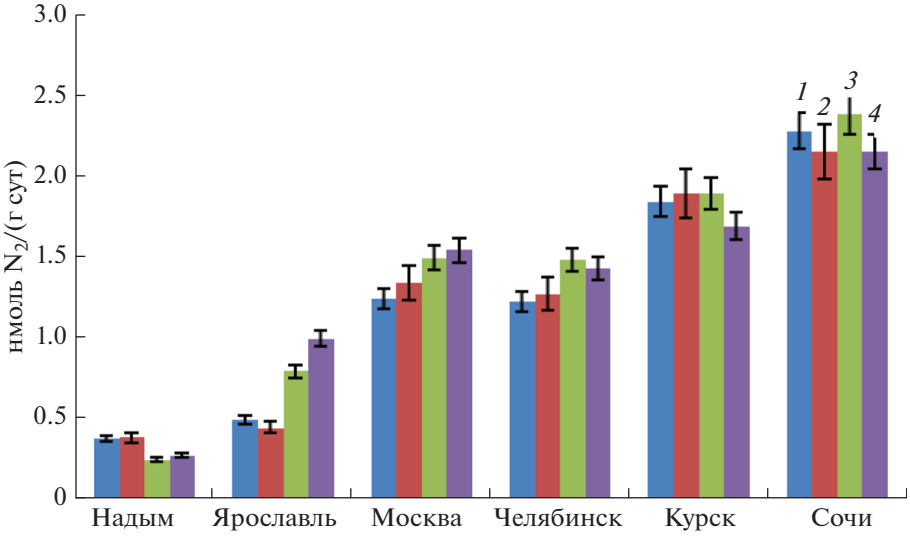


Рис. 4. Активность азотфиксации в исследуемых почвах: *1* – селитебный участок; *2* – селитебно-транспортный; *3* – парково-рекреационный; *4* – контроль.

содержанием органического вещества. Несмотря на высокую обеспеченность почв Москвы и Ярославля $C_{орг}$, его качественная специфика отразилась на более низких уровнях (в 1.5 раза) показателя. Минимальная эмиссия CO_2 (около 100 мкмоль CO_2/(г сут)), обусловленная естественными причинами (низким содержанием $C_{орг}$, микробной биомассы и пониженными температурами), характерна для почв Надыма.

Относительно природных аналогов в почвах разных ЭГЛ выявлены разнонаправленные изменения. В ПРЛ всех городов проявляется тенденция снижения активности дыхания микроорганизмов на 14–47 мкмоль CO_2/(г сут) (на 8–18%). В почвах сосновых лесов Екатеринбурга также отмечено уменьшение интенсивности общего дыхания почв (камерным методом) в 1.9–3.5 раза [30]. Авторы полагают, что на процесс повлияло изменение корневого дыхания нового травяно-кустарничкового яруса. На участках со значительной рекреационной нагрузкой отмечено как уменьшение, так и увеличение почвенного дыхания в 1.1–1.2 раза.

По сравнению с природными в почвах СЕЛ и СТЛ средняя величина эмиссии CO_2 возрастает на 20–135 мкмоль CO_2/(г сут) (на 10–52%): в Москве, Челябинске и Ярославле достоверно, а в других городах в виде тренда. Здесь из-за обилия прокариотного комплекса и изменения его структуры происходит интенсивное разложение органического субстрата. Имеются сведения о высоком уровне актуальной эмиссии CO_2 *in situ* (на 25% выше фона) и при менее существенном изменении доли микробного дыхания в наиболее преобразованных почвах под газонами [28]. Одновременно имеется информация, что микробное (базальное) дыхание в почвах разных функциональных зон городов снижается по мере усиления нагрузки [13, 36]. Доминирующим фактором выступает изменение водно-воздушного режима почв [10, 28, 33]. Известно, что на уровень эмиссии почвами CO_2 влияет тип ЭГЛ, качество ухода за газонами (применение органических и минеральных удобрений) и загрязнение легкорастворимыми солями, углеродсодержащими соединениями и тяжелыми металлами [6, 23, 29]. Оценка в модельных экспериментах [23] влияния на дыхательную активность микроорганизмов нефтепродуктов в зависимости от их дозы, химического состава, степени, времени загрязнения и гранулометрического состава почвы показала разнонаправленные последствия. На начальных этапах загрязнения в основном проявляется ингибирующий эффект, который в последствии меняется на стимулирующий.

В условиях более теплого климата активность эмиссии CO_2 почвами СТЛ по сравнению с СЕЛ несколько больше (на 50 мкмоль CO_2/(г сут)). Причиной может служить рекреационная нагрузка на дворовых территориях и связанные с ней уменьшение содержания $C_{орг}$ и переуплотнение суглинистых почв, подавляющее деятельность аэробных бактерий. В городах таежной зоны закономерности иные. В Ярославле и Москве почвы дворовых участков по отношению к СТЛ характеризуются статистически значимо более интенсивной эмиссией CO_2 (на 50–100 мкмоль CO_2/(г сут)). Вероятно, применение песка при их рекультивации облегчает гранулометрический состав, способствуя формированию окислительных условий и усиле-

нию эмиссии CO_2 [33]. В ЭГЛ Надыма различия в интенсивности выделения углекислого газа из почв разных ЭГЛ не достоверны, а зависимость аналогична городам южных регионов.

Эмиссия метана исследуемыми почвами. Почва является источником метана и местом его биологического окисления. Активность метаногенеза (образование метана) зависит от деятельности архебактерий и коррелирует с содержанием легкодоступного органического вещества и утяжелением гранулометрического состава. Метаногены развиваются в анаэробных условиях и при переуплотнении почв. Оптимальная их активность наблюдается при нейтральной или слабощелочной реакции среды. Однако комплексное влияние экологических факторов не всегда однозначно сказывается на активности метаногенов. В случае улучшения аэрации образующийся в почве метан индуцирует активность метанотрофных бактерий, окисляющих его до CO_2 и воды [6, 8, 21].

Активность эмиссии метана в почвах природных ландшафтов существенно различается (рис. 3), подтверждая литературные сведения [21]. Максимальное метанообразование отмечается в высокогумусных и тяжелосуглинистых почвах степных регионов; в условиях кислой реакции среды и облегченного гранулометрического состава почв северной тайги оно минимально. Несмотря на высокую обеспеченность $C_{орг}$ и карбонатность почв окрестностей Сочи, низкая активность эмиссии метана обусловлена хорошей аэрацией щебнистых карбо-литоземов темногумусовых.

На урбанизированных территориях природные закономерности выделения почвами метана сохраняются. Интенсивность процесса при схожей зависимости существенно определяется принадлежностью почв к ЭГЛ и в основном находится в обратной корреляции с величиной эмиссии CO_2. Повышение количества атмосферных осадков в городах увеличивает влажность почв и может служить одной из причин усиливающих деятельность анаэробных микроорганизмов. В почвах парков и скверов изменение влажности менее существенно по сравнению с другими ЭГЛ, поэтому фиксируется либо слабый тренд увеличения эмиссии метана на 2–4 нмоль CH4/(г сут) (южные города), либо отличия практически отсутствует (северные города). Статистически достоверное увеличение величин активности эмиссии метана в селитебных ландшафтах (в 1.3–1.5 раза) детерминируется снижением аэрации почв за счет ухудшения структурного состояния при рекреационной нагрузке. Наиболее интенсивно процесс проявляется в почвах городов степной зоны, а дополнительной причиной анаэробиозиса, благоприятной для образования метана, служит более тяжелый гранулометрический состав по отношению к почвам тайги. В СТЛ по сравнению с СЕЛ метанообразующая способность почв достоверно снижается на 10–35% в городах с холодным климатом и на 50–76% – с теплым. Причиной служит наличие труднодоступного органического субстрата вследствие загрязнения этих ландшафтов, что ухудшает функционирование метаногенов. Разреженность древесного яруса на данных территориях усиливает инсоляцию, способствует снижению влажности почв и соответственно поглощению метана [21]. Сток метана на городских газонах (к которым относятся и СТЛ) разного эксплуатационного характера и ухода отмечается и другими авторами [6].

Азотфиксация. Азот в почве присутствует в виде органических и неорганических соединений, газов в почвенном растворе. Его природные запасы в почве большей частью образованы в результате фиксации атмосферного азота симбиотическими и свободноживущими прокариотами, широко распространенными в почвенных биоценозах и являющимися одним из важных звеньев азотного цикла. Активность деятельности азотфиксаторов находится в обратной связи с концентрацией легкодоступных соединений азота в почве [33, 41].

В связи с наличием коррелятивной связи между численностью азотфиксирующих бактерий и общим количеством прокариот активность фиксации молекулярного азота исследуемых почв возрастает с севера на юг.

Средняя величина интенсивности процесса азотфиксации в почвах всех городов по отношению к природным аналогам изменяется в основном статистически недостоверно. В почвах ПРЛ в качестве тренда фиксируется увеличение активности фиксации азота в южных городах и снижение – в северных на 0.1–0.3 нмоль N_2/(г сут). В остальных ЭГЛ закономерности также определяются приуроченностью города к природной зоне. При повышении антропогенного воздействия в почвах Курска и Сочи активность азотфиксации по сравнению с пригородом остается практически неизмененной, что связано с созданием верхних (насыпных) горизонтов СЕЛ и СТЛ из естественных нижележащих. В почвах городов тайги фиксация азота в этих ЭГЛ достоверно снижается на 0.3–0.5 нмоль N_2/(г сут) вследствие формирования верхних слоев из торфо-компостного субстрата, в который добавляются минеральные удобрения. Наличие в нем азотных соединений приводит к их интенсивному использованию микроорганизмами и снижению активности фиксации молекулярного азота из воздуха и нарушению азотного цикла [10]. Численность азотфиксирующих бактерий может служить одним из показателей возможности протекания данного процесса. Отмечается, что в почвах городов степной зоны максимальная численность азотфиксаторов обнаруживается в парках и скверах, а минимальная –

на территории селитебных зон и вдоль автомагистралей [1].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследование в городах России (Надым, Ярославль, Москва, Челябинск, Курск и Сочи) свойств верхних горизонтов почв свидетельствует о разных векторах их изменения по отношению к природным аналогам. Направление и уровень преобразования зависят от положения города в природной зоне, степени и специфики антропогенного воздействия. В почвах городов северных регионов чаще отмечается достоверное обогащение $C_{орг}$ (на 1.1–1.5%), сдвиг реакции среды в нейтральную сторону (на 0.4–1.7 pH), повышение электропроводности (в 2–4 раза). В южных городах из-за большей устойчивости почв изменение этих свойств почв проявляется в виде разнонаправленных тенденций.

Преобразования условий местообитания микроорганизмов способствуют изменению их численности, структурно-функциональной организации и функциональной активности. В городских почвах увеличивается численность прокариот (1.5–5.2 раза), доля микроорганизмов – индикаторов урбанизации: актиномицетов (до 33–71%) и родококков (до 18–27%). Закономерности изменения численности прокариот в почвах всех городов тождественны. Установлена прямая зависимость между степенью антропогенного воздействия и уровнем изменения химических свойств почв и численности прокариот. Разные элементарные ландшафты по повышению степени преобразования почв в целом ранжируются следующим образом: парково-рекреационные, селитебные, селитебно-транспортные.

В структуре функциональных микробных сообществ не выявлено строгих закономерностей. Неоднозначные последствия антропогенной деятельности на долевое участие актиномицетов обусловлены различиями в комплексе экологических факторов (природная зона, условия формирования и расположения участка, уровень и сочетание загрязнителей) и разными стадиями роста и развития мицелиальных прокариот. В почвах парков и скверов фиксируется минимальная доля актиномицетов (12–31%), снижающаяся относительно контроля (кроме Москвы). Наибольшее долевое увеличение их содержания (до 64–71%) наблюдается в почвах СЕЛ и СТЛ Москвы и Челябинска; в остальных городах оно меньше. Четких закономерностей изменения содержания актиномицетов в почвах СЕЛ и СТЛ не установлено. В почвах дворов большинства городов их доля снижается на 6–20%, а в Москве и Сочи – растет. Долевое участие родококков в почвах СТЛ варьирует от 18 до 27%, достигая максимума в Надыме, Москве и Курске.

Оценка биологической активности микроорганизмов свидетельствует об изменении в городских почвах углеродного и азотного циклов. Активность эмиссии углекислого газа, метана и азотфиксации находится в сложной зависимости от положения города в природной зоне и степени антропогенной нагрузки. Прослежена тенденция снижения активности эмиссии углекислого газа (на 8–15%) в почвах парков и скверов всех городов; увеличения (на 13–37%) метана в южных и тождественность природной – в северных; активность азотфиксации в южных возрастает, а северных снижается (на 6–15%). В почвах СЕЛ и СТЛ процессы преобразования органического вещества идут более интенсивно: активность эмиссии углекислого газа и метана часто достоверно отличаются от природной в разных направлениях и в целом находятся в обратной корреляции. Активность эмиссии углекислого газа в основном увеличивается на 10–52%; в городах с теплым климатом процесс наиболее интенсивен в почвах СТЛ, а в городах тайги – СЕЛ. Показатель метанообразующей способности достоверно увеличивается (в 1.3–1.5 раза) в почвах селитебных ландшафтов, а в СТЛ по отношению к СЕЛ достоверно снижается на 10–35% в городах с холодным климатом и на 50–76% с теплым. Активность азотфиксации в почвах этих ЭГЛ в южных городах по сравнению с пригородом остается практически неизменной, в городах тайги достоверно снижается в 1.2–1.5 раз.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абросимова О.В., Трояновская Е.С., Меркулова М.Ю., Тихомирова Е.И.* Оценка экологического состояния почвенного покрова г. Саратова // Поволжский экологический журнал. 2012. № 4. С. 376–384.
2. *Агаркова М.Г.* Эколого-генетические особенности почв городских экосистем (на примере Ленинского района г. Москвы). Автореф. дис. ... канд. биол. н. М., 1991. 21 с.
3. *Апарин Б.Ф., Сухачева Е.Ю., Булышева А.М., Лазарева М.А.* Гумусовые горизонты почв урбоэкосистем // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1071–1084.
4. *Безуглова О.С., Горбов С.Н., Морозов И.В., Невидомская Д.Г.* Урбопочвоведение. Ростов-на-Дону: Изд-во Южного федерального ун-та, 2012. 264 с.
5. *Безуглова О.С., Тагивердиев С.С., Горбов С.Н.* Физические характеристики городских почв Ростовской агломерации // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1153–1159.
6. *Визирская М.М., Епихина А.С., Васенев В.И., Мазиров И.М., Эльвира А.И., Гусев Д., Тихонова М.В., Васенев И.И.* Экологическая оценка роли городских газонов в формировании потоков парниковых га-

зов // Вестник РУДН. Сер. Агрономия и животноводство. 2013. № 5. С. 38–48.

7. *Воробьева Л.А.* Теория и практика химического анализа почв. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
8. *Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В.* Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.
9. *Горовцов А.В.* Функциональная структура бактериоценозов урбопочв г. Ростова-на-Дону. Автореф. дис. ... канд. биол. н. Ростов-на-Дону, 2013. 25 с.
10. *Добровольская Т.Г., Звягинцев Д.Г., Чернов И.Ю., Головченко А.В., Зенова Г.М., Лысак Л.В., Манучарова Н.А., Марфенина О.Е., Полянская Л.М., Степанов А.Л., Умаров М.М.* Роль микроорганизмов в экологических функциях почв // Почвоведение. 2015. № 9. С. 1087–1096.
11. *Звягинцев Д.Г.* Почва и микроорганизмы. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1987. 255 с.
12. *Звягинцев Д.Г., Зенова Г.М.* Экология актиномицетов. М.: ГЕОС, 2001. 257 с.
13. *Иващенко К.В., Ананьева Н.Д., Васенев В.И., Кудеяров В.Н., Валентини Р.* Биомасса и дыхательная активность почвенных микроорганизмов в антропогенно-измененных экосистемах (Московская область) // Почвоведение. 2014. № 9. С. 1077–1088.
14. *Илюшкина Л.Н.* Биологическая активность почв урболандшафтов г. Ростова-на-Дону и г. Азов. Автореф. дис. ... канд. биол. н. Ростов-на-Дону. 2008. 25 с.
15. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
16. *Кузнецов В.А., Рыжова И.М., Стома Г.В.* Изменение свойств почв лесопарков Москвы при высоком уровне рекреационной нагрузки // Почвоведение. 2017. № 10. С. 1270–1281.
17. *Куимова Н.Г., Шумилова Л.П., Павлова Л.М.* Оценка экологического состояния почв г. Благовещенска // Вест. РУДН. Серия Экология и безопасность жизнедеятельности. 2008. № 3. С. 38–48.
18. *Ларионов М.В.* Агрохимическая характеристика почв в пределах урбанизированных территорий почв Поволжья // Современные проблемы науки и образования. 2012. № 3. http://www.science-educaton.ru
19. *Лошаков А.И., Верховцева Н.В., Ларина Г.Е.* Экологическая оценка функциональных зон природного заказника “Долина реки Сетунь” по отклику микробного комплекса почвы // Научные ведомости БелГУ. Сер. Естественные науки. 2018. Т. 42. № 2. С. 246–257.
20. *Лысак Л.В., Лапыгина Е.В.* Разнообразие бактериальных сообществ городских почв // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1108–1114.
21. *Манучарова Н.А., Ярославцев А.М., Корнюшенко Е.Г., Степанов А.Л., Смагин А.В., Звягинцев Д.Г., Судницын И.И.* Образование метана и рост микроорганизмов при различной влажности почв с внесением и без внесения хитина // Почвоведение. 2007. № 8. С. 961–967.
22. Методы почвенной микробиологии и биохимии / Отв. ред. Звягинцев Д.Г. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1991. 303 с.
23. *Михайлова А.А., Попова Л.Ф., Наквасина Е.Н.* Эколого-биологические особенности загрязнения нефтепродуктами почв Архангельска. Архангельск: Северный федеральный ун-т им. М.В. Ломоносова, 2016. 150 с.
24. *Овчинникова Т.А., Панкратов Т.А.* Некоторые микробиологические особенности почвенного покрова города Новокуйбышевска в осенний период // Самарская Лука. 2008. Т. 17. № 2(24). С. 373–383.
25. Почва, город, экология / Отв. ред. Добровольский Г.В. М.: Фонд “За экономическую грамотность”, 1997. 320 с.
26. *Прокофьева Т.В., Розанова М.С., Попутников В.О.* Некоторые особенности органического вещества почв на территориях парков и прилегающих жилых кварталов Москвы // Почвоведение. 2013. № 3. С. 302–314.
27. *Раскатов В.А., Степанова Л.П., Яковлева Е.В., Писарева А.В.* Экологическое состояние почвенного покрова городских ландшафтов разного функционального использования (на примере г. Москвы) // Известия ТСХА. 2016. В. 5. С. 5–18.
28. *Саржанов Д.А., Васенев В.И., Сотникова Ю.Л., Тембо А., Васенев И.И., Валентини Р.* Краткосрочная динамика и пространственная неоднородность эмиссии CO_2 почвами естественных и городских экосистем Центрально-Черноземного региона // Почвоведение. 2015. № 4. С. 469–478.
29. *Свистова И.Д., Талалайко Н.Н., Щербаков А.П.* Микробиологическая индикация урбаноземов г. Воронежа // Вестник ВГУ. Сер. Химия. Биология. Фармация. 2003. № 2. С. 175–180.
30. *Сморкалов И.А., Воробейчик Е.Л.* Влияние условий крупного промышленного города на почвенное дыхание лесных экосистем // Почвоведение. 2015. № 1. С. 118–126.
31. *Соловьева Е.С.* Экологические особенности актиномицетных комплексов городских почв. Автореф. дис. ... канд. биол. н. Пермь, 2015. 22 с.
32. Состояние зеленых насаждений и городских лесов в Москве /Под ред. Якубова Х.Г. М.: Прима-Пресс, 2000. 227 с.
33. *Степанов А.Л.* Микробное образование и поглощение парниковых газов в почвах. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2009. 225 с.
34. *Стома Г.В.* Гумусное состояние почв городских территорий // Гуминовые вещества в биосфере. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2004. С. 279–282.
35. *Стома Г.В., Ковалева Н.Н.* Трансформация и эволюция черноземных почв на урбанизированных территориях (на примере г. Ставрополя) // Черноземы Центральной России: генезис, география, эволюция / Под ред. Щеглова Д.И., Протасова Н.А. Воронеж: Воронеж. гос. ун-т, 2004. С. 192–197.
36. *Стома Г.В., Ахадова Е.В.* Характеристика и экологическое состояние почв территории МГУ имени М.В. Ломоносова // Вест. Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2015. № 1. С. 35–41.
37. *Строганова М.Н.* Городские почвы: генезис, систематика и экологическое значение (на примере г. Москвы). Автореф. дис. ... докт. биол. н. М. 1998. 71 с.

38. *Широких И.Г., Ашихмина Т.Я., Широких А.А.* Особенность актиномицетных комплексов в урбаноземах г. Киров // Почвоведение. 2011. № 2. С. 199–205.

39. Экологические функции городских почв / Под ред. Курбатовой А.С., Башкина В.Н. М.: Маджента, 2004. 232 с.

40. Экология города / Под ред. Курбатовой А.С. и др. М.: Научный мир, 2004. 624 с.

41. *Умаров М.М., Кураков А.В., Степанов А.Л.* Микробиологическая трансформация азота в почве. М.:ГЕОС, 2007. 136 с.

42. *Beyer L., Blume H-P., Elsner D.-C., Willnow A.* Soil organic matter composition and microbial activity in urban soils // Sci. Total Environ. 1995. V. 168(3). P. 267–278.

43. *Bielińska E.J., Kołodziej B., Sugier D.* Relationship between organic carbon content and the activity of selected enzymes in urban soils under different anthropogenic influence // Original Research Article J. Geochemical Exploration. 2013. V. 129. P. 52–56.

44. *Dong-sheng G., Yu-juan C.* Status of urban vegetation in Guangzhou City // J. Forest. Res. 2003. V. 14(3). P. 249–252.

45. *Hemida S.K., Omar S.A., Abdel-Mallek A.Y.* Microbial populations and enzyme activity in soil treated with heavy metals // Water, Air, and Soil Pollution. 1997. V. 95. № 1–4. P. 13–22.

46. *Hulisz P., Charzyński P., Greinert A.* Urban soil resources of medium-sized cities in Poland: a comparative case study of Toruń and Zielona Góra // J. Soils Sediments. 2018. V. 18(2). P. 358–372.

47. *Madrid L., Díaz-Barrientos E., Reinoso R., Madrid F.* Metals in urban soils of Sevilla: seasonal changes and relations with other soil components and plant contents // Europ. J. Soil Sci. 2004. V. 55(2). P. 209–217.

48. *Park S-J., Cheng Z., Yang H., Morris E.E., Sutherland M. et al.* Differences in soil chemical properties with distance to roads and age of development in urban areas // Urban Ecosystems. 2010. V. 13(4). P. 483–497.

49. *Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Grove J.M., Nilon C.H., Pouyat R.V., Zipperer W.C., Costanza R.* Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas // Urban Ecological Systems. 2008. P. 99–122.

50. *Pouyat R., Groffman P., Yesilonis I., Hernandez L.* Soil carbon pools and fluxes in urban ecosystems // Environ. Pollut. 2002. V. 116. P. 107–118.

51. *Pouyat R.V., Yesilonis I.D., Russell-Anelli J., Neerchal N.K.* Soil Chemical and Physical Properties That Differentiate Urban Land-Use and Cover Types // Soil Sci. Soc. Am. J. 2007. V. 71(3). P. 1010–1019.

52. *Scharenbroch B.C., John E., Lloyd J.E, Johnson-Maynard J.L.* Distinguishing urban soils with physical, chemical, and biological properties // Pedobiol. 2005. V. 49(4). P. 283–296.

53. *Zhao Z.X., Guo H. C.* Effects of urbanization on the quantity changes of microbes in urban-to-rural gradient forest soil // Agricultural Science Technology. Hunan. 2010. V. 11(3). P. 118–122.

54. World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Report. № 106. FAO. Rome, 2015. 203 p.

Biological Activity of Microbial Communities in Soils of Several Cities of Russia

G. V. Stoma[1, *], N. A. Manucharova[1], and N. A. Belokopytova[1]

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

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

Comprehensive studies of soils in a number of Russian cities (Nadym, Yaroslavl, Moscow, Chelyabinsk, Kursk, Sochi) were carried out. In relation to natural analogues, the direction and level of changes in the properties of the upper soil horizons and the state of soil microorganisms are determined by the natural zone, where the city is located, and by the nature and degree of anthropogenic load. The content of C_{org}, pH, and the EC in the soils of cities in the northern regions more often reliably increases, while those in the southern regions more often manifest diverse trends. In the soils of all cities, the number of cultivated prokaryotes reliably increases (1.5–5.2 times) and the percentage of microorganisms secreted on selective media – indicators for urbanization: actinomycetes (up to 33–71%) and Rhodococci (up to 18–27%). According to the intensity of soil modifications, the urban landscapes may be ranked as follows: park-recreational, residential, residential-transport. The intensity of the functional activity of microorganisms indicates the degree of biogeochemical cycles of elements disturbance in urban soils. The emission of carbon dioxide, methane as well as nitrogen fixation display an intricate dependence on the position of the city in the natural zone and on the level of anthropogenic load.

Keywords: urbanized territories, anthropogenic impact level, soil chemical properties, prokaryotic complexes, carbon dioxide emission, methanogenesis, nitrogen fixation

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2020, № 6, с. 716–725

БИОЛОГИЯ ПОЧВ

УДК 631.46

МИКРОБНЫЕ СООБЩЕСТВА МЕЖЛЕДНИКОВЫХ И ИНТЕРСТАДИАЛЬНЫХ ПАЛЕОПОЧВ ПОЗДНЕГО ПЛЕЙСТОЦЕНА

© 2020 г. М. В. Семенов[a, *], Т. И. Чернов[a], А. Д. Железова[a], Д. А. Никитин[a], А. К. Тхакахова[a], Е. А. Иванова[a], Н. А. Ксенофонтова[a, b], С. А. Сычева[c], Т. В. Колганова[d], О. В. Кутовая[a]

[a]Почвенный институт им. В.В. Докучаева, Пыжевский пер., 7, стр. 2, Москва, 119017 Россия

[b]МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 111991 Россия

[c]Институт географии РАН, Старомонетный пер., 29, Москва, 119017 Россия

[d]Институт биоинженерии, ФИЦ "Фундаментальные основы биотехнологии" РАН, Ленинский пр-т, 33, стр. 2, Москва, 119071 Россия

*e-mail: mikhail.v.semenov@gmail.com

Поступила в редакцию 28.08.2019 г.
После доработки 15.09.2019 г.
Принята к публикации 27.12.2019 г.

Проанализирована таксономическая структура микробных сообществ разновозрастных позднеплейстоценовых палеопочв на среднерусской возвышенности, сформированных при контрастных климатических условиях. Рассматривались гумусовые горизонты палеопочв интерстадиалов ранневалдайского (105–95 тыс. лет) и средневалдайского (33–24 тыс. лет) возраста, микулинского межледниковья (130–117 тыс. лет), а также современный чернозем. Анализ микробной ДНК проводили при помощи количественной полимеразной цепной реакции и секвенирования ампликонов гена 16S рРНК (ДНК-метабаркодинга). Численность копий генов архей, бактерий и грибов последовательно уменьшалась с увеличением возраста почвы. Все рассматриваемые палеопочвы значительно отличались друг от друга по структуре микробных сообществ. Соотношение филумов Verrucomicrobia и Nitrospirae выступало в качестве диагностического показателя, указывающего на обеспеченность органическим веществом, а также на произошедшие изменения в циклах углерода и азота. По сравнению с современным черноземом типичным и палеопочвами микулинского межледниковья, соотношение Verrucomicrobia/Nitrospirae в интерстадиальных почвах было меньше в 140–200 раз. С возрастом почвы увеличивалась доля грамотрицательных протеобактерий и ацидобактерий и снижалась доля грамположительных актинобактерий и фирмикут. Современный чернозем и палеопочвы межледниковья характеризовались схожими значениями микробного разнообразия, тогда как в палеопочвах валдайских интерстадиалов разнообразие и видовое богатство микроорганизмов были значительно ниже. Согласно анализу β-разнообразия, палеопочвы разного типа и возраста в соответствии с условиями своего формирования поддерживают разную структуру и разнообразие микробных сообществ. Микробные сообщества могут выступать в качестве стратиграфических маркеров и индикаторов различных климатических условий, в которых формировались палеопочвы.

Ключевые слова: память почв, микробиом, ДНК-метабаркодинг, количественная ПЦР, микробное разнообразие

DOI: 10.31857/S0032180X20060106

ВВЕДЕНИЕ

Палеопочвы сформировались под воздействием природных условий, существовавших в геологическом прошлом [5, 18]. Если палеопочвы захоронены на значительной глубине (глубже 2–3 м), они изолированы от активного воздействия современных факторов почвообразования и представляют собой относительно стабильные системы, способные сохранять информацию о природных особенностях предыдущих эпох [6, 24, 39, 42]. Изучение палеопочв позволяет реконструировать палеоэкологические условия (климат, ландшафт и биоту), существовавшие во время почвообразования, предшествующего погребению [11, 13, 24, 38]. Структура и разнообразие микробных сообществ палеопочв считаются одним из перспективных диагностических показателей при реконструкции климата и природных условий [9, 21, 39, 42], поскольку микроорганизмы являются чувствительными индикаторами состояния почвы и биогеоценоза в целом [3, 23]. Несмотря на изолированное состояние, микроорганизмы в палеопочвах сохраняют свою активность. Это связано с тем, что в данных объектах часто поддерживается относи-

тельно высокая влажность из-за капиллярной влаги, образующейся на границе слоев разного гранулометрического состава и/или близкого расположения грунтовых вод [1]. В палеопочвах сохраняется достаточное количество органического вещества (больше 1%) [7, 10], при этом невелика сезонная амплитуда колебания температур [1], что способствует сохранению микробных сообществ.

С помощью методов микроскопии, газовой хроматографии и культивирования микроорганизмов произведено множество исследований по составу и активности микробиома голоценовых палеопочв [8, 12, 20]. Показано, что погребенные гумусовые горизонты превышают по численности, биомассе и видовому разнообразию минеральные [7, 12] и могут быть сопоставимы с гумусовыми горизонтами современных почв [4]. По уровню биомассы и эмиссии CO_2 погребенные почвы зачастую близки к современным [16], однако соотношения экологических групп микроорганизмов в погребенных и современных почвах существенно отличаются [8]. Палеопочвы сохраняют значительное количество ДНК даже по прошествии 5000 лет погребения [2, 3]. Применение молекулярно-генетических методов выявило снижение численности и разнообразия микроорганизмов в палеопочвах, а также значительное отличие таксономической структуры прокариот по сравнению с современными почвами [22, 39]. Оказалось, что в погребенных почвах крайне мала доля бактериального филума Verrucomicrobia [22], представители которого не выявляются в этих объектах с помощью методов классической микробиологии.

Несмотря на длительное изучение состояния погребенных почв, продолжает оставаться актуальным вопрос о применимости численности и таксономического состава микробиома этих объектов в качестве маркеров для диагностики палеопочв разного типа и возраста [22]. Для почв, погребенных под археологическими земляными сооружениями относительно небольшого возраста (1500–1700 лет до н. э. и 400–500 лет н. э.), не удалось выявить каких-либо маркерных черт микробиома для индикации разных типов погребенных почв [22].

Наше исследование проведено для значительно более древних почв, чем голоценовые – позднеплейстоценовых палепочв межледниковья и двух интерстадиалов, т.е. кратковременных периодов потепления во время оледенения (130–117, 105–95 и 33–24 тыс. л. н. соответственно). Предполагали, что данные микробиологические показатели могут приобрести диагностическую роль при рассмотрении таких палеопочв, контрастно различающихся по климатическим и флористическим условиям во время их формирования. Проанализировали таксономическую структуру микробных сообществ ряда палеопочв на территории Курской области, вскрытых в Александровском карьере и отличавшихся погребением при разных климатических условиях – микулинском межледниковье и интерстадиалах валдайского оледенения.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Почвы. Александровский карьер расположен в 10 км к югу от г. Курска, на междуречье рек Сеймы и Млодати, между двумя верховьями балки Кукуев лог. Мощность позднеплейстоценовой лёссово-почвенной толщи превышает 12 м. В карьере вскрыта палеобалка, в днище и на склонах которой развита межледниковая Рышковская палеопочва [17, 18]. В заполнении палеобалки залегают четыре интерстадиальные палеопочвы (сформированные во время интерстадиалов – кратковременных периодов потепления во время оледенения), чередующиеся с валдайскими лёссами и делювиально-солифлюкционными отложениями [15, 45]. Для анализа взяты образцы гумусовых горизонтов почв разного возраста: ледниковых интерстадиалов ранневалдайского (Кукуевская почва – 105–95 тыс. лет) и средневалдайского (Брянская почва – 33–24 тыс. лет) возраста; почва микулинского межледниковья (Рышковская – 130–117 тыс. лет) на склоне и на дне палеобалки; современная почва (чернозем типичный) (табл. 1) [14]. Образцы почв отобрали в трехкратной физической повторности. Содержание органического углерода ($C_{орг}$) и общего азота ($N_{общ}$) в почве определяли на автоматическом HCNS-анализаторе Leco 932 (США). Величину pH_{H_2O} измеряли потенциометрическим способом при соотношении почва : вода, равном 1 : 2.5.

Экстракция тотальной ДНК из почв. Почвенную ДНК экстрагировали из образцов массой 0.2 г с помощью набора PowerSoil DNA Isolation Kit (MO BIO Laboratories, США) согласно протоколу производителя. До выделения ДНК образцы хранили при −70°C. Первичную обработку почвенных образцов проводили с использованием гомогенизатора Precellys 24 (BertinTechnologies, Франция).

Количественную оценку содержания рибосомальных генов бактерий, архей и грибов осуществляли методом 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 опе-

Таблица 1. Возраст исследуемых почв [14]

Индекс	Почва	Период	Возраст почвы, тыс. л. н
С	Чернозем типичный, Haplic Chernozem (Loamic, Pachic)	Голоцен	10.3–0
В	Брянская палеопочва	Средневалдайский интерстадиал	33–24
К	Кукуевская палеопочва	Ранневалдайский интертадиал	105–95
R_1	Рышковская палеопочва на склоне палеобалки	Микулинское межледниковье	130–117
R_2	Рышковская палеопочва в днище палеобалки	Микулинское межледниковье	130–117

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

ДНК-метабаркодинг. Для проведения анализа проводили амплификацию региона V4 гена 16S рРНК с использованием универсальных прямого и обратного праймеров 515F и 806R [27]. После получения ампликонов библиотеки очищали и смешивали эквимолярно с помощью набора SequalPrep™ Normalization Plate Kit (Thermo Fisher Scientific, Waltham, США). Результирующий пул библиотек проверяли на капиллярном электрофорезе и затем секвенировали на приборе Illumina MiSeq.

Биоинформатический анализ результатов секвенирования. Обработку данных секвенирования осуществляли с помощью программ QIIME 1.9 [26]. Прямые и обратные чтения, имеющие перекрытие не менее 180 нуклеотидов, объединяли при помощи алгоритма fastq-join, далее работали с объединенными ридами. С помощью QIIME проводили проверку качества секвенирования. Сиквенсы объединяли в операционные таксономические единицы (**ОТЕ**) на основе критерия 97% сходства нуклеотидного состава. Удаляли синглтоны (ОТЕ, содержащих только один сиквенс) и последовательности генов 16S рРНК хлоропластов и митохондрий.

Определение таксономической принадлежности ОТЕ проводили с использованием базы данных SILVA v.128. Статистические анализы проводили с использованием программ QIIME, Microsoft Excel и Statistica. Для оценки общего разнообразия (α-разнообразия) микробных сообществ рассчитывали следующие показатели: количество обнаруженных ОТЕ, индекс Chao1 (оценка реального числа ОТЕ в микробиоме) и индекс Шеннона. Для оценки сходства микробиомов друг с другом (β-разнообразия) использовали метрику weighted UniFrac [35]. Визуализацию результатов анализа β-разнообразия проводили при помощи метода главных компонент в двумерном пространстве.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Химические свойства почв. Содержание органического углерода в палеопочвах варьировало в диапазоне от 0.45 до 0.72%. Наименьшие запасы органического углерода (0.45%) выявлены в самой молодой из исследуемых палеопочв – средневалдайского интерстадиала (33–24 тыс. лет), в то время как в наиболее древней палеопочве микулинского межледниковья значения этого показателя в полтора раза больше – 0.63%. Разное количество органического углерода в палеопочвах, прежде всего, связано с его изначальным запасом, т.е. с генезисом почв и, соответственно, с растительностью и климатом [13]. Значительное влияние на сохранение органического вещества также оказывают локальные условия захоронения почвы [37–39]. Межледниковая почва сформирована в гораздо более продолжительный и теплый период по сравнению с интерстадиальными почвами [18], поэтому для нее были характерны более высокие значения содержания углерода и численности микроорганизмов. По сравнению с палеопочвами, содержание органического углерода в современном черноземе оказалось на порядок больше – 7.46% (табл. 2). Таким образом, вне зависимости от возраста, исследованные захороненные почвы теряют более 90% запасов органического углерода, при этом сохраняя его на относительно стабильном уровне в течение длительного срока, что согласуется с результатами предыдущих работ [7, 10].

Основная часть рассматриваемых почв характеризовалась слабощелочной реакцией среды, исключением стала палеопочва ранневалдайского интерстадиала (pH 8.1) (табл. 2). Исследованные палеопочвы характеризовались высоким содержанием обменных ионов кальция (17.5–25.5 смоль(экв)/кг) и магния (2.4–6.8 смоль(экв)/кг

Таблица 2. Химический состав почв

Почва	$C_{орг}$, %	pH		$Ca^{2+}_{обм}$	$Mg^{2+}_{обм}$
		H_2O	KCl	смоль(экв)/кг	
Рышковская	0.63	7.6	7.5	17.5	2.8
Кукуевская	0.72	8.1	7.6	16.0	6.8
Брянская	0.45	7.6	7.5	25.5	2.4
Современная	7.46	7.1	6.9	18.0	7.5

Таблица 3. Гранулометрический состав почв

Почва	Содержание фракций (мм), %						
	1–0.25	0.25–0.05	0.05–0.01	0.01–0.005	0.005–0.001	<0.001	<0.01
Рышковская	0.5	1.2	49.0	10.6	11.0	27.7	49.3
Кукуевская	0.1	0.2	46.1	9.5	10.7	33.4	53.6
Брянская	0.2	0.0	34.6	9.3	12.1	43.8	65.2

для Mg^{2+}), что может быть связано с обилием карбонатных солей, типичных для палеочерноземов [34].

Наиболее представленными фракциями в гранулометрическом составе палеопочв являлись крупная пыль (0.05–0.01 мм) и ил (<0.001 мм), на долю которых приходилось 35–60 и 28–44% (табл. 3). Таким образом, микроорганизмы рассматриваемых палеопочв должны существовать в условиях недостатка кислорода из-за преобладания мелкодисперсных частиц.

Численность копий рибосомальных генов прокариот и грибов. Наибольшая численность копий рибосомальных генов на грамм сухой почвы выявлена в современном черноземе, составляя 3.1×10^{11} – для бактерий, 5.4×10^{10} – для архей и 2.6×10^{10} – для грибов соответственно. Данные показатели численности микробных генов достаточно велики даже в сравнении со значениями для других типичных черноземов [43]. В исследованных палеопочвах численность рибосомальных генов была на три порядка меньше по сравнению с современной почвой, снижаясь с увеличением возраста почвы (рис. 1). Наименьшая численность микроорганизмов выявлена в палеопочве микулинского межледниковья на склоне палеобалки: 1.6×10^8 генов бактерий, 9.7×10^7 генов архей и 2.5×10^7 генов грибов (рис. 2). Таким образом, несмотря на длительную изоляцию в течение около 117 тыс. лет, недостаток органического вещества, влаги и аэрации, содержание микроорганизмов в палеопочвах лишь сокращается, но не исчезает полностью. Численность микроорганизмов в исследуемых палеопочвах была на 1–2 порядка ниже, чем для относительно недавно захороненных палеопочв бронзового века (1500–1700 лет до н. э.) и раннего Средневековья (400–500 лет н. э.) [22]. Палеопочва последнего средневалдайского интерстадиала характеризовалась схожей численностью копий генов архей и бактерий с минеральными горизонтами B и C современных черноземов, а остальные рассматриваемые палеопочвы лишь незначительно уступали им [43]. Основное различие по численности генов между палеопоч-

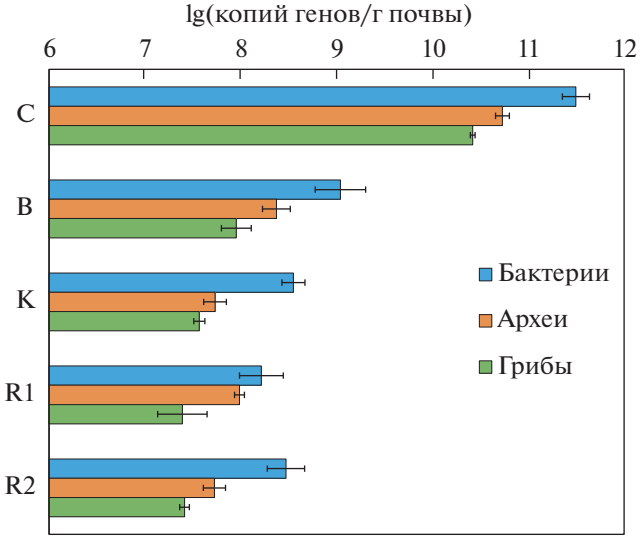


Рис. 1. Численность копий генов архей, бактерий и грибов в погребенных почвах Александровского карьера и в фоновой современной почве. Здесь и далее: C – современный чернозем; B – палеопочва средневалдайского интерстадиала; K – палеопочва ранневалдайского интерстадиала; R1 – палеопочва микулинского межледниковья склона палеобалки; R2 – палеопочва микулинского межледниковья днища палеобалки.

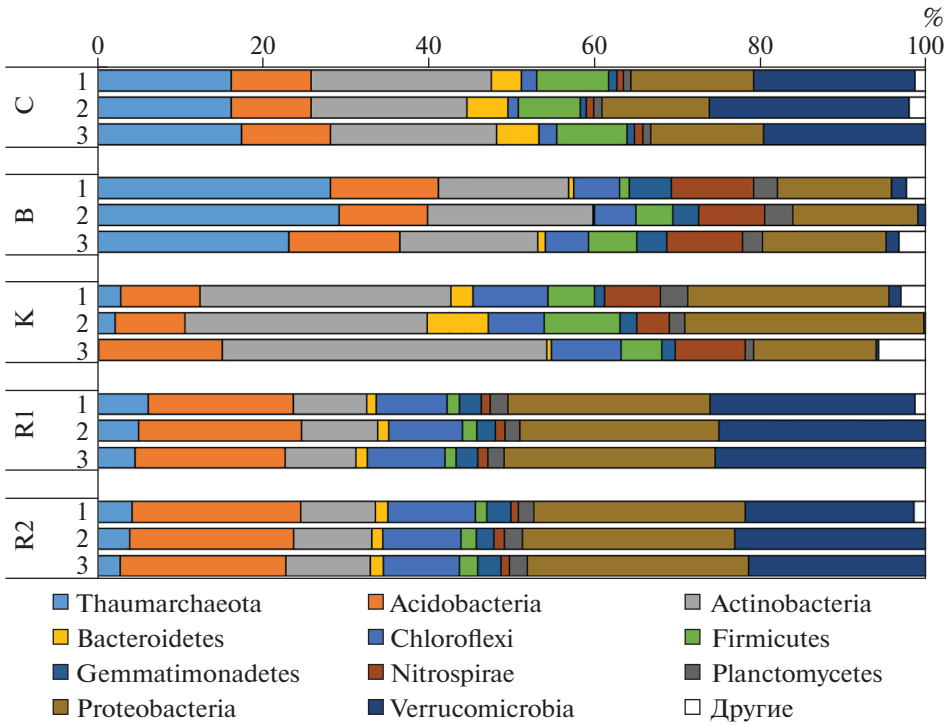


Рис. 2. Таксономическая структура микробиомов погребенных почв Александровского карьера на уровне филумов.

вами и минеральными горизонтами современных почв проявлялось для грибных сообществ, количество копий которых в палеопочвах снижалось на порядок [43].

Таксономическая структура микробных сообществ современного чернозема и палеопочв. После обработки данных и формирования ОТЕ получено 78065 сиквенсов (от 2329 до 10890 сиквенсов на образец). Медианная длина сиквенсов – 300 нуклеотидов. Современный чернозем характеризовался доминированием 7 основных филумов прокариот: Thaumarchaeota (16.4%), Acidobacteria (10.0%), Actinobacteria (20.0%), Proteobacteria (13.7%), Verrucomicrobia (20.9%), Firmicutes (8.1%). Подобное распределение представленности филумов, в котором доминируют археи, актинобактерии и веррукомикробии, является характерным для черноземных почв [43].

Рассматриваемые палеопочвы значительно отличались по структуре микробных сообществ как от современного чернозема, так и друг от друга. В целом, с возрастом почвы увеличивалась доля грамотрицательных Proteobacteria и Acidobacteria и снижалась доля грамположительных бактерий – Actinobacteria и Firmicutes (рис. 2). Палеопочва средневалдайского интерстадиала характеризовалась наибольшей долей Thaumarchaeota (26.5%), Nitrospirae (9%) и Gemmatimonadets (4.0%), а также низкой представленностью Bacteroidetes (0.6%) и Verrucomicrobia (1.5%). Палеопочва ранневалдайского интерстадиала отличалась низкой численностью Thaumarchaeota (1.7%) и Verrucomicrobia (0.7%), и высокой представленностью Actinobacteria (32.7%). Палеопочва микулинского межледниковья характеризовалась высокой долей Verrucomicrobia (21%), Acidobacteria (20%) и Chloroflexi (9.6%), но малой представленностью Actinobacteria (9.4%).

Главным отличием обеих палеопочв валдайских интерстадиалов были крайне низкие доли (0.7 и 1.5%) представителей филума Verrucomicrobia, которые доминировали в современном черноземе (21%) и палеопочве межледниковья (25%), а также значительным развитием бактерий филума Nitrospirae. Вопрос о факторах, ответственных за распределение Verrucomicrobia в почвах до сих пор остается открытым. В исследуемых палеопочвах в группе Verrucomicrobia преобладал порядок *Chthoniobacteriales*, представители которого являются сахаролитиками [31]. Долгое время веррукомикробии считались олиготрофной группой, способной расти в средах с низкой доступностью углерода [28, 29, 44] и приуроченной луговым экосистемам [25]. Тем не менее, последние исследования демонстрируют, что Verrucomicrobia широко представлены в лесных экосистемах, а их распределение определяется направлением потоков углерода и растительным покровом [30, 43]. Численность веррукомикробий также уменьшается при распашке и остро реагирует на сокращение содержания органического вещества почвы

[40, 43]. Таким образом, значительное снижение представленности Verrucomicrobia в интерстадиальных палеопочвах валдайского оледенения может свидетельствовать о неблагоприятных биоклиматических условиях, низкой активности цикла углерода и запасов органического вещества в почвах интерстадиалов валдайского оледенения.

Палеопочвы интерстадиалов валдайского оледенения также характеризовались широким распространением бактерий рода Nitrospira (филума *Nitrospirae*), доля которого выросла в этих почвах в 9 и 7 раз соответственно. Филум Nitrospirae играет ключевую роль в цикле азота [36], проводя вторую стадию нитрификации – окисление нитрита в нитрат [32]. Nitrospira характеризуются гибким метаболизмом, способностью к миксотрофии [32] и высокой адаптированностью к низким концентрациям азота [41]. В отличие от бактерий рода Nitrospira бактерии рода *Nitrobacter способны* осуществлять вторую стадию нитрификации лишь при высоких концентрациях азота [41]. Поскольку в палеопочвах обоих интерстадиалов не детектировались *Nitrobacter*, но активно развивались Nitrospira, можно сделать вывод, что во время интерстадиалов почвы характеризовались не только низкими запасами углерода, но и азота. По сравнению с современной почвой и палеопочвами микулинского межледниковья, соотношение Verrucomicrobia/Nitrospirae в интерстадиальных почвах снижалось в 140–200 раз (от 20.9–23.4 до 0.02–0.09) (рис. 3). Низкая представленность Verrucomicrobia и активное распространение Nitrospirae также выявлялись в палеопочвах более молодого (голоценового) возраста [39, 42], поэтому соотношение данных таксонов может выступать в качестве диагностического показателя, указывающего на обеспеченность органическим веществом, а также на произошедшие изменения в циклах углерода и азота.

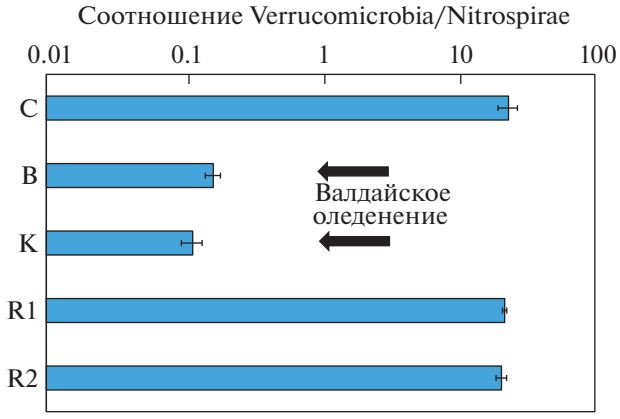


Рис. 3. Соотношение Verrucomicrobia/Nitrospirae в составе микробиомов погребенных почв Александровского карьера на уровне филумов.

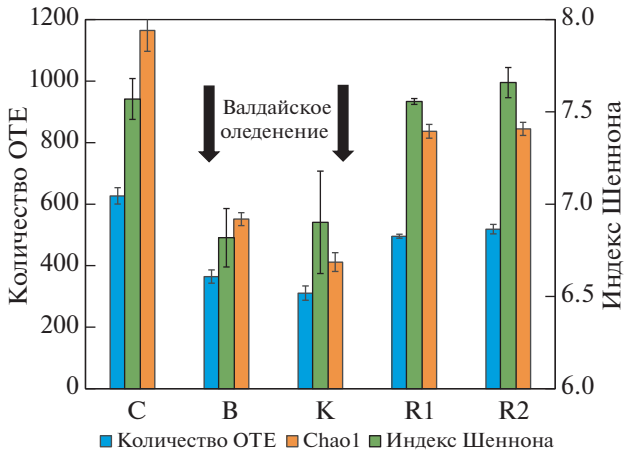


Рис. 4. Индексы α-разнообразия (количество OTE, Chao1 и индекс Шеннона) микробиомов погребенных почв Александровского карьера на уровне филумов.

α-Разнообразие микробных сообществ палеопочв. Наибольшими значениями индексов разнообразия, учитывающих только количество таксонов, характеризовался современный чернозем, в котором было выявлено 627 OTE (рис. 4). В палеопочве микулинского межледниковья детектировалось 496 и 519 OTE, в интерстадиальных Брянской и Кукуевской палеопочвах – 365 и 311 соответственно. Микробные сообщества современного чернозема и палеопочв микулинского межледниковья статистически не различались по индексу Шеннона (7.6), описывающему не только видовое богатство, но и выравненность сообщества. Обе интерстадиальные палеопочвы валдайского оледенения характеризовались резким снижением индекса Шеннона (6.8 и 6.9 соответственно). Таким образом, индексы микробного разнообразия также могут служить маркером, по которому можно разделять палеопочвы, развившиеся в условиях интерстадиалов и межледниковий.

Кластеризация и диагностический потенциал микробных сообществ палеопочв. Согласно сравнительному анализу β-разнообразия прокариотных сообществ, микробиомы всех почв значительно отличаются друг от друга, формируя индивидуальные кластеры (рис. 5). При этом микробиомы образцов палеопочвы микулинского межледниковья, взятых в гумусовых горизонтах с разной глубины на склоне и в днище палеобалки, образуют единый кластер. Полученные результаты свидетельствуют о специфичности микробных сообществ погребенных почв, относящихся к одному и тому же периоду.

На основе полученных кластеров были определены основные группы микроорганизмов, разделяющие почвы по двум главным компонентам

Таблица 4. Микроорганизмы, ассоциированные с рассматриваемыми почвами, а также с группами почв, объединенными по принадлежности к интерстадиалам (Брянская и Кукуевская) и периодам межледниковья (Рышковская и современный чернозем)

Группа почв					
современная	Брянская	Кукуевская	Рышковская	межледниковые	интерстадиальные
Bacillus *Xiphinematobacter* *Propionibacteriaceae*	*Desulfurellaceae* *Gaiella* *Nitrososphaera* *Paenibacillus*	*Cohnella* *Variovorax*	*Acidobacteriaceae (Subgroup 1)* *Blastocatellaceae (RB41)* *Beijerinckiaceae* *Bryobacter* *Methylocystis* *Solibacter* *Haliangium* *Methylobacteriaceae*	*Chitinophagaceae* *Variibacter*	*Nitrospira* *Comamonadaceae* *Methylotenera* *Streptomyces* *Terrimonas*

при анализе β-разнообразия (табл. 4). В современной почве выявлена повышенная численность бактерий семейства *Propionibacteriacea*, родов *Bacillus* и *Xiphinematobacter*. Род *Xiphinematobacter* относится к филуму Verrucomicrobia и является эндосимбионтом нематод *Xiphinema*, ответственным за проведение их партеногенеза (формы полового размножения). В палеопочве средневалдайского интерстадиала ассоциированными таксонами являлись *Desulfurellaceae*, *Gaiella*, *Paenibacillus* и таумархеоты *Nitrosopshaera*, а ранневалдайского интерстадиала – роды *Cohnella* и *Variovorax*. Палеопочва микулинского междледниковья выделялась высокой представленностью ацидобактерий – семейства *Acidobacteriaceae* (подгруппы 1 и 4), родов *Bryobacter* и *Solibacter*. Ассоциированными с данной палеопочвой были также протеобактерии родов *Beijerinckiaceae*, *Methylocystis*, *Haliangium* и *Methylobacteriaceae*. Также определены таксоны микроорганизмов, наличие которых свойственно палеопочвам обоих интерстадиалов (Брянская и Кукуевская) или обоих периодов межледниковья (Рышковская и современный чернозем). Ассоциированными с обоими периодами межледниковья оказались микроорганизмы *Variibacter* и *Chitinophagaceae*, а общими для палеопочв двух интерстадиалов являлись *Nitrospira*, *Comamonadaceae*, *Methylotenera*, *Streptomyces* и *Terrimonas*.

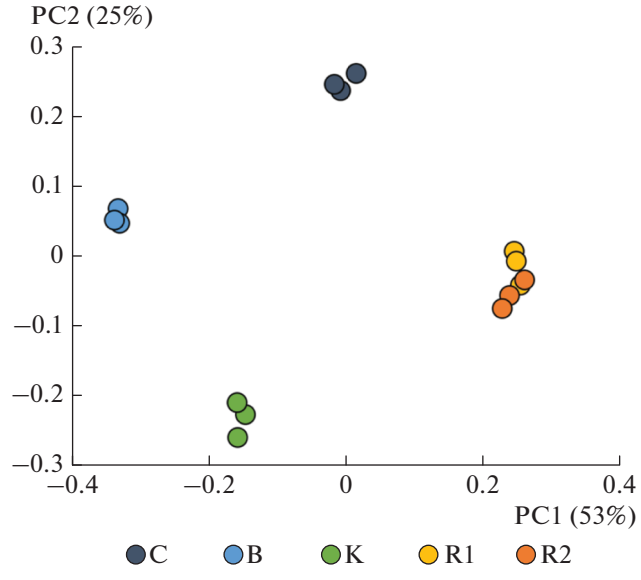


Рис. 5. Двумерные диаграммы сходства микробиомов погребенных почв Александровского карьера по методу главных компонент на основе метрики сходства weighted UniFrac.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Численность микробных генов постепенно уменьшается с течением времени после погребения почвы. Соотношение филумов Verrucomicrobia и Nitrospirae может выступать в качестве диагностического показателя, указывающего на обеспеченность органическим веществом, а также на произошедшие изменения в циклах углерода и азота. По сравнению с современной почвой и палеопочвами микулинского межледниковья, соотношение Verrucomicrobia/Nitrospirae в почвах интерстадиалов Валдайского оледенения оказалось ниже в 140–200 раз. С возрастом почвы увеличивается доля грамотрицательных протеобактерий и ацидобактерий, при этом снижается доля грамположительных актинобактерий и фирмикут.

Современный чернозем и почвы микулинского межледниковья характеризуются схожими значениями микробного разнообразия, тогда как в интерстадиальных палеопочвах наблюдается существенное снижение общего разнообразия и количества видов. Согласно анализу β-разнообразия, микробиомы рассматриваемых палеопочв значительно отличаются друг от друга, формируя индивидуальные непересекающиеся кластеры. Структура и разнообразие микробиома могут ис-

пользоваться в качестве маркеров “биологической памяти” палеопочв четвертичного периода, несущих определенную информацию о биоклиматических условиях до погребения данных почв.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при поддержке Российского научного фонда № 17-16-01057.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Архангельская Т.А., Прохоров М.В., Мазиров М.А.* Годовая динамика температуры пахотных почв палеокриогенных комплексов Владимирского ополья // Криосфера Земли. 2008. № 3. С. 80–86.
2. *Благодатская Е.В., Хохлова О.С., Андерсон Т.Х., Благодатский С.А.* Пул экстрагируемой микробной ДНК и микробиологическая активность палеопочв Южного Приуралья // Микробиология. 2003. Т. 72. № 6. С. 847–853.
3. *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. 243 с.
4. *Борисов А.В., Демкина Т.С., Демкин В.А.* Палеопочвы и климат Ергеней в эпоху бронзы IV–II тысячелетия до н. э. М.: Наука, 2006. 210 с.
5. *Величко А.А., Морозова Т.Д.* Климаты и ландшафты Северной Евразии в условиях глобального потепления. Ретроспективный анализ и сценарии. М.: ГЕОС, 2010. С. 120–127.
6. *Демкин В.А., Каширская Н.Н., Демкина Т.С., Хомутова Т.Э., Ельцов М.В.* Палеопочвенные исследования курганов в долине р. Иловля (Приволжская возвышенность) // Почвоведение. 2008. № 2. С. 133–145.
7. *Демкин В.А., Борисов А.В., Демкина Т.С., Хомутова Т.Э., Золотарева Б.Н., Каширская Н.Н., Демкина Е.В.* Степные пирамиды Евразии: уникальный архив голоценовых палеопочв // Палеопочвы и индикаторы континентального выветривания в истории биосферы. Сер. “Геобиологические системы в прошлом”. М.: ПИН РАН, 2010. С. 132–163.
8. *Демкина Т.С., Хомутова Т.Э., Каширская Н.Н., Стретович И.В., Демкин В.А.* Микробиологические исследования палеопочв археологических памятников степной зоны // Почвоведение. 2010. № 2. С. 213–220.
9. *Демкина Т.С., Хомутова Т.Э., Каширская Н.Н., Стретович И.В., Демкин В.А.* Характеристика микробных сообществ степных подкурганных палеопочв сарматского времени (I–IV вв. НЭ) // Почвоведение. 2009. № 7. С. 836–846.
10. *Иванов И.В., Песочина Л.С., Семенов В.М.* Биоминерализация органического вещества в современных целинных, пахотных, погребенных и ископаемых черноземах // Почвоведение. 2009. № 10. С. 1192–1202.
11. *Макеев А.О.* Экологическая роль палеопочв в геологической истории Земли. Почвы в биосфере и жизни человека. М.: Изд-во Моск. ун-та. 2012. 183–283 с.
12. *Марфенина О.Е., Сахаров Д.С., Иванова А.Е., Русаков А.В.* Микологические свойства голоценовых и позднеплейстоценовых палеогоризонтов и фрагментов палеопочв // Почвоведение. 2009. № 4. С. 469–478.
13. *Морозова Т.Д.* Развитие почвенного покрова Европы в позднем плейстоцене. М.: Наука, 1981. 282 с.
14. Путеводитель научных полевых экскурсий VII съезда Общества почвоведов им. В.В. Докучаева и Всероссийской с зарубежным участием научной конференции Почвоведение – продовольственной и экологической безопасности страны (Белгород, 15–22 августа 2016 г.). М. 2016., 122 с.
15. *Пушкина П.Р., Сычева С.А.* Палеопочвы ложбин Среднерусской возвышенности в ранневалдайское время // Почвоведение. 2013. № 4. С. 1037–1046.
https://doi.org/10.7868/S0032180X13090098
16. *Русаков А.В., Новиков В.В.* Биологическая активность современных и погребенных почв исторического центра Санкт-Петербурга // Микробиология. 2003. № 72(1). С. 117–125.
17. *Сычева С.А.* Эволюционный анализ плейстоценовых погребенных малых эрозионных форм // Геоморфология. 1996. № 3. С. 31–38.
18. *Сычева С.А., Гунова В.С.* Результаты изучения позднеплейстоценового лёссово-почвенного комплекса в погребенной балочной системе Среднерусской возвышенности // Бюллетень комиссии по изучению четвертичного периода. № 65. М.: ГЕОС, 2004. С. 86–101.
19. *Сычева С.А.* Позднеплейстоценовые мерзлотные феномены в перигляциальной области Русской равнины и их связь с палеопочвами // Проблемы палеогеографии и стратиграфии плейстоцена. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2011. Вып. 3. С. 228–237.
20. *Хомутова Т.Э., Демкина Т.С., Демкин В.А.* Оценка суммарной и активной микробной биомассы разновозрастных подкурганных палеопочв // Микробиология. 2004. № 2. С. 241–247.
21. *Хомутова Т.Э., Демкина Т.С., Борисов А.В., Шишлина Н.И.* Состояние микробных сообществ подкурганных палеопочв пустынно-степной зоны эпохи средней бронзы (XXVII–XXVI вв. до н. э.) в связи с динамикой увлажненности климата // Почвоведение. 2017. № 2. С. 239–248.
https://doi.org/10.7868/S0032180X1702006X
22. *Чернов Т.И., Железова А.Д., Кутовая О.В., Макеев А.О., Тхакахова А.К., Бгажба Н.А., Курбанова Ф.Г., Русаков А.В., Пузанова Т.А., Хохлова О.С.* Сравнительная оценка структуры микробиомов погребенных и современных почв при помощи анализа

микробной ДНК // Микробиология. 2018. № 6. С. 737–746.

23. *Anderson T.H.* Microbial eco-physiological indicators to asses soil quality // Agriculture, Ecosystems Environment. 2003. № 98(1–3). P. 285–293.
24. *Aseyeva E., Makeev A., Kurbanova F., Kust P., Rusakov A., Khokhlova O., Mihailov E., Puzanova T., Golyeva A.* Paleolandscape Reconstruction Based on the Study of A Buried Soil of the Bronze Age in the Broadleaf Forest Area of the Russian Plain // Geosciences. 2019. V. 9(3). P. 111.
25. *Bergmann G.T., Bates S.T., Eilers K.G., Lauber C.L., Caporaso J.G., Walters W.A., Knight R., Fierer N.* The under-recognized dominance of Verrucomicrobia in soil bacterial communities // Soil Biol. Biochem. 2011. V. 43(7). P. 1450–1455.
26. *Caporaso J.G., Kuczynski J., Stombaugh J., Bittinger K., Bushman F.D., Costello E.K., Fierer N., Gonzalez Peña A. et al.* QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data // Nature methods. 2010. V. 7(5). P. 335.
27. *Caporaso J.G., Lauber C.L., Walters W.A., Berg-Lyons D., Huntley J., Fierer N., Owens S.M. et al.* Ultra-high-throughput microbial community analysis on the Illumina HiSeq and MiSeq platforms // ISME J. 2012. V. 6. P. 1621–1624.
28. *da Rocha U.N., Andreote F.D., de Azevedo J.L., van Elsas J.D., van Overbeek L.S.* Cultivation of hitherto-uncultured bacteria belonging to the *Verrucomicrobia* subdivision 1 from the potato (*Solanum tuberosum* L.) rhizosphere // J. Soil Sediment. 2010. V. 10. P. 326–339.
29. *Eilers K.G., Debenport S., Anderson S., Fierer N.* Digging deeper to find unique microbial communities: the strong effect of depth on the structure of bacterial and archaeal communities in soil // Soil Biol. Biochem. 2012. V. 50. P. 58–65.
30. *Fierer N., Ladau J., Clemente J.C., Leff J.W., Owens S.M., Pollard K.S., Knight R., Gilbert J.A., McCulley R.L.* Reconstructing the microbial diversity and function of pre-agricultural tallgrass prairie soils in the United States // Science. 2013. V. 342. P. 621–624.
31. *Janssen P.H.* Pathway of glucose catabolism by strain VeGlc2, an anaerobe belonging to the *Verrucomicrobiales* lineage of bacterial descent // Appl. Environ. Microbiol. 1998. V. 64. P. 4830–4833.
32. *Koch O., Tscherko D., Kandeler E.* Temperature sensitivity of microbial respiration, nitrogen mineralization, and potential soil enzyme activities in organic alpine soils // Global Biogeochem. Cycles. 2007. V. 21. P. GB4017.
33. *Koch H., Lücker S., Albertsen M., Kitzinger K., Herbold C., Spieck E., Nielsen P.H., Wagner M., Daims H.* Expanded metabolic versatility of ubiquitous nitrite-oxidizing bacteria from the genus *Nitrospira* // Proceedings of the National Academy of Sciences. 2015. V. 112(36). P. 11371–11376.
34. *Kovda I., Sycheva S., Lebedeva M., Inozemtzev S.* Variability of carbonate pedofeatures in a loess-paleosol sequence and their use for paleoreconstructions // J. Mountain Sci. 2009. V. 6(2). P. 155–161.
35. *Lozupone C., Lladser M.E., Knights D., Stombaugh J., Knight R.* UniFrac: an effective distance metric for microbial community comparison // ISME J. 2011. V. 5(2). P. 169.
36. *Lücker S., Wagner M., Maixner F., Pelletier E., Koch H., Vacherie B., Rattei T., Sinninghe Damsté J.S., Spieck E., Le Paslier D., Daims H.* A Nitrospira metagenome illuminates the physiology and evolution of globally important nitrite-oxidizing bacteria // Proceedings of the National Academy of Sciences. 2010. V. 107(30). P. 13479–13484.
37. *Lukens W.E., Nordt L.C., Stinchcomb G.E., Driese S.G., Tubbs J.D.* Reconstructing pH of paleosols using geochemical proxies // J. Geology. 2018. V. 126(4). P. 427–449.
38. *Makeev A., Kust P., Lebedeva M., Rusakov A., Terhorst B., Yakusheva T.* Soils in the bipartite sediments within the Moscow glacial limits of the Russian Plain: Sedimentary environment, pedogenesis, paleolandscape implication // Quarter. Int. 2017. V. 501. P. 147–173.
39. *Makeev A., Aseeva E., Rusakov A., Sorokina K., Puzanova T., Khokhlova O., Kust P., Kurbanova F., Chernov T., Kutovaya O., Lebedeva M., Mihailov E.* The environment of the Early Iron Age at the southern fringe of the forest zone of the Russian Plain // Quarter. Int. 2019. V. 502. P. 218–237.
40. *Navarrete A.A., Soares T., Rossetto R., van Veen J.A., Tsai S.M., Kuramae E.E.* Verrucomicrobial community structure and abundance as indicators for changes in chemical factors linked to soil fertility // Antonie van Leeuwenhoek. 2015. V. 108(3). P. 741–752.
41. *Nowka B., Daims H., Spieck E.* Comparison of oxidation kinetics of nitrite-oxidizing bacteria: Nitrite availability as a key factor in niche differentiation // Appl. Environ. Microbiol. 2015. V. 81(2). P. 745–753.
42. *Rusakov A., Makeev A., Khokhlova O., Kust P., Lebedeva M., Chernov T., Golyevae A., Popova A., Kurbanova F., Puzanova T.* Paleoenvironmental reconstruction based on soils buried under Scythian fortification in the southern forest-steppe area of the East European Plain // Quarter. Int. 2019. V. 502. P. 197–217.
43. *Semenov M.V., Chernov T.I., Tkhakakhova A.K., Zhelezova A.D., Ivanova E.A., Kolganova T.V., Kutovaya O.V.* Distribution of prokaryotic communities throughout the Chernozem profiles under different land uses for over a century // Appl. Soil Ecol. 2018. V. 127. P. 8–18.
44. *Senechkin I.V., Speksnijder A.G.C.L., Semenov A.M., van Bruggen A.H.C., van Overbeek L.S.* Isolation and partial characterization of bacterial strains on low organic carbon medium from soils fertilized with different organic amendments // Microbial Ecol. 2010. V. 60. P. 829–839.
45. *Sycheva S., Khokhlova O.* Genesis, ^{14}C-age and duration of development of the Bryansk paleosol on the Central Russian upland on dating of different materials // Quarter. Int. 2016. V. 399. P. 111–121.

Microbial Communities of Interglacial and Interstadial Paleosols of the Late Pleistocene

M. V. Semenov[1, *], T. I. Chernov[1], A. D. Zhelezova[1], D. A. Nikitin[1], A. K. Tkhakakhova[1], E. A. Ivanova[1], N. A. Xenofontova[1, 2], S. A. Sycheva[3], T. V. Kolganova[4], and O. V. Kutovaya[1]

[1]Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia

[2]Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

[3]Institute of Geography of Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017 Russia

[4]Institute of Bioengineering, Federal Research Center, Fundamentals of Biotechnology, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119071 Russia

**e-mail: mikhail.v.semenov@gmail.com*

Paleosols are considered as possible carriers of "biological memory" – a set of microbiological markers that contain information about environmental conditions before soil burial. In this study, taxonomic structure of microbial communities in Late Pleistocene paleosols of different ages at Central Russian Upland formed under contrasting climatic conditions were analyzed. The humus horizons of paleosols in the interstadial periods of Early Valdai (105–95 thousand years) and Middle Valdai (33–24 thousand years), Mikulino interglacial (130–117 thousand years), as well as recent (Holocene) chernozem were considered. Microbial DNA was analyzed using quantitative PCR and sequencing of the amplicons of the 16S rRNA gene (DNA-metabarcoding). The number of copies of archean, bacterial, and fungal genes was gradually decreasing with increasing soil age. All paleosols under consideration differed significantly from each other in the structure of microbial communities. The ratio of Verrucomicrobia to Nitrospirae phyla served as a diagnostic parameter indicating the provision in organic matter, as well as changes in the cycles of carbon and nitrogen. Compared to the recent soil (typical chernozem) and paleosols of the Mikulin interglacial, the ratio of Verrucomicrobia/Nitrospirae in interstadial soils was 140–200 times lower. As the soil aged, the proportion of Gram-negative proteobacteria and acidobacteria increased and the proportion of Gram-positive actinobacteria and firmicuths decreased. Recent chernpzems and interglacial paleosols were characterized by similar values of microbial diversity, while in the paleosols of the Valdai interstadial, the diversity and species richness of microorganisms were much lower. According to the analysis of β-diversity, the paleosols of different types and age, in accordance with the conditions of their formation, maintain thre difference in structure and diversity of microbial communities. Thus, microbial communities can be used as stratigraphic markers and indicators of different climatic conditions in which palesols were formed.

Keywords: paleosol, soil memory, microbiome, DNA metabarcoding, quantitative PCR, microbial diversity

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2020, № 6, с. 726–737

АГРОХИМИЯ И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

УДК 632.954

МОБИЛИЗАЦИЯ, ФИТОТОКСИЧНОСТЬ И ДЕЙСТВИЕ НА МИКРОБНОЕ СООБЩЕСТВО ПОЧВ ГЛИФОСАТА ПРИ ВНЕСЕНИИ МОНОАММОНИЙФОСФАТА

© 2020 г. Н. А. Куликова[a, b, *], А. Д. Железова[c], М. Г. Воропанов[a], О. И. Филиппова[a], И. В. Плющенко[a], И. А. Родин[a]

[a] *МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия*

[b] *Институт биохимии РАН им. А.Н. Баха, Федеральный исследовательский центр "Фундаментальные основы биотехнологии" РАН, Ленинский пр., 33, Москва, 119071 Россия*

[c] *Почвенный институт им. В.В. Докучаева, Пыжевский пер., 7, стр. 2, Москва, 119017 Россия*

**e-mail: knat@darvodgeo.ru*

Поступила в редакцию 03.09.2019 г.
После доработки 09.11.2019 г.
Принята к публикации 27.12.2019 г.

В модельном лабораторном эксперименте установлено, что внесение моноаммонийфосфата приводит к мобилизации сорбированного почвой глифосата. Наиболее ярко этот эффект проявился на серой лесной почве (Haplic Phaeozem), где концентрация гербицида в присутствии удобрения была в 3.6 раза выше, чем при его отсутствии. Для дерново-подзолистой почвы (Albic Retisol) и чернозема выщелоченного (Luvic Chernic Phaeozem) это отношение составило 1.5 и 2.8 соответственно. Таким образом, внесение моноаммонийфосфата в почвы, загрязненные глифосатом, может сопровождаться увеличением риска миграции гербицида в сопредельные среды. Оценка количества функциональных генов бактерий, отвечающих за деградацию глифосата с разрывом связи C–P, показала, что статистически значимого изменения количества копий генов *phnJ*, кодирующих C–P-лиазу α- и γ-протеобактерий, под действием удобрения не обнаружено. Высвобождение глифосата не сопровождалось негативным влиянием на длину и биомассу растений пшеницы.

Ключевые слова: гербициды, фосфорные удобрения, Retisol, Phaeozem

DOI: 10.31857/S0032180X20060064

ВВЕДЕНИЕ

Глифосат (N-(фосфометил)-глицин) был веден в практику сельского хозяйства в 1974 г. в качестве неселективного гербицида под торговым названием раундап. Патент на исключительное производство раундапа за пределами США истек в 1991 г., а в США – в 2000 г. Это привело к резкому снижению цен на гербицид и росту количества производителей. Только в первый год после отмены патента цена на глифосат снизилась на 40%, и сейчас его производство существует в США, Европе, Австралии, Китае [54]. В России глифосат производит Кирово-Чепецкая химическая компания. Кроме того, компаниями "Группа Оргсинтез" запланировано к 2020 г. строительство завода по производству глифосата объемом выпуска до 30 тыс. т в год.

Глифосат обладает уникальным механизмом действия: он ингибирует 5-енолпирувилшикимат-3-фосфат синтазу – фермент, участвующий в синтезе ароматических аминокислот и присутствующий в растениях, бактериях и грибах, но отсутствующий у животных [24]. Это позволило долгое время позиционировать глифосат как безопасный пестицид [33], и его применение увеличивалось с каждым годом: только в США с 1974 г. по 1995 г. оно возросло с 0.36 до 12.5 тыс. т, т.е. почти в 35 раз [15]. Дополнительным стимулом стало введение в 1996 г. в сельскохозяйственную практику устойчивых к глифосату генно-модифицированных (**ГМ**) культур, и в настоящее время глифосат стал самым широко используемым гербицидом [24] с ежегодным потреблением (по данным на 2014 г.) около 826 тыс. т [15]. В России гербициды на основе глифосата разрешены для применения не только в сельском хозяйстве, но и в личных хозяйствах, что повышает риски его неправильного использования. Всего в 2019 г. в нашей стране рекомендовано к употреблению 86 гербицидов на основе глифосата (https://www.agroxxi.ru/goshandbook). Применение глифосата подразумевает опрыскивание вегетирующих растений, однако при такой обработке 70–95% пестицида поступает в почву [7]. Кроме того, гли-

фосат попадает в почву вместе с растительными остатками. Это приводит к накоплению в почвах остаточных количеств глифосата, содержание которых может достигать величин более 1.5 мг/кг почвы [12, 52].

В почве глифосат быстро инактивируется вследствие сорбции и минерализации [7, 16]. Существует два основных пути биологической деградации глифосата: с разрывом связи C–N и образованием аминометилфосфоновой кислоты (**АМФК**) и глиоксилата или с разрывом связи C–P с образованием саркозина (N-метилглицин) и неорганического фосфата PO_4^{3-} [9, 22]. В дальнейшем глиоксилат служит источником углерода, а фосфаты – фосфора. Деградация глифосата с образованием АМФК более распространена среди бактерий. Ее способны осуществлять бактерии, выделенные как из загрязненных глифосатом сред, так и из прежде не обрабатываемых гербицидом местообитаний. Разрушение связи C–N происходит с помощью фермента глифосат-оксидоредуктазы. Этот метаболический путь был обнаружен у бактерий филумов *Bacteroidetes*, *Actinobacteria*, *Firmicutes* и *Proteobacteria* [27, 60]. Разложение глифосата с разрывом C–P связи осуществляется с помощью C–P-лиаз. Такое разложение глифосата было выявлено у представителей родов филума протеобактерий, таких как α-протеобактерии *Ochrobacterium anthropi*, *Rhizobium* sp. [25], β-протеобактерии *Achromobacter* sp. [26], *Alcaligenes* sp. и *Comamonas* sp. [61] и γ-протеобактерии *Pseudomonas* sp. [9] и *Enterobacter* sp. [38], реже у актинобактерий [46]. Установлено, что среди микроорганизмов, способных разлагать глифосат (бактерии, грибы, микромицеты и актиномицеты), ключевая роль принадлежит бактериям [61]. При этом из 26 описанных штаммов глифосат деградирующих бактерий 19 относятся к типу протеобактерий [61]. Поэтому поступление глифосата в почву часто приводит к увеличению относительного содержания протеобактерий [40], в частности, α-протеобактерий [19] и γ-протеобактерий [43].

C–P-лиазы участвуют в катаболизме фосфонатов; обычно в геноме бактерий присутствует один оперон (phn), кодирующий данный метаболический путь. В случае наличия данной ферментной системы, глифосат может служить единственным источником фосфора для бактерий при его дефиците, что редко встречается в естественных местообитаниях [9]. Многие бактерии не способны использовать глифосат как единственный источник фосфора, но в условиях низкой концентрации доступных фосфатов они осуществляют разрушение связи C–P глифосата [22]. Поэтому микробиологическая деградация глифосата в почвах напрямую зависит от присутствия легкодоступных источников фосфора – неорганических фосфатов.

Наряду с разложением, к инактивации глифосата в почве приводит его сорбция на почвенных частицах, так как он является сильным хелатирующим агентом благодаря наличию в молекуле карбоксильной, фосфонатной и аминогрупп, позволяющих глифосату связываться с глинистыми частицами и железом и алюминием в составе оксидов и гидроксидов [16, 44]. Несмотря на активную сорбцию глифосата почвами, этот процесс является обратимым. В частности, одной из нерешенных проблем остается оценка влияния на поведение глифосата удобрений, прежде всего, фосфорных. Это обусловлено тем, что фосфаты часто играют роль антагонистов гербицида с точки зрения сорбции, так как конкурируют с ним за места связывания [16, 41]. Для ряда почв установлено, что внесение фосфорных удобрений может приводить к высвобождению глифосата или его основного метаболита АМФК, также обладающей фитотоксичностью [17, 34]. Кроме того, показано, что высокое содержание фосфатов в почве может ингибировать разложение глифосата до саркозина – нефитотоксичного продукта деградации глифосата [39]. Вследствие растущего применения фосфорных удобрений в мире, составляющего на 2016 г. около 48.6 млн т (http://www.fao.org/faostat/), в настоящее время большое количество исследований сосредоточено на взаимодействии фосфатов и глифосата в почве [16, 17, 21, 31, 32, 34, 37, 41]. Установлено, что в большинстве случаев фосфаты конкурируют с глифосатом за места связывания, однако в некоторых почвах этого не происходит [16, 31]. Поэтому часто данные о влиянии фосфорных удобрений на взаимодействие глифосата с почвой противоречивы, что обусловливает необходимость оценки этого взаимодействия в условиях конкретной почвы [16, 31]. Для почв России такие исследования отсутствуют. Процессы сорбции–десорбции глифосата, в свою очередь, влияют на скорость его микробиологической деградации: установлено, что сорбированный гербицид минерализуется почвенной микрофлорой в меньшей степени, чем гербицид в свободной форме [16].

Таким образом, в почвах инактивация глифосата определяется комплексом условий, среди которых ведущее место занимают адсорбционная способность почв по отношению к гербициду и особенности структуры микробного сообщества. Оба этих фактора в значительной степени зависят от присутствия легкодоступных фосфатов. Настоящее исследование было направлено на оценку возможности мобилизации глифосата в дерново-подзолистой, серой лесной почве и черноземе под действием фосфатов и влияние этого процесса на обилие функциональных генов бактерий, отвечающих за деградацию глифосата с разрывом связи C–P.

Таблица 1. Список отобранных почвенных образцов и их основные агрохимические показатели (среднее ± стандартное отклонение, $n = 3$)

Индекс	pH	$N_{мин}$	$P_{подв}$	C*	N*
		мг/кг почвы		%	
Дерново-подзолистая почва на покровном суглинке, подстилаемом мореной**/Albic Retisol***					
ДП	4.4 ± 0.1	13.5 ± 0.2	1.5 ± 0.1	2.32	0.18
Серая лесная почва на покровном суглинке, подстилаемом мореной**/Haplic Phaeozem***					
СЛ	4.9 ± 0.1	25.7 ± 0.3	5.8 ± 0.2	2.65	0.26
Чернозем выщелоченный на лёссовидном суглинке**/Luvic Chernic Phaeozem***					
ЧВ	6.2 ± 0.1	5.3 ± 0.2	12.7 ± 0.9	4.05	0.34

* Измерения проведены без повторностей.
** Согласно [6].
*** Согласно [36].

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Отбор и характеристика почвенных образцов. Отбор образцов почв проводили из гумусовых горизонтов почв с глубины 0–5 см. Из пяти индивидуальных образцов, отобранных методом конверта на площадке площадью около 1 м^2, составляли объединенную пробу, из которой получали средний образец. Список исследованных почв приведен в табл. 1. Всего отобрали три почвенных образца из разных почвенно-географических зон: дерново-подзолистых почв (Albic Retisol) (Московская область, Солнечногорский район), серых лесных почв (Haplic Phaeozem) (Тульская область, Щекинский район) и выщелоченных черноземов (Luvic Chernic Phaeozem) (Липецкая область, Данковский район).

Основные агрохимические характеристики. Актуальную кислотность почв определяли согласно [10]. Измерения проводили на приборе Hanna Microprocessor pH Meter pH 211, электрод HI 1230 (Hanna Instruments Inc., США). Содержание органического углерода (C) и азота (N) в почве определяли каталитическим сжиганием при 960°C [35] в токе кислорода на элементном анализаторе Vario Macro Cube (Elementar Analysen Systeme GmbH, Германия). Содержание подвижных форм фосфора в дерново-подзолистой (**ДП**) и серой лесной почве (**СЛ**) оценивали методом Кирсанова в модификации ЦИНАО [3], в черноземе выщелоченном (**ЧВ**) – методом Чирикова в модификации ЦИНАО [2]. При определении фосфора измерения оптической плотности растворов проводили на спектрофотометре PortLab512 (Portlab, Великобритания) при длине волны 710 нм. Содержание минерального азота рассчитывали как сумму свободных ионов NH_4^+ и NO_3^-, определяемых, согласно [8], с помощью ион-селективных электродов ЭКОМ-NH_4 и ЭКОМ-NO_3 соответственно (НПП “Эконикс”, РФ). Основные агрохимические характеристики исследованных почв приведены в табл. 1.

Проведение модельных лабораторных экспериментов. Для оценки влияния моноаммонийфосфата (**МАФ**) на иммобилизацию глифосата поставили опыт, включающий четыре варианта: 1 – контроль (внесение дистиллированной воды); 2 – МАФ; 3 – глифосат; 4 – глифосат + МАФ. Повторность трехкратная. Инкубацию осуществляли в два этапа: на первом этапе проводили уравновешивание гербицида в почве, на втором – внесение МАФ и оценку высвобождения глифосата под его действием. Продолжительность этапов составила 7 и 14 сут соответственно.

К навескам воздушно-сухой почвы вариантов глифосат и глифосат + МАФ, предварительно пропущенной через сито с диаметром ячеек 2 мм, вносили растворы глифосата (Раундап ВР 360 г/л, АО “Август”, РФ) для создания содержания гербицида в почве 8 мг/кг. Согласно существующим представлениям, гербицид преимущественно задерживается верхним слоем почвы 0–5 см, поэтому при внесении глифосата в рекомендованных дозах 2–8 л/га в почве его концентрация составляет 2.4–9.6 мг/кг почвы [17]. Таким образом, использованная в работе концентрация глифосата соответствует дозе его внесения 6.7 л/га, рекомендованной при борьбе со злостными многолетними сорняками: вьюнком полевым, свинороем, бодяком полевым и др. (6–8 л/га). Для равномерности распределения гербицида в навеске почвы подбирали объем вносимого раствора таким образом, чтобы увлажнить почву до 70% полной влагоемкости. Масса воздушно-сухой почвы в стаканах была 100 г, объем стаканов 100 мл. В сосуды вариантов контроль и МАФ вносили аналогичное количество дистиллированной воды. На первом этапе инкубирования стаканы оставляли в вегетационной камере (день/ночь 12 ч/12 ч, температура 24°C, без полива) на 7 сут для уравновешивания гербицида в почве с последующим отбо-

ром проб на содержание глифосата, АМФК и микробиологические анализы. Повторность в данном случае была шестикратной, так как до внесения удобрения по обработке почвы не отличались в вариантах контроль и МАФ (внесение дистиллированной воды) и в вариантах глифосат и глифосат + + МАФ (внесение раствора гербицида).

На втором этапе инкубирования в стаканы вариантов МАФ и глифосат + МАФ вносили раствор МАФ (марка А, N : P 12 : 61, АО "Lifosa", Литва) – водорастворимое азотно-фосфорное удобрение, рекомендуемое для применения на ранних стадиях развития растений, в период формирования корневой системы. Содержание МАФ в почве составляло 0.34 г P_2O_5/кг почвы, что приблизительно соответствует дозе внесения 120 кг/га по P_2O_5. Объем вносимого раствора подбирали таким образом, чтобы увлажнить почву до 70% полной влагоемкости. В сосуды вариантов контроль и глифосат вносили аналогичное количество дистиллированной воды.

Так как существуют данные, указывающие на почвенную фитотоксичность глифосата при внесении фосфатов [17], нами была проведена оценка влияния гербицида на рост растений в этих условиях. Для этого проводили посадку наклюнувшихся семян пшеницы мягкой *Triticum aestivum* L. сорта Л-1, 5 шт./сосуд. Сосуды помещали в вегетационную камеру (день/ночь 12 ч/12 ч, температура 24°С) для выращивания растений пшеницы; полив проводили по мере необходимости. Через 14 сут выращивания второй этап инкубирования завершали, проводили учет длины и биомассы растений, отбирали почвенные пробы на определение глифосата, АМФК, микробиологические анализы и определение содержания подвижных форм фосфора и минерального азота в трехкратной повторности.

Определение содержания глифосата и АМФК в почве. Водную экстракцию гербицида и его основного метаболита проводили согласно [23], хроматографическое разделение и масс-спектрометрическое определение – согласно [57]. Навески почвы массой 1 г помещали в пластиковые пробирки и приливали 4 мл деионизованной воды, интенсивно встряхивали и оставляли на встряхивателе для экстракции на 30 мин. Далее проводили отделение экстракта от осадка путем центрифугирования в течение 10 мин при 17000 g. Содержание глифосата и АМФК определяли методом высокоэффективной жидкостной хроматографии с тандемным масс-спектрометрическим детектированием (ВЭЖХ-МС/МС). Система ВЭЖХ-МС/МС состояла из жидкостного хроматографа Ultimate 3000 (Dionex, США) с диодно-матричным детектором и гибридного тандемного тройного квадрупольного масс-спектрометра Qtrap 3200 (ABSciex, Канада), оснащенного источником ионизации электрораспылением. Хроматографическое разделение глифосата и АМФК проводили на колонке Shodex NH2P-50 2D (150 × 2.1 мм, 3 мкм) с предколонкой. Подвижная фаза А: водный раствор 5 мМ ацетата аммония, pH 11. Подвижная фаза В: ацетонитрил : вода 20 : 80. Разделение проводили в градиентном режиме при следующих соотношениях подвижных фаз А : В: 0–3 мин 0 : 100, 3–8 мин 50 : 50, 8–28 мин 0 : 100. Скорость потока 0.25 мл/мин, температура термостата колонки 35°С. Ионизацию осуществляли в отрицательном режиме. Детектирование проводили в режиме мониторинга выбранных реакций (МВР). Для глифосата в качестве основного перехода использовали m/z 168 → m/z 63, для АМФК – m/z 110 → → m/z 63. Дополнительными переходами для гербицида и его метаболита были m/z 168 → m/z 149.9 и m/z 110 → m/z 79 соответственно. МВР-переходов и параметров детектирования проводили в автоматическом режиме с помощью программного обеспечения, поставляемого вместе с оборудованием (Analyst 1.5.1).

Для учета влияния матричного эффекта (т.е. влияния матрицы образца на эффективность ионизации, степень и эффективность извлечения определяемого вещества) каждую пробу анализировали в двух параллельных измерениях, в ходе одного из них вносили в почву смесь глифосата и АМФК. Поправочный коэффициент k вычисляли, как отношение разницы площадей пиков анализируемого компонента после введения добавки в навеску и экстракта образца без добавки к площади пика анализируемого компонента в стандартном растворе с концентрацией, равной концентрации в экстракте с добавкой. В дальнейшем концентрацию глифосата и АМФК рассчитывали с учетом поправочного коэффициента. Пределы обнаружения глифосата в исследованных почвах с учетом матричного эффекта для ДП, СЛ и ЧВ составили: 0.60, 0.44 и 0.69 мг/кг. Для АМФК аналогичные величины были 25, 15 и 7 мг/кг. Без учета матричного эффекта пределы обнаружения глифосата и АМФК составили 0.08 и 0.14 мг/кг соответственно.

Молекулярно-биологические анализы были направлены на определение количества копий генов 16S рРНК бактерий, отражающих общее обилие бактерий в почве, генов *phnJ* α- и γ-протеобактерий, кодирующих С–Р-лиазы, и генов *phoC* и *phoD*, кодирующих кислую и щелочную фосфатазу, соответственно (табл. 2). Выделение ДНК проводили с помощью набора SileksMagNA для почв согласно рекомендациям производителя с модификацией на этапе гомогенизации образца: использовали гомогенизатор Precellys 24 (Bertin Technologies, Франция), программа 5. Полимеразную цепную реакцию (**ПЦР**) осуществляли в амплификаторе С1000 Thermal Cycler с CFX96 Real-Time System (Bio-Rad Laboratories, USA).

Таблица 2. ПЦР-праймеры, использованные в работе

Группа или процесс	Ген	Праймер	Нуклеотидная последовательность (F, R)	Ссылка
Бактерии	16S рРНК	Eub338 Eub518	ACTCCTACGGGAGGCAGCAG ATTACCGCGGCTGCTGG	[28]
Кислая фосфатаза	*phoC*	phoc-A-F1 phoc-A-R1	CGGCTCCTATCCGTCCGG CAACATCGCTTTGCCAGTG	[29]
Щелочная фосфатаза	*phoD*	phoD-F733 phoD-R1083	TGGGAYGATCAYGARGT CTGSGCSAKSACRTTCCA	[18, 48]
C–P-лиазы α-ПБ*	*phnJ*	phnJ-F1 phnJ-R1	ACbATCATCCAGACsCGbCA AGCTTsACrTGCATsAGvCC	[58] с мод.
C–P-лиазы γ-ПБ**	*phnJ*	phnJF2 phnJR2	GATCGGCACyTGrTAGACsA tGCTCAAGGkCATCGAyCA	[56] с мод.

* α-протеобактерии.
** γ-протеобактерии.

Олигонуклеотидные праймеры, использованные в работе, представлены в табл. 2. Для определения количества копий рибосомальных генов бактерий в образцах использовали методику, описанную в [4]. Протокол для количественной ПЦР на остальные гены брали из публикаций, представленных в табл. 2. Объем реакционной смеси для ПЦР составлял 20 мкл, включая 10 мкл BioMaster HS-qPCRSYBR Blue (Biolabmix, Россия), 1 мкл препарата почвенной ДНК и праймеры в концентрации 0.5–0.8 мкМ. Для оценки специфичности реакции анализировали кривые плавления. Количество копий генов оценивали в программе CFX Manager (Bio-Rad, CIF). Использовали стандарты в концентрациях от 10^3 до 10^9 копий гена/мкл. Стандарты для всех генов, кроме бактериального 16S рРНК, получали путем очистки продуктов ПЦР и количественного определения концентрации с помощью флуориметра Qubit3 (Thermo Fisher Scientific, США).

Статистическая обработка данных включала расчет среднего и стандартного отклонения. Оценку значимости различий между средними оценивали методом двухфакторного дисперсионного анализа с расчетом наименьшей существенной разницы (**НСР**). Выбранный уровень доверительной вероятности $p = 0.05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Проведенные эксперименты показали, что в течение первых 7 сут инкубирования наиболее активно глифосат инактивировался в ЧВ: в почве обнаруживалось 1.3% гербицида от внесенного. Для ДП почвы этот показатель составил 4.4%, для СЛ – 4.9%. Наблюдаемая инактивация обусловлена как процессом сорбции гербицида, так и его деградации. При повышении pH в диапазоне 4–8 отрицательный заряд глифосата увеличивается вследствие диссоциации карбоксильной группы (pKa 5.44) и, следовательно, возрастание pH сопровождается снижением сорбционной способности почвы по отношению к гербициду [16]. С другой стороны, уменьшение связывания глифосата почвами наблюдается также при увеличении содержания в почве подвижного фосфора [21]. Поэтому можно предположить, что в данном случае высокая степень инактивации на ЧВ, характеризующемся максимальным pH и содержанием подвижного фосфора в ряду исследованных почв, обусловлена деградацией глифосата. На эту возможность указывает наибольшее обилие бактерий, о чем свидетельствует количество копий генов 16S рРНК (табл. 3).

АМФК – основной метаболит глифосата – не обнаружен ни в одном варианте. Это может быть связано с высокой связывающей способностью почв по отношению к этому соединению, в большинстве случае превышающую таковую по отношению к глифосату [51]. При исследовании сорбции глифосата и АМФК на 17 почвах установлено, что среднее значение константы Фрейндлиха для глифосата составляет 144, а для АМФК 164 мг/кг $(л/мг)^{-nf}$ и при этом в 11 случаях константа Фрейндлиха для АМФК была в 1.2–2.3 раза выше, чем для глифосата. С другой стороны, предел обнаружения АМФК в почве, обусловленным мешающим влиянием почвенной матрицы, также был значительно выше, чем для глифосата, превышая его в 10–40 раз. Наконец, отсутствие АМФК может объясняться преобладанием саркозинового пути деградации гербицида в выбранных условиях.

Внесение глифосата приводило к разнонаправленным изменениям количества копий функциональных генов в выбранных условиях. На ДП почве с наименьшим показателем pH и наиболее низким содержанием подвижного фосфора (табл. 1) обработка гербицидом не повлияла на количество исследуемых генов (табл. 3). В то же время на СЛ почве и ЧВ, характеризующихся более высокими зна-

Таблица 3. Влияние глифосата на количество копий целевых генов в исследованных почвах через 7 сут инкубации (среднее ± стандартное отклонение, $n = 6$)

Почва	Содержание, копий/г				
	16S, $\times 10^9$	α-ПБ* *phnJ*, $\times 10^4$	γ-ПБ** *phnJ*, $\times 10^4$	*phoC*, $\times 10^5$	*phoD*, $\times 10^5$
	Контроль				
ДП	0.21 ± 0.05	0.14 ± 0.04	–	0.12 ± 0.6	0.03 ± 0.01
СЛ	1.2 ± 0.6	2.2 ± 0.4	2.6 ± 0.6	2.0 ± 0.5	8.1 ± 1.8
ЧВ	1.6 ± 0.2	2.3 ± 0.8	3.2 ± 0.7	2.3 ± 0.8	13 ± 1
	Глифосат				
ДП	0.27 ± 0.05	0.19 ± 0.09	–	0.14 ± 0.05	0.06 ± 0.03
СЛ	**0.7 ± 0.2**↓	**1.6 ± 0.5**↓	**2.2 ± 0.8**↓	1.5 ± 0.6	**4.5 ± 2.9**↓
ЧВ	1.5 ± 0.4	**3.2 ± 0.8**↑	**2.8 ± 0.5**↓	2.7 ± 1.0	11 ± 4
$НСР_{0.05}$	0.4	0.5	0.4	0.7	3

* α-протеобактерии.
** γ-протеобактерии.
Примечание. Здесь и далее: жирным отмечены значения, значимо отличающиеся от контрольных ($p < 0.05$), стрелками – направление изменений: снижение (↓) или возрастание (↑). То же для табл. 4 и 5.

чениями показателя актуальной кислотности и содержания подвижного фосфора, было отмечено снижение количества некоторых из исследованных целевых генов. Наиболее ярко влияние глифосата проявилось на СЛ почве, где в присутствии гербицида наблюдали снижение содержания всех исследованных целевых генов за исключением *phoC*, для которого изменение количества копий с 2.0×10^5 до 1.5×10^5 оказалось статистически незначимым. Полученные результаты согласуются с данными других исследователей, отмечавших снижение содержания бактерий после однократного применения глифосата в почве с высоким содержанием подвижного фосфора и отсутствие аналогичного эффекта на почве с низким значением этого показателя [14]. Интересно отметить, что как на СЛ почве, так и на ЧВ в вариантах с глифосатом было снижено количество копий гена, кодирующего С–Р-лиазу у γ-протеобактерий. Можно предположить, что обилие γ-протеобактерий в варианте с глифосатом было снижено относительно контрольного варианта за счет менее активного развития прокариотного сообщества. В ЧВ в вариантах с глифосатом было выявлено увеличение содержания гена *phnJ* α-протеобактерий, кодирующего С–Р-лиазу, отвечающую за деградацию глифосата по саркозиновому пути. Это наблюдение хорошо согласуется с ранее обнаруженной наибольшей деградации глифосата на ЧВ.

Сопоставление содержания 16S рРНК с остаточной концентрацией глифосата в почвах через первую неделю инкубирования показало, что между этими показателями существует значимая обратная корреляционная взаимосвязь ($r = -0.97$). По-видимому, это указывает на возможность частичного угнетения бактерий глифосатом в выбранных условиях или сниженную скорость разложения глифосата при низком обилии бактерий. Несмотря на то, что в большинстве исследований отмечается отсутствие выраженного негативного действия глифосата на микробное сообщество [60], рядом исследователей показано небольшое снижение количества бактерий [13, 50] в его присутствии или рост отношения углерода грибной биомассы к бактериальной [47]. В связи с тем, что деградация глифосата в почве в большинстве случаев является ко-метаболическим процессом [16], наблюдаемые разногласия свидетельствуют о необходимости проведения исследования сукцессионных изменений в почве под действием этого гербицида, а не однократных оценок.

Внесение МАФ привело к мобилизации глифосата во всех исследованных почвах: в конце инкубирования содержание гербицида в варианте глифосат + МАФ превышало не только значения варианта глифосат, но и содержание гербицида до начала второго этапа инкубирования (рис. 1). Это указывает на то, что в первую неделю инкубирования исчезновение глифосата из почв было обусловлено не только его деградацией, но и обратимой сорбцией, вызванной внесением фосфатов. Наиболее ярко этот эффект проявился в СЛ почве: концентрация глифосата в присутствии МАФ была в 3.6 раза выше, чем при его отсутствии. Для ПД почвы и ЧВ это отношение составило 1.5 и 2.8 соответственно.

Полученные результаты согласуются с данными других исследователей, отмечавших возможность высвобождения глифосата из почвы при внесении фосфорных удобрений [41, 45]. Как глифосат, так и фосфаты могут связываться на минеральных поверхностях с переменным заря-

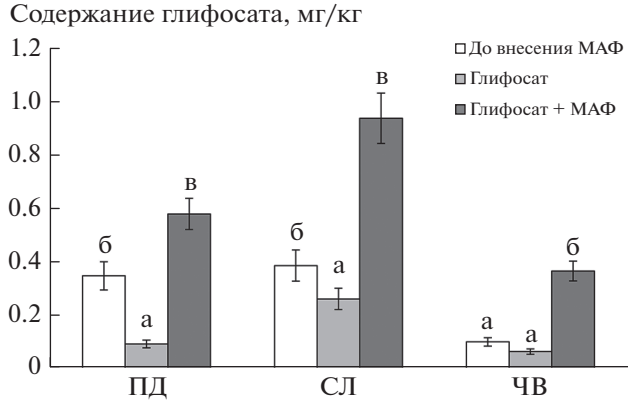


Рис. 1. Влияние МАФ на содержание глифосата в исследованных почвах. Планками показано стандартное отклонение ($n = 3$). Для каждой почвы одинаковые буквы указывают на принадлежность к одной группе по данным дисперсионного анализа.

дом, таких как глинистые минералы, оксиды и гидроксиды Al и Fe, с образованием связей Al–O–P или Fe–O–P [16]. Поэтому среди основных факторов, влияющих на сорбционно-десорбционное поведение глифосата в почвах, принято выделять содержание фосфатов, которые могут конкурировать за места связывания глифосата.

В ДП и СЛ почвах при отсутствии МАФ наблюдали уменьшение содержания глифосата по сравнению с его содержанием в почве после первого этапа инкубирования, что объясняется деградацией гербицида. В отличие от ДП и СЛ почв в ЧВ изменения концентрации гербицида в этих условиях не отмечено, это указывает, что в ЧВ полная инактивация глифосата, обусловленная его связыванием и деградацией, происходит в течение недели. Это хорошо согласуется с ранее установленным фактом, что в исследованном черноземе наблюдали самую высокую степень исчезновения гербицида. Об этом свидетельствует отсутствие возрастания обилия бактерий, оцениваемого на основании количества копий генов 16S рРНК, при дальнейшей инкубации как в присутствии, так и при отсутствии МАФ (табл. 4). В ДП и СЛ почвах, где продолжение инкубирования сопровождалось деградацией глифосата, наблюдали значимое увеличение обилия бактерий. Полученные результаты совпадают с данными исследователей, отмечавших возможность кратковременного возрастания количества бактерий в почве под действием глифосата [43, 60]. Принимая во внимание, что через первые 7 сут инкубирования после внесения глифосата для СЛ почвы отмечали снижение количества копий генов

Таблица 4. Влияние МАФ и глифосата на содержание целевых генов в исследованных почвах через 14 сут инкубации после внесения МАФ (среднее ± стандартное отклонение, $n = 3$)

Почва	Содержание, копий/г				
	16S, $\times 10^9$	α-ПБ* *phnJ*, $\times 10^7$	γ-ПБ** *phnJ*, $\times 10^4$	*phoC*, $\times 10^5$	*phoD*, $\times 10^5$
	Контроль				
ДП	1.6 ± 0.3	0.8 ± 0.4	–	0.4 ± 0.2	4.5 ± 0.2
СЛ	2.7 ± 0.3	9 ± 4	9.8 ± 0.2	7 ± 4	26 ± 1
ЧВ	1.0 ± 0.3	3.4 ± 0.6	6 ± 2	3 ± 1	10 ± 4
	МАФ				
ДП	**2.4 ± 0.3**↑	1.6 ± 0.8	–	0.9 ± 0.8	15 ± 2
СЛ	**3.5 ± 0.2**↑	7 ± 1	8 ± 4	5 ± 2	30 ± 2
ЧВ	1.3 ± 0.2	4.3 ± 0.7	7 ± 2	5 ± 1	19 ± 2
	Глифосат				
ДП	**2.2 ± 0.3**↑	1.1 ± 0.3	–	**4 ± 3**↑	6.1 ± 0.6
СЛ	**3.1 ± 0.1**↑	7 ± 2	10 ± 6	3.9 ± 0.5	32 ± 8
ЧВ	0.9 ± 0.2	3.2 ± 0.9	8.0 ± 0.9	4 ± 1	19 ± 3
	Глифосат + МАФ				
ДП	**2.1 ± 0.2**↑	1.7 ± 0.5	–	**7 ± 2**↑	12 ± 3
СЛ	**3.2 ± 0.2**↑	8 ± 2	11.9 ± 0.5	5 ± 2	32 ± 9
ЧВ	1.2 ± 0.4	4 ± 1	9 ± 3	5 ± 2	22 ± 9
$НСР_{0.05}$	0.4	3	5	3	14

* α-протеобактерии.
** γ-протеобактерии.

16S рРНК, рост этого показателя при дальнейшем инкубировании может свидетельствовать о развитии бактерий при уменьшении концентрации глифосата и снижении его угнетающего воздействия.

В ДП почве внесение глифосата как при добавлении МАФ, так и при его отсутствии, способствовало увеличению содержания копий гена *phoC* (табл. 4), кодирующего кислую фосфатазу, несмотря на отмеченный рост содержания подвижного фосфора во всех вариантах с внесением МАФ в 2.4–4.2 раза (табл. 5). Это не соответствует ранее полученным данным о снижении активности фосфатаз при внесении глифосата [55]. Количество копий генов фосфатаз в почве зависит от pH и увеличивается в случае недостатка доступного фосфора и при внесении органических удобрений [18]. Внесение минеральных фосфорных удобрений может как уменьшать, так и увеличивать обилие генов *phoC* и *phoD* [48]. Наблюдаемое в эксперименте увеличение обилия гена *phoC* в присутствии глифосата может быть обусловлено неспецифичной активностью *phoC* с использованием глифосата или продуктов его разложения в качестве субстрата. Не было выявлено изменений обилия генов *phnJ* α- и γ-протеобактерий на втором этапе эксперимента после внесения МАФ. Для ДП и СЛ почв с низким содержанием подвижного фосфора следует отметить возросшее обилие бактерий во всех микрокосмах по сравнению с контрольным, что может свидетельствовать о более активном развитии сообщества в присутствии фосфорсодержащего субстрата. Это согласуется с ранее полученными данными об увеличении дыхательной активности микробного сообщества при внесении глифосата в некоторых почвах [5, 42].

Наряду с увеличением содержания доступного фосфора, МАФ является источником минерального азота в аммонийной форме – фактора, который также мог оказать влияние на почвенную микрофлору. Поэтому после окончания второго этапа инкубирования в почвенных образцах определяли содержание минерального азота. Было установлено, что на ДП и СЛ почвах внесение МАФ привело к увеличению содержания аммонийного азота, в то время как на ЧВ изменения были статистически незначимы. По-видимому, это указывает на низкую нитрифицирующую способность в выбранных условиях ДП и СЛ почв и высокую – ЧВ. Высказанное предположение подтверждается тем, что для вариантов МАФ и глифосат + МАФ на ЧВ наблюдали рост количества нитратного азота (табл. 5).

Корреляционный анализ показал наличие прямой взаимосвязи ($r = 0.83$) между количеством копий 16S рРНК и содержанием минерального азота в аммонийной форме, что может указывать на вклад нитрификаторов в общее обилие бактерий в выбранных условиях и объясняться внесением доступного азота в аммонийной форме.

Таблица 5. Влияние МАФ и глифосата на содержание минерального азота и подвижного фосфора в исследованных почвах (среднее ± стандартное отклонение, $n = 3$)

Почва	Содержание, мг/кг		
	$N{-}NH_4^+$	$N{-}NO_3^-$	P_2O_5
	Контроль		
ДП	51 ± 9	18 ± 6	40 ± 7
СЛ	48 ± 7	8 ± 1	47 ± 2
ЧВ	2.3 ± 0.2	8.2 ± 0.7	46 ± 3
	МАФ		
ДП	**77 ± 17**↑	17 ± 4	**171 ± 30**↑
СЛ	**77 ± 4**↑	8.7 ± 0.1	**111 ± 11**↑
ЧВ	7 ± 2	**13 ± 4**↑	**136 ± 34**↑
	Глифосат		
ДП	**26 ± 4**↓	**29 ± 2**↑	58 ± 14
СЛ	49 ± 2	8 ± 1	51 ± 1
ЧВ	2.6 ± 0.9	**15 ± 5**↑	42.3 ± 0.6
	Глифосат + МАФ		
ДП	**66 ± 9**↑	15 ± 8	**176 ± 30**↑
СЛ	**73 ± 5**↑	8 ± 1	**110 ± 5**↑
ЧВ	5.3 ± 0.6	**19 ± 2**↑	**156 ± 31**↑
$НСР_{0.05}$	13	6	32

Оценка содержания минерального азота показала, что на ДП почве внесение глифосата привело к уменьшению количества доступного азота в аммонийной форме. Ранее аналогичный эффект при обработке почвы гербицидом отмечен рядом исследователей [20, 49, 53]. Глифосат в дозе внесения выше 4 кг/га приводил к значимому снижению азотфиксирующей способности *Azotobacter chroococcum* и *A. vinelandii*, а дозы 20–28 кг/га – практически к полному ингибированию этого процесса [49]. Кроме того, наблюдаемое уменьшение содержания аммонийного азота может быть связано с усилением процесса нитрификации, ранее отмеченное в ряде работ [11, 53]. Установлено, что внесение глифосата может инициировать увеличение доли аммонийокисляющих бактерий при однократном внесении гербицида [11].

Несмотря на значимое возрастание содержания глифосата в почвах после внесения МАФ, гербицид не оказал негативного влияния на длину и биомассу растений (рис. 2), что хорошо со-

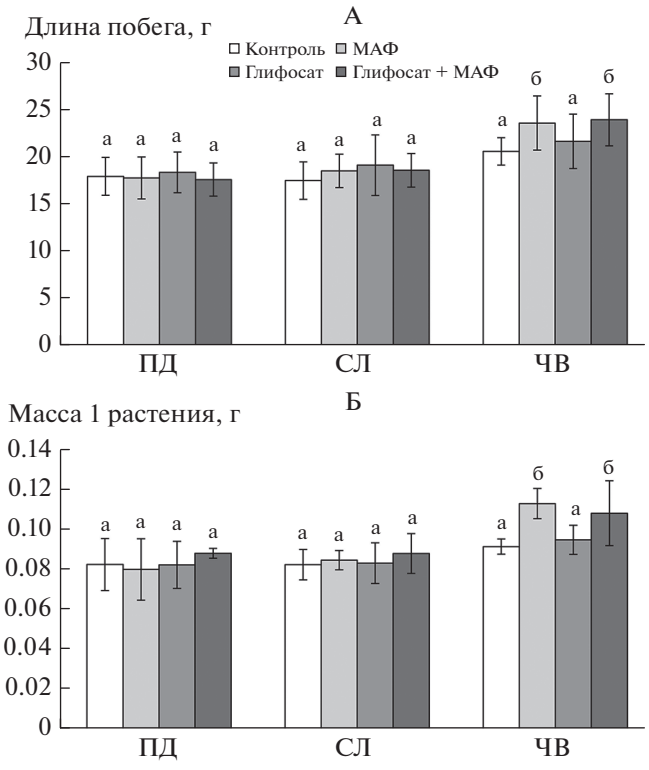


Рис. 2. Влияние МАФ и глифосата на длину (А) и сухую биомассу (Б) растений. Планками показано стандартное отклонение (n = 3). Для каждой почвы одинаковые буквы указывают на принадлежность к одной группе по данным дисперсионного анализа.

гласуется с общеизвестным фактом, что глифосат не является гербицидом почвенного действия.

Полученные результаты свидетельствуют о высокой скорости инактивации глифосата в выбранных условиях. Для ЧВ, кроме того, отмечено положительное влияние МАФ, наблюдавшееся как при отсутствии гербицида, так и в его присутствии: внесение удобрения способствовало увеличению длины (на 10–15%) и массы (16–28%) побегов пшеницы. Отмеченное положительное влияние МАФ на рост растений на исследованном черноземе объясняется, по-видимому, низким содержанием минерального азота в этой почве. При значении этого показателя менее 15 мг/кг (для ЧВ 5.3 ± 0.2 мг/кг) почвы относятся к группе с очень низкой обеспеченностью растений азотом и очень высокой потребностью в удобрениях [1].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В условиях лабораторного эксперимента при внесении в рекомендуемых дозах глифосат инактивируется в дерново-подзолистой, серой лесной почвах и черноземе на 95–99% в течение недели. Максимальная инактивация наблюдается на черноземе. При содержании подвижного фосфора в почве больше 6 мг/кг и актуальной кислотности больше 5 наблюдается временное уменьшение обилия бактерий, оцениваемого на основании содержания количества копий генов 16S рРНК. Показано наличие значимой обратной корреляционной взаимосвязи (r = –0.97) между остаточной концентрацией глифосата и содержанием 16S рРНК.

Внесение МАФ приводит к мобилизации глифосата во всех исследованных почвах. Наиболее ярко этот эффект проявляется на серой лесной почве, где концентрация глифосата в присутствии МАФ была в 3.6 раза выше, чем при его отсутствии. Для дерново-подзолистой почвы и чернозема выщелоченного это отношение составило 1.5 и 2.8 соответственно. Несмотря на увеличение количества доступного фосфора при внесении МАФ в 2.4–4.2 раза, статистически значимого изменения количества копий генов *phnJ*, кодирующих С–Р-лиазу α- и γ-протеобактерий, обнаружено не было. Для дерново-подзолистой почвы в присутствии глифосата было показано снижение количества азота в аммонийной и увеличение – в нитратной форме, что может свидетельствовать об усилении процесса нитрификации. Высвобождение глифосата не сопровождалось негативным влиянием на длину и биомассу растений пшеницы. Полученные результаты свидетельствуют о том, что внесение фосфорных удобрений в почвы, загрязненные глифосатом, может сопровождаться увеличением риска миграции гербицида в сопредельные среды.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при поддержке Российского научного фонда, проект № 19-16-00053 (отработка методик молекулярно-биологических анализов) и госбюджета, номер ЦИТИС 116020110002-8 (отбор и характеристика почвенных образцов).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Гамзиков Г.П.* Прогноз обеспеченности почв азотом и потребности полевых культур в азотных удобрениях // Инновации и продовольственная безопасность. 2015. № 3. С. 11–20.
2. ГОСТ 26204 Почвы. Определение подвижных соединений фосфора и калия по методу Чирикова в модификации ЦИНАО.
3. ГОСТ 26207 Почвы. Определение подвижных соединений фосфора и калия по методу Кирсанова в модификации ЦИНАО.
4. *Железова А.Д., Тхакахова А.К., Ярославцева Н.В., Гарбуз С.А., Лазарев В.И., Когут Б.М., Кутовая А.В., Холодов В.А.* Микробиологические показатели агрегатов типичных черноземов в многолетних полевых

опытах // Почвоведение. 2017. № 6. С. 711–717. https://doi.org/10.7868/S0032180X17060120

5. *Железова А.Д., Манучарова Н.А., Горленко М.В.* Структурные и функциональные характеристики прокариотного комплекса дерново-подзолистой почвы под воздействием гербицида глифосата // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2018. № 2. С. 48–54.
6. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 223 с.
7. *Куликова Н.А., Лебедева Г.Ф.* Гербициды и экологические аспекты их применения. Книжный дом "ЛИБРОКОМ". М., 2015. 152 с.
8. Практикум по агрохимии / Под ред. Минеева В.Г. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2001. 689 с.
9. *Свиридов А.В., Шушкова Т.В., Ермакова И.Т., Иванова Е.В., Эпиктетов Д.О., Леонтьевский А.А.* Микробная деградация гербицида глифосата (обзор) // Прикладная биохимия и микробиология. 2015. № 2. С. 183–190.
10. Теория и практика химического анализа почв / Под ред. Воробьевой Л.А. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
11. *Allegrini M., Gomez E. del V., Zabaloy M.C.* Repeated glyphosate exposure induces shifts in nitrifying communities and metabolism of phenylpropanoids // Soil Biol. Biochem. 2017. V. 105. P. 206–215. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.11.024
12. *Aparicio V.C., Geronimo E.De, Marino D., Primost J., Carriquiriborde P., Costa J.L.* Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins // Chemosphere. 2013. V. 93. P. 1866–1873. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.041
13. *Araujo A.S.F., Monteiro R.T.R., Abarkeli R.B.* Effect of glyphosate on the microbial activity of two Brazilian soils // Chemosphere. 2003. V. 52. P. 799–804. https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00266-2
14. *Banks M.L., Kennedy A.C., Kremer R.J., Eivazi F.* Soil microbial community response to surfactants and herbicides in two soils // Appl. Soil Ecology. 2014. V. 74. P. 12–20. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.08.018
15. *Benbrook Ch.M.* Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally // Environ. Sci. Europe. 2016. 28:3. https://doi.org/10.1186/s12302-016-0070-0
16. *Borggaard O.K., Gimsing L.* Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review // Pest Management Science. 2008. V. 64. P. 441–456. https://doi.org/10.1002/ps.1512
17. *Bott S., Tesfamariam T., Kania A., Eman B., Aslan N., Römheld V., Neumann G.* Phytotoxicity of glyphosate soil residues re-mobilised by phosphate fertilization // Plant and Soil. 2011. V. 342. P. 249–263. https://doi.org/10.1007/s11104-010-0689-3
18. *Chen X., Jiang N., Chen Z., Tian J., Sun N., Xu M., Chen L.* Response of soil *phoD* phosphatase gene to long-term combined applications of chemical fertilizers and organic materials // Appl. Soil Ecology. 2017. V. 119. P. 197–204. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.06.019
19. *Cherni A.E., Trabelsi D., Chebil S., Barhoumi F., Rodríguez-Llorente I.D., Zribi K.* Effect of glyphosate on enzymatic activities, *Rhizobiaceae* and total bacterial communities in an agricultural Tunisian soil // Water, Air and Soil Pollution. 2015. V. 226. P. 145. https://doi.org/10.1007/s11270-014-2263-8
20. *Damin V., Franco H.C.J., Moraes M.F., Franco A., Trivelin P.C.O.* Nitrogen loss in *Brachiaria decumbens* after application of glyphosate or glufosinate-ammonium // Scientia Agricola. 2008. V. 65. P. 402–407.
21. *de Jonge H., de Jonge L.W., Jacobsen O.H., Yamaguchi T., Moldrup P.* Glyphosate sorption in soils of different pH and phosphorus content // Soil Sci. 2001. V. 166. P. 230–238.
22. *Dick R.E., Quinn J.P.* Glyphosate-degrading isolates from environmental samples: occurrence and pathways of degradation // Appl. Microbiol. Biotechnol. 1995. V. 43. P. 545–550. https://doi.org/10.1007/BF00218464
23. *Druart C., Delhomme O., de Vaufleury A., Ntcho E., Millet M.* Optimization of extraction procedure and chromatographic separation of glyphosate, glufosinate and aminomethylphosphonic acid in soil // Analytical and Bioanalytical Chemistry. 2011. V. 399. P. 1725–1732. https://doi.org/10.1007/s00216-010-4468-z
24. *Erban T., Stehlik V., Sopko B., Markovic M., Seifrtova M., Halesova T., Kovaricek P.* The different behaviors of glyphosate and AMPA in compost-amended soil // Chemosphere. 2018. V. 207. P. 78–83. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.004
25. *Ermakova I.T., Shushkova T., Leontievsky A.A., Kiseleva N.I., Zharikov M., Zharikov G.A.* Bioremediation of glyphosate-contaminated soils // Appl. Microbiol. Biotechnol. 2010. V. 88. № 2. P. 585–594. https://doi.org/10.1007/s00253-010-2775-0
26. *Ermakova I.T., Shushkova T.V., Sviridov A.V., Zelenkova N.F., Vinokurova N.G., Baskunov B.P., Leontievsky A.A.* Organophosphonates utilization by soil strains of *Ochrobactrum anthropi* and *Achromobacter* sp. // Archives of Microbiology. 2017. V. 199. P. 665–675. https://doi.org/10.1007/s00203-017-1343-8
27. *Fan J., Yang G., Zhao H., Shi G., Geng Y., Hou T., Yao K.* Isolation, identification and characterization of a glyphosate-degrading bacterium, *Bacillus cereus* CB4, from soil // J. Gener. Appl. Microbiol. 2012. V. 58. P. 263–271. https://doi.org/10.2323/jgam.58.263
28. *Fierer N., Jackson J.A., Vilgalys R., Jacksson R.B.* Assessment of soil microbial community structure by use of taxon-specific quantitative PCR assays // Appl. Environ. Microbiol. 2005. V. 71. P. 4117–4120. https://doi.org/10.1128/AEM.71.7.4117
29. *Fraser T.D., Lynch D.H., Gaiero J., Khosla K., Dunfield K.E.* Quantification of bacterial non-specific acid (*phoC*) and alkaline (*phoD*) phosphatase genes in bulk and rhizosphere soil from organically managed soybean fields // Appl. Soil Ecology. 2017. V. 111. P. 48–56. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.11.013
30. *Gimsing A.L., Borggaard O.K.* Effect of phosphate on the adsorption of glyphosate on soils, clay minerals and oxides // Int. J. Environ. Anal. Chem. 2002. V. 82. P. 545–552

31. *Gimsing A.L., Borggaard O.K., Bang M.* Influence of soil composition on adsorption of glyphosate and phosphate by contrasting Danish surface soils // Eur. J. Soil Sci. 2004. V. 55. P. 183–191. https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2003.00585.x

32. *Gimsing A.L., Szilas C., Borggaard O.K.* Sorption of glyphosate and phosphate by variable-charge tropical soils from Tanzania // Geoderma. 2007. V. 138. P. 127–132. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.11.001

33. Glyphosate Issue Paper: Evaluation of Carcinogenic Potential. USA: EPA, 2016. 227 P.

34. *Gomes M.P., Maccario S., Lucotte M., Labrecque M., Juneau Ph.* Consequences of phosphate application on glyphosate uptake by roots: impacts for environmental management practices // Sci. Total Environ. 2015. V. 537. P. 115–119. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.054

35. ISO 10694:1995 Soilquality – Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis).

36. IUSS Working GroupWRB. World Reference Base for Soil Resources 2014, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps // FAO. World Soil Resources Reports. 2014. V. 106. 203 p.

37. *Kanissery R.G., Welsh A., Sims G.K.* Effect of soil aeration and phosphate addition on the microbial bioavailability of carbon-14-glyphosate // J. Environ. Quality. 2015. V. 44. P. 137–144. https://doi.org/10.2134/jeq2014.08.0331

38. *Kryuchkova Y.V., Burygin G.L., Gogoleva N.E., Gogolev Y.V., Chernyshova M.P., Makarov O.E., Fedorov E.E., Turkovskaya O.V.* Isolation and characterization of a glyphosate-degrading rhizosphere strain, *Enterobacter cloacae* K7 // Microbiol. Res. 2014. V. 169. P. 99–105. https://doi.org/10.1016/j.micres.2013.03.002

39. *la Cecilia D., Maggi F.* Analysis of glyphosate degradation in a soil microcosm // Environmental Pollution. 2018. V. 233. P. 201–207. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.017

40. *Lancaster S.H., Hollister E.B., Senseman S.A., Gentry T.J.* Effects of repeated glyphosate applications on soil microbial community composition and the mineralization of glyphosate // Pest Manag. Sci. 2010. V. 66. P. 59–64. https://doi.org/10.1002/ps.1831

41. *Munira S., Farenhorst A., Flaten D., Grant C.* Phosphate fertilizer impacts on glyphosate sorption by soil // Chemosphere. 2016. V. 153. P. 471–477. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.028

42. *Nguyen D.B., Rose M.T., Rose T.J., Morris S.G., van Zwieten L.* Impact of glyphosate on soil microbial biomass and respiration: a meta-analysis // Soil Biol. Biochem. 2016. V. 92. P. 50–57. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.09.014

43. *Newman M.M., Hoilett N., Lorenz N., Dick R.P., Liles M.R., Ramsier C., Kloepper J.W.* Glyphosate effects on soil rhizosphere-associated bacterial communities // Sci. Total Environ. 2016. V. 543. P. 155–160. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.008

44. *Okada E., Costa J.L., Bedmar F.* Glyphosate dissipation in different soils under no-till and conventional tillage // Pedosphere. 2017. https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60430-2

45. *Ololade I.A., Oladoja N.A., Oloye F.F., Alomaja F., Akerele D.D., Iwaye J., Aikpokpodion P.* Sorption of glyphosate on soil components: the roles of metal oxides and organic materials // Soil and Sediment Contamination. 2014. V. 23. P. 571–585. https://doi.org/10.1080/15320383.2014846900

46. *Pipke R., Amrhein N.* Carbon-phosphorus lyase activity in permeabilized cells of *Arthrobacter* sp. GLP-1 // FEBS Lett. 1988. V. 236. P. 135–138. https://doi.org/10.1016/0014-5793(88)80301-6

47. *Powell J.R., Levy-Booth D.J., Gulden R.H., Asbil W.L., Campbell R.G., Dunfield K.E., Hamill A.S., Hart M.M., Lerat S., Nurse R.E., Pauls K.P., Sikkema P.H., Swanton C.J., Trevors J.T., Klironomos J.N.* Effects of genetically modified, herbicide-tolerant crops and their management on soil food web properties and crop litter decomposition // J. Appl. Ecology. 2009. V. 46. P. 388–396. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01617.x

48. *Ragot S.A., Kertesz M.A., Bünemann E.K. phoD* alkaline phosphatase gene diversity in soil // Appl. and Environmental Microbiology. 2015. V. 81. P. 7281–7289. https://doi.org/10.1128/aem.01823-15

49. *Santos A., Flores M.* Effects of glyphosate on nitrogen-fixation of free-living heterotrophic bacteria // Lett. Appl. Microbiol. 1995. V. 20. P. 349–352. https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.1995.tb01318.x

50. *Shehata A., Kühnert M., Haufe S., Krüger M.* Neutralization of the antimicrobial effect of glyphosate by humic acid in vitro // Chemosphere. 2014. V. 104. P. 258–261. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.064

51. *Sidoli P., Baran N., Angulo-Jaramillo R.* Glyphosate and AMPA adsorption in soils: laboratory experiments and pedotransfer rules // Environ. Sci. Poll. Res. 2016. V. 23. P. 5733–5742. https://doi.org/10.1007/s11356-015-5796-5

52. *Silva V., Montanarella L., Jones A., Fernández-Ugalde O., Mol H.G.J., Ritsema C.J., Geissen V.* Distribution of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in agricultural topsoils of the European Union // Sci. Total Environ. 2018. V. 621. P. 1352–1359. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.09

53. *Stratton G.W., Stewart K.E.* Effects of the herbicide glyphosate on nitrogen cycling in an acid forest soil // Water, Air, and Soil Pollution. 1991. V. 60. P. 231–247. https://doi.org/10.1007/BF00282625

54. *Székács A., Darvas B.* Forty years with glyphosate. In: Herbicides – properties, synthesis and control of weeds. Croatia: InTech, 2012. P. 247–284. https://doi.org/10.5772/32491

55. *Tejada M.* Evolution of soil biological properties after addition of glyphosate, diflufenican and glyphosate + + diflufenican herbicides // Chemosphere. 2009. V. 76. P. 365–373. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.03.040

56. *Wang C., Lin X., Li L., Lin L., Lin S.* Glyphosate shapes a dinoflagellate-associated bacterial community while supporting algal growth as sole phosphorus source // Frontiers Microbiol. 2017. V. 8. https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.02530

57. *Chen M.X., Cao Z.Y., Jiang Y., Zhu Z.W.* Direct determination of glyphosate and its major metabolite, aminomethylphosphonic acid, in fruits and vegetables by mixed-mode hydrophilic interaction/weak anion-exchange liquid chromatography coupled with electrospray tandem mass spectrometry // J. Chromatography A. 2013. V. 1272. P. 90–99. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2012.11.069

58. *Yao M., Henny C., Maresca J.A.* Freshwater bacteria release methane as a by-product of phosphorus acquisition // Appl. and Environmental Microbiology. 2016. V. 82. P. 6994–7003. https://doi.org/10.1128/AEM.02399-16

59. *Zabaloy M.C., Garland J.L., Gomez M.A.* An integrated approach to evaluate the impacts of the herbicides glyphosate, 2,4-D and metsulfuron-methyl on soil microbial communities in the Pampas region, Argentina // Appl. Soil Ecology. 2012. V. 40. P. 1–12. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.02.004

60. *Zabaloy M.C., Zanini G.P., Bianchinotti V., Gomez M.A., Garland J.L.* Herbicides in the soil environment: linkage between bioavailability and microbial ecology // Herbicides, Theory and Applications. Croatia: InTech, 2011. P. 161–192. https://doi.org/10.5772/12880

61. *Zhan H., Feng Y., Fan X., Chen S.* Recent advances in glyphosate biodegradation // Appl. Microbiol. Biotechnol. 2018. V. 102. P. 5033–5043. https://doi.org/10.1007/s00253-018-9035-0

Monoammonium Phosphate Effects on Glyphosphate in Soils: Mobilization, Phytotoxicity and Alteration of the Microbial Community

N. A. Kulikova[1, 2, *], A. D. Zhelezova[3], M. G. Voropanov[1], O. I. Filippova[1], I. V. Plyushchenko[1], and I. A. Rodin[1]

[1]Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

[2]Federal Research Center "Fundamentals of Biotechnology," Bakh Institute of Biochemistry, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119071 Russia

[3]Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia

**e-mail: knat@darvodgeo.ru*

Application of monoammonium phosphate was demonstrated to re-immobilize glyphosphate sorbed by soil under model laboratory experiment conditions. This effect was most pronounced in the gray forest soil (Haplic Phaeozem), where the concentration of herbicide in the presence of fertilizer was 3.6 times higher than in its absence. For soddy-podzolic soil (Albic Retisol) and leached Chernozem (Luvic Chernozem), this ratio was 1.5 and 2.8, respectively. Thus, the introduction of monoammonium phosphate in soils contaminated with glyphosate may result in an increase in the risk of herbicide migration into the neighboring environments. The estimated number of functional genes of bacteria responsible for the degradation of glyphosate by means of the C–P bond cleavage did not show statistically significant effect of the fertilizer on the number of copies of the *phnJ* gene, encoding the C–P lyase of α- and γ-proteobacteria. The release of glyphosate was not accompanied by any adverse effects on the length and biomass of wheat plants.

Keywords: herbicides, phosphorus fertilizer, Albic Retisol, Haplic Phaeozem, Leached Chernozem

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2020, № 6, с. 738–750

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 546.48:549.678:576.851.13:633.16

РЕМЕДИАЦИЯ ЗАГРЯЗНЕННОЙ КАДМИЕМ ПОЧВЫ ПРИ ПРИМЕНЕНИИ СТИМУЛИРУЮЩИХ РОСТ РАСТЕНИЙ РИЗОБАКТЕРИЙ И ПРИРОДНОГО ЦЕОЛИТА

© 2020 г. В. П. Шабаев[a], Е. А. Бочарникова[b, *], В. Е. Остроумов[a]

[a] *Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, ул. Институтская, 2, Московская область, Пущино, 142290 Россия*

[b] *Институт фундаментальных проблем биологии РАН, ул. Институтская, 2, Московская область, Пущино, 142290 Россия*

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

Поступила в редакцию 18.07.2019 г.
После доработки 23.10.2019 г.
Принята к публикации 27.12.2019 г.

В вегетационных опытах изучено влияние двух штаммов бактерий рода *Pseudomonas* и природного цеолита на рост и элементный состав растений ячменя при выращивании на искусственно загрязненном кадмием гумусовом горизонте агросерой почвы (Luvisol). Применение бактерий *P. fluorescens* 21 или *P. putida* 23, или цеолита устраняло токсическое действие тяжелого металла на растения. Не установлено достоверного кумулятивного эффекта совместного внесения *P. fluorescens* 21 и цеолита. Устойчивость растений, подвергнутых кадмиевому стрессу, при применении бактерий и цеолита была обусловлена усилением роста корневой системы, уменьшением содержания кадмия в корнях и улучшением минерального питания растений. Внесение бактерий и цеолита увеличило вынос питательных элементов урожаем из почвы вследствие стимуляции роста растений в целом без существенных изменений концентрации макроэлементов N, P, K, Ca и Mg, а также Fe и микроэлементов Zn, Mn и Cu в растениях, в том числе в зерне. Внесение *P. fluorescens* 21 усилило закрепление Cd в почве в составе органических соединений в первой половине вегетационного периода, вероятно, вследствие секвестирования металла бактериальными сидерофорами. Применение бактерий и природного цеолита может быть рекомендовано при разработке стратегий ремедиации загрязненных кадмием почв на основе экологически безопасных технологий.

Ключевые слова: кадмиевый стресс, ячмень, бактерии рода *Pseudomonas*

DOI: 10.31857/S0032180X20060118

ВВЕДЕНИЕ

Кадмий (Cd) является тяжелым металлом (**ТМ**) и одним из наиболее опасных и токсичных загрязнителей биосферы. Избыточное поступление Cd в растения выражается в уменьшении выхода и ухудшении качества растительной продукции [4]. Помимо промышленных и бытовых источников загрязнения, Cd поступает в почву с органическими и минеральными удобрениями [3]. В настоящее время в качестве одной из стратегий ремедиации загрязненных ТМ почв рассматривают возможность использования микробно-растительных ассоциаций [10, 25, 31]. В последнее десятилетие наблюдается возрастающий интерес к выделению и изучению микроорганизмов, способных влиять на поступление ТМ в растения и их устойчивость к ТМ [1, 12, 23, 39]. Несмотря на существенную роль, которую играют ризосферные бактерии, стимулирующие рост растений (PGPR-plant growth promoting rhizobacteria), во взаимодействии с растениями и с почвенной средой, исследований, направленных на изучение механизмов ремедиации почв, загрязненных ТМ, под влиянием этих бактерий, немного. Среди PGPR особое внимание привлекают представители рода *Pseudomonas* благодаря широкой распространенности и присущей им совокупности полезных для растений свойств [22]. Ранее нами была показана высокая эффективность использования на загрязненной свинцом серой лесной почве бактерии *P. fluorescens* 21, которая повышала устойчивость растений ячменя к токсическому действию ТМ и значительно снижала его поступление в вегетативную массу растений на ранних стадиях их развития [15].

В настоящее время для снижения подвижности загрязняющих веществ неорганической природы, а также в качестве почвенных мелиорантов для улучшения агрохимических свойств почв все

большее применение находят минералы с высоким содержанием доступного или растворимого кремния (Si) [6, 21, 36]. Одними из наиболее перспективных в этом отношении являются цеолиты. Цеолиты образуются в результате осаждения растворимых форм Si. Хорошая растворимость по сравнению с другими кремниевыми минералами, а также уникальные сорбционные свойства позволяют рекомендовать их для прочной фиксации тяжелых металлов в почвах и природных водах [6]. Кроме того, природные цеолиты как комплексные мелиоранты повышают плодородие почв, урожайность культур, качество растениеводческой продукции, а также способствуют активизации микробного метаболизма в почвах [16, 18]. Однако многие механизмы прямого и опосредованного действия цеолитов на поведение ТМ в системе почва–растение не выявлены, а комплексное влияние PGPR и цеолитов не исследовано.

Цель исследования – изучение влияния PGPR рода *Pseudomonas* и природного цеолита на рост растений ячменя и элементный состав растений, включая поступление в них Cd, как возможной основы для разработки технологии ремедиации загрязненной Cd агросерой почвы.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили при выращивании ячменя *Hordeum vulgare* L. в вегетационных опытах на гумусовом горизонте агросерой почвы юга Московской области при искусственном загрязнении почвы водорастворимым соединением Cd. Испытывали влияние 21-го штамма бактерии *P. fluorescens*, 23-го штамма бактерии *P. putida* и природного цеолита на рост растений, содержание в них Cd и элементный состав растений. Для опытов использовали бывшую пахотную, среднесуглинистую агросерую почву (Luvisol) (слой 0–20 см), последние 5 лет находившуюся в условиях залежи на опытно-полевой станции Института физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН. В почву, за 10 дней до посева семян, вносили в виде раствора $Cd(NO_3)_2 \cdot 4H_2O$, квалификации “х. ч.” (Реахим, Россия) из расчета 10 мг Cd/кг почвы, что в 5 раз превышает ПДК. Соль Cd применяли на фоне внесения NPK-удобрений из расчета по 100 мг действующего вещества на 1 кг почвы соответственно в виде азотнокислого аммония, двухзамещенного фосфорнокислого калия и сернокислого калия. В опытах все варианты выравнивали по азоту, учитывая его количество, внесенное в вариантах с загрязнением почвы солью Cd. При посеве пророщенные семена раскладывали на почве и инокулировали водными суспензиями чистых культур бактерий в водопроводной воде из расчета 10^8 клеток на растение и засыпали 3-сантиметровым слоем почвы. В вариантах без инокуляции бактериями вносили аналогичным образом адекватное количество автоклавированных бактериальных суспензий. Влажность почвы в сосудах в течение вегетационного периода поддерживали на уровне 60% полной влагоемкости (21 мас. %). Повторность опытов четырехкратная.

Опыт 1. В сосудах диаметром 10 см и высотой 11 см, наполненных 800 г почвы, выращивали по 5 растений ячменя Московский 2 до фазы колошения в течение 45 дней. В вариантах с загрязнением почвы Cd растения выращивали без внесения и с внесением бактерии *P. fluorescens* 21. В контрольном варианте растения выращивали без внесения Cd и бактерии. Почва имела следующие показатели: pH_{KCl} 5.06, $C_{орг}$ – 0.96%, $N_{вал}$ – 123 мг/кг, Ca и Mg (1 н. KCl) – 4.0 и 1.0 смоль/кг, подвижные P_2O_5 и K_2O (0.2 н. HCl) – 200 и 103 мг/кг почвы соответственно.

Опыт 2. В сосудах, содержащих 5 кг почвы, выращивали по 13 растений ячменя сорта Суздалец до полного созревания. Одновременно с внесением в почву соли Cd и NPK-удобрений в соответствующих вариантах при набивке почвой сосудов вносили природный цеолит Хотынецкого месторождения Орловской области. Цеолит имел следующий химический состав, %: SiO_2 – 69.0–74.0, Al_2O_3 – 11.4–14.0, CaO – 1.7–3.3, K_2O – 0.5–5.0, Fe_2O_3 – 0.60–1.8, MgO – 0.4–1.7, Na_2O – 0.4–0.9, P_2O_5 – 0.4, TiO – 0.08–0.16, MnO – 0.02–0.05; pH 6.5. Цеолит вносили в дозе 60 г/сосуд или из расчета 12 г/кг почвы, что соответствовало 1.2% от массы почвы. Соль кадмия, удобрения и цеолит перемешивали со всем объемом почвы в сосуде. При загрязнении почвы Cd использовали следующие варианты: без внесения бактерий, с внесением бактерии *P. fluorescens* 21, с внесением бактерии *P. putida* 23, с внесением цеолита и с совместным внесением цеолита и бактерии *P. fluorescens* 21. Кроме того, в опыте в качестве контроля был вариант без внесения Cd, бактерий и цеолита. Почва имела следующие показатели: pH_{KCl} 5.07, $C_{орг}$ – 1.14%, $N_{вал}$ – 131 мг, Ca и Mg (1 н. KCl) – 5.2 и 1.0 смоль/кг, подвижные P_2O_5 и K_2O (0.2 н. HCl) – 129 и 136 мг/кг почвы соответственно.

Вегетативную массу растений (листья и стебли), зерно, солому (листья, стебли и полову) и корни высушивали при 70°C и взвешивали. Корни отмывали от почвы водопроводной, а затем – дистиллированной водой. После сжигания растительного материала (0.05–0.1 г) в разбавленной серной кислоте (1 : 2) с катализатором (K_2SO_4 : Zn : : Se : $CuSO_4 \cdot 4H_2O$ = 100 : 24 : 2 : 0.2) определяли содержание валового азота в растворах фенолового методом. Растительный материал (0.4–0.5 г) после сжигания в смеси концентрированных кислот HNO_3 : $HClO_4$ 2 : 1 анализировали на содержание Cd и биофильных элементов. После выраще-

Таблица 1. Масса растений ячменя и содержание Cd в растениях в фазе колошения (опыт 1)

Вариант	Масса растений (сухое вещество), г/сосуд	Содержание Cd в растениях, мг/кг сухой массы
	Вегетативная масса	
Контроль – NPK	2.16 ± 0.05a	Следы
Cd + NPK	2.21 ± 0.03a	7b
Cd + *P. fluorescens* 21 + NPK	2.14 ± 0.04a	3a
	Корни	
Контроль – NPK	0.52 ± 0.06a	Следы
Cd + NPK	0.54 ± 0.05a	81
Cd + *P. fluorescens* 21 + NPK	0.62 ± 0.07b	71

Примечание. Средние из четырех повторностей опыта ± доверительный интервал. Ошибки определения содержания Cd в растениях не превышали 15%. Величины, обозначенные разными буквами, отличались при уровне значимости 5%.

вания растений в опытах определяли pH почвенной суспензии в 1 н. KCl вытяжке (почва : раствор 1 : 2.5) [13].

Кроме того, в опыте 1 после срезания растений в фазе колошения фракционировали соединения Cd в почве методом последовательных селективных вытяжек [13]. Выделяли обменную фракцию Cd (экстрагент – $Ca(NO_3)_2$), специфически сорбированную, связанную с карбонатами (CH_3COOH), связанную с органическим веществом ($K_4P_2O_7$) и связанную с железистыми минералами (реактив Тамма). Содержание Cd в остаточной фракции (негидролизуемой, связанной с глинистыми минералами) определяли по разности между внесенным в почву количеством ТМ и его суммой во фракциях, выделенных указанными выше экстрагентами, и количеством, поглощенным растениями.

Содержание Cd и биофильных элементов P, Ca, Mg, Fe, Zn, Mn, Cu в растворах определяли методом эмиссионно-оптической спектроскопии индуктивно-связанной плазмы на спектрометре ICP OES Optima 5900 DV (Perkin Elmer, США). Калий определяли методом пламенной фотометрии на пламенном фотометре BWB XP 2011 (BWB, Великобритания), pH – на pH-метре “pH 211” (HANNA instruments, Germany). Статистическую обработку полученных данных проводили с использованием пакета MS Excel 2010.

РЕЗУЛЬТАТЫ

При применении бактерии *P. fluorescens* 21 в опыте 1 установлено уменьшение более, чем в 2 раза содержания Cd в вегетативной массе растений ячменя (в сумме листьев и стеблей) в фазе колошения, а также в корнях – на 12% по отношению к контролю – варианту с загрязнением почвы ТМ без внесения бактерии (табл. 1). В корневой системе как неинокулированных, так и инокулированных бактерией растений содержалось примерно на порядок больше металла, чем в вегетативной массе. В суммарной массе растений обнаружено ничтожно малое количество Cd – всего 0.74 и 0.63% от внесенного количества соответственно при загрязнении ТМ без применения и с применением бактерии.

Загрязнение почвы Cd и внесение при этом бактерии не оказывали влияния на рост растений в фазе колошения, исключение составило только увеличение на 16% массы корней инокулированных бактерией растений.

При загрязнении почвы Cd в опыте 2 установлено ингибирующее действие ТМ на рост растений ячменя в фазе полной спелости, которое выражалось в уменьшении биомассы целых растений на 16%, в том числе зерна – на 23% по отношению к контролю – варианту без загрязнения почвы Cd, внесения бактерий и цеолита (табл. 2). Масса соломы растений, подвергнутых кадмиевому стрессу, без применения бактерий и цеолита уменьшалась в виде тенденции, а масса корней – не изменялась. При применении бактерии *P. fluorescens* 21 или *P. putida* 23 не установлено негативного влияния Cd на растения. В загрязненных условиях при инокуляции бактериями масса зерна была больше на 25–30%, а масса соломы и суммарная масса растений – на 22–27% больше, чем у неинокулированных растений.

При внесении *P. putida* 23 и *P. fluorescens* 21 в условиях кадмиевого стресса масса корней возрастала соответственно на 47% и в виде тенденции относительно варианта с загрязнением почвы Cd без бактериальной инокуляции и внесения

Таблица 2. Масса растений ячменя и содержание Cd в растениях в фазе полной спелости (опыт 2)

Вариант	Масса растений (сухое вещество), г/сосуд				Cd в растениях, мг/кг сухой массы		
	зерно	солома	корни	сумма	зерно	солома	корни
Контроль – NPK	33.6	33.4	3.7	70.7	Не обн.		
Cd + NPK	25.9	29.9	3.7	59.5	2	18	143
Cd + *P. fluorescens* 21 + NPK	32.4	37.3	4.4	74.0	2	17	88
Cd + *P. putida* 23 + NPK	33.7	36.5	5.4	75.6	2	19	90
Cd + цеолит + NPK	32.9	33.7	4.8	71.5	2	16	120
Cd + *P. fluorescens* 21 + цеолит + NPK	35.3	37.4	5.6	78.3	2	15	100
$НСР_{05}$	3.0	3.7	1.5	10.0	1.0	3.0	11.1

цеолита. Кроме того, по сравнению с контролем этот показатель увеличился при применении бактерии *P. putida* 23 на 44%. Применение обеих бактерий в загрязненных условиях обеспечило получение такой же массы растений, в том числе зерна, как и у неинокулированных растений без загрязнения почвы.

В вариантах с внесением цеолита, в том числе совместно с бактерией *P. fluorescens* 21, не установлено негативного влияния ТМ на растения в фазе полной спелости, так же как при применении только бактерии *P. fluorescens* 21 или *P. putida* 23. Отдельное внесение цеолита в условиях кадмиевого стресса стимулировало рост корней в виде тенденции по сравнению с контролем. Достоверное увеличение массы корней по сравнению с контролем зафиксировано только при совместном применении цеолита с бактерией *P. fluorescens* 21. Применение в загрязненных условиях цеолита, как с бактериальной инокуляцией, так и без бактериальной инокуляции обеспечило получение такой же массы зерна и надземной биомассы, как и контрольных растений. Следовательно, стимуляция роста растений при применении цеолита отдельно и совместно с бактерией *P. fluorescens* 21 была примерно на одном уровне, как и при применении бактерии *P. fluorescens* 21 или *P. putida* 23.

В фазе полной спелости при загрязнении почвы Cd содержалось 2 мг Cd/кг зерна (выше ПДК в зерне на порядок). Наибольшая концентрация Cd обнаружена в корнях, наименьшая – в зерне. Содержание ТМ в зерне было примерно на порядок меньше, чем в соломе и почти на 2 порядка меньше по сравнению с корневой системой. Внесение бактерий и цеолита не привело к изменениям этого показателя в надземных органах растений. Однако содержание Cd в корнях под влиянием обеих бактерий уменьшалось на 37–38%, при совместном внесении бактерии *P. fluorescens* 21 и цеолита – на 30%, при внесении только цеолита – на 16%.

Величины выноса Cd различными органами растений или количества Cd в мкг/сосуд (в пересчете на массу органов в сосуде) в фазе полной спелости ячменя в опыте 2 представлены в табл. 3. Основное количество (94–95%) аккумулированного в растениях металла было локализовано в соломе и корнях. На долю Cd, перешедшего в зерно, приходилось всего 5–6% от количества металла, поступившего в растения. В корневой системе установлено уменьшение аккумуляции Cd, наиболее значительное – на 26% под влиянием бактерии *P. fluorescens* 21 и в виде тенденции – на 8% при применении *P. putida* 23 по отношению к варианту с загрязнением почвы Cd без внесения бактерий и цеолита. Для соломы при внесении бактерий установлена обратная зависимость – увеличилась аккумуляция Cd на 18–29%. При внесении цеолита как отдельно, так и с бактерией *P. fluorescens* 21, в отличие от применения каждой бактерии, количество металла в соломе и в корнях не изменялось. Однако при применении каждой бактерии и внесении цеолита как отдельно, так и с бактерией *P. fluorescens* 21 примерно в одинаковой степени (на 25–37%) увеличилось количество (в мкг/сосуд) Cd в зерне. В суммарной биомассе растений в фазе полной спелости независимо от применения бактерий и цеолита аккумулировалось примерно одинаковое, ничтожно малое количество Cd – в пределах 2.2–2.5% от внесенной в почву дозы металла. Таким образом, основная часть внесенного Cd (около 98%) после выращивания растений (при отсутствии потерь металла от вымывания из почвы в сосудах) была локализована в почве.

Определение фракционного состава соединений Cd в почве методом последовательных селективных вытяжек в фазе колошения ячменя в опыте 1 показало, что в варианте с внесением бактерии *P. fluorescens* 21 обнаружено увеличение на 22% содержания металла во фракции, связанной

Таблица 3. Вынос Cd растениями ячменя в фазе полной спелости (опыт 2)

Вариант	Вынос Cd растениями				
	зерно	солома	корни	целое растение	
	мкг/сосуд			мг/сосуд	% от внесенного количества
Контроль – NPK	Не обн.	Не обн.	Следы	Следы	Следы
Cd + NPK	52	538	529	1.1	2.2
Cd + *P. fluorescens* 21 + NPK	65	634	387	1.1	2.2
Cd + *P. putida* 23 + NPK	68	694	486	1.2	2.5
Cd + цеолит + NPK	66	539	576	1.2	2.4
Cd + *P. fluorescens* 21 + цеолит + NPK	71	561	560	1.2	2.4
$НСР_{05}$	8	75	69	0.2	

Таблица 4. Фракционный состав соединений Cd в почве в фазе колошения ячменя (опыт 1)

Вариант	Фракция Cd				
	обменная	специфически сорбированная	связанная с органическим веществом	связанная с железистыми минералами	остаточная (связанная с глинистыми минералами)
Cd	Следы	0.001 / 1.1	0.014 / 15.7	0.025 / 28.1	0.048 / 54.4
Cd + *P. fluorescens* 21	Следы	0.001 / 1.1	0.017 / 19.1	0.020 / 22.5	0.050 / 56.5

Примечание. Над чертой – ммоль/кг почвы, под чертой – % от внесенного количества. Ошибки определений содержания Cd не превышали 15%.

с органическим веществом, извлеченной пирофосфатом калия (табл. 4). В этом варианте также установлено некоторое увеличение закрепления Cd в остаточной, негидролизуемой фракции, прочно связанной с глинистыми минералами. При этом происходило одновременное уменьшение содержания Cd во фракции, связанной с железистыми минералами. После выращивания растений в почве в обменной и специфически связанной с карбонатами фракциях обнаружена соответственно следовая и незначительная концентрация Cd. Основная часть внесенного в почву металла была локализована во фракциях: связанной с органическим веществом (16–19% от внесенной дозы), связанной с железистыми минералами (23–28%), и составила немногим более 50% в остаточной фракции.

В вариантах с инокуляцией бактериями и в обоих вариантах с внесением цеолита не установлено существенных изменений реакции почвенной среды в фазах колошения и полной спелости растений (табл. 5). Некоторые увеличения значений pH_{KCl} (на 0.1–0.15 ед.) относительно контрольного варианта отмечены в обоих опытах только при загрязнении почвы металлом без внесения бактерий и при внесении бактерии *P. fluorescens* 21.

В табл. 6 представлены данные по содержанию биофильных элементов в растениях ячменя в фазе полной спелости после завершения опыта 2. Под влиянием загрязнения почвы Cd не происходили значительные изменения в содержании большинства изученных макро- и микроэлементов в зерне, кроме увеличения этого показателя для Fe по сравнению с контролем – без загрязнения почвы Cd и без внесения бактерий и цеолита. Для зерна эти изменения в основном были выражены в виде тенденций. В условиях кадмиевого стресса при внесении бактерии *P. fluorescens* 21 и *P. putida* 23, а также в обоих вариантах с цеолитом

Таблица 5. Реакция почвенной среды после выращивания растений

№ опыта	Фаза развития растений	Вариант	pH_{KCl}
1	Колошение	Контроль – NPK	5.13 ± 0.09а
		Cd + NPK	5.23 ± 0.07б
		Cd + *P. fluorescens* 21 + NPK	5.23 ± 0.08б
2	Полная спелость	Контроль – NPK	5.31 ± 0.07а
		Cd + NPK	5.47 ± 0.08б
		Cd + *P. fluorescens* 21 + NPK	5.42 ± 0.09б
		Cd + *P. pitida* 23 + NPK	5.31 ± 0.06а
		Cd + цеолит + NPK	5.27 ± 0.05а
		Cd + *P. fluorescens* 21 + цеолит + NPK	5.32 ± 0.05а

Таблица 6. Содержание биофильных элементов в растениях ячменя в фазе полной спелости (опыт 2)

Вариант	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Zn	Mn	Cu
	%					мг/кг растительного материала			
	Зерно								
Контроль – NPK	1.59	0.41	0.56	0.05	0.02	66	56	22	8
Cd + NPK	1.68	0.44	0.58	0.04	0.02	85	52	18	8
Cd + *P. fluorescens* 21 + NPK	1.42	0.47	0.59	0.03	0.02	95	51	18	8
Cd + *P. putida* 23 + NPK	1.51	0.47	0.57	0.04	0.02	87	52	21	9
Cd + цеолит + NPK	1.42	0.45	0.58	0.03	0.02	100	53	20	8
Cd + *P. fluorescens* 21 + цеолит + NPK	1.50	0.50	0.58	0.04	0.02	101	52	18	9
	Солома								
Контроль – NPK	0.37	0.04	2.5	0.07	0.01	100	20	98	8
Cd + NPK	0.41	0.06	2.1	0.09	0.01	100	26	78	8
Cd + *P. fluorescens* 21 + NPK	0.37	0.07	2.1	0.08	0.01	110	32	87	8
Cd + *P. putida* 23 + NPK	0.42	0.07	2.4	0.06	0.01	110	51	108	9
Cd + цеолит + NPK	0.43	0.05	1.9	0.07	0.01	123	36	94	8
Cd + *P. fluorescens* 21 + цеолит + NPK	0.35	0.06	2.0	0.06	0.01	125	38	89	8
	Корни								
Контроль – NPK	1.30	0.17	0.19	0.32	0.05	1900	203	151	23
Cd + NPK	0.97	0.18	0.40	0.32	0.05	1700	240	110	33
Cd + *P. fluorescens* 21 + NPK	1.03	0.15	0.25	0.33	0.07	1600	185	126	27
Cd + *P. putida* 23 + NPK	1.15	0.16	0.24	0.34	0.06	1800	210	124	28
Cd + цеолит + NPK	1.17	0.16	0.36	0.33	0.06	1600	230	108	27
Cd + *P. fluorescens* 21 + цеолит + NPK	1.00	0.15	0.36	0.33	0.06	1800	257	127	29

Примечание. Средние из четырех повторностей. Ошибки определений макро- и микроэлементов по вариантам не превышали соответственно 5 и 15%.

отмечено уменьшение на 10–15% содержания азота в зерне по отношению к контрольному варианту. При применении каждой бактерии и внесении цеолита отдельно или вместе с *P. fluorescens* 21 происходило увеличение содержания Fe в зерне загрязненных растений, достигающее максимальных значений в обоих вариантах с цеолитом, увеличиваясь при этом в 1.5 раза.

Концентрация биофильных элементов в соломе была менее подвержена изменениям под влиянием загрязнения почвы Cd и внесения каждой бактерии. Только в обоих вариантах с цеолитом увеличилось содержание Fe в соломе на 23–25% по отношению к контролю. Изменения элементного состава корней растений в загрязненных условиях в фазе полной спелости, в том числе при

Таблица 7. Вынос биофильных элементов растениями ячменя в фазе полной спелости (опыт 2)

Вариант	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Zn	Mn	Cu
	Зерно								
	мг/сосуд							мкг/сосуд	
Контроль – NPK	**534**	**138**	188	**17**	**6.7**	2.2	1.9	**739**	**269**
Cd + NPK	435	114	195	10	5.2	2.2	1.4	518	207
Cd + *P. fluorescens* 21 + NPK	460	**152**	191	10	**6.5**	**3.1**	**1.7**	**583**	**201**
Cd + *P. putida* 23 + NPK	**509**	**159**	192	**14**	**6.7**	**3.0**	**1.8**	**708**	**291**
Cd + цеолит + NPK	467	**148**	191	10	**6.5**	**3.2**	**1.7**	**592**	**263**
Cd + *P. fluorescens* 21 + цеолит + NPK	**530**	**177**	205	**14**	**7.0**	**3.6**	**1.8**	**638**	**318**
	Целое растение								
	мг/сосуд								мкг/сосуд
Контроль – NPK	**707**	**157**	**1030**	52	**11.9**	12.6	3.2	**4.6**	**622**
Cd + NPK	594	139	838	49	10.0	11.4	3.1	3.3	567
Cd + *P. fluorescens* 21 + NPK	643	**185**	**985**	55	**13.3**	**14.4**	**3.7**	**4.3**	**708**
Cd + *P. putida* 23 + NPK	**724**	**194**	**1080**	54	**13.6**	**18.6**	**4.8**	**5.3**	**777**
Cd + цеолит + NPK	**668**	**173**	848	50	**12.8**	**15.6**	**4.0**	**4.3**	**663**
Cd + *P. fluorescens* 21 + цеолит + NPK	**717**	**208**	**953**	54	**14.0**	**18.2**	**4.6**	**4.7**	**778**

Примечание. Выделенные значения превышали величины в варианте Cd без внесения бактерий и цеолита при уровне значимости 5%.

применении бактерий и в обоих вариантах с цеолитом, также были незначительными или выражены в виде тенденций для большинства элементов относительно контроля. Так, в условиях кадмиевого стресса при внесении бактерий и цеолита концентрация азота в корнях уменьшилась на 10–26%. Под влиянием бактерий при загрязнении почвы Cd отмечено увеличение в корнях содержания Mn и одновременное уменьшение содержания в них K и Zn.

При загрязнении почвы Cd в опыте 2 установлено значительное уменьшение выноса зерном (в мг/сосуд и мкг/сосуд) большинства изученных биофильных элементов, без изменений этого показателя для K и Fe относительно контроля (табл. 7). Количество элементов в суммарной биомассе растений в загрязненных условиях также уменьшилось значительно для N, P, K, Mg и Mn и в виде тенденции для остальных элементов. Внесение в загрязненных условиях *P. fluorescens* 21 или *P. putida* 23 существенно увеличило вынос зерном большинства элементов, без изменения количества N и Ca – при применении бактерии *P. fluorescens* 21, и K – при применении обеих бактерий по сравнению с вариантом с загрязнением почвы Cd без внесения бактерий и цеолита. Для суммарной биомассы растений, инокулированных обеими бактериями, в условиях кадмиевого стресса, так же как для зерна, установлены аналогичные зависимости, за исключением увеличения выноса K и неизменных значениях этого показателя для Ca.

При отдельном внесении цеолита в загрязненную Cd почву установлено примерно такое же, как и при применении обеих бактерий, увеличение количества в зерне практически всех элементов, в том числе без изменений выноса зерном K и Ca по сравнению с загрязненным вариантом без бактерий и цеолита. Вынос большинства элементов суммарной биомассой растений в загрязненных условиях под влиянием отдельного внесения цеолита также увеличился и был примерно на одном уровне, как при применении каждой бактерии. При этом исключение, как и для бактерий, этот показатель составил для K и Ca. Совместное применение цеолита и бактерии *P. fluorescens* 21 при загрязнении почвы Cd увеличило количество N, P, K, Ca и Cu в зерне при неизменном выносе или некоторым увеличении выноса остальных элементов зерном по сравнению с отдельным внесением цеолита. При внесении цеолита в загрязненных условиях совместно с бактерией *P. fluorescens* 21 в

суммарной биомассе растений количество P, Fe, Zn и Cu увеличилось значительно, а остальных элементов – в виде тенденции по отношению к варианту только с цеолитом.

ОБСУЖДЕНИЕ

Полученные результаты показали, что внесение *P. fluorescens* 21 или *P. putida* 23, а также природного цеолита полностью устраняло токсическое действие Cd на растения ячменя при выращивании на искусственно загрязненном ТМ гумусовом горизонте агросерой почвы. Применение бактерий и цеолита увеличивало биомассу подвергнутых кадмиевому стрессу растений, в том числе зерна, до уровня не меньшего, чем на незагрязненной почве без бактериальной инокуляции и внесения цеолита. Обе бактерии и цеолит в одинаковой степени стимулировали рост загрязненных растений. При совместном внесении бактерии *P. fluorescens* 21 и цеолита биомасса надземной части и корней растений была максимальной, хотя увеличение по сравнению с этими показателями при отдельном применении бактерии и цеолита было незначительным. Таким образом, применение бактерий или цеолита повышало устойчивость растений к кадмиевому стрессу, которая выражалась в отсутствии негативного влияния металла на рост надземных органов растений. Устойчивость растений к токсическому действию Cd при внесении бактерий и цеолита была обусловлена повышенным ростом корней и уменьшением концентрации Cd в корневой системе. Аналогичная интенсификация укоренения и стимуляция роста растений обнаружены при внесении устойчивого к Cd штамма ризопсевдомонад в загрязненную ТМ почву [23]. Слабый кумулятивный эффект совместного применения бактерии *P. fluorescens* 21 и цеолита на стимуляцию роста вегетативных органов и корневой системы в условиях кадмиевого стресса, возможно, обусловлен проявлением действия цеолита. Внесение цеолита, улучшая физико-химические свойства почвы [11], могло создать благоприятные условия для развития и активизации аборигенной микрофлоры [37], что снижало эффективность интродукции бактерии.

Многими исследованиями показано, что повышенное содержание Cd в корнеобитаемой зоне тормозит рост и уменьшает массу корней растений [5, 26]. В результате проведенных экспериментов установлено, что загрязнение агросерой почвы Cd из расчета 10 мг/кг почвы не оказало негативного влияния на корневую систему ячменя. Это обусловлено тем, что ячмень является одним из устойчивых видов к токсическому действию Cd в отличие от других злаковых культур [5]. Тем не менее, внесение бактерий и цеолита в загрязненных условиях обеспечило увеличение массы корней до уровня даже более высокого, чем в контрольном варианте – без загрязнения почвы Cd и без внесения бактерий и цеолита.

Среди токсичных тяжелых металлов Cd примечателен тем, что накапливается в растениях в повышенных концентрациях, это связано с его высокой мобильностью в почве и биодоступностью [30]. Показано, что Cd легко поступает в растения через транспортные мембраны, через которые поглощаются Fe, Zn и Ca [19]. Обнаруженная независимо от применения бактерий и цеолита повышенная концентрация и преимущественная аккумуляция (в мкг/сосуд) Cd в корнях и вегетативных органах растений по сравнению с зерном определяется барьерными функциями корневой системы и вегетативных органов, препятствующими транслокации металла в вегетативные и генеративные органы [2, 14]. Увеличение при инокуляции бактериями накопления Cd в соломе и зерне при неизменных значениях этого показателя в суммарной биомассе показывает, что бактерии усилили процесс транслокации металла из корней в надземные органы растений. Вследствие этого, вероятно, не происходило изменения (уменьшения) концентрации металла в зерне и соломе под влиянием бактерий. Это, вероятно, было обусловлено тем, что при внесении бактерий усилилось преодоление Cd физиологических барьеров на границах солома–зерно и корни–солома. Ранее установлено, что ризосферные бактерии рода *Pseudomonas,* стимулирующие рост растений, активизировали физиологические процессы в растениях [8].

В отличие от каждой использованной бактерии применение цеолита как отдельно, так и совместно с бактерией *P. fluorescens* 21 в меньшей степени уменьшало концентрацию Cd в корнях, что позволяет предположить о менее значительных проявлениях при этом барьерных функций корней и почвы. Концентрация Cd в соломе в обоих вариантах с цеолитом имела тенденцию к некоторому снижению, при этом наблюдалось статистически значимое уменьшение аккумуляции Cd в надземных органах ячменя по сравнению с инокулированными растениями без внесения цеолита. Концентрация Cd в зерне под влиянием цеолита не изменялась (не уменьшалась), вероятно вследствие того, что усилились транслокация металла в растениях и преодоление Cd барьера на границе солома–зерно.

Одним из факторов положительного влияния цеолита на рост растений и их устойчивость к абиотическим стрессам является способность обеспечивать дополнительное кремниевое питание растений благодаря относительно хорошей растворимости (80.6 мг Si/кг). Известно, что при оптимальных условиях роста в растениях существует равновесие между интенсивностью процес-

сов окислительной деструкции и активностью антиоксидантной системы. Стресс-фактор, включая ТМ, приводит к нарушению равновесия в сторону усиления деструктивных процессов. Установлено, что при выращивании ячменя в условиях кадмиевого стресса цеолит повышает устойчивость растений в результате восстановления равновесия между скоростью окислительной деструкции и активностью антиоксидантной системы [17]. Кроме того, оптимизация кремниевого питания растений усиливает прочность транспортных мембран, что препятствует аккумуляции Cd в надземных органах [29, 41].

В проведенных экспериментах бактерия *P. fluorescens* 21 в условиях кадмиевого стресса по-разному влияла на рост растений и содержание в них металла в зависимости от фазы развития растений. При негативном влиянии Cd на рост растений в фазе полной спелости бактериальная инокуляция стимулировала рост растений, однако не установлено изменений концентрации этого элемента в растениях (опыт 2). Напротив, при отсутствии негативного влияния Cd на рост вегетативной массы в фазе колошения, масса растений при инокуляции бактерией не изменялась, а действие бактерии проявлялось в уменьшении содержания металла в растениях (опыт 1). Известно, что в процессе развития растений происходит перераспределение химических элементов между вегетативными и генеративными органами растений. Одинаковое содержание Cd в растениях в фазе полной спелости при инокуляции и без инокуляции бактерией, вероятно, можно объяснить транслокацией металла в растениях в процессе их онтогенеза.

Обнаруженное увеличение массы растений, подвергнутых кадмиевому стрессу, при внесении ризобактерий и цеолита было также обусловлено улучшением минерального питания растений и увеличением выноса биофильных элементов из почвы урожаем. Увеличение выноса элементов минерального питания растениями в фазе полной спелости при внесении бактерий и цеолита происходило в целом без существенных изменений содержания элементов в вегетативных органах, в том числе в зерне. Следовательно, внесение бактерий и цеолита увеличило вынос питательных элементов растениями из-за стимуляции ростовых процессов в растениях и увеличения урожая. Некоторое уменьшение содержания отдельных элементов в растениях, в частности азота в зерне, K и Zn в корнях инокулированных бактериями растений в загрязненных условиях происходило вследствие биологического или ростового разведения, связанного с увеличением урожая. Уменьшение содержания Cd в корнях, обнаруженное в фазе колошения и при полной спелости растений, при внесении бактерий и цеолита в условиях кадмиевого стресса могло быть также обусловлено ростовым разведением вследствие увеличения массы корней [32]. Следует отметить, что внесение бактерий рода *Pseudomonas*, обладающих повышенным сродством к Fe(III), увеличило не только аккумуляцию, а также концентрацию этого элемента в зерне, вероятно, вследствие увеличения его биодоступности. Аналогичная зависимость для концентрации Fe, выраженная в несколько бóльшей степени, чем при применении бактерий, установлена и при внесении цеолита отдельно и совместно с бактерией *P. fluorescens* 21, в том числе для соломы. Кроме того, обнаруженный бóльший вынос растениями многих элементов, в частности P и Fe, при совместном внесении цеолита и *P. fluorescens* 21 по сравнению с вариантом только с цеолитом, несомненно, обусловлен увеличением под влиянием бактерии поглощения растениями содержащихся в цеолите элементов.

Полученные результаты показали, что бóльшая часть внесенного Cd локализуется в почве в составе стабильных соединений, что подтверждает проявление барьерных функций почвы по отношению к тяжелому металлу [9]. Уменьшение содержания и аккумуляции Cd в корнях инокулированных бактериями *P. fluorescens* 21 или *P. putida* 23 растений также связано с усилением под влиянием бактерий барьерных функций почвы и снижением при этом подвижности металла. Полученные результаты показали, что при применении *P. fluorescens* 21 это происходило вследствие связывания Cd в почве в органической фракции, извлеченной пирофосфатом калия. Аналогичное закрепление Pb в почве в органической форме при внесении бактерии *P. fluorescens* 21 и усиление устойчивости растений ячменя в условиях свинцового стресса выявлено ранее при загрязнении ТМ агросерой почвы [15].

Увеличение содержания Cd в почвенной органической фракции при применении бактерии *P. fluorescens* 21, вероятно, обусловлено секвестированием металла продуцируемыми бактерией органическими экзометаболитами – сидерофорами. Флуоресцирующие виды *Pseudomonas* продуцируют высокий уровень сидерофоров – хелатирующих агентов низкомолекулярной массы, обладающих экстремально высоким сродством к Fe(III) [22]. Бактериальные сидерофоры способны влиять на подвижность в почве и биодоступность металлов в результате процессов подкисления, комплексообразования, осаждения и восстановления [35]. В зависимости от состава и концентрации продуцируемых сидерофоров, а также формы и свойств металла, возможно, как увеличение, так и уменьшение его подвижности. Так, установлено, что тиокарбоновая кислота – сидерофор, продуцируемый некоторыми видами *Pseudomonas* – образует растворимые комплексы со многими металлами (Au, Bi, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Nd, Ni, Pd и Zn), но осаждает токсичные ме-

таллы и металлоиды (As, Cd, Hg, Pb, Se, Sn, Te и Tl) из раствора [42]. Селективное осаждение металлов может служить механизмом иммобилизации и детоксикации под действием сидерофоров [20]. Обнаруженное при внесении бактерии *P. fluorescens* 21 увеличение содержания Cd в почве в составе органических соединений могло быть обусловлено образованием нерастворимых комплексов металла с бактериальными сидерофорами. Также возможна биосорбция металла непосредственно бактериальными клетками либо продуцируемыми межклеточными полимерными веществами [34]. Таким образом, присутствие бактерии в составе микробно-растительной ассоциации усилило процесс фитостабилизации [10]. Кроме того, фитосидерофоры, выделяемые корнями злаковых культур, являются важным механизмом детоксикации Cd [5].

Внесение ризобактерий и цеолита при загрязнении почвы Cd не приводило к существенным изменениям реакции почвенной среды, которая является важным фактором, влияющим на подвижность в почве и доступность растениям двухвалентных катионов.

Положительное действие цеолита или цеолита совместно с бактерией *P. fluorescens* могло быть обусловлено несколькими механизмами прямого и опосредованного воздействия на систему почва–растение. Во-первых, катионы Cd могут прочно сорбироваться на поверхности и в межпоровом пространстве цеолита [24]. Во-вторых, увеличение концентрации монокремниевой кислоты в почвенном растворе улучшает сорбционные свойства других почвенных минералов, включая кварцевый песок, по отношению к Cd [28]. Однако в нашем эксперименте были использованы невысокие дозы цеолита, поэтому его влияние на подвижность Cd в почве могло быть незначительным. Известно, что образующаяся при растворении цеолита кремниевая кислота способствуют улучшению фосфорного питания растений в результате реакции замещения почвенных фосфат-анионов на силикат-анионы в фосфатах кальция, магния, железа или алюминия [33].

Дополнительное питание растений Si обеспечивает увеличение концентрации мономеров и полимеров кремниевой кислоты в межклеточном и внутриклеточном пространстве растений [7]. Эти соединения способны деактивировать Cd внутри растений в результате образования труднорастворимых силикатов, а также капсулирования металла [27, 40].

К опосредованному действию цеолита на устойчивость растений к кадмиевой токсичности можно также отнести защиту клеточных органелл (хлоропласта, митохондрий и др.) от окислительных деструктивных процессов и усиление активности процесса фотосинтеза [17, 38].

Таким образом, вследствие процессов, происходящих в растениях и в почве, при внесении бактерий и цеолита могла уменьшиться биодоступность Cd и повыситься устойчивость растений к повышенным концентрациям ТМ в начальные, наиболее критические периоды роста растений.

ВЫВОДЫ

1. В вегетационном опыте внесение PGPR *P. fluorescens* 21, *P. putida* 23 и/или природного цеолита в искусственно загрязненный Cd гумусовый горизонт агросерой почвы полностью устраняло фитотоксичность ТМ при выращивании растений ячменя. Бактерии и цеолит в условиях кадмиевого стресса стимулировали рост и повышали массу растений, обеспечивая получение одинаковой биомассы, в том числе зерна, как и на не загрязненной Cd почве без бактериальной инокуляции и цеолита.

2. Устойчивость растений к токсическому действию Cd при использовании бактерий и цеолита была обусловлена повышенным ростом корней, снижением содержания ТМ в корневой системе, увеличением выноса из почвы биофильных элементов урожаем и улучшением минерального питания растений.

3. Увеличение выноса биофильных элементов растениями под влиянием бактерий и цеолита происходило вследствие стимуляции роста растений, в целом без существенных изменений концентраций макроэлементов N, P, K, Ca и Mg, а также Fe и микроэлементов Zn, Mn и Cu в растениях, в том числе в зерне.

4. На примере внесения бактерии *P. fluorescens* 21 установлено уменьшение содержания Cd в вегетативной массе растений в первой половине вегетационного периода. Внесение бактерий и цеолита усилило транслокацию металла в растениях и не оказывало влияния на содержание Cd в надземных органах растений в фазе полной спелости, включая зерно.

5. Положительное действие бактерий также связано с усилением барьерных функций почвы, препятствующих проникновению Cd в корневую систему растений. Уменьшение биодоступности Cd на примере внесения *P. fluorescens* 21 обусловлено увеличением закрепления металла в почве в первой половине вегетационного периода в составе органических соединений, вероятно, вследствие секвестирования металла бактериальными сидерофорами.

6. Внесение как бактерий, так и цеолита в загрязненных условиях не приводило к существенным изменениям реакции почвенной среды.

7. Совместное внесение бактерии *P. fluorescens* 21 и цеолита обеспечило некоторое дополнительное увеличение массы растений в условиях кадмиево-

го стресса по сравнению с их отдельным применением.

8. Применение бактерий и природного цеолита, способствующих устойчивости растений к фитотоксичности Cd, может быть рекомендовано при разработке стратегий ремедиации почв, загрязненных ТМ, на основе экологически безопасных технологий. Бактерии могут быть использованы для создания инокулята (бактериального препарата) для повышения продуктивности ячменя, возделываемого на загрязненных Cd почвах.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

В работе использованы материалы исследований по теме госзаданий № АААА-А18-118013190180-9, АААА-А17-117030110139-9 и АААА-А18-118013190181-6.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Анохина Т.О., Сиунова Т.В., Сизова О.И., Захарченко Н.С., Кочетков В.В.* Ризосферные бактерии рода *Pseudomonas* в современных агробиотехнологиях // Агрохимия. 2018. № 10. С. 54–66. https://doi.org/10.1134/S0002188118100034
2. *Барсукова В.С.* Физиолого-генетические аспекты устойчивости растений к тяжелым металлам. Новосибирск: Ин-т почвоведения и агрохимии, 1997. Вып. 47. 63 с.
3. *Водяницкий Ю.Н.* Загрязнение почв тяжелыми металлами и металлоидами и их экологическая опасность (аналитический обзор) // Почвоведение. 2013. № 7. С. 872–871.
4. *Ильин В.Б.* Тяжелые металлы и неметаллы в системе почва-растение. Новосибирск: Наука, 2012. 220 с.
5. *Казнина Н.М., Титов А.Ф.* Влияние кадмия на физиологические процессы и продуктивность растений семейства Poaceae // Успехи современной биологии. 2013. Т. 133. № 6. С. 588–603.
6. *Леднев А.В., Ложкин А.В.* Ремедиация загрязненных кадмием агродерново-подзолистых почв // Почвоведение. 2017. № 5. С. 624–633.
7. *Матыченков В.В., Бочарникова Е.А., Кособрюхов А.А., Биль К.Я.* О подвижных формах кремния в растениях // Доклады РАН. 2008. Т. 418. №. 2. С. 279–281.
8. *Минеев В.Г., Сафрина О.С., Шабаев В.П.* Влияние бактерий рода Pseudomonas на некоторые физиолого-биохимические процессы в растениях столовой свеклы // Доклады ВАСХНИЛ. 1992. № 1. С. 16–21.
9. *Минкина Т.М., Мотузова Г.В., Назаренко О.Г.* Состав соединений тяжелых металлов в почвах. Ростов-на-Дону: Эверест, 2009. 208 с.
10. *Назаров А.В., Иларионов С.А.* Потенциал использования микробно-растительного взаимодействия для биоремедиации // Биотехнология. 2005. № 5. С. 54–62.
11. *Романов Г.А.* Цеолиты: эффективность и применение в сельском хозяйстве. М.: Росинформагротех, 2000. 291 с.
12. *Соколова М.Г., Белоголова Г.А., Акимова Г.П., Вайшля О.Б.* Влияние инокуляции ризосферными бактериями на рост растений и транслокацию микроэлементов из загрязненных почв // Агрохимия. 2016. № 7. С. 72–80.
13. Теория и практика химического анализа почв / Под ред. Воробьевой Л.А. М.: ГЕОС, 2006. С. 295–296.
14. *Титов А.Ф., Таланова В.В., Казнина Н.М., Лайдинен Г.Ф.* Устойчивость растений к тяжелым металлам. Петрозаводск: Карельский НЦ РАН, 2007. 172 с.
15. *Шабаев В.П.* Почвенно-агрохимические аспекты ремедиации загрязненной свинцом почвы при внесении стимулирующих рост растений ризосферных бактерий // Почвоведение. 2012. № 5. С. 601–611.
16. *Ahmed O.H., Sumalatha G., Muhamad A.N.* Use of zeolite in maize (*Zea mays*) cultivation on nitrogen, potassium and phosphorus uptake and use efficiency // Int. J. Physic. Sci. 2010. V. 5. № 15. P. 2393–2401.
17. *Balakhnina T., Bulak P., Matichenkov V., Kosobryukhov A., Wlodarczyk T.* The influence of Si-rich mineral zeolite on the growth processes and adaptive potential of barley plants under cadmium stress // Plant Growth Regul. 2015. V. 75. № 2. P. 557–565. https://doi.org/10.1007/s10725-014-0021-y
18. *Campos Bernardi A.C., Oliviera P.P.A., de Melo Monte M.B., Souza-Barros F.* Brazilian sedimentary zeolite use in agriculture // Micropor. Mesopor. Mat. 2013. V. 16. P. 16–21. https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2012.06.051
19. *Clemens S.* Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis // Planta. 2001. V. 212. № 4. P. 475–486. https://doi.org/10.1007/s004250000458
20. *Cortese M.S., Paszczynski A., Lewis T.A., Sebat J.L., Borek V., Crawford R.L.* Metal chelating properties of pyridine-2,6-bis(thiocarboxylic acid) produced by *Pseudomonas* spp. and the biological activities of the formed complexes // Biometals. 2002. V. 15. № 2. P. 103–120. https://doi.org/10.1023/A:1015241925322
21. *Damian F., Damian G., Lacatusu R., Postolache C., Iepure G., Jelea M., Nasui D.* The heavy metals immobilization in polluted soils from Romania by the natural zeolites use // Carpathian J. Earth Environ. Sci. 2013. V. 8. № 4. P. 231–250.
22. *Dorjey S., Dolkar D., Sharma R.* Plant growth promoting rhizobacteria *Pseudomonas*: A review // Int. J. Curr. Microbial. App. Sci. 2017. V. 6. № 7. P. 1335–1344. https://doi.org/10.20546/ijcmas.2017.602.160
23. *Ganesan V.* Rhizoremediation of cadmium soil using a cadmium-resistant plant growth-promoting rhizopseudomonad // Curr. Microbiol. 2008. V. 56. № 4. P. 403–407. https://doi.org/10.1007/s00284-008-9099-7
24. *Hamidpour M., Afyuni M., Kalbasi M., Khoshgoftarmanes A., Inglezaki V.* Mobility and plant-availability of

Cd(II) and Pb(II) adsorbed on zeolite and bentonite // Appl. Clay Sci. 2010. V. 48. № 3. P. 342–348. https://doi.org/10.1016/j.clay.2010.01.004

25. *Handsa A., Kumar V., Usmani Anshumali and Zeba.* Phytoremediation of heavy metals contaminated soil using plant growth promoting rhizobacteria (PGPR): A current perspective // Recent Res. Sci. Technol. 2014. V. 6. № 1. P. 131–134.
26. *Jali P., Pradhan C., Das A. B.* Effects of cadmium toxicity in plants: a review article // Sch. Acad. J. Biosci. 2016. V. 4. № 12. P. 1074–1081. https://doi.org/10.21276/sajb.2016.4.12.3
27. *Ji X., Liu S., Huang J., Bocharnikova E., Matichenkov V.* Monosilicic acid potential in phytoremediation of the contaminated areas // Chemosphere. 2016. V. 157. P. 132–136. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.05.029
28. *Ji X., Liu S., Hua P., Bocharnikova E.A., Matychenkov V.V., Khomyakov D.M.* Cadmium and arsenic adsorption in aqueous systems in the presence of monosilicic acid // Moscow University Soil Science Bulletin. 2017. V. 72. № 5. P. 199–206. https://doi.org/10.3103/S0147687417050040
29. *Ji X., Liu S., Juan H., Bocharnikova E., Matichenkov V.* Effect of silicon fertilizers on cadmium in rice (*Oryza sativa*) tissue at tillering stage // Environ. Sci. Pollut. R. 2017. V. 24. № 11. P. 10740–10748. https://doi.org/10.1007/s11356-017-8730-1
30. *Kabata-Pendias A.* Trace Elements in Soils and Plants. London: Taylor & Francis Group, Boca Raton, 2011. 548 p.
31. *Khan M.S., Zaidi A., Wani P.A., Oves M.* Role of plant growth promoting rhizobacteria in the remediation of metal contaminated soils // Environ. Chem. Lett. 2009. V. 7. № 1. P. 1–19. https://doi.org/10.1007/s10311-011-0338-y
32. *Lebeau T., Braud A., Jüzüquel K.* Performance of bioaugmentation assisted phytoextraction applied to metal contaminated soils: a review // Environ. Pollut. 2008. V. 153(3). P. 497–522. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.09.015
33. *Matichenkov V.V., Wei X., Liu D., Bocharnikova E.A.* Theory, practice and prospection of Si fertilizer // Agric. Sci. Technol. 2013. V. 14. № 3. P. 498–502.
34. *Meliani A., Bensoltane A.* Biofilm-mediated heavy metals bioremediation in PGPR Pseudomonas // J. Bioremediat. Biodegrad. 2016. V. 7. № 5. 370. https://doi.org/10.4172/2155-6199.1000370
35. *Mishra J., Singh R., Arora N.K.* Alleviation of heavy metal stress in plants and remediation of soil by rhizosphere microorganisms // Front Microbiol. 2017. № 8. P. 1706. https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01706
36. *Mohsen H., Shirani H., Akbari L.* Effects of co-application of zeolites and vermicompost on speciation and phytoavailability of cadmium, lead, and zinc in a contaminated soil // Commun. Soil Sci. Plan. 2017. V. 8. № 3. P. 262–273. https://doi.org/10.1080/00103624.2016.1261885
37. *Muhlbachova G., Simon T.* Effects of zeolite amendment on microbial biomass and respiratory activity in heavy metal contaminated soils // Plant Soil Environ. 2003. V. 49. № 12. P. 536–541. https://doi.org/10.17221/4190-PSE
38. *Saeed Z., Naveed M., Imran M., Bashir M.A., Sattar A., Mustafa A.* Combined use of Enterobacter sp. MN17 and zeolite reverts the adverse effects of cadmium on growth, physiology and antioxidant activity of Brassica napus // PLoS ONE. 2019. V. 14. № 3. https://doi.org/10.1371/ journal.pone.0213016
39. *Treesubsuntorn C., Dhurakit P., Khaksar G., Thiravetyan P.* Effect of microorganisms on reducing cadmium uptake and toxicity in rice (*Oryza sativa* L.) // Environ. Sci. Pollut. Res. 2018. V. 25(26). P. 25690–25701. https://doi.org/10.1007/s11356-017-9058-6
40. *Vaculík M., Lux A., Luxová M., Tanimoto E., Lichtscheidl I.* Silicon mitigates cadmium inhibitory effects in young maize plants // Environ. Exp. Bot. 2009. V. 67. P. 52–58. https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2009.06.012
41. *Wei X., Liu Y., Zhan Q., Zhang P., Zhao D., Xu B., Bocharnikova E., Matichenkov V.* Effect of Si soil amendments on As, Cd, and Pb bioavailability in contaminated paddy soils // Paddy Water Environ. 2018. V. 16. № 1. P. 173–181. https://doi.org/10.1007/s10333-017-0629-4
42. *Zawadzka A.M., Paszczynski A.J., Crawford R.L.* Transformations of toxic metals and metalloids by *Pseudomonas stutzeri* strain KC and its siderophore pyridine-2,6-*bis* (thiocarboxylic acid) // Advances in Applied Bioremediation (Soil Biology 17) / Eds. Singh A., Kuhad R.C., Ward O.P. Berlin; Heidelberg: Springer-Verlag, 2009. P. 221–238. https://doi.org/10.1007/978-3-540-89621-0_12

Remediation of Cadmium-Polluted Soil Using Plant Growth-Promoting Rhizobacteria and Natural Zeolite

V. P. Shabayev[1], E. A. Bocharnikova[2, *], and V. E. Ostroumov[1]

[1]*Institute of Physicochemical and Biological Problems in Soil Science RAS, Pushchino, 142290 Russia*

[2]*Institute Basic Biological Problems RAS, Pushchino, 142290 Russia*

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

In pot experiments, the effect of two strains of *Pseudomonas* bacteria and natural zeolite on the growth and elemental composition of barley plants was studied in artificially cadmium-contaminated agrogray soil (Luvisol).

Introduction of *P. fluorescens* 21 or *P. putida* 23, or zeolite eliminated the heavy metal toxicity for plants. The cumulative effect of co-application of *P. fluorescens* 21 and zeolite was insignificant. The bacteria- or zeolite-mediated plant tolerance to cadmium was attributed to the enhanced root system development, decreased cadmium translocation into the roots, and improved plant mineral nutrition. Elevated nutrient uptake by plants as influenced by bacteria and zeolite was the result of the growth stimulation without significant changes in the concentrations of macronutrients N, P, K, Ca and Mg, as well as Fe and micronutrients Zn, Mn and Cu in plant tissues, including grain. Introduction of *P. fluorescens* 21 enhanced the Cd fixation in the soil organic fraction in the first half of the growing season, probably due to the metal sequestration by bacterial siderophores. Application of the bacteria and natural zeolite can be recommended in the strategies for Cd-polluted soil remediation based on environmentally friendly technologies.

Keywords: cadmium stress, barley, bacteria of the *Pseudomonas* genus, silicon-rich mineral

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2020, № 6, с. 751–761

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.48

АНТРОПОГЕННАЯ ЭВОЛЮЦИЯ ЖЕЛТОЗЕМОВ САНАТОРНОЙ ЗОНЫ г. СОЧИ[1]

© 2020 г. Л. В. Захарихина[a], *, А. В. Буртовой[a]

[a] Всероссийский научно-исследовательский институт цветоводства и субтропических культур, ул. Яна Фабрициуса, 2/28, Краснодарский край, Сочи, 354002 Россия

**e-mail: zlv63@yandex.ru*

Поступила в редакцию 24.07.2019 г.
После доработки 11.10.2019 г.
Принята к публикации 27.12.2019 г.

Антропогенная эволюция желтоземов (Acrisols) санаторной зоны Сочинской агломерации с конца 20-х годов прошлого столетия характеризуется изменением кислотно-щелочных свойств почв и их гумусного состояния. Показатель pH_{H_2O} сместился от 5.1 до 7.4 (средние значения по генетическим горизонтам почв), сумма обменных оснований увеличилась в 2.4 раза в верхнем горизонте (от 17.2 до 41.2 смоль(экв)/кг) и в 1.3 раза (от 15.9 до 21.0 смоль(экв)/кг) в структурно-метаморфическом оглеенном горизонте BMg. Подщелачивание почв, типичное для городской среды, определило подавление процесса элювиирования верхней части горизонта BMg. Содержание гумуса в почвах с поверхности сохранилось на том же уровне (около 6.7%), однако оно увеличилось в срединных горизонтах почв (до 3.6–4.3% при прежних значениях 0.5–0.8%). Данная трансформация обусловлена двумя факторами: 1) поступлением в почвы с поверхностным стоком и дренажными водами солей металлов, связанных с техногенезом, имеющих щелочную реакцию и трансформирующих кислотно-щелочные свойства почв; 2) окультуриванием почв (нанесением на поверхность материала гумусового горизонта черноземов) под насаждения экзотических растений дендропарков санаториев. Почвы диагностируются как агроземы структурно-метаморфические темные. Локально небольшими участками на территориях санаториев встречаются абраземы, в условиях подчиненных ландшафтов (участки склонов, примыкающих к руслам мелких ручьев) – хемоземы по желтоземам. На крутых склонах, прилегающих к Черноморскому побережью и не занятых санаторной инфраструктурой, развиты фактически не трансформированные желтоземы типичные. С увеличением показателя pH в желтоземах, связанным с усилением антропогенного преобразования, наблюдается устойчивое уменьшение изменений степени насыщенности почв основаниями по горизонтам почвенного профиля.

Ключевые слова: почвы субтропиков, кислотно-щелочные свойства почв

DOI: 10.31857/S0032180X20060143

ВВЕДЕНИЕ

Желтоземы, распространенные вдоль Черноморского побережья России, исследуются давно. Еще В.В. Докучаевым здесь выделялись следующие специфические региональные почвы: скелетные “перемытые” на крутых склонах и мелкоземистые “намытые” у их подножий, которые сильно “побурели и пожелтели” [12]. В настоящее время изучение преобразования желтоземов важно не только с точки зрения понимания особенностей современной трансформации почв. Немаловажен также аспект их мониторинга, как безусловно редкого, по мнению отдельных авторов [10, 11] “исчезающего”, объекта почвенного покрова. Последние работы, направленные на изучение современного состояния желтоземов субтропиков России, посвящены почвам, распространенным на территории Сочинского дендрария и в долине р. Мзымта [7–11]. Особенности антропогенной трансформации желтоземов санаторной зоны Сочинского побережья фактически не исследовались.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Анализ литературных данных позволяет выделить следующие характерные особенности желтоземов [1–11, 13, 14, 16, 18, 20–22, 28, 29]. Почвы формируются под широколиственными лесами колхидского типа с участием вечнозеленых растений во влажном субтропическом климате. На склонах, удаленных от морского побережья, кру-

[1] Дополнительная информация для этой статьи доступна по doi 10.31857/S0032180X20060143 для авторизованных пользователей.

тизной до 8°–10° на карбонатных породах образуются остаточно-карбонатные желтоземы, на кислых делювиальных породах древних морских террас формируются желтоземы с кислой реакцией среды. Продукты выветривания сланцев, относящихся к группе кислых и средних горных пород, образуют желтоцветную кору выветривания, чем объясняется окраска почвенного профиля. В отличие от красноцветной коры выветривания желтоцветный делювий содержит больше кремнезема (55–65%) и меньше R_2O_3 (25–30%) [21].

В целом для почв типичен слабо дифференцированный профиль, включающий горизонты: AY, субэлювиальный BEL и структурно-метаморфический BM с признаками оглеения (на выположенных приморских террасах), или без них на склонах. Горизонт BM является диагностическим. Характеризуется он желтой окраской (по шкале Манселла тон 2.5Y), повышенным содержанием смектита [11, 21], который обусловливает трещиноватость в сухом состоянии и вязкость во влажном, а также отсутствие определенной структуры и низкую пористость. Для Сочинского ареала желтоземов характерна ограниченность процессов ферралитизации. В южной части их распространения в пределах Имеретинской части ареала (долина р. Мзымта), названные процессы выражены сильнее [11].

Санаторная зона Сочинской агломерации фактически повсеместно размещается в ареале желтоземов. История ее освоения была связана с обустройством и строительством санаторной инфраструктуры и одновременным созданием дендропарков из экзотических растений [17].

Для изучения особенностей антропогенной трансформации желтоземов санаторной зоны Сочинского Черноморского побережья обследованы почвы на территориях санаториев: “Авангард”, “Приморье”, “Русь” и “Дагомыс”. Первые два располагаются в Хостинском районе г. Большой Сочи, санатории “Русь” и “Дагомыс” находятся в Центральном и Лазаревском районах города соответственно.

Диагностику почв выполняли в соответствии с классификацией почв России, 2008 г. [15]. В почвах определяли следующие показатели: pH водной и солевой (1 н. KCl) вытяжки (соотношение почва: раствор 1 : 2.5) потенциометрически (ГОСТ 26423-85, ГОСТ 26483-85 соответственно); гумус – по Тюрину в модификации ЦИНАО (ГОСТ 26213-91), с отбором растительных остатков при пробоподготовке и колориметрическим окончанием; гидролитическую кислотность по методу Каппена в модификации ЦИНАО титрометрически (вытяжка 1 н. CH_3COONa в соотношении почва: раствор 1 : 2.5, ГОСТ 26212-91); обменную кислотность титрометрически (вытяжка 1 н. KCl при соотношении почва : раствор 1 : 2.5, ГОСТ 26484-85); содержание обменных форм кальция и магния трилонометрически с экстракцией 1 н. NaCl (ГОСТ 26487-85).

Микроэлементный состав почв на территории санатория “Приморье” определяли спектральным атомно-эмиссионным анализом на дифракционном спектрографе ДФС-458 методом просыпки на трехфазной дуге. Эколого-геохимическое состояния почв этого района оценивали в каждой точке пробоотбора ($n = 66$ точек) по суммарному показателю загрязнения $Z_c = \Sigma K_{ci} - (n - 1)$, где K_{ci} – коэффициент концентрации i-го микроэлемента в почве, равный отношению его фактического содержания в точке наблюдения (C_i) к местному фону ($C_{\phi i}$) [23, 24]. Местный фон микроэлементов (средние содержания по фоновой выборке) в почвах контролируемой территории определяли по точкам эколого-геохимического профиля ПР1 (точки ПР1-1–ПР1-9), заложенного на удалении от явных техногенных источников загрязнения в юго-восточной части участка (рис. 1).

Ориентировочная оценочная шкала опасности загрязнения почв по суммарному показателю загрязнения Z_c имеет следующие категории: допустимая – менее 16, умеренно опасная – 16–32, опасная – 32–128 и чрезвычайно опасная – более 128 [23]. Допустимые валовые концентрации (ПДК, ОДК) рассматриваемых элементов в почвах составляют: Ni – 40 мг/кг (ПДК), Cu – 66 мг/кг (ПДК), Zn – 110 мг/кг (ПДК) и Pb – 32 (ПДК) и 65 (ОДК) мг/кг (ГН 2.1.7.2041-06, ГН 2.1.7. 2511-09).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Трансформацию желтоземов, распространенных в пределах санаторной зоны г. Сочи, можно проследить фактически от их естественного состояния на примере территории санатория “Авангард”. Последний расположен по Курортному проспекту на левобережье р. Гнилушка, он примыкает с востока через ул. Черноморскую к Сочинскому дендрарию и занимает земли ранее размещавшейся здесь (с 1894 г.) Сочинской сельскохозяйственной станции (ныне ФГБУ ВНИИЦиСК). Дендропарк санатория представлен характерной экзотической флорой. Наиболее часто встречающиеся растения: кипарис вечнозеленный (*Cupressus sempervirens*), трахикарпус Форчуна (*Trachycarpus fortunei*), кедр гималайский (*Cedrus deodara)*, гибискус сирийский (*Hibiscus syriacus*), кипарисовик Лоусона (*Chamaecyparis Lawsoniana*). Согласно исторической справке архива санатория, возраст большинства древесных насаждений лесопарка составляет порядка 90 лет (время, прошедшее с момента его основания в 1930 г.).

В конце 1920-х годов сотрудниками экспедиции Института удобрений и агропочвоведения им. К.К. Гедройца (Л.И. Прасолов, И.Н. Антипов-Каратаев, В.Н. Филипова) была выполнена

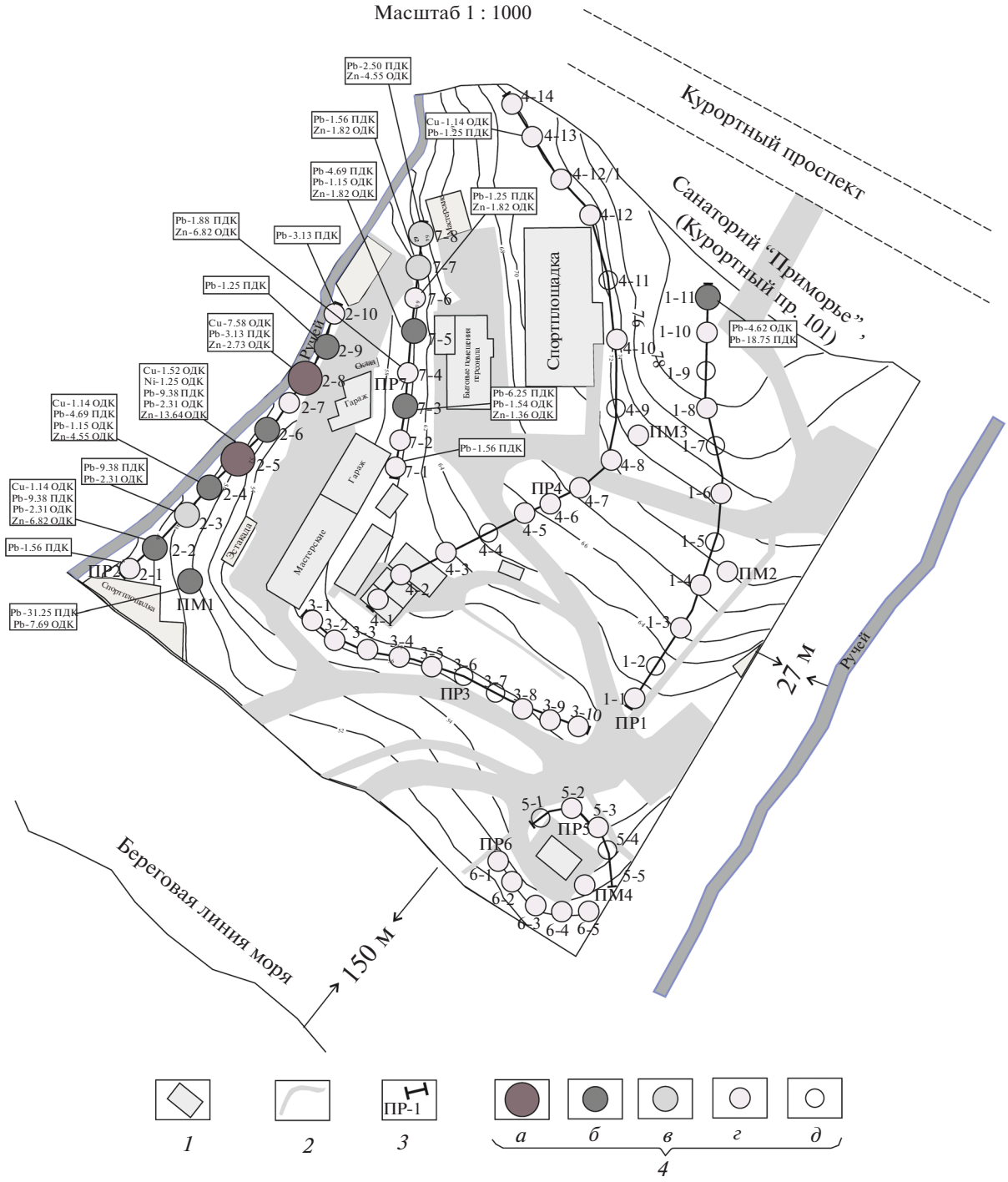


Рис. 1. Значения суммарного показателя загрязнения и содержания элементов в долях ПДК (*C* ПДК) и ОДК (*C* ОДК) в гумусовых органо-минеральных горизонтах желтоземов территории санатория "Приморье": *1* – здания; *2* – асфальтированные дороги, тротуары; *3* – эколого-геохимические профили, их номера; *4* – категории суммарного загрязнения почв, Z_c: >128 – чрезвычайно опасное (*а*), 32–128 – опасное (*б*), 16–32 – умеренно опасное (*в*), <16 – допустимое (*г*), 0 – отсутствует (*д*).

детальная характеристика почв опытной станции, в том числе участка, где размещается санаторий [19]. Это было фактически первое целенаправленное исследование желтоземов с подробной характеристикой их морфологических, физико-химических, химических и гранулометрических свойств с целью разъяснения генезиса зональных почв Сочинского побережья. На территорию опытной станции была составлена почвенная карта масштаба 1 : 5000 (рис. S1). Было показано, что почвы прибрежной

полосы Черноморского побережья, располагающиеся на древних морских террасах и подстилаемые желто-бурыми бескарбонатными глинами, являются "желтыми подзолистыми, в нижних горизонтах оглеенными". Непосредственно в пределах современного местоположения санатория "Авангард" были выделены почвы, отнесенные авторами к подзолам с признаками оглеения в горизонте B от 40 см и глубже.

Из характеристики, выполненной в тот период, можно выделить несколько типичных особенностей этих почв. В их морфологии преобладают желтые тона, в иллювиальных горизонтах примешивается красная окраска, с пятнами и прожилками оглеения. Содержание гумуса в органо-минеральных горизонтах составляет 6.7%, в верхней части элювиального горизонта снижается до 2.3%, в нижней части профиля – до 0.5–0.7% (табл. 1). Гранулометрический состав по всему профилю глинистый. Для средней части почвенного профиля характерно наличие ортштейнов кирпично-красного и черного цветов. Для почв типичен глубокий, до 30–40 см мощности светлый горизонт. Последний в соответствии с современной Классификацией отвечает признакам субэлювиального горизонта BEL, представляя собой светло-буровато-желтую зону слабого элювиированния верхней части метаморфического горизонта BM.

В соответствии с приведенными характеристиками данная почва (фактически представляющая собой естественную) диагностируются как желтозем глееватый, глубокоосветленный, сильногумусированный.

На территориях санаториев можно выделить четыре категории различной трансформации желтоземов.

Агрогенно-преобразованные желтоземы. Наиболее распространены в пределах санаторной зоны почвы, окультуренные для выращивания экзотической флоры дендропарков. На поверхность таких почв наносился высокогумусированный материал органо-минеральных горизонтов почв, доставлявшийся преимущественно с черноземной полосы России. Мощность вновь созданных органо-минеральных горизонтов окультуренных желтоземов санаторной зоны Сочинской агломерации варьирует в среднем от 15 до 20 см, иногда достигает 30–35 см.

Типичное строение подобных агрогенно-преобразованных почв характеризуем на примере разреза Са-2/19, заложенного 30.01.2019 г. на территории санатория "Авангард" на второй древней морской террасе, вблизи административного корпуса под зарослями лавра благородного, вблизи молодой поросли бамбука и пальмы японской, обильны ежевика, плющ. Поверхность занята зелеными мхами с покрытием до 90%.

PU_1, 0–35 см. Агротемногумусовый, буро-черный (10YR 2.5/2), свежий, средний суглинок, хорошо скреплен корнями. Порошисто-комковатой структуры, мажется, слабоуплотнен. Корни на глубине 5–7 см в диаметре 3–4 мм, на глубине 24–34 см до 8–9 мм. На глубине 14 см встречаются обрывки полиэтилена. Переход постепенный.

PU_2, 35–45 (59) см. Агротемногумусовый, темно-бурый (10YR 4/3), суглинок, слабоуплотненный, комковатый. Присутствуют включения разложившейся коры деревьев, по верхней границе распространены корни. В горизонтах PU_1 и PU_2 встречаются включения гравия до 5% от площади. Переход ясный, граница кармановидная.

BMg, 45(59)–70 см. Буровато-ярко-желтый (2.5Y 5/6), влажный, средняя глина, комковатый. Пятна оглеения до 20% от площади и включения обломков черных сланцев, уплотнен. Переход постепенный.

BMCg, 70–120 см. Неоднородный от ярко-охристого (10YR 5/6) до сизого (5BG 5/1). Пятна оглеения до 50% площади, плотный, тяжелый суглинок комковато-плитчатый. На глубине 90 см встречаются корни деревьев диаметром 3–5 см. С глубины 60 и глубже залегают обломки аргиллитов ярко-красно-охристого цвета с черными марганцевыми примазками.

Почва характеризуется как агрозем структурно-метаморфический темный глееватый глубокопахотный, глубокооглеенный, сильногумусированный, насыщенный на желтоцветном делювии (Stagnic Terric Acrisols (Aric, Clayic)).

Содержание гумуса в горизонте PU_1 высокое (6.7%), ниже по профилю снижается более чем в 1.5 раза. Почва по горизонтам профиля имеет близкую к нейтральной, либо слабощелочную реакцию среды. Наиболее кислым является верхний горизонт PU_1, самые высокие величины pH_{H_2O} характерны для горизонта PU_2. Максимальные содержания суммы обменных оснований отмечаются для горизонта PU_1. Глубже этот показатель уменьшается от 1.6 раз для горизонта PU_2, до 2.4 раз для горизонта BMCg.

Сравнение полученных данных с аналогичными характеристиками 90-летней давности [19] указывает на следующие аспекты трансформации желтоземов.

Значительно изменился кислотно-щелочной режим почв в сторону повышения значений pH и увеличения суммы обменных оснований. В конце 1920-х годов для почв была характерна кислая реакция среды по всему почвенному профилю, что в целом присуще естественным желтоземам, образованным на кислом желтоцветном делювии. В настоящее время pH_{H_2O} имеет значения, превышающие прежние характеристики фактически на две единицы. Обменная кислотность снизилась на по-

Таблица 1. Физико-химические свойства желтоземов

Горизонт	Глубина, см	pH		Гумус, %	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Гидролитическая кислотность	Обменная кислотность	Степень насыщенности почв основаниями, %
		H_2O	KCl		смоль(экв)/кг				
Состояние желтоземов на 1929 г. (по [19])									
Территория современного местоположения санатория “Авангард”. Желтозем глееватый глубокоосветленный, сильногумусированный; по диагностике авторов: подзол с признаками оглеения									
A1	0–6	5.61	–	6.70	12.82	4.41	–	0.48	–
A2	9–24	–	–	2.31	7.69	2.08	–	0.38	–
A2B1	28–40	4.66	–	0.77	3.88	1.21	1.80	6.56	73.87
B1	51–65	4.87	–	0.72	8.51	7.25	–	5.17	–
B2	100–115	5.07	–	0.51	9.41	6.71	–	23.55	–
C	180–190	5.48	–	0.26	13.96	12.43	–	2.27	–
Современное состояние желтоземов									
Санаторий “Авангард”. Агрозем структурно-метаморфический темный глееватый глубокопахотный, глубокооглеенный, сильногумусированный, насыщенный, разрез Са 2/19									
PU_1	5–20	7.07	6.75	6.67	38.96	2.20	0.74	0.04	98.23
PU_2	35–45	7.70	6.99	4.31	20.81	3.81	0.55	–	97.81
BMg	59–70	7.63	6.17	4.24	12.90	4.26	0.92	0.04	94.91
BMCg	85–100	7.35	6.00	4.06	20.27	4.62	1.20	0.05	95.40
Санаторий “Русь”. Агрозем структурно-метаморфический темный, мелкопахотный, сильногумусированный, насыщенный, разрез Ср 1/19									
PU	0–10	6.77	6.45	6.85	43.88	5.09	1.86	0.08	96.34
BM_1	15–35	7.03	6.17	4.35	24.86	2.28	1.09	0.05	96.14
BM_2	55–95	6.57	5.40	3.64	25.20	4.83	3.31	0.11	90.07
Санаторий “Приморье”. Агрозем структурно-метаморфический темный глееватый мелкокопахотный, сильногумусированный, насыщенный, разрез Сп 3/19									
PU_1	0.5–10	7.09	6.77	9.84	43.19	5.01	0.68	0.05	98.61
PU_2	10–15	7.07	6.80	4.06	43.97	4.03	0.60	0.04	98.77

Таблица 1. Окончание

Горизонт	Глубина, см	pH		Гумус, %	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Гидролитическая кислотность	Обменная кислотность	Степень насыщенности почв основаниями, %
		H_2O	KCl		смоль(экв)/кг				
BMg	15–25	6.84	6.20	4.31	30.96	2.84	0.63	0.06	98.17
BMCg	50–60	6.84	6.00	3.74	20.14	3.86	0.46	0.07	98.12
Абразем структурно-метаморфический, разрез Сп 5/19									
BM	0.5–4	7.08	–	8.23	43.9	4.9	0.72	0.04	98.55
разрез Сп 6/19									
BM	0.5–5	6.97	–	4.42	43.0	5.8	0.075	0.05	98.49
Дендрарий, Нижний парк (по [9]). Желтозем поверхностно-глеевый на желтоцветном делювии, разрез 32									
A1	9–12	5.27	–	4.08	7.0	6.9	4.90	0.30	73.94
A1A2g	15–25	5.70	–	0.99	5.9	10.5	3.60	0.30	82.00
A2Bmg	50–60	5.30	–	0.46	5.6	8.9	13.5	8.70	51.79
Bm	85–95	5.35	–	0.36	8.4	9.7	13.2	6.70	57.83
Дендрарий, Нижний парк. Желтозем глееватый, неглубокоосветленный, поверхностно оглеенный, малогумусированный, ненасыщенный Сд/19, 2019 г.									
AY	0–10	5.45	4.71	2.94	5.20	1.78	5.90	0.24	54.19
BEL	10–30	5.67	4.7	1.93	2.86	1.02	5.45	1.31	41.59
BMq	30–50	5.80	4.0	1.92	4.04	0.86	9.73	4.49	33.49
BMCq	50–90	5.62	3.82	1.81	6.09	3.10	17.57	9.20	34.34
Санаторий “Дагомыс”. Желтозем типичный, неглубокоосветленный, сильногумусированный, насыщенный, разрез Сдг 10/19									
AY	1–8	6.47	6.07	5.17	41.42	11.16	3.11	0.15	94.42
BEL	15–25	5.10	3.83	2.46	10.60	4.88	18.18	7.90	45.99
BM	60–70	5.12	3.71	2.88	7.77	3.82	15.07	5.54	43.47
Абразем струткурно-метаморфический, разрез Сдг 3/19									
BM	1–10	6.17	5.62	3.08	22.16	5.60	3.03	0.08	90.16

рядок в верхней части профиля и на два порядка в горизонтах BMg. Уменьшение кислотности почв соответствует повышению содержания обменных оснований, которое увеличилась в 2.4 раза в верхнем горизонте и в 1.3 раза в структурно-метаморфических оглеенных горизонтах.

Нехарактерный повышенный pH почв и насыщенность их основаниями очевидно обусловлены поступлением в почвы с поверхностным стоком и дренажными водами солей металлов из загрязненных городских территорий. Высвобождение кальция могло происходить из обломков строительного мусора, цемента, кирпича и др., под действием осадков. Известно, что техногенная карбонатная пыль смещает pH почвенных растворов [26, 27, 30].

Другой особенностью преобразования почв следует признать потерю ими субэлювиального горизонта BEL. До окультуривания почв осветленная часть метаморфического горизонта (горизонт BEL) находилась на глубине 9–40 см [19]. В настоящее время вся верхняя часть профиля почв представлена гумусовыми горизонтами. Очевидно, что искусственная замена верхней маломощной части профиля естественных почв на высокопродуктивные агрогенные горизонты и увеличение pH почв способствуют подавлению процесса элювиирования верхней части метаморфического горизонта BM.

Содержание гумуса в почвах сохранилось на том же уровне. Однако их окультуривание обусловило высокое содержание гумуса по всему почвенному профилю до 4.1–4.3%. Ранее содержание гумуса в средней и нижней частях профиля составляло 0.1–0.8%.

Аналогичные аспекты агрогенного изменения желтоземов (подщелачивание всего профиля, увеличение гумусированности с глубиной) наблюдаются и на территориях других санаториев (“Русь” и “Приморье”).

Состояние желтоземов Нижнего парка Сочинского дендрария, расположенного на одной гипсометрической отметке с санаториями, подтверждает направленность эволюции обсуждаемых почв. Дендрарий в значительно меньшей степени подвергался техногенным воздействиям. В зоне Нижнего парка фактически не велось никакой застройки. Освоение территории здесь сопровождалось в основном насаждением экзотических растений и обустройством искусственных прудов для водоплавающих птиц. В этой связи почвы Нижнего парка и до сих пор обладают свойствами, близкими к естественным желтоземам. По данным почвенного обследования, выполненного в 2007 г. экспедицией сотрудников МГУ им. М.В. Ломоносова [7, 9], а также по результатам нашего исследования, почвы этой территории характеризуются наличием в профиле выраженного субэлювиального горизонта BEL, слабокислой реакцией среды по всему профилю (pH_{H_2O} 5.3–5.8), невысокими величинами суммы обменных оснований (3.9–18.1 смоль(экв)/кг) и низкой гумусированностью в глубинных горизонтах (0.5–1.9%).

Аналогичное изменение желтоземов при их окультуривании отмечалось и ранее. В работе Валькова с соавт. [4], где приводятся характеристики желтоземов и подзолисто-желтоземных почв лесной зоны субтропиков Краснодарского края, отмечаются следующие особенности их агрогенного преобразования: “...Признаки дифференциации профиля желтоземов отчетливы только под лесом, при распашке они быстро размываются и теряют верхние горизонты” [4]. В данной работе указывается существенный интервал изменений в целом для обсуждаемых лесных почв степени насыщенности основаниями от 16 до 98% при pH_{KCl} 3.2–3.5. В нашем случае этот показатель в слабопреобразованных желтоземах (почвы дендрария) при увеличении pH_{KCl} до 3.8–4.7 изменяется в несколько более узких пределах от 33 до 82%.

При антропогенном преобразовании желтоземов санаториев происходит значительное увеличение показателя pH_{KCl} до 5.4–6.9 единиц и уменьшение на порядок величин обменной кислотности. Степень насыщенности основаниями в почвах при этом характеризуется небольшим интервалом изменений значений – от 90 до 98%. Таким образом, исследования показали, что с ростом величин pH в желтоземах, связанным с усилением их антропогенного преобразования, наблюдается устойчивое снижение интервала изменений значений степени насыщенности почв основаниями, стремящееся практически к постоянной величине по горизонтам почвенного профиля (рис. 2). Данная тенденция, очевидно, может найти объяснение в закономерном снижении активности ионно-обменных процессов в почвах при нейтральной реакции среды по сравнению с кислой.

Абраземы. Ко второй категории преобразования желтоземов следует отнести почвы, трансформированные до состояния абраземов. Распространены они локально, на участках, не занятых древесными насаждениями, вдоль тропинок и дорог к корпусам санаториев. Диагностируются они как структурно-метаморфические абраземы. В результате земляных работ по планировке местности в них были полностью утрачены (срезаны) гумусовые горизонты. Из-за отсутствия на таких участках как хорошо развитого травяного покрова (только покров стриженной газонной травы), так и кустарниково-древесного яруса процесс формирования гумусовых горизонтов затруднен. С поверхности в абраземах залегают минеральные горизонты, сложенные перемещенным и перемешанным минеральным веществом, сходным по морфологическим и мезоморфологическим ха-

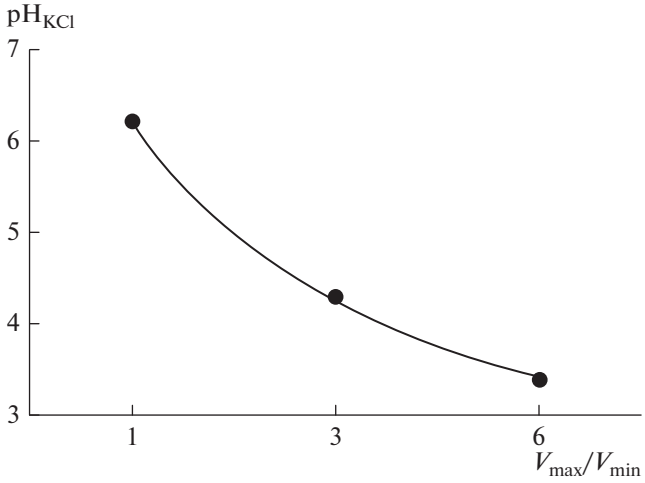


Рис. 2. Зависимость изменений степени насыщенности почв основаниями от pH$_{KCl}$ (с использованием данных [4]). V_{max}/V_{min} – отношение максимальных к минимальным значениям показателей степени насыщенности почв основаниями.

рактеристикам с материалом структурно-метаморфических горизонтов BM естественных желтоземов (санатории "Приморье", "Дагомыс", горизонты BM). Кислотность абраземов близка к таковой естественных желтоземов. Однако сумма обменных оснований, как и в агрогенно-преобразованных желтоземах выше, чем в естественных аналогах и достигает 27.7 смоль(экв)/кг. Содержание гумуса в абраземах составляет 3%.

Слаботрансформированные желтоземы. В наименьшей степени трансформированы желтоземы в пределах крутых склонов высоких морских террас санаториев, примыкающих к морскому побережью (третья категория). За счет значительной крутизны (до 25°–35°), эти склоны не использовались под застройку. Для них характерны, сохранившиеся в неизмененном виде, типичные растительные сообщества, представленные широколиственными грабово-дубовыми лесами с развитыми под их покровом слабоизмененными желтоземами.

Типичное строение таких почв охарактеризуем на примере разреза Сдг-10/19, заложенного 28 февраля 2019 г. на южной окраине санатория "Дагомыс", на склоне юго-западной экспозиции крутизной около 20°. Грабовый лес, в подлеске лавр благородный, иглица, лианы. В травяном покрове злаки с покрытием 80–90%, средняя высота злаковых 35–55 см.

O, 0–0.5 см. Опад, состоящий из сухих листьев деревьев и кустарников.

AY, 0.5–8 см. Бурый (2.5Y 4/2), рыхлый, скреплен тонкими корнями, влажноватый, комковатый. Мезоморфологически (под лупой ×10) – органическое серое аморфное вещество, комковатые неправильных очертаний отдельности скреплены в более крупные агрегаты, разделенные крупными горизонтальными и вертикальными трещинами, весь материал "светящейся, блестящей" консистенции, до 80% окраска серовато-палевая, локально поверхностности мелких и крупных отдельностей окрашены в буровато-светло-желтые тона. Переход ясный по окраске, граница ровная.

BEL, 8–39 см. Светло-буровато-желтый (2.5Y 6/6), свежий, тяжелый суглинок, бесструктурный, плотный, липкий, тонкотрещиноватый, обильно, до 30% от площади, включения слабоокатанного гравия и щебня темно-бурой окраски. Мезоморфологически – буровато-охристые объемные, неправильных очертаний разноразмерные отдельности, расчлененные глубокими крупными волнистыми разнонаправленными трещинами. Переход постепенный.

BM, 39–80 см. Буровато-желтый (2.5Y 5/6), влажноватый, легкая глина, бесструктурный, очень плотный, очень липкий. Мезоморфологически – охристое "слипшееся" без трещин и разломов однородное не объемное вещество, "светящейся, блестящей" консистенции, редкие включения сизовато серых мелких минеральных невыветренных зерен.

BMC, 80–98 см. Неоднородный от ярко-охристого (10YR 5/6) до сизого (5BG 5/1), выветрелые аргиллиты, разминаются при слабом надавливании, выраженная плитовидная структура.

Cg, 98 см и глубже. Сизые и частично охристые с поверхности аргиллиты.

Почва: желтозем типичный, неглубокоосветленный, сильногумусированный, насыщенный (Albic Acrisols (Clayic)).

Как видно из приведенного описания, почвы характеризуются типичным для естественных желтоземов строением профиля. Для них характерен естественный субэлювиальный горизонт BEL. Повышение показателя pH$_{H_2O}$, как и в описанных выше преобразованных желтоземах, также имеет место, но выражено оно в меньшей степени. Сумма обменных оснований выше, чем в естественных почвах, но только в верхнем органоминеральном горизонте. Нижняя часть профиля имеет степень насыщенности основаниями, близкую к естественным почвам. Содержание гумуса в горизонте BM (2.9%) больше, чем в неизмененных почвах (0.5–0.7%). То есть преобразования затронули в основном только гумусовые горизонты. Эти преобразования обусловлены строительными работами, протекавшими на близлежащих территориях. Продукты техногенеза поступали на крутые склоны как аэральным путем, так и с поверхностным стоком с выположенных участков террас, на которых велось строительство санаториев и благоустройство их дендропарков.

Таблица 2. Параметры местного геохимического фона химических элементов в верхнем горизонте почв (по данным спектрального анализа, $n = 10$)

Элемент	$C_ф$, мг/кг	Элемент	$C_ф$, мг/кг
Mn	808.17	Sn	2.18
Ni	35.71	Ga	11.41
Co	14.86	Be	1.66
Ti	3539.26	Sc	11.21
V	988.32	Li	35.00
Ag	0.07	Sr	344.54
Gr	150.40	Cu	57.35
Mo	1.36	Pb	13.66
Zr	209.44	Zn	69.59

Химически загрязненные желтоземы. Последняя категория преобразования естественных желтоземов установлена при оценке эколого-геохимического состояния почв.

Анализ степени загрязнения почв тяжелыми металлами выполнен для территории санатория "Приморье" относительно фоновых характеристик (табл. 2). Расчет суммарных коэффициентов загрязнения почв относительно фоновых значений показал для отдельных участков этой территории чрезвычайно опасный уровень загрязнения почв ($Z_c = 32–128$), что позволяет диагностировать их как хемоземы по желтоземам. Распространены данные почвы локально на участке склона, примыкающего к руслу мелкого водотока, впадающего в Черное море.

На территории санатория "Приморье" эти почвы выявлены в двух местах. В точке наблюдения ПР2-8 Z_c составил 126.6 единиц, в точке ПР2-5 достиг значение 148.5 (табл. 3). Для большей площади исследований был характерен допустимый уровень загрязнения $Z_c < 16$ (данные по этим точкам в табл. 3 не вынесены). В отдельных точках установлена опасная категория загрязнения почв ($Z_c = 32–128$). Приурочены они также к прируслового участку ручья и отдельным объектам инфраструктуры санатория: вблизи проходной (ПР1-11), рядом с гаражом (ПМ1) и бытовыми помещениями персонала (ПР7-3, ПР7-5).

Анализ качественного состава химических элементов загрязнителей показывает следующие закономерности. Наиболее частая встречаемость критических превышений фоновых показателей характерна для Pb и Sn (93% проб с $K_c > 1.5$); Zn (79%); Cu (79%); Ag (64%); Mn (29%); Be (29%); Ni (21%). Ряд элементов, построенный по убыванию значений показателя K_c для наиболее загрязненной точки наблюдений с $Z_c = 148.5$ единиц, имеет следующий вид:

$$\frac{\text{Элемент}}{K_c}\ \frac{\text{Sn,Zn,Pb}}{100-10}\ \frac{\text{Mo,Ag,Cu,Ni,Co,Mn}}{10-1}\ \frac{\text{Sc,Sr,Ga,Be,Li,Ti,Zr,V}}{<1.5}.$$

Все химические элементы, имеющие K_c существенно больше 1.5, типичны практически для

Таблица 3. Коэффициенты концентрации (K_c, безразмерный) и значения суммарного показателя загрязнения (Z_c) почв санатория "Приморье"

Номер точки наблюдений	Mn	Ni	Co	Ti	V	Ag	Mo	Zr	Cu	Pb	Zn	Sn	Ga	Be	Sc	Li	Sr	Z_c
ПР1-11	1.86	1.40	1.34	0.85	1.00	1.00	1.07	0.72	1.05	43.80	1.15	1.36	0.88	1.76	0.89	1.14	0.87	45.4
ПР2-2	0.87	1.40	1.01	0.42	0.50	2.00	1.07	0.48	2.62	21.90	21.55	6.82	0.88	0.88	0.45	0.86	0.87	50.9
ПР2-3	0.87	0.84	0.67	0.57	0.60	0.50	0.71	0.72	1.05	21.90	1.44	1.82	0.44	0.59	0.54	0.86	1.16	22.7
ПР2-4	0.74	1.40	1.01	0.42	0.30	15.00	1.43	0.48	2.62	10.95	14.37	13.64	0.70	0.88	0.45	0.86	0.58	52.6
ПР2-5	1.86	2.80	2.01	0.85	0.60	6.00	7.14	0.72	3.49	21.90	43.10	68.18	0.88	0.88	1.34	0.86	1.16	148.5
ПР2-6	0.99	0.84	0.67	0.85	1.00	0.50	1.43	0.96	0.87	0.73	1.44	36.36	0.88	0.59	1.79	0.86	1.74	37.9
ПР2-8	0.49	1.12	0.67	0.57	0.80	50.00	0.71	0.72	17.45	7.30	8.62	47.27	1.32	0.88	0.54	0.86	0.58	126.6
ПР2-9	0.99	1.40	1.01	0.85	1.00	0.50	1.43	0.72	1.75	2.92	2.16	27.27	1.32	0.88	0.71	0.86	0.58	31.1
ПР7-3	1.86	1.12	1.34	1.13	1.00	6.00	0.71	0.72	1.75	14.60	21.55	4.55	1.32	0.88	0.71	0.86	0.87	44.5
ПР7-4	1.86	0.84	1.01	0.85	1.50	2.00	0.71	0.72	1.40	4.38	4.31	2.27	1.32	1.18	0.71	1.43	1.16	10.8
ПР7-5	0.87	0.56	0.40	1.13	0.80	15.00	0.71	0.72	1.40	10.95	21.55	45.55	0.88	1.76	0.54	1.43	1.16	90.8
ПР7-7	1.24	1.40	1.34	1.13	1.00	4.00	1.43	0.72	1.75	3.65	5.75	4.55	1.32	2.35	0.71	1.14	0.87	17.1
ПР7-8	1.24	1.68	1.34	1.13	1.00	4.00	1.43	0.72	0.87	5.84	14.37	2.73	0.88	1.76	0.89	1.14	1.16	25.4
ПМ1	1.24	1.68	1.34	1.13	1.00	1.00	1.43	0.48	1.40	72.99	2.16	2.73	1.32	0.29	1.34	1.14	1.74	77.3
$K_c > 1.5$, % проб	29	21	7	0	0	64	7	0	50	93	79	93	0	29	7	0	7	

любой техногенной геохимической аномалии. Источником их поступления являются выбросы автотранспорта, местных систем отопления, бытовые отходы и сток. Присутствие в начале обсуждаемого ряда таких элементов, как Sn, Zn и Pb, может быть обусловлено применением пестицидов [25] для поддержания санитарного состояния дендрофлоры санатория. Оценка санитарно-гигиенического состояния почв относительно установленных значений ПДК и ОДК микроэлементов в почвах подтверждает данные эколого-геохимической оценки. Наиболее загрязнена площадь, вблизи ручья безымянного.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ особенностей желтоземов на территориях санаториев Сочинского черноморского побережья позволяет выделить два фактора, повлиявших на существенное изменение их свойств. Региональные приемы окультуривания почв дендропарков с нанесением на поверхность материала гумусовых горизонтов черноземов обусловили подщелачивание почв и повышение содержания гумуса в их глубинных горизонтах.

Изменение кислотно-щелочных свойств почв со сдвигом pH от кислых значений до нейтральных и слабощелочных обусловлено процессами строительства и эксплуатации объектов инфраструктуры санаториев. Подтверждением антропогенного воздействия является наличие локально распространенных в подчиненных ландшафтах химически загрязненных почв – хемоземов по желтоземам. Спектр химических элементов, концентрации которых существенно превышают фоновые показатели, включает Pb, Sn, Zn, Cu, Ag, Mn, Ni.

Слабо преобразованы желтоземы, распространенные на крутых склонах, примыкающих к Черноморскому побережью, не использовавшихся под застройку. В них полностью сохранился естественный облик типичных желтоземов. В почвах выражен субэлювиальный горизонт BEL. Который не характерен для почв остальной территории за счет существенного подщелачивания почв, обусловившего подавление процесса элювиирования верхней части метаморфического горизонта BM. Данные склоны можно рассматривать как фоновые участки при оценке эколого-геохимического состояния почв санаторной зоны.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Рис. S1. Почвенная карта территории Сочинской опытной станции на период конца 20-х годов прошлого столетия (по данным [19]).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Андреева А.Е., Снакин В.В., Тюрюканов А.Н.* Временная изменчивость физико-химических свойств почв субтропических лесов колхидского типа. Почвенно-биогеоценологические исследования на Северо-Западном Кавказе. Пущино, 1990. С. 17–33.
2. *Беседина Т.Д.* Агрогенная трансформация почв Черноморского побережья Северо-Западного Кавказа при использовании под субтропические культуры. Дис. ... докт. с.-х. н. Краснодар, 2004. 313 с.
3. *Бушин П.М.* Почвы субтропической зоны Краснодарского края // Докл. Соч. отд-ния Геогр. о-ва СССР. Л., 1971. Вып. 2. С. 139–163.
4. *Вальков В.Ф., Штомпель Ю.А., Трубилин И.Т. и др.* Почвы Краснодарского каря, их использование и охрана. Ростов-на-Дону, 1996. С. 100–102.
5. *Галактионов И.И.* Почва и удобрения в субтропическом хозяйстве. Сочи, 1947. 140 с.
6. *Герасимов И.П.* Почвенный покров и характеристика почв пригодных для культуры чая на территории Адлерского района // Природные условия Северо-Западного Кавказа и пути рационального использования их в сельскохозяйственном производстве / Под ред. Полынова Б.Б. М.–Л., 1951. Ч. 2. С. 21–30.
7. *Герасимова М.И., Колесникова Н.В., Асадулина Р.М., Гуров И.А. и др.* Сочинский Дендрарий: опыт комплексного почвенно-геохимического исследования экологических проблем. Сочи, 2007. 94 с.
8. *Герасимова М.И., Гуров И.А., Колесникова Н.В.* Желтоземы как объект новой классификации почв России // Мат-лы V Всерос. съезда Докучаевского общества почвоведов. Ростов-на-Дону, 2008. С. 520.
9. *Герасимова М.И., Колесникова Н.В., Гуров И.А.* Литолого-геоморфологические факторы формирования желтоземов и других почв во влажных субтропиках РФ (Сочинский дендрарий) // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, география. 2010. № 3. С. 61–65.
10. *Гуров И.А.* Кавказские желтоземы – сквозь призму времени // Вестник аграрной науки. Тбилиси, 2009. № 1. С. 27–32.
11. *Гуров И.А.* Желтоземы древних морских террас в районе Сочи. Дис. ... канд. с.-х. наук. М., 2011. 23 с.
12. *Докучаев В.В.* Предварительный отчет о путешествии на Кавказ. Собр. соч. Т. VI. М.: Изд-во АН СССР, 1951. С. 436–464.
13. *Захаров С.А.* Главнейшие почвы Черноморского округа и их характеристики // Ежегодные изучения почв Северного Кавказа. Краснодар, 1929. Ч. 2. 95 с.
14. *Зонн С.В.* Почвенный покров и проблемы преобразования природы и хозяйства субтропиков СССР. М.: Наука, 1987. 185 с.
15. Классификация почв России. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. С. 57–61.
16. *Козин В.К.* Оценка почвенно-экологических условий садовых ценозов субтропиков России. Краснодар, 2005. 135 с.
17. *Коркешко А.Л.* История паркового строительства на территории Сочи (1866–1969) // Доклады Сочинского отдела Географического общества СССР. Л., 1971. Т. II. С. 364–376.

18. *Малюкова Л.С., Козлова Н.В.* Зональные типы почв влажных субтропиков Черноморского побережья России // Субтропическое и декоративное садоводство. 2016. № 56. С. 146–156.
19. *Прасолов Л.И., Антипов-Каратаев И.Н., Филиппова В.Н.* Почвы Сочинской станции. Л.: Изд-во ЛОВИУА ВАСХНИЛ, 1934. 92 с.
20. *Рогожина Е.В.* Особенности ризосферного микробного сообщества различных сортов чая в условиях субтропической зоны России // Субтропическое и декоративное садоводство. 2010. № 43-1. С. 63–69.
21. *Ромашкевич А.И.* Желтоземы // Генетические типы почв субтропиков Закавказья / Под ред. Герасимова И.П. М.: Наука, 1979. С. 66–81.
22. *Ромашкевич А.И.* Субтропические псевдоподзолистые (элювиально-поверхностно-глеевые) почвы // Генетические типы почв субтропиков Закавказья. М.: Наука, 1979. С. 82–114.
23. *Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др.* Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 234 с.
24. *Соловов А.П.* Геохимические методы поисков месторождений полезных ископаемых. М.: Недра, 1985. 294 с.
25. *Сорокина Е.П., Агальцова Е.Б., Григорьева О.Г., Сает Ю.Е.* Выявление геохимических ассоциаций элементов как метод исследования техногенных аномалий // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. Л.: Гидрометеоиздат, 1980. С. 91–99.
26. *Строганова М.Н.* Городские почвы: генезис, систематика и экологическое значение. Дис. ... док. биол. н. М., 1998. 71 с.
27. *Строганова М.Н., Раппопорт А.В.* Антропогенные почвы ботанических садов крупных городов южной тайги // Почвоведение. 2005. № 9. С. 1094–1101.
28. *Струкова Д.В.* Ферментативная активность желтоземов при ведении культуры чая (*Camellia Sinensis*) в условиях субтропиков России // Почвы в биосфере. Сб. мат-лов Всерос. научн. конф., посвященной 50-летию Института почвоведения и агрохимии СО РАН. Новосибирск, 2018. С. 116–119.
29. *Урушадзе Т.Ф.* Желто-бурые почвы // Генетические типы почв субтропиков Закавказья / Под ред. Герасимова И.П. М.: Наука, 1979. С. 115–126.
30. *Craul P.J.* Urban soils: Applications and practices. N.Y.: John Wiley and Sons, 1999. 289 p.

Anthropogenic Evolution of Zheltozems in Sochi Sanatorium Area

L. V. Zakharikhina[1], * and A. V. Burtovoy[1]

[1]Russian Research Institute of Floriculture and Subtropical Crop, Sochi, 354002 Russia

**e-mail: zlv63@yandex.ru*

The anthropogenic evolution of zheltozems (Acrisols) in the sanatorium zone of Sochi agglomeration since the late 20-ies of the last century is characterized by a change in the acid-base properties and humus state of soils. The pH_{water} shifted from 5.1 to 7.4 (average values for the genetic horizons of soils), the exchangeable bases increased 2.4 times in the upper horizon (from 17.2 to 41.2 $cmol_c/kg$) and 1.3 times (from 15.9 to 21.0 $cmol_c/kg$) in the structural-metamorphic gleyic BMg horizon. Soil alkalization, typical of urban environments, determined the suppression of eluvial processes in the upper part of BMg horizon. Humus content in the topsoils remained at the same level (about 6.7%), but it increased in the subsoils (up to 3.6–4.3% versus the initial 0.5–0.8%). This transformation is caused by two reasons: 1) input of technogenic salts (with surface runoff and drainage water), which are known to be alkaline and transforming the acid-base soil properties; 2) cultivation of soils (putting on the soil surface the material of the humus horizon of chernozems) for exotic plants of dendroparks in sanatoriums, which changed the soil humus state. Soils are qualified for dark structural-metamorphic agrozems. Locally, abrazems occur, on the lower sections of slopes adjacent to the channels of small streams, there are chemozems over zheltozems. On the steep slopes to the Black Sea, under natural vegetation, typical zheltozems are developed.

Keywords: soil of subtropics of Russia, acid-base properties of soils

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2020, № 6, с. 762–770

ИСТОРИЯ НАУКИ

УДК 001.89:631.4

БИБЛИОМЕТРИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ПОЧВОВЕДЕНИЯ КАК НАУЧНОГО НАПРАВЛЕНИЯ

© 2020 г. Ю. В. Мохначева[a], *, В. А. Цветкова[a]

[a] *Библиотека по естественным наукам РАН, ул. Знаменка, 11/11, Москва, 119992 Россия*

******e-mail: j-v-m@yandex.ru*

Поступила в редакцию 17.01.2020 г.
После доработки 01.02.2020 г.
Принята к публикации 05.02.2020 г.

Показано, что с годами очень быстрыми темпами растет мультисциплинарность почвоведения как научного направления, а рассеяние информации по различным научным изданиям достигло чрезмерных размеров, и этот процесс продолжается. За 14 лет (2005–2018 гг.) количество российских журналов, представленных на eLIBRARY.ru и опубликовавших работы по почвенной проблематике, выросло более чем в 6 раз и на момент исследования насчитывало более 600 наименований русскоязычных изданий. Начиная с 1997 г. произошло окончательное смещение сегмента работ по почвенной проблематике из категории “почвоведение” в категорию “науки об окружающей среде”. Представлен анализ российского массива публикаций по почвенной проблематике за 1975–2018 гг. с точки зрения его позиционирования в мире. Показано, что в настоящее время наблюдается очень активный рост числа публикаций по почвоведению во всем мире и в России, в частности. Наиболее высокие темпы роста российского документопотока по этому направлению наблюдались в период 2016–2018 гг. По количеству публикаций российское почвоведение занимает хорошие позиции в мире. Анализ цитируемости продемонстрировал рост уровня цитируемости по базам данных Web of Science Core Collection и Scopus. Вопреки широко распространенному мнению о преимущественном цитировании статей, показано, что по направлению “Почвоведение” лидерство по цитируемости в базе данных eLIBRARY.ru принадлежит монографиям.

Ключевые слова: библиометрия, наука в России, публикационная активность, рассеяние информации

DOI: 10.31857/S0032180X2006009X

ВВЕДЕНИЕ

Библиометрия – значимый сегмент в области информатики, позволяющий анализировать научные области по множеству определенного типа количественных критериев. Такого рода исследования позволяют оценить состояние и перспективы развития научных направлений; выявить “точки роста”; оценить рейтинговые позиции государств, организаций и отдельных ученых в различных областях знания; выявить государства и организации, с которыми возможно наиболее успешное взаимодействие и др. [1–5, 11, 13–15, 18, 19].

Изучение эволюционирования научных направлений во времени – фундаментальная задача науковедения, приобретающая особую актуальность на современном этапе, когда наблюдается активное расширение и размытие границ научных областей. Практически все современные исследования являются мультидисциплинарными. Известно, что во многих областях знания происходит перманентный и ускоряющийся со временем рост количества публикаций [1, 3, 14, 15]. Вместе с тем параллельно наблюдается увеличение количества наименований научных журналов. На сегодняшний момент большая часть научной периодики дисциплинарна, т.е. включает в себя публикации по одной, или ограниченному числу научных дисциплин. И лишь сравнительно небольшой сегмент – мультидисциплинарные издания, включающие в себя публикации по всевозможным научным направлениям. Важной особенностью последних лет является увеличение количества наименований мультидисциплинарных изданий. Эта тенденция особенно характерна для интернет-изданий. Сочетание мультидисциплинарности исследований и дисциплинарности научных изданий создает благоприятные условия для ускорения расширения радиуса рассеяния информации, что усложняет процессы оценки и анализа состояния и развития научных направлений. Почвоведение – одна из таких дисциплин: не осталось практически ни одной области знания, в которой мы не могли бы обнаружить публикаций так, или иначе связанных с вопросами изучения почв.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В настоящей статье представлены результаты библиометрического исследования почвоведения, как научного направления. Мы попытались понять широту мультисциплинарности этого научного направления, выявить спектр и радиус рассеяния информации по различным изданиям, а также дать характеристику состояния российского сегмента публикаций по почвенной проблематике с точки зрения его позиционирования в мире. Исследование проводилось на основе данных, полученных с помощью наиболее авторитетных политематических ресурсов: Web of Science Core Collection (WoS CC), Scopus и eLIBRARY.ru. Каждый из перечисленных ресурсов имеет свои особенности в части репертуара проиндексированных источников публикаций, глубины ретроспективы, языку публикаций и др.

Временной охват исследованных публикаций – 1975–2018 гг.

Наиболее оптимальный алгоритм поиска по трем базам данных был найден опытным путем. Например, пришлось отказаться от модели поиска "по научному направлению". Оказалось, что при этом методе очень большой массив релевантных публикаций выпадает из результатов. Это объясняется, прежде всего, тем, что при таком способе выявляются публикации только из тех изданий, которые были отнесены к этому направлению разработчиками систем и издателями. Задача усложняется также тем, что классификационные схемы во всех базах данных разные и приведение их в соответствие – задача практически неосуществимая. Таким образом, с помощью проб и ошибок был разработан следующий алгоритм поиска, который дал нам удовлетворительный результат:

1. Поиск в WoS CC производился по поисковому полю "тема": *soil**.

2. Поиск в Scopus производился по поисковому полю: "Название статьи, краткое описание, ключевые слова": *soil**.

3. Поиск в eLIBRARY.ru производился в режиме расширенного поиска: искать: "в названии публикации"; "в аннотации", "в ключевых словах"; тематика: *почв**.

Поиск публикаций производился отдельно за каждый год исследуемого периода.

К сожалению, eLIBRARY.ru не в полной мере обладает функционалом, позволяющим анализировать выявленные публикации по различным индикаторам. Кроме того, активное наполнение этого ресурса началось с 2005 г. (год основания ресурса), а более ранние публикации, которые отражены в этом ресурсе, добавлялись в ручном режиме подписчиками системы "Science Index. Организации". По перечисленным причинам мы были лишены возможности получить и обработать ряд данных из-за недостаточной ретроспективы данных о публикациях.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Для понимания процесса эволюционирования научного направления (здесь и далее – почвоведения) необходимо выявить сопряженные с ним области знания и определить основные течения, в которых движется наибольший поток публикаций по этой научной теме. Данную задачу можно решить с помощью библиометрического анализа публикаций в рамках поисковых и аналитических опций соответствующих информационных ресурсов. Решение задачи осложняется тем, что классификационные схемы WoS CC и Scopus принципиально различаются. В WoS CC почвоведение выделено в отдельную научную категорию, благодаря чему можно легко структурировать потоки публикаций. Совсем другая ситуация в Scopus: почвоведение, как научное направление, поглощено более широкими областями и максимально полно отражено в "сельскохозяйственных и биологических науках". Поэтому данные, полученные с помощью WoS CC, оказались наиболее предпочтительными для решения поставленной задачи.

Выявив публикации, посвященные проблемам изучения почв в WoS CC за каждый отдельный год периода 1975–2018 гг. (алгоритм поиска описан выше), мы обнаружили, что публикации распределились по четырем основным категориям классификатора Web of Science Category: "почвоведение"; "агрономия"; "науки о растениях" и "науки об окружающей среде"[1]. Однако если в период 1975–1990 гг. на долю категории "почвоведение" приходилось 30–40% публикаций, то, начиная с 1991 г., ситуация стала перераспределяться в сторону увеличения долей других предметных категорий. Переломным стал 1996 г.: в этот период наблюдался паритет в распределении публикаций по почвенной проблематике по категориям "почвоведение" и "науки об окружающей среде" – по 19%. Окончательное смещение в сторону "наук об окружающей среде" произошло в 1997 г. Начиная с этого года, основная часть публикаций по проблемам, связанным с почвами, была отнесена к "наукам об окружающей среде". В период 1975–1985 гг. на долю "наук об окружающей среде" приходилось всего лишь от 5 до 10% публикаций. На рис. 1 показана динамика изменения распределения публикаций по предметным категориям "почвоведение" и "науки об окружающей среде" за период 1996–2018 гг.

Начиная с 1997 г., публикации, посвященные изучению почв, все чаще относятся к категории

[1] На эти категории приходилось 50% и более публикаций, посвященных почвам на протяжении всего исследуемого периода.

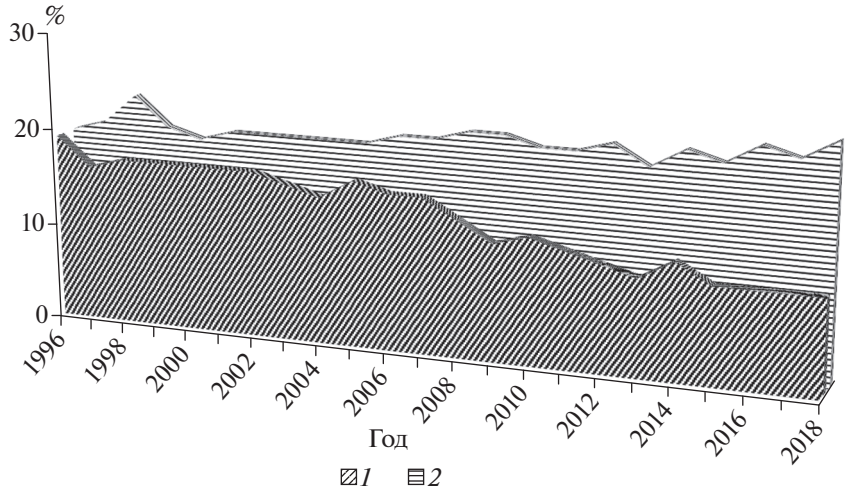


Рис. 1. Динамика распределения долей публикаций по проблемам почвоведения по предметным категориям: "Почвоведение" (*1*) и "Науки об окружающей среде" (*2*) (классификатор: Web of Science Categories) в период 1996–2018 гг.

"науки об окружающей среде". Это можно объяснить, как минимум, двумя причинами: смещением в сторону смежных областей знания и появлением новых акцентов в исследованиях, а также расширением репертуара периодических изданий по проблемам окружающей среды, отраженного в WoS CC.

Рассмотрим динамику количества публикаций по всем трем базам данных.

Начиная с 1991 г. (рис. 2) в мире наблюдался интенсивный рост количества публикаций, посвященных почвенной проблематике: если до этого года число работ держалось примерно на одном уровне (около 3000–4000 в год), то в 1991 г. произошел более чем двукратный скачок – до 9617 публикаций. Начиная с 1992 г., начался очень быстрый рост: каждый год появлялось на 2000–4000 работ больше, чем в предыдущем году. Российский массив[2] публикаций, отраженный в WoS CC, гораздо меньше мирового, однако динамика его роста, особенно за последние 3 года, соответствует мировому тренду. Это связано, в том числе, и с тем, что достаточно много российских журналов были включены в базу данных "Emerging Sources Citation Index" (входит в WoS CC с 2015 г.) [6, 9].

Scopus. Количественные показатели в Scopus несколько отличаются от WoS CC. Это вызвано разницей в ретроспекции индексируемых изданий: наиболее полно здесь отражены публикации, начиная с 1996 г. Поскольку Scopus – довольно молодой ресурс и советский период (1975–1991 гг.) хоть и отражен в этой базе данных, поиск публикаций того периода затруднителен. Основная причина – отсутствие в перечне стран USSR (СССР), поэтому поиск и фильтрация публикаций по полю "страна" оказался невозможным. Российские публикации советского периода приходилось выявлять в ручном режиме из числа статей, которые были отнесены к неустановленным системой странам. Репертуар индексируемых в Scopus изданий шире, чем в WoS CC, тем не менее, публикаций по нашей тематике здесь было выявлено меньше. Однако тренды в динамиках оказались очень схожими.

eLIBRARY.ru. В этой базе данных наиболее полно представлены публикации, начиная с 2005 г., чего нельзя сказать о данных за 1975–2004 гг. Тем не менее, уже начиная с 2001 г., мы видим интенсивный рост числа публикаций по почвенной проблематике (рис. 3).

Еще одной знаковой особенностью последнего времени является тенденция к интенсивному росту количества наименований периодических изданий, в которых публикуют свои работы исследователи по почвенной проблематике. Стоит заметить, что эти процессы характерны не только для России, но и для всего остального мира. Этот факт – проблема мирового масштаба, вызванная требованиями роста публикационной активности. Ученых вынуждают публиковать статьи все в больших и больших количествах. Причем исследователи при выборе изданий для своих публикаций часто попадают в неприятные ситуации, по сути, не зависящие от них: в настоящее время "как грибы после дождя" появляются различные издания сомнительного качества, которые сегодня принято называть "хищническими", или "мусорными". Споры на тему качества этих изданий постоянно идут в кругах издателей и специалистов в области

[2] К российским публикациям были отнесены в том числе и работы советского периода, в аффилиации авторов которых значился СССР. Если в аффилиациях указывались союзные республики – такие работы не учитывались (кроме РСФСР).

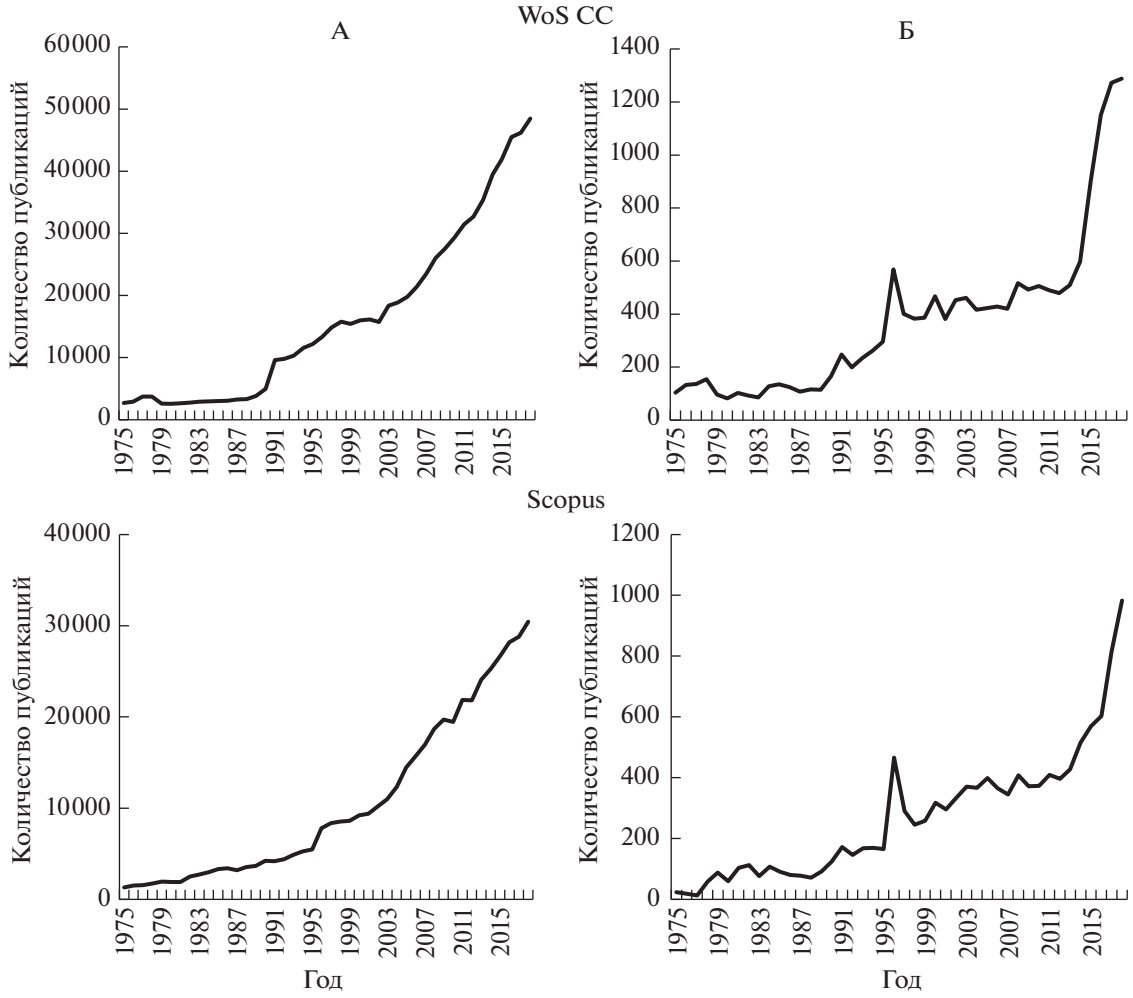


Рис. 2. Динамика количества публикаций по почвенной тематике в WoS CC и Scopus за 1975–2018 гг.: А – в мире, Б – в России.

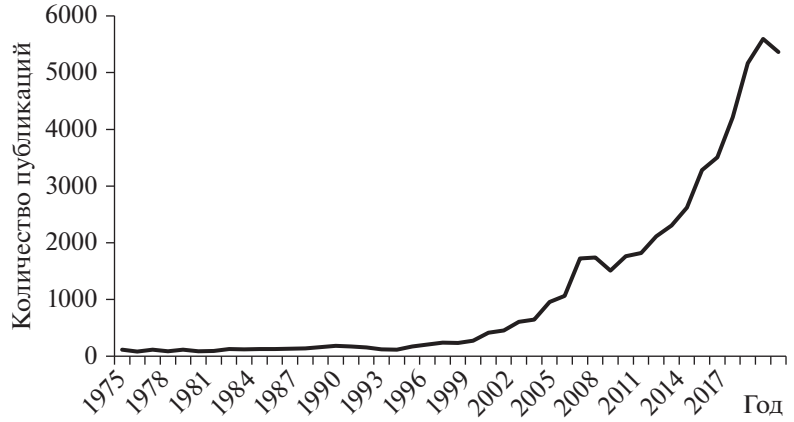


Рис. 3. Динамика количества публикаций по почвенной проблематике в eLIBRARY.ru.

наукометрии. В нашем исследовании публикации в таких изданиях не рассматривались.

Динамика роста количества российских периодических изданий, отраженных на eLIBRARY.ru, в которых была опубликована, как минимум, одна статья по почвенной проблематике показана на рис. 4.

За 14 лет количество российских изданий, представленных на eLIBRARY.ru и опубликовавших работы по почвенной проблематике, увели-

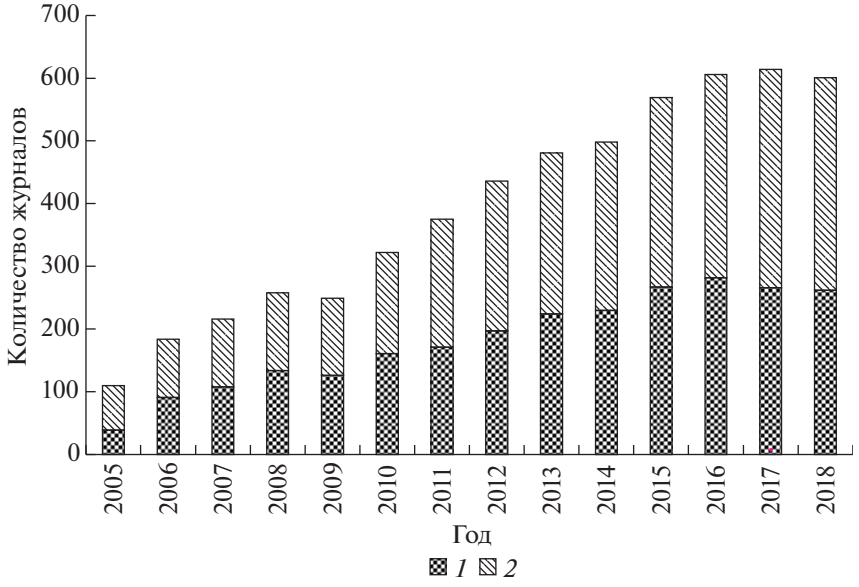


Рис. 4. Динамика роста количества российских периодических изданий на eLIBRARY.ru, в которых опубликованы работы по почвенной проблематике за 2005–2018 гг. *1* – с одной публикацией, *2* – с двумя и более статьями.

чилось в 6(!) раз. Более того, практически в половине источников каждый год публиковалось только по одной статье. Полученный результат является показательным: степень рассеяния информации по различным изданиям очень высока, и вряд ли это можно считать позитивной тенденцией. Несомненно, такое увеличение источников спровоцировано концепцией наполнения базы данных – максимально возможное отражение сведений о публикациях российских авторов. С одной стороны, такой подход оправдан: виден весь спектр источников информации по теме. С другой стороны, мы сталкиваемся с риском наполнения ресурса сведениями о публикациях низкого качества.

Обобщив данные за 2005–2018 гг. по частотному распределению публикаций почвенной проблематики по периодическим изданиям на eLIBRARY.ru, мы обнаружили, что явным лидером по количеству публикаций является журнал “Почвоведение”: на его долю приходится 7% публикаций. На второй позиции – “Агрохимия” и “Плодородие” – по 2%; на третьем – “Агрохимический вестник” – 1.6% публикаций. Если посмотреть частотное распределение публикаций с российским участием по изданиям в WoS CC, то мы увидим, что лидерами являются: (за исключением переводных версий отечественных журналов) “Soil Biology and Biochemistry” – 0.6% публикаций постсоветского периода (1993–2018 гг.); “Geoderma” и “Water Resources” – по 0.5%. В советский же период в иностранных журналах печатались только единичные публикации.

Динамические характеристики важны для понимания темпов развития научного направления. Однако по этим данным трудно осмыслить место России в общемировом публикационном пространстве. Каковы же ранговые позиции России по исследуемой проблематике в мире? Рассмотрим ранговые позиции России в WoS CC и Scopus.

До 1996 г. в WoS CC Россия по почвоведению удерживалась в десятке ведущих стран, перемещаясь между 6 и 10 местами в общемировом рейтинге стран. Далее из-за объективных причин позиции начали постепенно снижаться, и в 2018 г. Россия занимала 14 место с долей публикаций 2.76% в общемировом рейтинге по количеству публикаций. Лидерство в этом году принадлежало Китаю: более четверти всех публикаций по почвенной проблематике было выполнено при участии представителей этого государства. На втором месте США: 19% от мирового массива публикаций. Замыкает тройку лидеров Индия: 6%. Лишь на немного Россию в общемировом рейтинге стран опережают Иран (2.91%) и Япония (2.84%). Россия занимает очень неплохую позицию, тем более что своего рода кризис, когда рейтинг упал до 21 места (2013 г.), судя по всему, пройден. Если оперировать не рейтинговыми позициями, а долями российских публикаций в общемировом массиве, то максимальная доля (4.58%) пришлась на 1976 г., а минимальная – на 2013 г. (1.44%). С 1975–1990 гг. и в 1996 г. доля российских публикаций составляла от 3 до 4% в общемировом массиве. В периоды 1991–1995, 1997–2006, 2015–2018 гг. доля составляла 2–2.99% от общемирового массива, что является хорошим показателем согласно Указу Президента РФ № 599

от 7 мая 2012 г., в котором была обозначена задача увеличения доли публикаций российских исследователей в общем количестве публикаций в мировых научных журналах, индексируемых в WoS CC до 2.44%. Поясняя приведенные данные, стоит уточнить: здесь рассматривались массивы публикаций, выявленные по теме “soil” во всех предметных категориях. Ранее в публикации [8] нами были приведены данные, выявленные по другому алгоритму, – по научной категории “почвоведение” в Web of Science Categories, где Россия вошла в топ-10 стран по количеству публикаций в этой категории за период 2010–2017 гг.

Рассмотрим теперь рейтинговые позиции России по почвоведению в Scopus.

Из-за особенностей ресурса, о которых уже упоминалось, данные до 1996 г. нельзя считать полными. Тем не менее, в большинстве лет периода 1975–1995 гг. Россия входила в десятку ведущих стран по исследованиям, связанными с почвами, а доля публикаций в тот период изменялась в диапазоне от 1 до 5%. В 1996 г. Россия вошла в пятерку стран-лидеров с долей публикаций 6% в общемировом массиве. Это был лучший результат за весь период. Далее наблюдалось уменьшение рейтинговых позиций до 17 места в 2013 г., но, начиная с 2014 г., позиции России начали восстанавливаться, и в 2018 г. она уже занимала 12 место (доля 3.23%) в общемировом рейтинге стран по количеству публикаций. Доли российских публикаций периода 1997–2018 гг. варьировались в диапазоне 1.8–3.48%.

Мы рассмотрели количественные показатели динамики публикационной активности российских исследователей в области почвоведения. Однако эти сведения ничего не говорят об авторитетности самих публикаций. Во всем мире опосредованным показателем успешности публикаций принято считать цитируемость, а именно уровень цитируемости в соответствии со среднемировыми показателями в аналогичной области знания за тот же год. Если проанализировать в WoS CC уровень средней цитируемости, приходящейся на одну российскую публикацию, то видно, что он был существенно ниже среднемировых значений. Так, в период 1975–2004 гг. он был ниже среднемировых показателей в два и более раза, но, начиная с 2005 г. уровень цитируемости российских публикаций по почвенной тематике начал расти, однако пока еще не достиг среднемировых показателей: максимальный показатель наблюдался у статей 2013 г. – 76% от среднемирового значения. Однако стоит пояснить, что данный индикатор не показателен для российских публикаций. Дело в том, что на цитируемость существенно влияет ряд факторов. Прежде всего, это человеческий фактор. Так исторически сложилось, что традиции российского цитирования отличаются от мировых: наши соотечественники зачастую предпочитают цитировать зарубежных исследователей, в ущерб российским коллегам. Однако здесь не стоит упускать из виду такую объективную причину, как требования со стороны зарубежных издателей о предпочтительности ссылок на англоязычные публикации. Второй по влиянию фактор – русский язык публикаций. И, наконец, третий фактор – небольшой репертуар индексируемых в WoS CC российских изданий на долю которых приходится максимальное количество ссылок на российские публикации.

Рассмотрим уровень цитируемости российских публикаций по почвенной проблематике в Scopus. Здесь картина более оптимистична: начиная с 2014 г. уровень цитируемости российских публикаций приблизился вплотную, а в некоторые годы (2015 г., 2017–2018 гг.) превысил среднемировые показатели. В период 2000–2013 гг. уровень цитируемости варьировал в диапазоне 50–75% от среднемировых значений. Более высокий уровень цитируемости объясняется более широким репертуаром индексируемых российских изданий по сравнению с WoS CC.

eLIBRARY.ru – национальная база данных, в которой представлены публикации преимущественно российских авторов, поэтому уровень средней цитируемости публикаций по сравнению со среднемировыми показателями мы не можем в этом случае определить, как это было сделано в WoS CC и Scopus. Однако можно сделать другие важные выводы. Так как в этом ресурсе представлены не только статьи из журналов, но монографии и другие типы публикаций, появляется уникальная возможность сравнить показатели цитируемости по разным типам публикаций.

Монографии часто остаются “за скобками” предоставляемых сведений о цитируемости. Особенно это касается российских монографий на русском языке в зарубежных базах данных. Для нас важно было понять: насколько востребованными являются монографии с точки зрения их цитируемости. Проранжировав цитируемость публикаций, отраженных на eLIBRARY.ru, по почвенной тематике за каждый отдельный год периода 1975–2018 гг., обнаружили, что наивысшая цитируемость практически в каждом году (36 из 44) исследуемого периода была у монографий; 4 года лидировали учебные пособия и только в остальные 4 года лидерство по полученным ссылкам принадлежало справочнику, методическому пособию, статье в сборнике и статье в журнале (по одному году для каждого типа публикаций). Таким образом, полученные данные опровергают расхожее мнение о слабой цитируемости монографий и, напротив, свидетельствуют об их важности и востребованности.

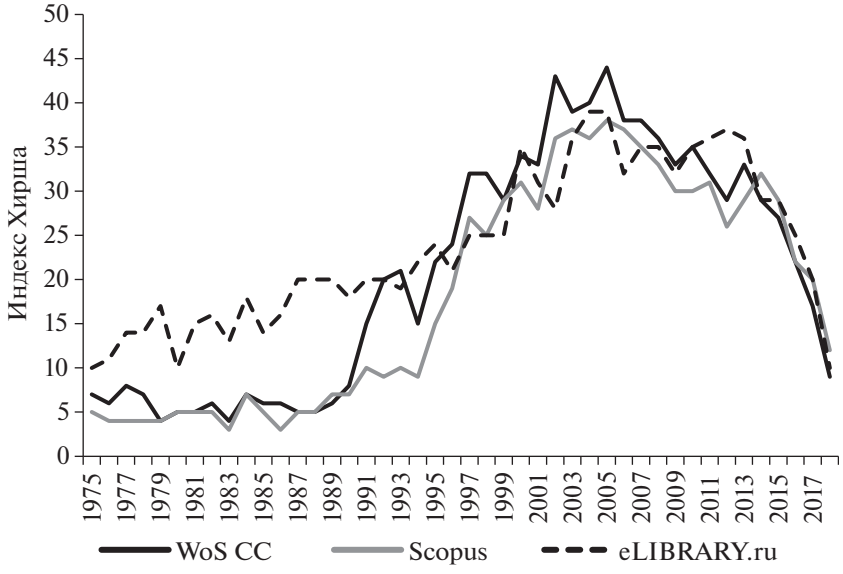


Рис. 5. Индекс Хирша российских массивов публикаций за каждый год периода 1975–2018 гг. по базам данных WoS CC, Scopus и eLIBRARY.ru.

Еще одним популярным наукометрическим показателем является индекс Хирша[3]. Рассмотрим массивы российских публикаций в WoS CC, Scopus и eLIBRARY.ru по этому индикатору.

Как видно из рис. 5, показатели индексов Хирша очень хорошо корреспондируются во второй половине исследуемого периода (1997–2018 гг.) по всем трем ресурсам. Это является интересным результатом, так как репертуары индексируемых источников в этих базах данных весьма разнятся. Первая половина исследуемого периода ожидаемо таких результатов не дала, так как до 1993 г. лишь очень незначительное количество российских публикаций издавалось в иностранных журналах, которые были проиндексированы в WoS CC и Scopus. Кроме того, Scopus не располагает данными до 1996 г. в полном объеме, и в eLIBRARY.ru этот период пока еще очень слабо отражен. По полученным данным можно сделать вывод о хорошей востребованности российских публикаций по почвенной тематике. Наиболее высокие результаты показал 2005 г.: индекс Хирша по WoS CC тогда составил 44. Это означает, что 44 публикации 2005 г., которые были проиндексированы в этом ресурсе, имели цитируемость 44 и выше. В Scopus индекс Хирша в этом же году соответствовал 38, а в eLIBRARY.ru – 39. Индекс Хирша определялся для массивов публикаций по каждому отдельному году исследуемого периода. Поэтому показатели у массивов последних лет меньше предыдущих из-за того, что публикации не успели пока набрать максимумы цитирований: для этого должно пройти от 3 до 7 лет.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Мы коснулись лишь некоторых аспектов библиометрического анализа почвоведения. Тем не менее, на основании полученных результатов можно сделать ряд выводов о состоянии и развитии данного научного направления. Обнаружилось, что в последние годы публикации, посвященные изучению почв, все чаще относятся к категории “науки об окружающей среде”. Эту тенденцию можно объяснить как минимум, двумя причинами: смещением исследований в сторону смежных областей знания и появлением новых акцентов; а также расширением репертуара периодических изданий по проблемам окружающей среды. Согласно данным, полученным с помощью WoS CC, Scopus и eLIBRARY.ru, начиная с 1991 г. наблюдался активный рост числа публикаций по почвенной проблематике в мире и России. За 14 лет количество российских журналов, представленных на eLIBRARY.ru, опубликовавших работы по почвенной проблематике, увеличилось в 6(!) раз. Причем в половине наименований журналов каждый год публиковалось только по одной статье. Это показывает очень высокую степень рассеяния информации по различным изданиям.

Анализ цитируемости российских публикаций по почвенной проблематике показал, что уровень их средней цитируемости в WoS CC периода 1975–2004 гг. был в два и более раза ниже среднемировых показателей. Однако, начиная с 2005 г.,

[3] Индекс Хирша соответствует значению h, если N публикаций определенного массива цитируются как минимум h раз каждая, в то время как оставшиеся ($N - h$) публикаций цитируются менее, чем h раз каждая.

уровень цитируемости начал расти, но пока еще не достиг среднемировых значений: максимальный показатель наблюдался у статей 2013 г. – 76% от среднемирового показателя. В Scopus картина более оптимистична: начиная с 2014 г. уровень цитируемости российских публикаций приблизился вплотную, а в некоторые годы (2015 г., 2017–2018 гг.) превысил среднемировые показатели. В период 2000–2013 гг. уровень цитируемости варьировал в диапазоне от 50 до 75% от среднемировых значений. Анализ цитируемости российских публикаций, представленных на eLIBRARY.ru, показал, что наивысшая цитируемость наблюдалась у монографий.

Полученные в ходе проведенного исследования данные показывают хорошие позиции российского почвоведения в мировом информационном массиве, а уровень и темпы его развития продолжают повышаться.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Бусыгина Т.В.* Библиометрический анализ документально-информационного потока по нанобиотехнологиям на основе реферативной базы данных “Scopus” (издательство “Elsevier”) // Библиосфера. 2009. № 4. С. 31–42.
2. *Зибарева И.В.* Библиометрический анализ российских химических исследований начала XXI в. (2001–2005 гг.) // Тр. ГПНТБ СО РАН. 2011. № 1. С. 150–156.
3. *Зибарева И.В., Зибарев А.В., Бузник В.М.* Российская нанонаука: библиометрический анализ на основе баз данных STN International // Химия в интересах устойчивого развития. 2010. № 18. С. 215–227.
4. *Иванов И.В., Луковская Т.С.* Наукометрический анализ публикаций журнала “Почвоведение” за 100 лет (1899–1998 гг.) // Почвоведение. 2003. № 1. С. 113–125.
5. *Лаврик О.Л.* Наукометрический анализ отечественного библиотековедения и библиографоведения // Библиосфера. 2010. № 2. С. 51–59.
6. *Либкинд А.Н., Маркусова В.А., Миндели Л.Э.* Библиометрические характеристики российских научных журналов по естественным и техническим наукам по БД JCR-Science Edition, 1995–2010 гг. // Acta naturae. 2013. № 3. С. 6–13.
7. *Маркусова В., Котельникова Н., Золотова А., Шухаева А.* Перспективные направления научных исследований: мировые и отечественные тенденции по БД SCI-E, 2009 и 2015 гг. // Информация и инновации. 2017. Т. 1. С. 87–92.
8. *Мохначева Ю.В., Цветкова В.А.* Россия в мировом массиве научных публикаций // Вестник Российской академии наук. 2019. Т. 89. № 8. С. 820–830. https://doi.org/10.31857/S0869-5873898820-830
9. Список журналов, входящих в Emerging Sources Citation Index. http://mjl.clarivate.com/cgi-bin/jrnlst/jlresults.cgi?PC=EX (дата обращения 18.12.2019).
10. *Терехов А.И.* Библиометрический анализ углеродного направления нанотехнологий: 2000–2015 // Экономика науки. 2017. Т. 3. № 4. С. 262–274.
11. *Cui M.Q., Wu C., Jiang X.X., Liu Z.Y., Xue S.G.* Bibliometric analysis of research on soil arsenic during 2005-2016 // J. Central South University. 2019. V. 26(2). P. 479–488 (2019). https://doi.org/10.1007/s11771-019-4020-z
12. eLIBRARY.ru [Электронный ресурс] // https:// elibrary.ru (дата обращения 18.12.2019).
13. *Gao Y., Ge L., Shi S.Z., Sun Y., Liu M., Wang B., Shang Y., Wu J.R., Tian J.H.* Global trends in soil monitoring research from 1999–2013: a bibliometric analysis // Environ. Sci. Poll. Res. 2019. V. 26(17). P. 17809–17820. https://doi.org/10.1007/s11356-019-05071-8
14. *Hartemink A.E.* Open access publishing and soil science – Trends and developments // Geoderma Regional. 2019. V. 18. P. e00231. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2019.e00231
15. *Navarrete I.A., Asio V.B.* Research productivity in soil science in the Philippines // Scientometrics. 2014. V. 100(1). P. 261–272. https://doi.org/10.1007/s11192-013-1202-6
16. Scopus [Электронный ресурс] // https://www2.scopus.com (дата обращения 18.12.2019).
17. Web of Science Core Collection [Электронный ресурс] // https://apps.webofknowledge.com/ (дата обращения 18.12.2019).
18. *Zhi W., Yuan L., Ji G.D., Liu Y.S., Cai Z., Chen X.* A bibliometric review on carbon cycling research during 1993–2013 // Environ. Earth Sci. 2015. V. 74(7). P. 6065–6075. https://doi.org/10.1007/s12665-015-4629-7
19. *Zhuang Y.H., Du C., Zhang L., Du Y., Li S.S.* Research trends and hotspots in soil erosion from 1932 to 2013: a literature review // Scientometrics. 2015. V. 105(2). P. 743–758. https://doi.org/10,1007/s11192-015-1706-3

Bibliometric Analysis of Soil Science as a Scientific Area

Yu. V. Mokhnacheva[1], *, and V. A. Tsvetkova[1]

[1]Library for Natural Sciences RAS, Moscow, 119992 Russia

**e-mail: j-v-m@yandex.ru*

The article is devoted to the bibliometric analysis of soil science as a scientific area. It is shown that over the years, the interdisciplinarity of this area is growing very rapidly, and the dispersion of information in various scientific publications has already reached excessive proportions, and this process continues. Thus, for

14 years (2005–2018), the number of Russian journals presented at eLIBRARY.ru and published works on soil problems, increased more than 6 times and at the time of the study there were more than 600 titles of Russian-language publications. The paper shows that, since 1997, there has been a final shift of the segment of works on soil problems from the category of "soil science" to the category of "environmental science". The paper presents the analysis of the Russian array of publications on soil problems for 1975–2018 from the point of view of its positioning in the world. It is shown that currently there is a very active growth in the number of publications on soil science around the world and in Russia in particular. The highest growth rates of the Russian document flow in this scientific area were observed in the period 2016–2018. It is shown that the number of publications Russian soil science exist a good position in the world. The citation analysis showed an increase in the citation level of the Web of Science Core Collection (WoS CC) and Scopus databases. Contrary to the widespread opinion about the preferential citation of articles, it is shown that in the subject area "soil science" leadership in citation in the database eLIBRARY.ru belongs to monographs.

Keywords: bibliometric study, science in Russia, publication activity, information dispersion