
СОДЕРЖАНИЕ

Номер 3, 2021

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

Комплексный подход к картографической оценке запасов органического углерода в почвах России

О. В. Чернова, О. М. Голозубов, И. О. Алябина, Д. Г. Щепашенко 273

ХИМИЯ ПОЧВ

Динамика пулов углерода и биологической активности агродерново-подзолов южной тайги в ходе постагрогенной эволюции

И. Н. Курганова, В. М. Телеснина, В. О. Лопес де Гереню, В. И. Личко, Е. И. Караванова 287

Наночастицы серебра в почве: поступление, трансформация, токсичность (обзор)

Н. А. Куликова 304

Содержание органического углерода и азота в размерных фракциях агрегатов типичных черноземов

В. А. Холодов, Н. В. Ярославцева, М. А. Яшин, Ю. Р. Фарходов, Б. С. Ильин, В. И. Лазарев 320

ФИЗИКА ПОЧВ

О влиянии ветра на газообмен почвы и атмосферы

А. В. Смагин, Д. В. Карелин 327

Динамика биоэлектрического потенциала в прикорневой зоне растений при поливах

Т. Э. Кулешова, Н. Р. Галль 338

БИОЛОГИЯ ПОЧВ

Прокариотное сообщество древней мерзлоты Антарктиды после облучения гамма-излучением в модельных условиях Марса

В. С. Чепцов, Е. А. Воробьева, Н. А. Манучарова, М. В. Горленко, А. К. Павлов, М. С. Розанова, В. Н. Ломасов, А. А. Белов, А. Е. Чумиков 347

АГРОХИМИЯ И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

Исследование устойчивости агроценозов при длительном применении удобрений на дерново-подзолистой почве

Г. Е. Мерзлая 355

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

Роль почв в оценке деградации земель (обзор)

Е. В. Цветнов, О. А. Макаров, А. С. Строков, О. Б. Цветнова 363

Микробиологические показатели агродерново-подзолистых почв разной гумусированности при внесении тяжелых металлов и углеродсодержащих препаратов

В. А. Терехова, Е. В. Прудникова, С. А. Кулачкова, М. В. Горленко, П. В. Учанов, С. В. Сушко, Н. Д. Ананьева 372

Contents

No. 3, 2021

Genesis and Geography of Soils

Integrated Approach to Spatial Assessment of Soil Organic Carbon in Russian Federation

O. V. Chernova, O. M. Golozubov, I. O. Alyabina, and D. G. Schepaschenko 273

Soil Chemistry

The Dynamics of Carbon Pools and Biological Activity of Agro-Soddy Podzols of the Southern Taiga during the Post-Agrogenic Evolution

I. N. Kurganova, V. M. Telesnina, V. O. Lopes de Gerenyu, V. I. Lichko, and E. I. Karavanova 287

Silver Nanoparticles in Soil: Ingress, Transformation, Toxicity (Review)

N. A. Kulikova 304

Content of Organic Carbon and Nitrogen in Particle-Size Fractions of Aggregates of Haplic Chernozems

V. A. Kholodov, N. V. Yaroslavtseva, M. A. Yashin, Yu. R. Farkhodov, B. S. Ilyin, and V. I. Lazarev 320

Soil Physics

Wind Footprint in Soil-Atmosphere Gas Exchange

A. V. Smagin and D. V. Karelin 327

Dynamics of Bioelectric Potential in the Root Zone of Plants during Irrigation

T. E. Kuleshova and N. R. Gall 338

Soil Biology

Prokaryotic Community of The Ancient Antarctic Permafrost after Irradiation with Gamma Irradiation under Simulated Martian Conditions

V. S. Cheptsov, E. A. Vorobyova, N. A. Manucharova, M. V. Gorlenko, A. K. Pavlov, M. S. Rozanova, V. N. Lomasov, A. A. Belov, and A. E. Chumikov 347

Agricultural Chemistry and Fertility of Soils

Agrocenosis Stability During Long-Term Application of Fertilizers on Soddy-Podzolic Soil

H. Ye. Merzlaya 355

Degradation, Rehabilitation, and Conservation of Soils

The Role of Soils in Land Degradation Assessment (Review)

E. V. Tsvetnov, O. A. Makarov, A. S. Strokov, and O. B. Tsvetnova 363

Microbiological Indicators of Heavy Metals and Carbon-Containing Preparations Introduction to Agrosoddy-Podzolic Soils Differing in Humus Content

V. A. Terekhova, E. V. Prudnikova, S. A. Kulachkova, M. V. Gorlenko, P. V. Uchanov, S. V. Sushko, and N. D. Ananyeva 372

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 631.4

КОМПЛЕКСНЫЙ ПОДХОД К КАРТОГРАФИЧЕСКОЙ ОЦЕНКЕ ЗАПАСОВ ОРГАНИЧЕСКОГО УГЛЕРОДА В ПОЧВАХ РОССИИ¹

© 2021 г. О. В. Чернова^{a, *}, О. М. Голозубов^b, И. О. Алябина^b, Д. Г. Щепашенко^{c, d}

^aИнститут проблем экологии и эволюции им А.Н. Северцова РАН, Ленинский пр-т, 33, Москва, 119071 Россия

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

^cInternational Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Schlossplatz 1, A-2361 Austria

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

*e-mail: ovcher@mail.ru

Поступила в редакцию 01.06.2020 г.

После доработки 17.07.2020 г.

Принята к публикации 24.10.2020 г.

Опробован подход к раздельному картографированию запасов органического углерода в относительно однородных группах почвенных горизонтов (минеральных и органогенных, включая подстилки, торфяные залежи, торфянистые горизонты полугидроморфных почв). Предложены алгоритмы расчета, позволяющие использовать разномасштабные, пространственно- и атрибутивно-разреженные данные различной достоверности, взаимно дополняющие друг друга. Использованный подход позволил создать и совместить несколько карт различной точности, мелкомасштабных на всю территорию страны и более детальных для хорошо обеспеченных фактической информацией регионов. На основе этих карт оценены общие запасы и соотношение основных пулов органического углерода в толще почв 0–30 см для территории страны и трех административных областей Европейской России. Запасы углерода в минеральных горизонтах почв России достигают 101 Гт, что составляет 62% углерода, аккумулированного в 30-сантиметровой почвенной толще; 38% сосредоточено в органогенных горизонтах: на наиболее легкоминерализующийся пул – подстилку – приходится 9% общих запасов углерода, в торфяных залежах вместе с торфянистыми и перегнойными горизонтами полугидроморфных почв сосредоточено 29% запасов углерода. Показано увеличение удельных запасов углерода в слое почв 0–30 см в направлении с севера на юг от 87 т/га в Вологодской области к 91 т/га – в Московской и далее до 109 т/га – в Ростовской области. В этом же направлении снижается вклад органических горизонтов в общие запасы углерода. Сведения о величине и структуре запасов углерода в почвах позволяют увеличить обоснованность оценок устойчивости почвенного покрова к изменению природных условий и антропогенным воздействиям, а также адаптировать стратегии землепользования к условиям конкретных регионов.

Ключевые слова: структура запасов углерода в почвах, плотность горизонтов, раздельное картографирование

DOI: 10.31857/S0032180X21030047

ВВЕДЕНИЕ

Согласно современным оценкам, запасы органического углерода (ЗОУ) в метровом слое почв Земного шара составляют 1417–1824 Гт [25, 38, 41, 42]. На долю России приходится около 20% этих запасов [35]. Уточнение оценок ЗОУ в почвах, важное для разработки стратегий устойчивого развития регионов и прогноза влияния климатических изменений на баланс углерода, являлось целью проекта Глобального почвенного партнерства ФАО ООН – создание Всемирной карты за-

пасов органического углерода в 30-сантиметровом слое почвы (GSOC17). Координацию работ по созданию карты для территории Российской Федерации (РФ) осуществлял Почвенный дата-центр МГУ им. М.В. Ломоносова. Работа проводилась на основе Информационной системы “Почвенно-географическая база данных Российской Федерации” (ИС ПГБД РФ), которая позволяет аккумулировать, использовать разнообразную почвенную информацию и обмениваться ею в рамках распределенной сети центров обработки почвенных данных (<https://soil-db.ru/ob-informacionnoy-sisteme>). Организации, принявшие участие в работе по проекту, в том числе со стороны России, указаны на сайте ФАО (<http://www.fao.org/global-soil-partner>

¹ К статье имеются дополнительные материалы, доступные для авторизованных пользователей по doi: 10.31857/S0032180X21030047.

ship/pillars-action/4-information-and-data/global-soil-organic-carbon-gsoc-map/gsocmap-contributors/en/).

Содержание, запасы и баланс углерода в почвах и экосистемах Северной Евразии оценивали многие исследователи, в том числе в картографической форме. Географический анализ проводился, как правило, в рамках целостных природных образований в соответствии с естественными границами: основных типов растительности, зональных и интразональных растительных формаций каждого термического пояса, семейств экосистем, почвенных типов и природно-сельскохозяйственных зон, типов почв и почвенных комплексов с учетом типов почвообразующих пород и т.п. [1, 2, 5, 9, 11–13, 18, 19, 31, 33, 40]. Оценки ЗОУ в метровом слое почв РФ, полученные с применением разных методов усреднения и экстраполяции, различаются на 10–30% (285–364 Гт), при этом использованные в расчетах первичные данные часто сходны, так как количество “типичных” разрезов с полным объемом данных, включая плотность в естественном сложении по горизонтам, ограничено [13, 17, 19, 23, 39, 48].

Неравномерная изученность почвенного покрова и разнообразие биоклиматических и культурно-исторических условий Российской Федерации обуславливают сложность подбора единой методики для расчета запасов органического углерода в почвенном покрове всей территории страны. Разнообразные цели и подходы исследователей-почвоведов к изучаемым объектам – почвам сельскохозяйственных угодий, лесов, антропогенно-измененных ландшафтов, торфяных болот и заболоченных территорий – определяют разнообразие используемых аналитических методов и подходов к обобщению эмпирических данных. Кроме того, большая часть имеющихся в распоряжении результатов исследований почвенных разрезов относится к 60–80-м годам прошлого века, поэтому оценки запасов углерода соответствуют тому времени, следовательно, требуется актуализация информации о ЗОУ в почвах, особенно для районов активного сельскохозяйственного использования.

Основными целями настоящего исследования являлись:

- оценка объема почвенной информации, накопленной в электронном виде в почвенных дата-центрах России;
- разработка и тестирование вычислительных алгоритмов для картографирования ЗОУ почв на основе ИС ПГБД РФ;
- уточнение оценок запасов углерода на территории России за счет данных, переведенных в цифровую форму в последние годы, и опробование возможности актуализации этих оценок с привлечением информации, аккумулированной в региональных почвенных дата-центрах;

– оценка соотношения основных пулов органического углерода в 30-сантиметровом слое почв России.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В соответствии с рекомендациями ФАО ООН карта была создана с пространственным разрешением сетки 1/2 угловой минуты (35–60 га для территории России) [47]; исходными данными для расчетов явились показатели, относящиеся к разрезу или контуру почвенной карты: содержание органического углерода, %; плотность горизонта в естественном сложении, г/см³; степень каменистости, %.

Для максимального вовлечения в расчеты имеющейся информации из различных источников была предпринята попытка создания для всей территории страны серии карт запасов углерода в относительно однородных по характеристикам органического вещества почвенных горизонтах: минеральных (с содержанием органического вещества менее 15%) и органогенных, в том числе подстилочных, торфяных, а также перегнойных и торфянистых горизонтов полугидроморфных почв. При расчете запасов углерода в различных горизонтах использовали индивидуальные пересчетные коэффициенты, отражающие обогащение углеродом их органического вещества.

Карты построены на основе Почвенной карты РСФСР масштаба 1 : 2 500 000 [15]. Также использовали опубликованную в 2019 г. Почвенную карту Крыма масштаба 1 : 2 500 000, выполненную в соответствии с легендой Почвенной карты РСФСР и размещенную на врезке к Карте почвенно-экологического районирования Российской Федерации [14]. Наряду с этими картами были созданы более детальные карты ЗОУ в почвах земель сельскохозяйственного использования трех областей Европейской России, обеспеченных большими объемами почвенных данных по сравнению с остальной территорией.

Оценка плотности почвенных горизонтов. Одной из причин невысокой точности оценок запасов почвенного углерода, по мнению некоторых авторов [48, 50], является недостаток данных о плотности почв. Для решения проблемы широко используются педотрансферные функции (ПТФ), позволяющие вычислить значение плотности по другим доступным почвенным характеристикам. ПТФ являются эмпирическими и имеют ограниченную область применения, с особой осторожностью их следует использовать в условиях, значительно отличных от тех, для которых они были получены, поэтому подбор ПТФ, позволяющих с наименьшей ошибкой определить плотность почв конкретных регионов, является важной задачей [26, 27, 32].

Таблица 1. Средние относительные ошибки расчета плотности горизонтов для почв различных групп, %

Почвы	Горизонты			Количество	
	все	органогенные	минеральные	профилей	горизонтов
“Тажные”					
Подзолистые, дерново-подзолистые, серые лесные	15.0	94.7	8.6	62	301
Подзолы	24.5	80.7	10.5	13	55
Бурые лесные	23.2	113.4	12.3	9	37
Подбуры, буро-таежные, дерново-таежные	87.8	315.2	13.2	13	77
“Степные”					
Черноземы, каштановые	9.2			98	427
“Луговые”					
Луговые, пойменные	23.8		14.7	29	102

Аккумулированная в ИС ПГБД фактическая информация по приблизительно 2000-м разрезам включает морфологические описания почвенных профилей по горизонтам, сведения о содержании органического углерода и некоторые другие аналитические характеристики, позволяющие уточнить классификационную принадлежность почв. Лишь около 20% от общего количества разрезов (402) были обеспечены данными о плотности горизонтов. В целях возможно более полного вовлечения аккумулярованных в ИС ПГБД РФ данных в расчеты, была опробована применимость нескольких ПТФ, предложенных разными авторами для прогнозирования плотности [22, 24, 30, 37].

Использование рассмотренных функций для определения плотности органогенных горизонтов дало неудовлетворительные результаты [21]. Для расчета плотности минеральных горизонтов наилучшие результаты были получены на основании предложенной Честных и Замолотчиковым [22] пятипараметрической нелинейной функции, которая позволяет прогнозировать плотность горизонтов в зависимости от содержания гумуса и глубины:

$$BW = a_1 - a_2 / (MID + a_3) + a_4 / (HUM + a_5), \quad (1)$$

где BW – плотность, г/см³; MID – глубина середины горизонта, см; HUM – гумус, %; a_1 – a_5 – параметры, определяемые типом почв.

Авторами были предложены параметры уравнения, различные для пяти групп почв. В работе использовали параметры уравнения для трех групп почв, условно названных “таежными”, “луговыми” и “степными” (табл. S1).

Для подзолистых и дерново-подзолистых почв, отнесенных к условной группе “таежные”, плотности, вычисленные с использованием указанного уравнения и параметров подзолистых почв, достаточно хорошо совпали с экспериментальными значениями. Проанализирована информация по

301 горизонту из 61 почвенного профиля. Средняя относительная ошибка (МАРЕ) для минеральных горизонтов составляет 8.6% (относительные ошибки изменяются от 0.01 до 50.1%), для органогенных горизонтов (при содержании органического вещества более 15 вес. %) она достигает 95% (относительные ошибки 3.4–410.8%). Расчеты показали, что при определении аналогичным образом плотности минеральных горизонтов других почв, условно отнесенных к группе “таежные”, средняя относительная ошибка также невелика (табл. 1). Перечень почв, отнесенных к группе “таежные”, приводятся в табл. S2 приложения.

Аналогичная работа была проведена для большой группы гумусово-аккумулятивных “степных” почв, в которую были включены все горизонты всех вариантов черноземов и каштановых почв, включая слитые, луговые, солонцеватые и осолоделые. Относительные ошибки по этому массиву данных (427 горизонтов) изменяются от 0.02 до 54.4%, средняя относительная ошибка составляет 9.2%. Несколько худшие результаты получены для минеральных горизонтов группы “луговые”, объединяющей различные луговые и пойменные почвы.

Не исключено, что массив данных, использованный при создании ПТФ [22], частично перекрывается с информацией из ПГБД РФ, на основании которой тестировали применимость уравнения, поскольку количество описанных в литературе разрезов с полным набором аналитических характеристик ограничено. Применимость ПТФ была проверена на заведомо независимых массивах данных, занесенных в информационную систему в 2017 г. Верификация уравнения и коэффициентов для почв группы “таежные” проведена на массиве данных, предоставленном специалистами Мытищинского филиала МГТУ им. Н.Э. Баумана (125 горизонтов из 31 разреза дерново-подзоли-

стых почв, преимущественно глееватых и глеевых). Органогенные горизонты в этом массиве не были представлены, содержание гумуса во всех образцах менее 6.8%. Средняя относительная ошибка определения плотности для этих почв составила 7.5%. Применимость уравнения и коэффициентов для почв группы “степные” проведена на массиве данных, предоставленном специалистами Южного федерального университета (307 горизонтов из 111 разрезов черноземов Ростовской области). Средняя относительная ошибка для этих почв составила 7.6%.

Показано, что для минеральных горизонтов почв, условно объединенных в группы “таежные” и “луговые”, а также для почв, объединенных в группу “степные”, расчет плотности горизонтов по указанной формуле (с использованием специфических для соответствующих групп почв параметров уравнения) дает удовлетворительные результаты.

Запасы органического углерода в минеральных горизонтах. Абсолютное большинство входящих в ПГБД РФ и использованных нами в расчетах данных о концентрации органического углерода в почвах получено методом мокрого сжигания (различные модификации метода Тюрина). Первоначально при построении карты запасов углерода в минеральной части слоя почвы 0–30 см ориентировались на эти данные, на них основаны первые оценки общих запасов и соотношения пулов органического углерода для территории России [29]. Содержание органического углерода, определенное методом сухого сжигания по количеству выделившегося CO_2 , всегда больше, чем таковое, полученное методом Тюрина (на 10–50% для разных почв и горизонтов). В настоящее время для корректировки данных о содержании углерода в разнообразных почвах России имеющихся сведений недостаточно, однако Когутом и Фридом [8] был предложен усредненный корректировочный коэффициент ($K = 1.28 \pm 0.19$), позволяющий приблизить показатели содержания углерода, полученные методом Тюрина, к реальным значениям.

При построении карты запасы углерода вычисляли для толщи 0–30 см. Если рассматриваемый слой почвы состоял из двух или трех горизонтов (например, подстилки, торфянистого и минерального), в расчет включали только часть толщи, приходящуюся на минеральный горизонт. Плотности почвенных горизонтов рассчитывали с использованием ПТФ (в случае отсутствия прямых определений), вычисляли запасы углерода до глубины 30 см для каждого разреза с применением корректировочного коэффициента K , далее усредняли полученные величины для каждого выдела легенды Почвенной карты РСФСР [15].

Более детальные карты ЗОУ в слое почв 0–30 см сельскохозяйственных земель трех областей европейской территории России (Московской, Белгородской, Ростовской) построены с использованием средне- и крупномасштабных почвенных карт и данных почвенного мониторинга, ведущегося областными центрами агрохимической службы. Интеграция информации почвенных дата-центров в распределенную Информационную систему “Почвенно-географическая база данных России” позволила актуализировать оценки ЗОУ в слое почв 0–30 см земель сельскохозяйственного назначения указанных регионов.

На примере ключевой территории (Зерноградского района Ростовской области) опробовано несколько вариантов картографирования ЗОУ в почвах с привлечением разных объемов исходной информации и разных алгоритмов расчетов. На первом этапе применили традиционный экспертный метод с использованием векторизованных крупномасштабных почвенных карт и обобщенной информации о запасах гумуса, полученных на основании обследований опорных разрезов 1970–80-х годов (рис. S1, А). Далее по регулярной сетке с шагом 30" построены карты, которые отражают результаты онлайн-оценки ЗОУ на основе данных агрохимического мониторинга содержания гумуса и показателей плотности почв: рассчитанных на основе ПТФ (рис. S1, В) или экспертных значений для выделов легенд почвенных карт (рис. S1, С).

Средневзвешенные значения запасов органического углерода в сельскохозяйственных почвах района, рассчитанные с использованием указанных алгоритмов, оказались близки (10.05; 10.29 и 10.55 $\text{кг}/\text{м}^2$, полученные способами 1, 2, 3 соответственно). На этом основании для картографирования актуальных ЗОУ в почвах сельскохозяйственных земель из протестированных вариантов выбран наименее требовательный к объему фактической информации метод. Для расчета карт современных запасов углерода в сельскохозяйственных почвах Ростовской, Белгородской и Московской областей применили алгоритм 3 (с использованием результатов последнего агрохимического обследования и экспертных оценок плотности почв для выделов легенд почвенных карт среднего масштаба), поскольку фактических данных для корректного вычисления объемной плотности всех представленных в регионах почв было недостаточно.

Разномасштабные картографические слои объединены путем замещения участков мелкомасштабной карты соответствующими контурами более детальных карт сельскохозяйственных территорий (рис. S2), что позволило актуализировать информацию о запасах органического углерода в почвах для этих регионов. Итоговая карта ЗОУ в



Рис. 1. Запасы органического углерода в минеральных горизонтах 30-сантиметрового слоя почв РФ, т/га.

минеральных горизонтах 30-см слоя почв РФ представлена на рис. 1.

Запасы органического углерода в подстилках. В соответствии с Классификацией и диагностикой почв России [7] подстилка определяется как напочвенный слой, состоящий из органического материала (с содержанием органического вещества более 35% от массы горизонта). Толщина слоя подстилки не превышает 10 см.

На основе информации из базы данных типичных почвенных профилей [49] к Почвенной карте РФ [15], скорректированной в соответствии с пояснительной запиской к карте [16], и базы данных запасов углерода в подстилках, полученных из литературных источников [44], оценивали запасы органического углерода в подстилке по следующей формуле:

$$C = \frac{H}{100} \frac{K_C}{100} DL \times 10, \quad (2)$$

где C – запасы углерода подстилки, кг/м²; H – содержание ОВ, %; K_C – содержание углерода в ОВ, %; D – плотность подстилки, г/см³; L – мощность подстилки, см; 10 – коэффициент перевода г С/см² в кг С/м².

Среднее содержание углерода в органическом веществе горизонтов подстилки было принято равным 37.9% для всех почв. Это значение коррек-

тировалось для конкретных регионов/зон; также для почв под лесом принимали во внимание доминирующую древесную растительность. Подробно алгоритм расчета карты описан ранее [23].

Важными факторами, оказывающими влияние на запасы органического вещества в подстилках, являются характер землепользования и различные виды нарушений в экосистемах. Сведения о пространственном распределении типов землепользования и нарушениях экосистем получены на основании карты растительности и землепользования России [43]. Принципы использования поправочных коэффициентов для сельскохозяйственных и нарушенных экосистем описаны ранее [23]. Карта запасов углерода в подстилке (рис. 2) подготовлена, уточнена и адаптирована к требованиям ФАО на основе ранее сделанной и опубликованной работы [23].

Запасы углерода в торфяниках и органогенных горизонтах полугидроморфных почв. Значительную часть территории России занимают избыточно увлажненные почвы. В соответствии с Почвенной картой РСФСР [15] и Почвенной картой Крыма [14], торфяные болотные почвы и почвенные комплексы с преобладанием торфяных болотных почв занимают 9.4% территории суши, на полугидроморфные почвы и комплексы приходится 22.7%.



Рис. 2. Запасы органического углерода в подстилках на территории РФ, т/га.

При глобальных оценках запасов органического вещества в болотных торфяных почвах, внимание часто акцентируется на характеристиках торфа мощных залежей [46, 51], реже рассматривается все разнообразие болотных почв [3]. При оценках обычно используют усредненные параметры, поскольку четких закономерностей их изменения пока не выявлено, хотя и имеются сведения о возрастании объемной плотности торфа с юга на север [46]. Мы оценивали запасы углерода в торфяных болотных верховых, переходных и низинных почвах с учетом зольности, плотности и обогащения углеродом соответствующих торфяных отложений на основе усредненных характеристик, приведенных в обзорных работах (табл. 2) [3, 4, 20].

Карта запасов углерода в 30-сантиметровом поверхностном слое торфяных болотных почв и

почвенных комплексов с их преобладанием представлена на рис. 3.

Органогенные горизонты полугидроморфных почв, включая перегнойные, торфянистые и оторфованные, могут значительно различаться по мощности и содержанию органического вещества [7]. При описании почв с дополнительным увлажнением часто ограничиваются только указанием мощности органогенных горизонтов, их объемную плотность определяют редко и изменяется она в широких пределах (от 0.2 до 1.1 г/см³). Данные прямых определений содержания углерода методом сухого сжигания малочисленны, в большинстве случаев в качестве характеристики обогащения горизонта органическим веществом приводятся сведения о потере при прокаливании (ППП). При наличии данных о ППП, содержание углерода в органогенном горизонте прини-

Таблица 2. Характеристики, использованные при расчете запасов органического углерода в торфяных болотных почвах

Показатель	Верховые	Переходные	Низинные
Зольность, %	3.5	7.5	20
Содержание углерода в органическом веществе, %	55.5	56.0	55.3
Плотность, г/см ³	0.07	0.09	0.13

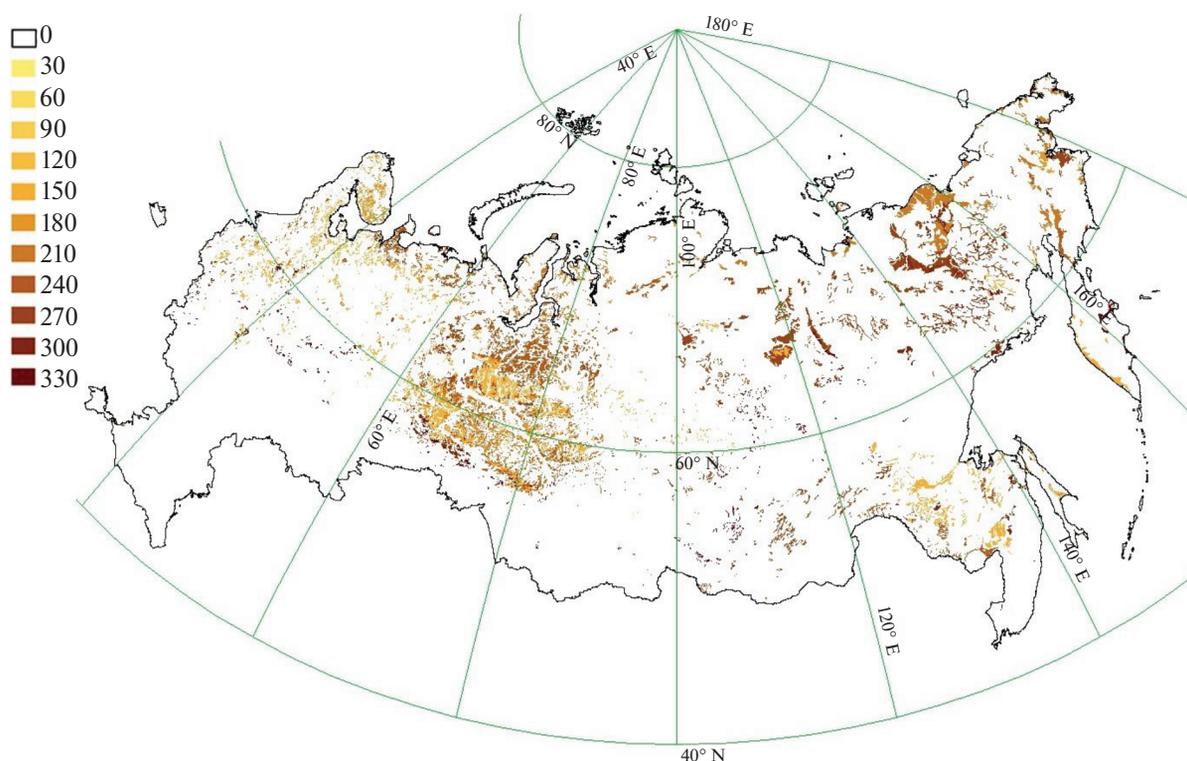


Рис. 3. Запасы органического углерода в торфяных болотных почвах до глубины 30 см, т/га.

мали равным 0.5ППП [20, 28]. Из-за ограниченности эмпирических данных при построении карты запасы углерода в органогенных горизонтах полугидроморфных почв оценивали в соответствии с видом горизонтов и типом экосистем на основе среднестатистических данных или экспертных оценок [3, 20, 23]. Распределение по территории страны запасов углерода в таких горизонтах отражает карта на рис. 4.

Расчет итоговой карты. При построении всех мелкомасштабных картографических слоев на основе Почвенной карты РФ [15] и Почвенной карты Крыма [14] ЗОУ для каждого полигона оценивали по первой почве выдела легенды без учета сопутствующих почв. В почвенных комплексах запасы углерода рассчитывали пропорционально числу почвенных разностей, входящих в комплекс. Для комплексов, включающих 2 почвенных выдела, долю первого округленно принимали равной 60%, второго – 40%; в трехчленных комплексах доли компонентов принимали равными 34, 33 и 33% соответственно. При рассмотрении комплексов почв с участием мерзлотных трещин на сами трещины отводили 25%, исходя из приводимых в литературных источниках размеров полигонов и трещин [6].

Итоговая суммарная карта получена в растровом формате с пространственным разрешением

сетки 1/2 угловой минуты (рис. 5). Именно в таком разрешении созданы все национальные карты ЗОУ в 30-сантиметровом слое почв странами-участниками проекта ФАО. Векторные и растровые слои карты в виде проекта ArcGIS доступны по ссылке: <https://soil-db.ru/nauchnaya-deyatelnost/karta-zapasov-organicheskogo-ugleroda>.

Погрешности оценок запасов углерода в почвах различных регионов страны заметно различны, поскольку слои и фрагменты карты были созданы разными методами на основе различной фактической информации. Для мелкомасштабной карты относительные ошибки запасов углерода в 30-сантиметровом слое почвы (без подстилки), оценивали для каждого выдела легенды Почвенной карты РФ. Максимальная погрешность (200% и более) отмечена для территорий, минимально обеспеченных информацией (единичные, значительно различающиеся по характеристикам профили). Для регионов с высокой плотностью обследований относительная погрешность оценки запасов углерода составляет около 25%.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Актуализация и детализация оценок. Как упомянуто выше, большая часть включенных в ПГБД РФ результатов полнопрофильных обследований

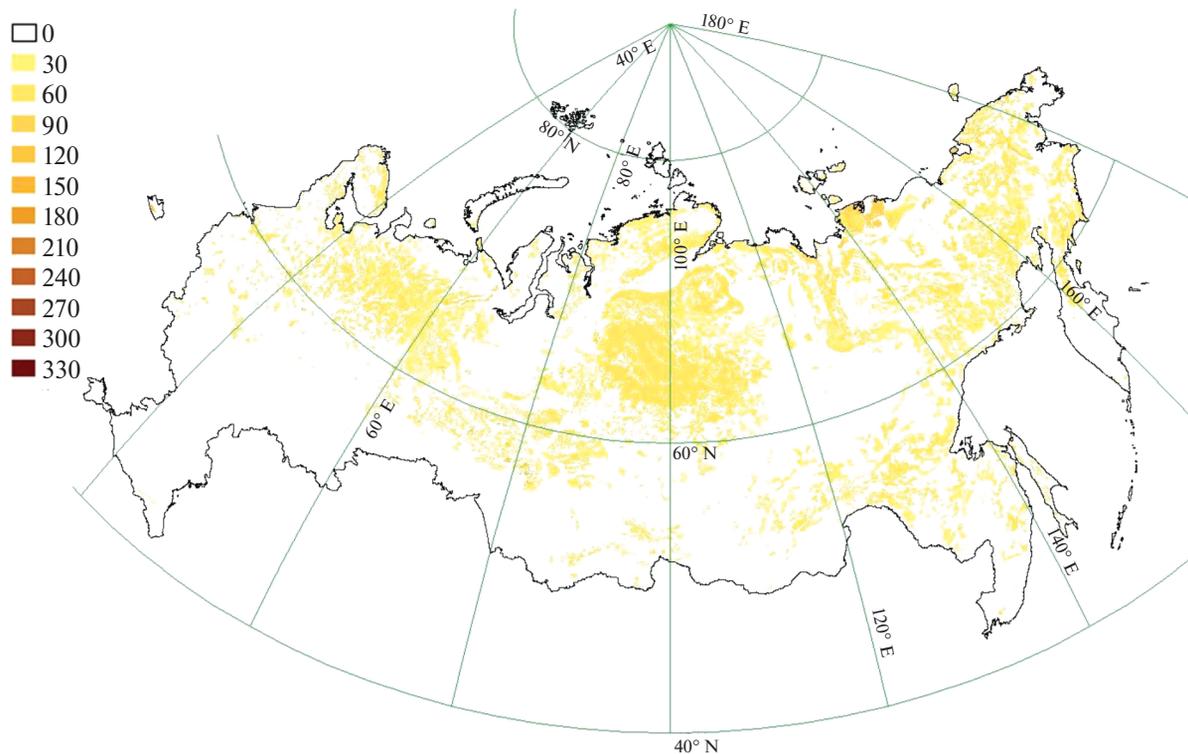


Рис. 4. Запасы органического углерода в торфянистых и перегнойных горизонтах полугидроморфных почв РФ, т/га.

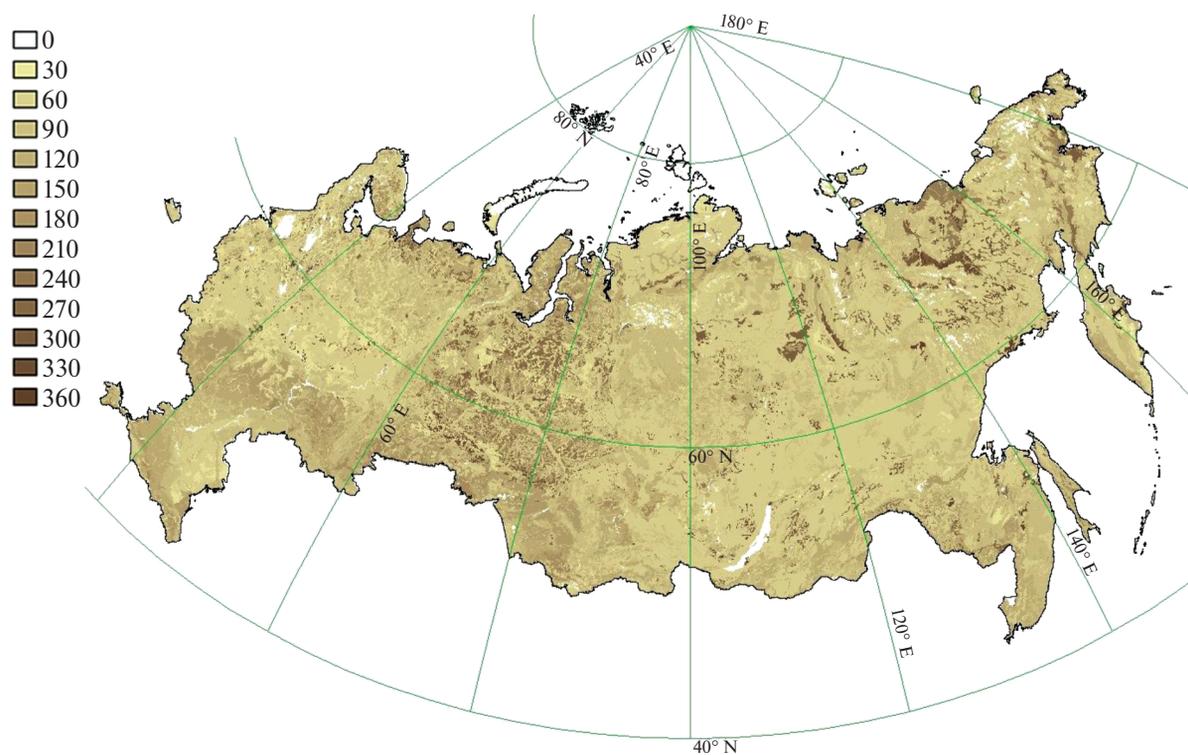


Рис. 5. Общие запасы органического углерода в 30-сантиметровом слое почв РФ, т/га.

Таблица 3. Запасы углерода в почвах сельскохозяйственных регионов

Область	Площадь сельскохозяйственных земель, тыс. га	Запасы органического углерода				Изменение оценок запасов, %
		мелкомасштабная оценка		агрохимический мониторинг		
		общие, ($n \times 10^9$ кг)	удельные, т/га	общие, ($n \times 10^9$ кг)	удельные, т/га	
Ростовская	4611.8	524.1	113.6	393.7	85.4	-24.9
Белгородская	1228.3	179.4	151.7	158.9	129.4	-14.7
Московская	622.2	48.9	76.7	47.8	78.6	+2.4

разрезом относится к 60–80-м гг. XX в., соответственно, оценки углеродных пулов отражают состояние почвенного покрова на тот период. Между тем, органическое вещество 30-сантиметровой толщи почвы активно участвует в современном круговороте углерода и наиболее быстро отвечает на изменение условий окружающей среды и антропогенное воздействие. Анализ природно-антропогенной динамики и прогноз изменения состояния экосистем конкретных регионов на фоне увеличения интенсивности сельскохозяйственного использования и наблюдаемых в последние десятилетия климатических трендов требуют привлечения оперативной информации о запасах углерода. Заметное повышение плотности почвенных обследований для всей территории России в обозримом будущем маловероятно, однако интеграция цифровой почвенной информации в единую систему и картографическое совмещение детальных региональных данных с мелкомасштабными для всей страны будет способствовать не только уточнению и актуализации итоговых оценок, но и, по мере накопления фактической информации, выявлению географических и временных трендов почвенных характеристик.

Сравнение результатов современных крупномасштабных оценок ЗОУ в 30-сантиметровом слое почв сельскохозяйственных земель трех административных областей европейской России с мелкомасштабными для тех же территорий позволило выявить существенные различия. Крупномасштабные оценки ЗОУ в Ростовской и Белгородской областях значительно ниже оценок, полученных по мелкомасштабными материалам. В то же время для Московской области разномасштабные оценки ЗОУ почв сельскохозяйственных земель практически одинаковы (табл. 3).

Заметная разница в показателях мелко- и крупномасштабных оценок для черноземных областей может быть обусловлена как уменьшением гумусированности почв при интенсивном сельскохозяйственном производстве в течение последних 40–60 лет (включая влияние эрозионных процессов), так и общеизвестным фактом подсобного выбора наилучших плакорных почв в

качестве типичных объектов при обзорных оценках. По нашему мнению, в рассматриваемом случае влияние второго фактора, а именно упор мелкомасштабных карт на “репрезентативные” единичные разрезы, более значимо. Сходство разномасштабных оценок ЗОУ в Московской области может объясняться динамикой содержания органического вещества в сельскохозяйственных почвах регионов южной тайги, отличной от динамики почв лесостепи и степи.

Пулы органического углерода почв территории России. Запасы органического углерода в минеральных горизонтах до глубины 30 см изменяются от единиц до 210 т/га (рис. 1). Минимальными значениями (до 10 т/га) характеризуются непочвенные образования с фрагментарным растительным покровом и маломощные слабо развитые почвы. Максимальные запасы углерода (150–180, иногда до 210 т/га) накапливаются в минеральной толще наиболее гумусированных вариантов черноземов, а также в некоторых луговых и перегнойных почвах. Пул органического углерода минеральных горизонтов оценивается в 101 Гт, что составляет 62% от общего количества, аккумулированного в 30-сантиметровом слое почв РФ (табл. 4).

Запасы углерода в подстилке изменяются от 0 до 36 т/га (рис. 2). Максимальные показатели отмечаются в старовозрастных хвойных лесах, часто на почвах с дополнительным увлажнением. В среднем запасы углерода подстилок постепенно увеличиваются с юга на север вплоть до северной тайги. В подстилке сосредоточено несколько менее 15 Гт углерода, около 9% от валовых запасов 30-сантиметрового слоя почвы (табл. 4).

Известно, что максимальными удельными запасами углерода (150–330 т/га) характеризуются торфяные болотные почвы (рис. 3). Вся 30-сантиметровая толща этих почв представлена торфяной залежью с концентрацией углерода 50–60%. Углеродный пул торфяных болотных почв оценивается в 33 Гт, что составляет около 20% общих запасов углерода в 30-сантиметровом слое почв всей территории страны.

Таблица 4. Соотношение основных пулов органического углерода в 30-сантиметровом слое почв на территории России

Углеродные пулы	Запасы органического углерода территории, $n \times 10^9$ Гт	Доля от общих запасов углерода территории, %
Общие запасы	163	100
Минеральные горизонты	101	62
Органогенные горизонты, в том числе:	62	38
торфяные залежи болотных торфяных почв	33	20
торфянистые горизонты полугидроморфных почв	14	9
подстилка	15	9

Таблица 5. Структура запасов органического углерода в 30-сантиметровом слое почв административных областей

Область	Запасы органического углерода		Доля от общих запасов углерода территории, %			
	общие, ($n \times 10^6$ т)	средневзвешенные, т/га	минеральные горизонты	органогенные горизонты		
				торфяные	перегнойные, торфянистые	подстилка
Вологодская	1198	86.8	52	24	10	14
Московская	395	91.0	66	15	9	11
Ростовская	1064	109.1	99	0	0	1

Запасы органического углерода в мощных торфянистых и перегнойных горизонтах полугидроморфных почв в большинстве случаев составляют 20–60 т/га, достигая в отдельных случаях 70–90 т/га (рис. 4). В общем пуле органического вещества полугидроморфных почв доля этих горизонтов составляет 20–80%. ЗОУ перегнойных и торфянистых горизонтов полугидроморфных почв для всей территории РФ оцениваются в 14 Гт, что составляет несколько менее 9% от общего углеродного пула 30-сантиметрового слоя почвы.

Общие ЗОУ в 30-сантиметровом слое почв России мы оцениваем в 163 Гт, включая 0.3 Гт территории Крымского полуострова (табл. 4). Этот результат близок к оценкам, полученным ранее на основе той же Почвенной карты РФ [15] и аналитических характеристик 234 типичных разрезов (164 Гт) без учета органического вещества подстилки [39, 48]. Таким образом, полученные в настоящем исследовании оценки лишь на 9% меньше полученных ранее. Вовлечение в расчеты дополнительной фактической информации (количество разрезов увеличилось приблизительно в 6 раз) и использованный подход раздельного картографирования не изменил кардинально результаты оценки ЗОУ, но позволил рассмотреть и проанализировать соотношение основных поч-

венных органических пулов и закономерности их распределения по территории страны.

Анализ соотношения пулов органического углерода различных территорий с использованием карт. Использование серии полученных карт запасов углерода в относительно однородных группах почвенных горизонтов позволяет оценить общие ЗОУ и соотношение основных углеродных пулов в пределах заданной территории. Так, в качестве примера эти параметры оценены для территорий трех административных областей европейской части РФ с различными природными и хозяйственными особенностями: Вологодской, Московской, Ростовской (табл. 5).

Средневзвешенные общие запасы углерода в 30-сантиметровой толще почв рассмотренных областей возрастают в направлении с севера на юг: от 87 т/га в Вологодской области, 91 т/га в Московской и далее – до 109 т/га в Ростовской области. При этом структура запасов заметно различается. В Вологодской области (граница северной и средней тайги) почти половина запасов углерода сосредоточена в органогенных горизонтах, в Московской области на них приходится около 34%, а в Ростовской области – менее 1%.

В Вологодской области большая часть территории относится к землям лесного фонда (76%), поэтому сохранение наиболее легко минерализу-

ощегося органического вещества – подстилки – обеспечивается поддержанием оптимальной тип-возрастной структуры лесных насаждений. В торфе болотных почв, занимающих 9% площади сосредоточено 24% общих запасов углерода почв области.

В Московской области современные крупномасштабные оценки ЗОУ в сельскохозяйственных почвах (полученные на основе крупномасштабных почвенных карт и данных агрохимического мониторинга) составляют около 49.0×10^9 кг, что практически совпадает с мелкомасштабными оценками (полученными с использованием карты масштаба 1 : 2500000 и характеристик типичных разрезов) для тех же участков (табл. 3). Причем в крупномасштабных расчетах преимущественно учтен углерод минеральных горизонтов почв, вовлеченных в сельскохозяйственное производство. А в соответствии с мелкомасштабными оценками, не учитывающими особенности землепользования, 20% ЗОУ почв приходится на органо-генные горизонты.

Реальные современные запасы углерода в почвах всей территории значительно антропогенно-измененной Московской области, по-видимому, ниже полученных нами мелкомасштабных оценок. За последние 2–3 десятилетия были вырублены значительные площади лесов, соответственно уменьшились и запасы подстилки. Летом и осенью 2010 г. в Московской области пожарами было пройдено почти 60 тыс. га, включая значительные площади торфяных массивов, осушенных в предыдущие годы, что привело к потере части аккумулированных в торфе запасов углерода. Очевидно, указанные процессы должны привести к сокращению ЗОУ в почвах области, в первую очередь, за счет органо-генных горизонтов.

В Ростовской области крупномасштабные оценки ЗОУ в пахотных почвах области почти на четверть меньше мелкомасштабных для той же территории, что обусловлено более низким содержанием гумуса в почвах, согласно данным агрохимического мониторинга, в сравнении с опорными разрезами мелкомасштабной карты. В сельскохозяйственное производство здесь вовлечено более 87% территории. Поскольку 99% запасов углерода 30-сантиметрового слоя почв региона сосредоточено в минеральных горизонтах, необходимой мерой поддержания углеродного баланса является сокращение интенсивности водной эрозии и дефляции и повышение гумусированности сельскохозяйственных земель всеми доступными методами.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Разработан подход, позволяющий использовать в расчетах и при построении карт разнород-

ные данные (разномасштабные картографические, пространственно- и атрибутивно-разреженные точечные) различной достоверности, взаимно дополняющие друг друга. Наличие значительных массивов экспериментальных данных для трех сельскохозяйственных областей позволило актуализировать оценки запасов углерода для конкретных территорий на основе разработанного алгоритма. Технические решения организации вычислений на распределенной (в Интернет) сети дата-центров дают возможность осуществлять онлайн расчеты с актуализацией результатов по мере поступления дополнительной информации.

Оценены основные углеродные пулы 30-сантиметровой толщи почв и их соотношение для всей России, а также для территорий нескольких модельных административных областей (Вологодской, Московской, Ростовской). Запасы углерода в минеральных горизонтах почв России достигают 101 Гт, что составляет несколько больше половины (62%) всего углерода, аккумулированного в 30-сантиметровой почвенной толще. Остальные 38% сосредоточены в органо-генных горизонтах, то есть представлены не связанными или слабо связанными с минеральной частью почвы органическими соединениями. На наиболее легко минерализующийся пул – подстилку – приходится 9% общих запасов углерода; в торфяных залежах вместе с торфянистыми и перегнойными горизонтами полугидроморфных почв сосредоточено 29% запасов углерода.

Предложенный алгоритм отдельного картографирования запасов углерода в относительно однородных группах почвенных горизонтов (минеральных, подстилках, торфяных, торфянистых горизонтах полугидроморфных почв) позволяет генерировать серии карт различной точности и масштаба, на основе которых могут быть оценены общие запасы и соотношение основных пулов органического углерода в пределах заданной территории. Сведения о величине и структуре запасов углерода в почвах позволяют оценить устойчивость почв и экосистем к изменению природных условий и антропогенным воздействиям, адаптировать стратегии землепользования к условиям конкретных регионов.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы выражают признательность коллегам из Южного федерального университета, Мытищинского филиала МГТУ им. Н.Э. Баумана, центров Агрохимической службы Ростовский, Белгородский и Московский за предоставленные для расчетов первичные данные и помощь в работе.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работы по крупномасштабному картированию и актуализации оценок запасов органического углерода выполнены при финансовой поддержке Министерства образования и науки Российской Федерации по проекту № RFMEFI60719X0298.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

1. Table S1. Equation parameters for soil groups conventionally labeled 'Taiga,' 'Meadow,' and 'Steppe' (Таблица S1. Параметры уравнения для групп почв, условно названных "Тажными", "Луговыми" и "Степными").

2. Table S2. Soils in the 'Taiga' group according to the legend of the Soil Map of the RSFSR and their approximate analogues in the WRB (Таблица S2. Почвы, отнесенные к группе "Тажные" в соответствии с легендой Почвенной карты РСФСР и их приблизительные аналоги по WRB).

3. Fig. S1. Soil organic carbon stocks (t/ha) within a 0–30 cm layer of soils in the Rostov region. Estimation was based on the following data: a – fine-scale soil maps and average data on humus stock of reference soil profiles; b – agrochemical monitoring data and estimated soil bulk density; c – agrochemical monitoring data and expert estimation of soil bulk density. (Рис. S1. Запасы органического углерода в 30-сантиметровом слое почв Зерноградского района Ростовской области, т/га. Используемая для расчета информация: А – крупномасштабные почвенные карты, запасы гумуса в опорных разрезах; В – данные агрохимического мониторинга, расчетные значения плотности почв; С – данные агрохимического мониторинга, экспертные оценки плотности почв).

Fig. S2. Soil organic carbon stock in agricultural regions of Belgorod and Rostov regions, t/ha: a. fine-scale soil maps; b. the final map (Рис. S2. Запасы органического углерода в 30-сантиметровом слое почв Белгородской и Ростовской областей, т С/га: А – крупномасштабные карты; В – итоговая карта).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Базилевич Н.И.* Биологическая продуктивность экосистем Северной Евразии. М.: Наука, 1993. 293 с.
2. *Базилевич Н.И., Гребенщиков О.С., Тишков А.А.* Географические закономерности структуры и функционирования экосистем. М.: Наука, 1986. 297с.
3. *Волперский С.Э., Иванов А.И., Цыганова О.П., Валяева Н.А., Глухова Т.В., Дубинин А.И., Глухов А.И., Маркелова Л.Г.* Заболоченные органогенные почвы и болота России и запас углерода в их торфах // Почвоведение. 1994. № 12. С. 17–25.
4. *Инишева Л.И., Сергеева М.А., Смирнов О.Н.* Депо-нирование и эмиссия углерода болотами Западной Сибири // Научный диалог. 2012. Вып. 7. Естествознание и экология. С. 61–74.
5. *Исаев А.С., Коровин Г.Н., Уткин А.И., Пряжников А.А., Замолотчиков Д.Г.* Оценка запасов годичного депонирования углерода в фитомассе лесных экосистем России // Лесоведение. 1993. № 5. С. 3–10.
6. *Караваева Н.А.* Тундровые почвы Северной Якутии. М.: Наука, 1969. 207 с.
7. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
8. *Козут Б.М., Фрид А.С.* Сравнительная оценка методов определения содержания гумуса в почвах // Почвоведение. 1993. № 9. С. 119–123.
9. *Кудеяров В.Н., Хакимов Ф.И., Деева Н.Ф., Ильина А.А., Кузнецова Т.В., Тимченко А.В.* Оценка дыхания почв России // Почвоведение. 1995. № 1. С. 33–42.
10. *Люри Д.И., Горячкин С.В., Караваева Н.А., Денисенко Е.А., Нефедова Т.Г.* Динамика сельскохозяйственных земель России в XX в. и постагрогенное восстановление растительности и почв. М.: ГЕОС, 2010. 416 с.
11. *Моисеев Б.Н., Алябина И.О.* Оценка и картографирование потоков органического углерода, поступающего в почвы основных биомов России // Почвоведение. 2002. № 6. С. 675–681.
12. *Моисеев Б.Н., Алябина И.О.* Оценка и картографирование составляющих углеродного и азотного балансов в основных биомех России // Известия РАН. Сер. географическая. 2007. № 5. С. 1–12.
13. *Орлов Д.С., Бирюкова О.Н., Суханова Н.И.* Органическое вещество почв Российской Федерации. М.: Наука, 1996. 254 с.
14. Почвенная карта Крыма. Масштаб 1 : 2500000. Авторы: И.С. Урусевская, И.А. Мартыненко, И.О. Алябина. Врезка к Карте почвенно-экологического районирования Российской Федерации. М 1 : : 8000000. Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова. Факультет почвоведения. М., 2019.
15. Почвенная карта РСФСР / Под ред. В.М. Фридланда. Масштаб 1 : 2500000. М.: ГУГК, 1988 (Скорректированная цифровая версия, 2007).
16. Почвенный покров и земельные ресурсы Российской Федерации / Ред.: Л.Л. Шишов, Н.В. Комов, А.З. Родин, В.М. Фридланд. М.: Почвенный институт им. В.В. Докучаева РАСХН, 2001. 400 с.
17. Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России. М.: Наука, 2007. 315 с.
18. *Родин Л.Е., Базилевич Н.И.* Динамика органического вещества и биологический круговорот в основных типах растительности. М.–Л.: Наука, 1965. 253 с.
19. *Рожков В.А., Вагнер В.В., Козут Б.М., Конюшков Д.Е., Шеремет Б.В.* Запасы органических и минеральных форм углерода в почвах России // Углерод в биогеоценозах. М.: Наука, 1997. С. 5–58.
20. Углерод в экосистемах лесов и болот России / Под ред. В.А. Алексеева, Р.А. Бердси. Красноярск, 1994. 224 с.
21. *Чернова О.В., Рыжова И.М., Подвезенная М.А.* Проблема оценки запасов органического углерода

- лесных почв в региональном масштабе // Почвоведение. 2020. № 3. С. 340–350.
22. Честных О.В., Замолодчиков Д.Г. Зависимость плотности почвенных горизонтов от глубины их залегания и содержания гумуса // Почвоведение. 2004. № 8. С. 937–944.
 23. Щенащенко Д.Г., Мухортова Л.В., Швиденко А.З., Ведрова Э.Ф. Запасы органического углерода в почвах России // Почвоведение. 2013. № 2. С. 123–132.
 24. Abdelbaki A.M. Evaluation of pedotransfer functions for predicting soil bulk density for U.S. soils // Ain Shams Engineering J. 2016. Dec 25. <https://doi.org/10.1016/j.asej.2016.12.002>
 25. Batjes N.H. Harmonised soil property values for broad-scale modelling (WISE30sec) with estimates of global soil carbon stocks // Geoderma. 2016. V. 269. P. 61–68. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.01.034>
 26. Benites V.M., Machado P.L.O.A., Fidalgo E.C.C., Coelho M.R., Madari B.E. Pedotransfer functions for estimating soil bulk density from existing soil survey reports in Brazil // Geoderma. 2007. V. 139. P. 90–97.
 27. Boschi R.S., Bocca F.F., Lopes-Assad M., Assad E.D. How accurate are pedotransfer functions for bulk density for Brazilian soils? // Sci. Agric. 2018. V. 75. № 1. P. 70–78. <https://doi.org/10.1590/1678-992x-2016-0357>
 28. Chaikaew P., Chavanich S. Spatial Variability and Relationship of Mangrove Soil Organic Matter to Organic Carbon // Applied and Environmental Soil Science. 2017. Jan. <https://doi.org/10.1155/2017/4010381>
 29. Chernova O.V., Golozubov O.M. Soil Organic Carbon Stock Estimation Based on Digital Map of Organic Carbon Stock in 30-cm Soil Layer of Russia // Proceeding of international workshop and seminar “Innovation of Environmental-Friendly Agricultural Technology Supporting Sustainable Food Self-Sufficiency” // Zenodo. 2019. July 8. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3271555>
 30. Hollis J.M., Hannam J., Bellamy P.H. Empirically-derived pedotransfer functions for predicting bulk density in European soils // European J. Soil Science. February 2012. V. 63(1). P. 96–109. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01412.x>
 31. Hugelius G., Strauss J., Zubrzycki S., Harden J.W., Schuur E.A.G., Ping C.L., Schirmermeister L., Grosse G., Michaelson G.J., Koven C.D., O'Donnell J.A., Elberling B., Mishra U., Camill P., Yu Z., Palmtag J., Kuhry P. Estimated stocks of circumpolar permafrost carbon with quantified uncertainty ranges and identified data gaps // Biogeosciences. 2014. V. 11. P. 6573–6593. <https://doi.org/10.5194/bg-11-6573-2014>
 32. Jalabert S.S.M., Martin M.P., Renaud J.P., Boulonne L., Jolivet C., Montanarella L., Arrouays D. Estimating forest soil bulk density using boosted regression modeling // Soil Use and Management. 2010. V. 26. P. 516–528. <https://doi.org/10.1111/J.1475-2743.2010.00305.X>
 33. Kolchugina T.P., Vinson T.S., Shvidenko A.Z., Dixon R.K., Kobak K.I., Botch M.S. Carbon Balance of Forest Biomes (Undisturbed Ecosystems) in the Former Soviet Union // Carbon Balance of World's Forested Ecosystems: Towards a Global Assessment. Helsinki, 1994. P. 52–62.
 34. Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Kuzyakov Y. Large-scale carbon sequestration in post-agrogenic ecosystems in Russia and Kazakhstan // Catena. 2015. V. 133. P. 461–466. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.06.002>
 35. Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Six J., Kuzyakov Y. Carbon cost of collective farming collapse in Russia // Glob. Change Biol. 2014. V. 20. P. 938–947. <https://doi.org/10.1111/gcb.12379>
 36. Lesiv M., Schepaschenko D., Moltchanova E., Bun R., Dürauer M., Prishchepov A.V., Schierhorn F., Estel S., Kuemmerle T., Alcántara C., Kussul N., Shchepashchenko M., Kutovaya O., Martynenko O., Karminov V., Shvidenko A., Havlik P., Kraxner F., See L., Fritz S. Spatial distribution of arable and abandoned land across former Soviet Union countries // Sci. Data. 2018. V. 5. 180056. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.56>
 37. Manrique L.A., Jones C.A. Bulk density of soils in relation to soil physical and chemical properties // Soil Science Society of America J. 1991. V. 55. P. 476–481.
 38. Milne E., Al-Adamat R., Batjes N., Bernoux M., Bhattacharyya T., Cerri C.C., Cerri C.E.P., Coleman K., Easter M.J., Falloon P., Feller C., Gicheru P., Kamoni P., Killian K., Pal D.K., Paustian K., Powlson D.S., Rawajfih Z., Sessay M., William S., Wokabi S.M. National and sub national assessments of soil organic carbon stocks and changes: The GEFSOC modelling system // Agric. Ecosyst. Environ. 2007. V. 122(1). P. 3–12.
 39. Minasny B., Malone B.P., McBratney A.B., Angers D.A., Arrouays D., Chambers A., Chaplot V., Chen Z.-S., Cheng K., Das B.S., Field D.J., Gimona A., Hedley C.B., Hong S.Y., Mandal B., Marchant B.P., Martin M., McConkey B.G., Mulder V.L., O'Rourke S., Richer-de-Forges A.C., Odeh I., José Padarian, Paustian K., Pan G., Poggio L., Savin I., Stolbovoy V., Stockmann U., Sulae-man Y., Tsui C.-C., Văgent T.-G., Van Wesemael B., Winowiecki L. Soil carbon 4 per mille // Geoderma. 2017. V. 292. P. 59–86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.026>
 40. Nilsson S., Shvidenko A., Stolbovoi V., Gluck M., Jonas M. and Obersteiner M. Full Carbon Account for Russia. Interim Report, IR-00-021, IIASA, 2000. Online: <http://www.iiasa.ac.at/Publications/Documents/IR-00-021.pdf>
 41. Sanderman J., Hengl T., Fiske G.J. Soil carbon debt of 12,000 years of human land use // Proc. Natl. Acad. Sci. 2017. V. 114(36). P. 9575–9580. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706103114>
 42. Scharlemann J.P., Tanner E.V., Hiederer R., Kapos V. Global soil carbon: Understanding and managing the largest terrestrial carbon pool // Carbon Manag. 2014. V. 5(1). P. 81–91. <https://doi.org/10.4155/cmt.13.77>
 43. Schepaschenko D., McCallum I., Shvidenko A., Fritz S., Kraxner F., Obersteiner M. A new hybrid land cover dataset for Russia: a methodology for integrating statistics, remote sensing and in situ information // J. Land Use Sci. 2011. V. 6. P. 245–259. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2010.511681>

44. *Schepaschenko D., Shvidenko A., Usoltsev V., Lakyda P., Luo Y., Vasylyshyn R., Lakyda I., Myklush Y., See L., McCallum I., Fritz S., Kraxner F., Obersteiner M.* A dataset of forest biomass structure for Eurasia // *Sci. Data*. 2017. V. 4. Article number 170070. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.70>
45. *Schepaschenko D., Shvidenko A.Z., Lesiv M.Y., Ontikov P.V., Shchepashchenko M.V., Kraxner F.* Estimation of forest area and its dynamics in Russia based on synthesis of remote sensing products // *Contemp. Probl. Ecol*. 2015. V. 8. P. 811–817. <https://doi.org/10.1134/S1995425515070136>
46. *Sheng Y., Smith L.C., MacDonald G.M., Kremenetski K.V., Frey K.E., Velichko A.A., Lee M., Beilman D.W., Dubinin P.* A high-resolution GIS-based inventory of the west Siberian peat carbon pool // *Global Biogeochem. Cycl.* 2004. V. 18(3), GB3004. <https://doi.org/10.1029/2003GB002190>
47. *Soil Organic Carbon Mapping. GSOC Map. Cookbook Manual / Edit. Yigini Y., Baritz R., Vargas R.R.* Rome, 2017. 167 p.
48. *Stolbovoi V.* Carbon in Russian soils // *Climatic Change*. 2002. V. 55. P. 131–156. <https://doi.org/10.1023/A:102028940383>
49. *Stolbovoi V., McCallum I.* Land Resources of Russia. International Institute for Applied Systems Analysis and the Russian Academy of Science. Laxenburg, Austria, 2002. (CD-ROM)
50. *Xu L., He N.P., Yu G.R., Wen D., Gao Y., He H.L.* Differences in pedotransfer functions of bulk density lead to high uncertainty in soil organic carbon estimation at regional scales: Evidence from Chinese terrestrial ecosystems // *J. Geophys. Res. Biogeosci.* 2015. V. 120(8). P. 1567–1575. <https://doi.org/10.1002/2015JG002929>
51. *Yu Z.C.* Northern peatland carbon stocks and dynamics: a review // *Biogeosciences*. 2012. V. 9(10). P. 4071–4085. <https://doi.org/10.5194/bg-9-4071-2012>
52. *Zdruli P., Lal R., Cherlet M., Kapur S.* New world atlas of desertification and issues of carbon sequestration, organic carbon stocks, nutrient depletion and implications for food security // *Carbon management, technologies, and trends in mediterranean ecosystems*. V. 15 of the series the Anthropocene: Politik–Economics–Society–Science. 2017. P. 13–25. https://doi.org/10.1007/978-3-319-45035-3_2

Integrated Approach to Spatial Assessment of Soil Organic Carbon in Russian Federation

O. V. Chernova^{1,*}, O. M. Golozubov², I. O. Alyabina², and D. G. Schepaschenko^{3,4}

¹*Severtsov Institute of Ecology and Evolution Russian Academy of Sciences, Moscow, 119071 Russia*

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

³*International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg A-2361 Austria*

⁴*Center for Forest Ecology and Productivity of the Russian Academy of Sciences (CEPF RAS), Moscow, 117997 Russia*

*e-mail: ovcher@mail.ru

An approach was developed and tested to spatial assessment of soil organic carbon stock in uniform groups of soil horizons i.e. mineral and organogenic (including litter, peat deposits, and peaty horizons of semihydromorphic soils). Estimation algorithm allowed us to utilize various datasets with different scales, both spatially and attributive sparse data of different veracity, which complemented each other. The approach allowed to create and combine a series of maps of different accuracy and scale, including coarse scale, covering the entire country and more detailed for regions well covered with field measurements. Using these maps, the total organic carbon amount and its distribution over different pools in the 30 cm topsoil layer for the country and (more detailed) three administrative regions of European Russia were estimated. The soil organic carbon pool of mineral soil horizons was estimated at 101 Gt C, which corresponded to 62% of the total organic carbon stock within the 0–30 cm layer, 38% is allocated in organogenic horizons, the litter – rapidly decomposing organic pool – accounts for 9% of the total carbon reserves, 29% is allocated in peat deposit and peaty horizons of semihydromorphic soils. The specific carbon reserves in the 30 cm soil layer gradually increase from the north to the south, from 87 t ha⁻¹ in the Vologda region to 91 t ha⁻¹ in the Moscow region and further to 109 t ha⁻¹ in the Rostov region. The share of organic horizons in the total carbon stock decreases from North to South. Information on the size and structure of organic carbon stock may facilitate more reliable assessments of soil resistance to natural and anthropogenic changes and the development of regionally specific land use strategies.

Keywords: structure of soil carbon stock, bulk density, soil mapping

УДК 631.41

ДИНАМИКА ПУЛОВ УГЛЕРОДА И БИОЛОГИЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ АГРОДЕРНОВО-ПОДЗОЛОВ ЮЖНОЙ ТАЙГИ В ХОДЕ ПОСТАГРОГЕННОЙ ЭВОЛЮЦИИ

© 2021 г. И. Н. Курганова^{а, *}, В. М. Телеснина^б, В. О. Лопес де Гереню^а,
В. И. Личко^а, Е. И. Караванова^б

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

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

*e-mail: ikurg@mail.ru

Поступила в редакцию 17.05.2020 г.

После доработки 19.05.2020 г.

Принята к публикации 26.06.2020 г.

Возобновление естественной растительности на бывших пахотных почвах запускает процессы постагрогенного восстановления экологических функций, присущих почвам той или иной биоклиматической зоны. На примере хроноряда агродерново-подзолов (южная тайга, Костромская область), выведенных из сельскохозяйственного использования 15, 20 и 45 лет назад, проанализирована постагрогенная динамика комплекса почвенных характеристик для верхней части старопахотного горизонта (слои 0–5 и 5–10 см): значений pH_{KCl} , содержания органического углерода (SOC), общего азота (TN), водорастворимых форм углерода и азота (DOC и DON), скорости базального дыхания (BR), углерода микробной биомассы (C_{mic}) и относительных показателей состояния микробного сообщества. Для почв хроноряда были также оценены абсолютный (НХ1) и относительный (НХ2) индексы гумификации водорастворимого органического вещества (BOB) в слое 0–5 см и стратификационное отношение $SR(0–5 : 5–10)$ для некоторых почвенных характеристик. Показано, что за 45 лет постагрогенной сукцессии в верхней части старопахотного горизонта наблюдается: 1 – достоверное уменьшение величины pH_{KCl} и индекса гумификации BOB; 2 – рост содержания SOC, TN, C_{mic} , величины BR; 3 – заметная стратификация по содержанию SOC, TN и микробным свойствам. Самых высоких значений величина $SR(0–5 : 5–10)$ достигала в почве старовозрастного леса для SOC и TN, а в почве 45-летней залежи значения $SR(0–5 : 5–10)$ были максимальными для микробных свойств. Таким образом, в ходе вторичной залежной сукцессии на агродерново-подзолах южно-таежной зоны происходит постепенное восстановление их основных характеристик и экологических функций.

Ключевые слова: органическое вещество, базальное дыхание, микробная биомасса, индекс гумификации НХ, стратификационное отношение, Retic Albic Podzol, естественное лесовосстановление

DOI: 10.31857/S0032180X21030102

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время значительные площади пахотных земель на территории России выведены из сельскохозяйственного использования [9]. По данным официальной статистики, посевные площади на территории Российской Федерации в 2017 г. занимали 80 млн га, что составляет 68% от площади посевов в 1990 г. [15]. После прекращения сельскохозяйственного использования, бывшие пахотные земли развиваются в направлении формирования естественных типов экосистем, присущих той или иной природно-климатической зоне [3, 9, 53, 65]. Ведущую роль в постагрогенной трансформации почв играет характер смены растительности [83], который особенно ре-

льефно проявляется в таежной зоне, когда в ходе постагрогенной сукцессии происходит замена травяной растительности на лесную [45, 46, 69, 70, 78]. Общая площадь земель, выведенных из сельскохозяйственного использования и подвергающихся естественному лесовосстановлению, только в европейской части России составляет около 36.3 млн га, из которых более 2/3 расположено в таежной зоне [9]. Так, например, в отдельных регионах южной тайги (Владимирская, Тверская, Ивановская, Костромская, Псковская, Новгородская и др. области) посевная площадь в 2017 г. по сравнению с 1990 г. сократилась в 2.1–3.6 раза [15]. В целом постагрогенные экосистемы в зоне южной тайги занимают более 20% площади [61], и

сегодня на бывших пахотных угодьях образовались древостои различного возраста и состава [4, 22]. Вновь сформированные еловые, сосновые или смешанные леса характеризуются значительными запасами фитомассы и образованием мощной подстилки, что значительно трансформирует углеродный баланс территории [18, 21, 61].

Скорость восстановления лесных экосистем на месте сельскохозяйственных угодий определяется как особенностями их использования в сельскохозяйственном производстве, то есть начальным состоянием залежи [56, 70], так и их зональной приуроченностью [9, 66]. При зарастании заброшенных сельскохозяйственных угодий лесной растительностью в значительной степени изменяются основные физико-химические и химические свойства почв [41–43, 45, 46, 84], содержание и состав органического вещества (ОВ) [32, 51, 58, 59], а также их биологическая активность [27, 50, 56, 58, 75]. Наиболее заметные изменения почвенных свойств охватывают главным образом старопашотную толщу почвы [20, 33, 45, 47, 78]. Вместе с тем некоторые признаки освоения почв сохраняются под лесом продолжительное время [7, 9].

Поскольку много факторов одновременно влияет на постагрогенную динамику почвенных свойств в ходе естественного лесовосстановления, то данные, имеющиеся в литературе, часто противоречивы [23, 27, 31, 74]. Постагрогенная динамика запасов углерода зависит, в частности, и от свойств нативных (ненарушенных) почв, которые определяются биоклиматическими, литологическими и геоморфологическими условиями [48, 68]. Так, после вывода из сельскохозяйственного оборота малогумусных пахотных почв запасы органического углерода (soil organic carbon, SOC) в них увеличиваются [54, 57], в то время как в длительно удобряемых сильноокультуренных пахотных почвах запасы SOC могут убывать [9, 16, 66], а в почвах с запасами, близкими к ненарушенным почвам — оставаться на прежнем уровне [41, 69]. Мета-анализ данных по изменению запасов органического углерода (SOC), в бывших пахотных почвах умеренной зоны (273 парных сравнения), показал, что средняя скорость секвестрации углерода после прекращения их сельскохозяйственного использования составляет 0.72 т С на га в год для слоя 0–30 см, и увеличение запасов SOC не лимитировано низкой продуктивностью растительности в залежных экосистемах [48]. Было также показано, что накопление С в бывших пахотных почвах в ходе постагрогенной сукцессии происходит во всех денсиметрических фракциях. Так, при зарастании агродерново-подзолистых почв южной тайги [17, 32] установлено, что со временем увеличивается содержание не только легкой фракции углерода, но и органо-минеральной, при этом доля илистой фракции углерода от SOC все

же уменьшается. При постагрогенном восстановлении серых лесных почв увеличение содержания органического углерода в почве выражено главным образом за счет свободной и окклюзированной фракций [40]. В результате изучения постагрогенной динамики органического вещества темно-серых лесных почв и черноземов [66] выявлено постагрогенное накопление органического углерода во всех фракциях на глубине 0–5 см, причем доля свободного органического вещества увеличивалась, тогда как окклюзированная фракция практически не изменялась. По-видимому, тренд динамики соотношения разных денсиметрических фракций углерода в общем пуле SOC по мере восстановления растительности определяется в том числе и биоклиматической (зональной) принадлежностью экосистемы.

При естественном лесовосстановлении по мере роста древостоя идет формирование подстилки, которая представляет существенный пул слаборазложившегося ОВ в почвах. По причине постепенного увеличения запасов поступающего древесного опада [21], а также уменьшения скорости его разложения (при восстановлении хвойных лесов), запасы подстилки в течение сукцессии увеличиваются до 8–10 т/га [17, 69], возрастают сложность их строения и степень пространственного варьирования всех морфологических и химических показателей [21, 80].

Вторым по важности аспектом, помимо получения или дальнейшего уточнения общих оценок потенциального накопления углерода при выведении почв из сельскохозяйственного использования, представляется оценка стабильности вновь образуемого органического вещества [58]. По-видимому, оно в первую очередь будет вовлекаться в процессы минерализации, о чем свидетельствует его более высокая оборачиваемость [30]. Одним из подходов, позволяющих косвенно оценить стабильность растворенных органических веществ по их флуоресценции является индекс гумификации (НІХ), предложенный в 1999 г. Zsolnay с соавт. [91]. Величина НІХ рассчитывается как отношение интегральной интенсивности флуоресценции в диапазоне 435–480 нм (область флуоресценции более высокомолекулярных гумусированных веществ) к аналогичной величине эмиссии в диапазоне 300–345 нм (низкомолекулярные неспецифические вещества фенольного и белкового типа, включающие ароматические структуры) при возбуждении спектра светом с длиной волны 254 нм. Позднее был предложен еще один способ выражения НІХ, отражающий относительную долю флуоресценции, обусловленной гумусовыми веществами, от общей флуоресценции образца [64]. По мнению авторов, он точнее отражает степень гумификации органических веществ при анализе концентрированных растворов. Предложенные индексы обычно определяют для растворимых

форм ОБ природных вод, почв или других органических субстратов [49, 63, 89]. Его использование для оценки степени гумифицированности (стабильности) SOC в постагрогенных почвах ранее не проводилось и в данной работе выполнено впервые.

При достаточно глубокой проработанности проблемы постагрогенных изменений запасов и фракционного состава SOC в почвах залежей, динамика микробиологических свойств почв в ходе постагрогенной эволюции в подзоне южной тайги к настоящему времени наименее изучена, несмотря на то, что микробные сообщества почв весьма чутко реагируют на любые изменения природной среды [24, 25, 28]. Так, на примере постагрогенных почв в различных природно-климатических зонах было показано, что прекращение сельскохозяйственного использования ведет не только к увеличению их микробиологической активности [38, 39, 58, 60, 65, 86], но и к изменению структуры микробного сообщества [77, 82, 87]. Именно микроорганизмы, утилизируя более или менее устойчивые формы ОБ, определяют краткосрочную динамику лабильного (активного) пула SOC, состоящего из химически и физически незащищенных соединений высокого энергетического и питательного статуса [19, 85]. Вместе с тем в литературе имеется довольно скудная информация о взаимосвязях микробной активности почв с различными пулами SOC в ходе постагрогенной сукцессии.

Задачи настоящего исследования включали: 1 – анализ постагрогенной динамики пулов углерода и азота, индекса гумификации и показателей биологической активности агродерново-подзолов на примере хроноряда, представляющего собой зарастающую пашню в подзоне южной тайги; 2 – оценку взаимосвязей между всеми изученными показателями в ходе пост-агрогенной сукцессии.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Регион исследования, растительность и почвы. Исследование проводили в 2019 г. в Мантуровском районе Костромской области (табл. 1) в хроноряду залежных почв различного возраста. Территория относится к северо-восточной подобласти атлантико-континентальной лесной области [2]. Среднегодовая температура воздуха за последние 20 лет составляет 3.6°C, среднегодовое количество осадков – 644 мм [1]. Почвообразующие породы представляют собой разнообразные ледниковые и водно-ледниковые отложения. Чаще всего встречаются двучленные породы, или еще более литологически сложные и неоднородные отложения, хотя верхние 40–45 см, включая старопашотную толщу, довольно однородны и имеют супесчаный гранулометрический состав [79]. Условия почвообразования в районе исследова-

ний характерны для южной тайги, где естественные растительные сообщества представлены еловыми травяно-кустарничковыми лесами [13], а преобладающим типом почв являются дерново-подзолистые (Albic Retisol) и подзолы (Retic Albic Podzol).

Хроноряд зарастающих пахотных почв представляет площадки многолетнего мониторинга и состоит из следующих стадий: 1) пашня, засеянная овсом или многолетними травами (0-стадия); почва слабо окультурена, в последние годы (как минимум 25–30 лет) на ней проводилась распашка, удобрения не вносились около 15–20 лет; 2) 15-летняя залежь, на которой почва не возделывается с 2005 г.; 3) 20-летняя залежь, где почва не возделывается с 2000 г.; 4) мелколиственный лес 45-летнего возраста; 5) старовозрастной березово-еловый лес, имеющий возраст около 120 лет и выступающий в качестве естественной экосистемы (контроль).

Возраст древостоя определяли методом кернения (бур Пресслера). Данные об истории и продолжительности освоения земель получены от сотрудников экологической станции ИПЭЭ РАН им. А.Н. Северцова. Начиная с 2008 г., на площадках организованы регулярные наблюдения за изменением состава растительности и свойств почвы. Ботаническое описание растительности и отбор биомассы травяного (травяно-кустарничкового) яруса проводили практически ежегодно. Опад древесного яруса собирали непрерывно в течение 2012–2015 гг. с помощью шести опадоловителей размером 25 × 25 см на каждой площадке. Легкоразлагаемый опад травяно-кустарничкового яруса учитывали как сумму надземной биомассы и 1/3 его корневой биомассы [11]. Образцы лесных подстилок отбирали послойно в 9 повторностях на площади 50 × 50 см. Запасы опада и подстилок рассчитывали на сухую массу [21].

Отбор почвенных проб и определение химических свойств почв. На каждом объекте хроноряда на площади размером 10 × 10 м² летом 2019 г. из верхней части старопашотного горизонта (слои 0–5 и 5–10 см) методом конверта со стороны ~2 м были отобраны по 3 смешанные почвенные пробы весом 0.2 кг. Образцы почв были высушены до воздушно сухого состояния и просеяны через сито с диаметром ячеек 2 мм. Корни и грубодисперсный органический материал удаляли вручную. Таким образом, для анализов было подготовлено 30 индивидуальных почвенных образцов.

Содержание органического углерода (soil organic carbon, SOC) и общего азота (total nitrogen, TN) определяли на автоматическом CHNS анализаторе (Leco, США) в трехкратной повторности. Определение величины pH проводили в 1 М растворе KCl (соотношение почвы и раствора 1 : : 2.5) на pH-метре Metler-Toledo (Швейцария).

Таблица 1. Почвы, растительный покров, поступление опада и запасы лесной подстилки на разных стадиях постагрогенной эволюции агродерново-подзолов

Стадия зрелости	Координаты	Растительность	Поступление опада, т/(га год)	Запасы лесной подстилки, т/га	Почва [5]
Пашня	58°10'55.0" N 44°28'27.8" E	Посевы овса	1.3 ± 0.1	—	Агродерново-подзол литобарьерный среднепахотный супесчаный на ледниковых отложениях/Retic Albic Podzol (Apoarenic, Endoloamic, Raptic, Ochric) (P (0–30)–Ehi (30–46)–Ef (46–66)–BF (66–72)–BC (72–100))
Залежь 15 лет	58°10'52.7" N 44°28'23.1" E	Луг с преобладанием овсяницы красной, ежи сборной и ястребинки зонтичной	5.0 ± 0.9	—	Агродерново-подзол реградируемый литобарьерный среднепахотный супесчаный на ледниковых отложениях/Retic Albic Podzol (Apoarenic, Endoloamic, Raptic, Ochric) (AУра (0–30)–Ehi (30–43)–Ef (43–67)–BF (67–105))
Залежь 20 лет	58°10'52.8" N 44°28'21.0" E	Практически сформирован древостой из ивы козьей, в травостое овсяница красная, ситник нитевидный, грушанка круглолистная	3.0 ± 0.1	0.85 ± 0.20	Агродерново-подзол реградируемый литобарьерный глееватый среднепахотный супесчаный на ледниковых отложениях/Retic Stagnic Albic Podzol (Apoarenic, Endoloamic, Raptic, Ochric) (AУра (0–30)–Ehi (30–42)–Efg (42–55)–BFg (55–92))
Лес вторичный 45 лет	58°10'54.0" N 44°28'21.6" E	Осиново-березовый черничный лес	6.0 ± 0.3	1.81 ± 0.78	Дерново-подзол постагрогенный литобарьерный супесчаный на ледниковых отложениях/Retic Albic Podzol (Apoarenic, Endoloamic, Raptic, Ochric) (O (0–2)–Aура (2–25)–Ehi (25–43)–Ef (43–64)–BF (64–110))
Лес 120 лет	58°10'56.1" N 44°28'29.0" E	Лес елово-березовый черничный с куртинами мха	4.7 ± 0.2	5.50 ± 0.70 (в окнах) 40.2 ± 3.0 (у стволов)	Подзол грубогумусированный литобарьерный супесчаный на ледниковых отложениях/Retic Albic Podzol (Apoarenic, Endoloamic, Raptic) (O (0–4)–AH (4–6)–Ehi (6–22)–E (22–48)–Ef (48–60)–BF (60–97))

Содержание водорастворимых форм углерода (dissolve organic carbon, DOC) и азота (dissolve organic nitrogen, DON) измеряли в водных вытяжках (соотношение почва : вода = 1 : 5) на элементном анализаторе TOC-V_{CPN} (Shimadzu Corporation, Япония).

Определение индексов гумификации водорастворимого ОВ. Для характеристики водорастворимого органического вещества почв были сняты спектры флуоресценции на люминесцентном спектрометре LS-50 (Perkin Elmer, США). Спектры снимали при длине волны возбуждения (λ_{ex}) 254 нм, изученная область длин волн эмиссии (λ_{em}) от 200 до 627.5 нм. Скорость развертки спектра 500 нм/мин, ширина щели монохроматоров для возбуждающего света 10 нм, для излучаемого – 10 нм. При обработке спектров из полученных значений вычитали эмиссию фонового растворителя (дистиллированная вода). За величину наименьшего надежно диагностируемого аналитического сигнала, обусловленного присутствием исследуемых компонентов, принималось значение $6\lambda\sigma_0$, где $\lambda\sigma_0$ – стандартное отклонение величины флуоресценции фонового растворителя. Максимальная величина холостого сигнала для исследуемого диапазона длин волн составляла 0.6 условных единиц интенсивности флуоресценции. Для анализируемых проб значения флуоресценции были больше, как минимум на порядок. При необходимости, во избежание эффекта “внутреннего фильтра”, растворы разбавляли до оптической плотности $D \leq 0.05$ [14]. По спектрам флуоресценции рассчитывали абсолютный (НХ1) и относительный (НХ2) индексы гумификации водорастворимого ОВ [64, 91]:

$$\text{НХ1} = \Sigma I(435-480) / \Sigma I(300-345), \quad (1)$$

$$\begin{aligned} \text{НХ2} = \\ = \Sigma I(435-480) / \Sigma I((300-345) + \Sigma I(435-480)), \end{aligned} \quad (2)$$

где ΣI – интегральная интенсивность флуоресценции в соответствующих диапазонах длин волн.

Микробиологический анализ почв. Базальное дыхание почв (basal respiration, BR) определяли в трехкратной повторности по интенсивности выделения CO_2 из почвы после семи дней предварительной инкубации при увлажнении, соответствующем 70–75% их полной влагоемкости, и температуре 22–24°C по формуле [55]:

$$\begin{aligned} \text{BR (мг C/кг почвы сут)} = \\ = (C_1 - C_0) \times 12V_{\text{флак}} \times 1000 / m \times 22.4t \times 100, \end{aligned} \quad (3)$$

где C_0 и C_1 – начальная и конечная концентрации CO_2 во флаконе, объемные %; $V_{\text{флак}}$ – объем флакона, мл; t – время инкубации, сут; m – навеска почвы, кг; 12 – молярный вес углерода, г; 22.4 – молярный объем, л.

Содержание углерода микробной биомассы (C_{mic}) определяли методом субстрат-индуцированного дыхания [27] в почвенных образцах после измерения BR и внесения 1 мл раствора глюкозы из расчета 10 мг глюкозы на 1 г почвы. Скорость субстрат-индуцированного дыхания (V_{SIR}), отражающую отклик микробного сообщества почв на внесение глюкозы, рассчитывали по формуле (3), выражали в мкл CO_2 /(г почвы/ч) и затем оценивали содержание C_{mic} по формуле [27]:

$$C_{\text{mic}} = 40.04V_{\text{SIR}} + 0.37. \quad (4)$$

На основе полученных микробных характеристик (BR и C_{mic}) и содержания SOC для почв хроноряда были оценены относительные индексы функционирования микробного сообщества почвы и доступности ОВ разложению [38, 52, 56, 75, 76]:

1. Микробный метаболический коэффициент ($q\text{CO}_2$) или удельное дыхание микробной биомассы, представляющий собой отношение BR/C_{mic} (мг $\text{CO}_2\text{-C}/(\text{г } C_{\text{mic}} \text{ сут})$) и являющийся показателем экофизиологического состояния микробного сообщества почвы [29];

2. Отношение $C_{\text{mic}}/\text{SOC}$ (%) как показатель “качества” ОВ почвы [28];

3. Отношение BR/SOC как индикатор доступности (стабильности) органического углерода почвы [55, 58].

Статистическая обработка данных. В таблицах представлены средние значения и стандартная ошибка (SE). Однофакторный дисперсионный анализ применяли для оценки влияния возраста залежи на почвенные свойства; значимые различия показаны разными буквами. Для определения связи между почвенными характеристиками использовали коэффициенты корреляции Спирмена. Визуализация данных выполнялась в программе MS Excel 2013. Статистический анализ данных проводили с использованием STATISTICA 6 при уровне значимости $\alpha = 0.05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Изменение величины рН. По мере восстановления растительности потенциальная кислотность почвы увеличивалась, причем значимые различия между всеми стадиями сукцессии наблюдались как на глубине 0–5 см, так и 5–10 см (рис. 1, А). Наиболее резкая смена значений рН имела место при окончательном переходе лугового фитоценоза 20-летнего возраста в лесной (с 4.3 до 3.8), что в целом совпадает с данными, полученными ранее [78, 79], а также с данными других авторов [8]. Причина этого, помимо прекращения агротехнических мероприятий, заключается в изменении состава опада, поступающего на поверхность почвы, в котором при доминировании древесной растительности увеличивается доля труднорастворимых

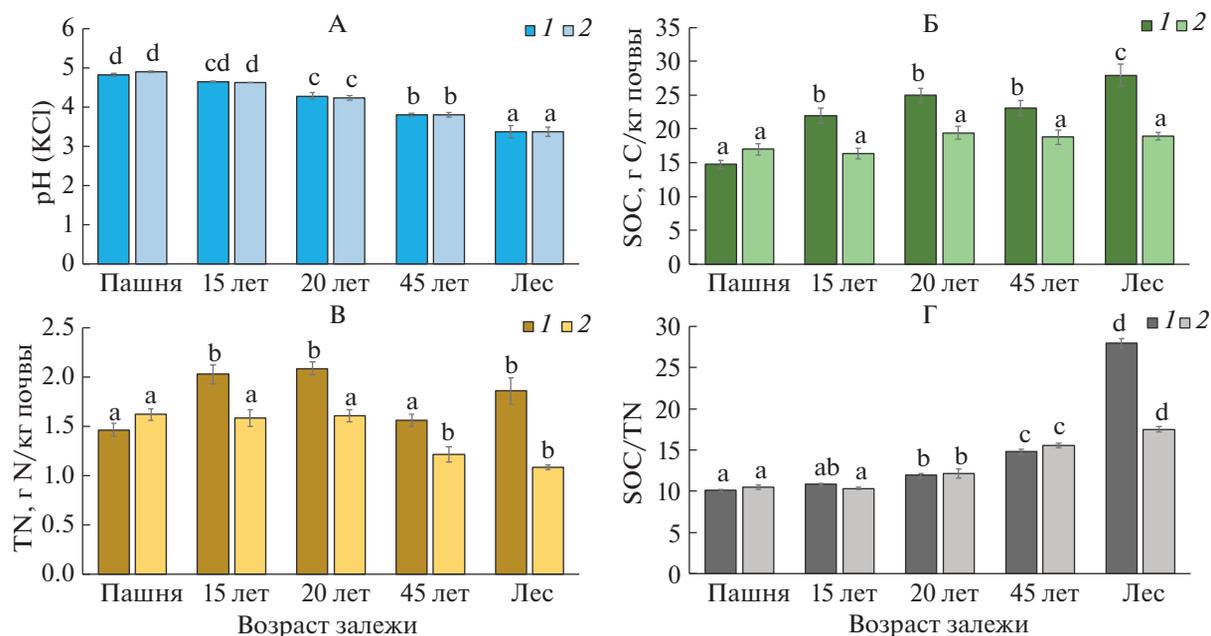


Рис. 1. Изменение значений pH_{KCl} (А), содержания органического углерода (Б) и общего азота (В) и отношения С/N (Г) в процессе постагрогенного развития агродерново-подзолов: 1 – слой 0–5 см, 2 – слой 5–10 см.

гаемых компонентов при одновременном уменьшении зольности опада.

Так, доля травянистых растений в составе опада существенно уменьшается уже на стадии зарослей ивы (залежь 20 лет), а в 120-летнем лесу листовенный опад в значительной мере замещается хвойным [3]. Почва 120-летнего березово-елового леса характеризуется наибольшей степенью пространственного варьирования кислотности (от 3.1 до 3.6), обусловленной усложнением парцеллярной структуры фитоценоза, а именно, появлением выраженных компонентов тессер – приствольных повышений, подкороновых и межкороновых пространств. В ходе постагрогенного развития величина pH демонстрировала значимые отрицательные связи с содержанием SOC, DOC и величинами SOC/TN, DOC/DON ($r = -0.79...-0.97$, $P \leq 0.05$; табл. 2).

Изменение содержания SOC, TN и отношения SOC/TN. Отчетливая динамика увеличения содержания SOC в ходе постагрогенной сукцессии выявлена только для слоя 0–5 см – от 14.7 ± 0.6 до 33.9 ± 1.6 г С/кг почвы (рис. 1, Б). Это хорошо согласуется с данными по динамике содержания органического углерода для постагрогенных почв южной тайги, полученных другими исследователями [17, 26, 44, 45]. Увеличение содержания SOC в верхних слоях старопашотной толщи на ранних этапах постагрогенного развития (травяные экосистемы), видимо, связано с постепенным развитием и преобразованием корневой биомассы [74]. На более поздних этапах рост SOC объясняется

поступлением листового опада древесного яруса и образованием лесного органопротофиля, для которого типично накопление грубого гумуса в самых верхних горизонтах почвенного профиля. Несколько выпадает из общего тренда стадия мелколиственного леса 45 лет, что, возможно, связано с некоторым временным разрывом между окончанием разложения дернины, образованной в предшествующем луговом фитоценозе, и формированием достаточного запаса лесного детрита. На глубине 5–10 см отчетливого тренда увеличения содержания SOC не наблюдается. Можно видеть лишь некоторую тенденцию возрастания значений этого показателя при переходе к лесным стадиям сукцессии (17–23 до 20–28 г С/кг почвы), а также увеличение пространственного варьирования по мере лесовосстановления. Различия по этому показателю между разными объектами хроноряды не достоверны.

В пахотных почвах единственным источником органического вещества являются части растений, остающиеся после уборки урожая, а также органические удобрения, если они вносятся. В нашем случае степень окультуренности пахотной почвы крайне низка, органические удобрения не вносили по меньшей мере 15 лет. После прекращения распахивания и появления травяной экосистемы происходит резкое увеличение поступления растительных остатков на поверхность почвы и корневого опада в верхнюю часть старопашотного горизонта. В результате этих процессов содержание и запасы органического углерода в поч-

Таблица 2. Коэффициенты корреляции Спирмена между всеми изучаемыми почвенными характеристиками в слое 0–5 см

Показатель	SOC	TN	SOC/TN	DOC	DON	DOC/DON	DOC/SOC	DON/TN	pH	BR	C _{mic}	BR/SOC	qCO ₂	C _{mic} /SOC	HIX1	HIX2
SOC	1.00															
TN	0.60	1.00														
SOC/TN	0.84	0.09	1.00													
DOC	0.89	0.48	0.82	1.00												
DON	0.33	0.54	0.07	0.37	1.00											
DOC/DON	0.73	0.15	0.83	0.79	-0.26	1.00										
DOC/SOC	-0.01	-0.01	0.06	0.43	0.22	0.21	1.00									
DON/TN	0.19	0.08	0.22	0.38	0.50	-0.04	0.61	1.00								
pH	-0.80	-0.07	-0.97	-0.79	-0.08	-0.79	-0.09	-0.27	1.00							
BR	0.64	0.39	0.55	0.51	0.05	0.47	-0.04	0.23	-0.62	1.00						
C _{mic}	0.15	-0.02	0.22	-0.08	-0.22	0.07	-0.38	0.10	-0.33	0.75	1.00					
BR/SOC	0.15	0.10	0.17	0.12	-0.10	0.15	0.08	0.26	-0.30	0.84	0.82	1.00				
qCO ₂	0.71	0.55	0.53	0.87	0.36	0.64	0.54	0.26	-0.47	0.40	-0.28	0.11	1.00			
C _{mic} /SOC	-0.29	-0.35	-0.12	-0.45	-0.33	-0.26	-0.33	0.08	-0.02	0.44	0.89	0.73	-0.58	1.00		
HIX1	-0.66	-0.72	-0.42	-0.63	-0.51	-0.35	-0.14	-0.30	0.51	-0.58	-0.31	-0.39	-0.45	0.02	1.00	
HIX2	-0.53	-0.70	-0.24	-0.44	-0.56	-0.10	0.02	-0.30	0.33	-0.28	-0.14	-0.07	-0.19	0.10	0.86	1

Примечание. Значимые корреляции ($r \geq 0.55$; $P \leq 0.05$) выделены жирным шрифтом.

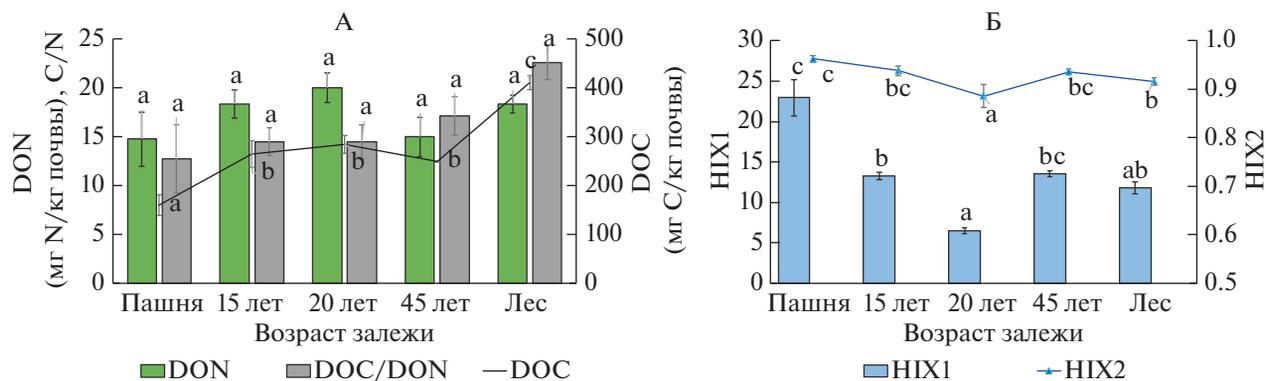


Рис. 2. Изменение содержания водорастворимого углерода (DOC) и азота (DON), отношения DOC/DON (A) и индексов гумификации HIX1 и HIX2 (Б) в слое 0–5 см в процессе постагрогенного развития агродерново-подзолов.

вах после прекращения их использования, как правило, увеличиваются [36]. Дальнейшая динамика гумусного состояния зависит от ряда факторов, таких как появление терминальной растительности, к которой будет стремиться в своем развитии постагрогенная экосистема, а также особенности самой почвы [9, 69].

Содержание TN в поверхностном (0–5 см) слое минимально в почве пашни (1.5 ± 0.6 г/кг), затем оно достоверно увеличивается в почвах залежей 15 и 20 лет (рис. 1, B). На стадии 45-летнего леса содержание TN достоверно не отличается от такового на пашне, а в почве старовозрастного леса оно снова увеличивается, в целом повторяя постагрогенную динамику SOC. В слое 5–10 см содержание азота в почвах пашни и залежей 15- и 20-летнего возраста достоверно не отличается и превышает таковое в почвах лесных фитоценозов (рис. 1, Б). Возможная причина этого – более резкое убывание содержания органического вещества по профилю лесных почв, обусловленное процессами оподзоливания. В ходе постагрогенного развития мы ожидаемо наблюдали значимую положительную корреляцию ($r = 0.60$, $P \leq 0.05$) между содержанием SOC и концентрацией TN в слое 0–5 см (табл. 2).

Соотношение C/N в самой верхней части старопашотного горизонта закономерно возрастает на всем протяжении залежной сукцессии (рис. 1, Г): от 10.1 до 18.5, что говорит об уменьшении скорости разложения органического вещества. В слое 0–10 см увеличение отношения C/N при лесовосстановлении достоверно, но не столь выражено как в слое 0–5 см. Обнаружена тесная отрицательная корреляция значений pH и величины SOC/TN в слое 0–5 см ($r = -0.97$, $P < 0.001$), что может свидетельствовать о некотором замедлении процессов микробного разложения органических материалов в кислой среде.

Изменение содержания DOC, DON и отношения DOC/DON. Водорастворимый углерод является

промежуточным продуктом разложения органического вещества и служит затравочным материалом для процессов минерализации и гумификации [6]. Эта фракцией почвенного углерода является наиболее чувствительной к изменению условий среды и может выступать косвенным показателем потенциальной биологической активности почв [62].

В целом динамика содержания DOC отражает динамику содержания SOC (рис. 2, A): в слое 0–5 см оно значимо возрастает от 160 ± 20 мг C/кг почвы на пашне до 264 ± 27 мг C/кг почвы на 15-летней залежи. В ходе дальнейшей сукцессии до стадии формирования мелколиственно-хвойного леса содержание DOC находится на стабильном уровне. Существенное увеличение запасов лесной подстилки в почве старовозрастного леса (табл. 1) отражается на достоверном увеличении содержания DOC, которое достигает здесь 411 ± 15 мг C/кг почвы. В почвах хронорядя выявлена значимая положительная корреляция ($r = 0.82–0.89$, $P \leq 0.05$) между содержанием DOC, SOC и отношением SOC/TN (табл. 2). Содержание DON в слое 0–5 см сильно варьирует, поэтому его изменение в ходе постагрогенного восстановления почв не является достоверными (рис. 2, A). Заметное увеличение содержания DON наблюдается на стадии перехода пашни в луговое сообщество (с 15 ± 3 до 18 ± 1.5 мг N/кг почвы). В почве 45-летнего леса снова происходит уменьшение содержания DON до 15 мг N/кг почвы, что, возможно, связано с возрастанием скорости разложения ОБ почвы и подтверждается увеличением именно на этой стадии интенсивности базального дыхания (рис. 3, A). Так, рост биологической активности может сопровождаться повышенным потреблением доступного азота. Отношение DOC/DON в ходе сукцессии растет, хотя достоверные различия по этому показателю между разными стадиями сукцессии также не выявлены (рис. 2, A). Как и в случае с величиной SOC/TN, в слое 0–5 см обнаружена тесная отрицательная корреляция значений pH и значений DOC/DON ($r = -0.79$, $P < 0.05$).

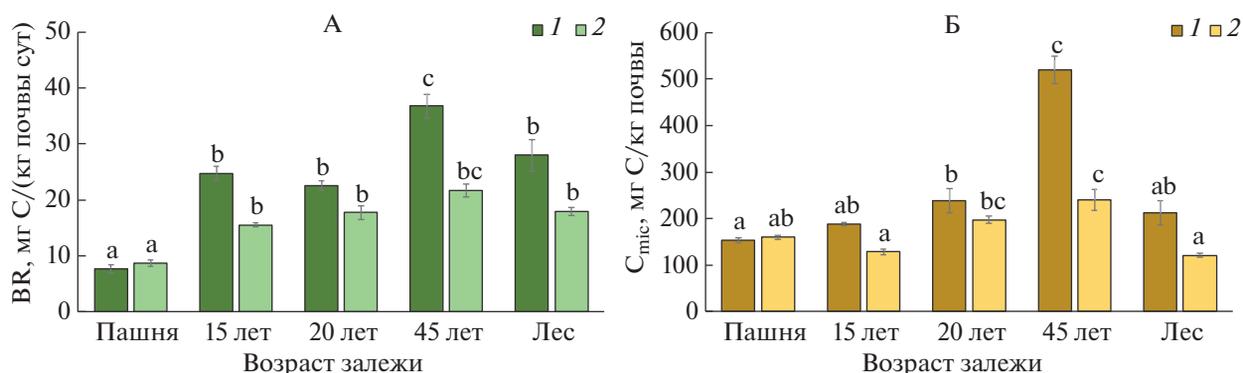


Рис. 3. Изменение скорости базального дыхания (А) и содержания микробного углерода (Б) в процессе постагрогенного развития агродреново-подзолов: 1 – слой 0–5 см, 2 – слой 5–10 см.

Доля DOC в составе SOC в слое 0–5 см составляет не более 1.22% в течение всей сукцессии, и какой-либо значимой динамики этого показателя не выявлено. В то же время доля DON в составе TN в слое 0–5 см увеличивается от 0.69% в почве пашни до ~1% в почвах 45-летнего и старовозрастного леса.

Изменение индекса гумификации. Чем больше доля в составе водорастворимого ОВ (ВОВ) высокомолекулярных веществ, тем больше величина НИХ. Для ВОВ почв, как смеси, включающей разные по структуре соединения, величины НИХ можно трактовать как относительную долю в составе общего пула гумусовых веществ, которые отличаются высокими молекулярными массами, конденсированным строением и содержат ароматические циклы, обеспечивающие флуоресценцию. Кроме того, НИХ используют как показатель, который коррелирует с соотношением С/Н в структурах органических веществ: чем он больше, тем больше их конденсированность и содержание углерода [90]. Поскольку гумификация сопровождается повышением атомного отношения С/Н в составе молекул органических соединений, индекс НИХ позволяет оценивать интенсивность этого процесса в сукцессионном ряду почв. Вместе с тем при использовании индекса НИХ надо иметь в виду, что есть факторы, способные дополнительно влиять на интенсивность флуоресценции гумусовых веществ в диапазоне 435–480 нм и, соответственно, на величину НИХ. Это – конформационные и конфигурационные особенности молекул органического вещества, расположение и тип заместителей в ароматических кольцах, а также возможная вариабельность границ диапазонов длин волн, в которых флуоресценция выражена [72, 73].

В исследованном ряду почв средние величины НИХ1 и НИХ2 тесно коррелируют между собой ($r = 0.86$, $P = 0.0001$, табл. 2), поэтому основные тренды их изменения в ходе постагрогенной сук-

цессии рассмотрим на примере величины НИХ1 (рис. 2, Б). Значения этого индекса варьируют довольно широко – от 6.5 в 20-летней залежи до 25.2 – на пашне. Считается, что ВОВ поверхностных вод является сильно гумифицированным при значениях НИХ1 > 16, в то время как при НИХ1 в диапазоне от 6 до 10 в их составе будут преобладать гумусовые соединения и некоторая доля свежесформированного автохтонного вещества (например, прижизненных экскретов и продуктов разложения водорослей) [37]. Для почвенного ВОВ аналогами этих веществ могут быть неспецифические соединения фенольного или белкового типа, увеличение их доли в составе ВОВ будет сопровождаться уменьшением величины НИХ1.

В рассматриваемом сукцессионном ряду наиболее низкие значения НИХ1 = 6.5 ± 0.4 характерны для ВОВ почв 20-летней залежи (рис. 2, Б). На поверхности этих почв уже сформирован древесной опад (262 г/м²) [80]. Биохимический состав ивы отличается высоким содержанием фенольных соединений (фенолгликозидов, флавоноидов, дубильных веществ) [10], некоторое количество которых, как и продукты их частичного разложения, переходят из опада в состав образующегося ВОВ. Живые древесные корни также являются типичным источником фенольных соединений, доля которых может составлять до 78% от общего содержания водорастворимого углерода [81].

Наиболее высокое среднее значение НИХ1 = 22.9 ± 2.3 отмечено для почв пашни (рис. 2, Б). Почвы пашни обеднены лабильными формами углерода [58] и свободной фракцией ОВ [32, 65, 66]. Источником углерода в них является фактически только гумус почвы. Поэтому относительная доля гумусовых веществ в составе ВОВ пахотного участка наибольшая среди почв хронорядя, что и подтверждает величина НИХ1. Можно предположить, что в структуре ВОВ пахотной почвы

Таблица 3. Относительные индексы функционирования микробного сообщества почвы (среднее \pm SE) в слоях 0–5 и 5–10 см почв хроноряд на агродерново-подзолах. Буквенные обозначения соответствуют значимости различий между объектами хроноряда BR/SOC (мг С/г $C_{\text{опт}}/\text{сут}$); $q\text{CO}_2$ (мг $\text{CO}_2\text{-C}/\text{г } C_{\text{mic}}/\text{сут}$); $C_{\text{mic}}/\text{SOC}$ (%)

Объект	0–5 см			5–10 см		
	BR/SOC	$q\text{CO}_2$	$C_{\text{mic}}/\text{SOC}$	BR/SOC	$q\text{CO}_2$	$C_{\text{mic}}/\text{SOC}$
Пашня	0.55 ± 0.07^a	0.51 ± 0.04^a	1.08 ± 0.12^a	0.51 ± 0.07^a	0.19 ± 0.02^a	0.95 ± 0.04^b
15 лет	1.18 ± 0.08^b	0.95 ± 0.05^a	0.90 ± 0.03^a	0.95 ± 0.05^b	0.45 ± 0.06^b	0.80 ± 0.12^b
20 лет	0.90 ± 0.09^{ab}	0.89 ± 0.03^a	1.20 ± 0.02^a	0.89 ± 0.09^b	0.37 ± 0.04^{ab}	0.98 ± 0.15^b
45 лет	1.56 ± 0.05^c	1.15 ± 0.01^a	2.19 ± 0.05^b	1.15 ± 0.08^b	0.34 ± 0.04^{ab}	1.28 ± 0.15^{bc}
Лес	0.81 ± 0.11^{ab}	0.94 ± 0.03^{ab}	0.58 ± 0.06^a	0.94 ± 0.0^{ab}	0.52 ± 0.02^b	0.60 ± 0.09^{ab}

будет и более высокое отношение С/Н. Зарастание пашни травянистой растительностью сопровождается заметным уменьшением НІХ1 на 15-летней залежи (почти на 10 единиц), что связано, с увеличением корневой биомассы и продукции опада, являющихся источниками неспецифических и слабогумифицированных веществ. В отличие от почв пашни, здесь, согласно нашим более ранним исследованиям, образуется как наземный опад в количестве $338 \text{ г}/\text{м}^2$, так и заметно (в 3 раза) увеличивается подземный [21, 80]. В почве этого участка часть ВОВ, флуоресцирующих в коротковолновой области спектра, может иметь белковую (аминокислотную) природу, что подтверждает значимая корреляция между величиной НІХ2 и количества DON ($r = -0.56$, $P = 0.05$; табл. 3). Для ВОВ почв 45-летней залежи характерны чуть более высокие уровни значений НІХ1, по сравнению с 15-летней (рис. 2, Б). Это незначительное увеличение величины НІХ1 на фоне роста древесного опада можно объяснить увеличением микробиологической активности, приводящей к быстрой биодеструкции наиболее лабильных веществ, в том числе флуоресцирующих низкомолекулярных N-содержащих компонентов, чему соответствует достоверное уменьшение DON (рис. 2, А). На этом фоне в составе ВОВ возрастает доля более стабильных гумусовых веществ, и соответственно, увеличивается величина НІХ1.

Что касается старовозрастного леса, то в этих почвах, судя по индексу НІХ1, степень гумификации ВОВ еще немного снижается (до 11.8 ± 0.7), что говорит, скорее всего, об увеличении как абсолютной продукции растворимых фенольных соединений, так и их доли в составе ВОВ. В этот период в древостое уже представлена хвойная растительность, присутствует значительное количество слаборазлагаемого опада, и на поверхности почвы сформирована стратифицированная подстилка (табл. 1). Величина рН и скорость базального дыхания в почве под лесом заметно снижаются (рис. 1, А и 3, А). Эти условия благоприятны для образования и сохранения в составе ВОВ веществ фенольного типа. Растворимые феноль-

ные соединения (РФС), помимо прочего, выступают как регуляторы количества азота в экосистеме, препятствуя его быстрой утилизации. Добавление к почве РФС, экстрагированных из подстилки, достоверно ингибирует минерализацию органического вещества и расход азота [35], что подтверждается наблюдаемым в нашем случае увеличением отношения С/Н, в составе ОВ и ВОВ (рис. 1, Г, 2, А). Индекс НІХ1 демонстрировал значимую отрицательную корреляцию с содержанием SOC, TN и DOC и BR, а НІХ2 – с содержанием TN и DON (табл. 2). Обратная корреляция с BR отражает увеличение на более поздних стадиях сукцессии количества растворимых лабильных неспецифических веществ, являющихся субстратом питания для микроорганизмов.

Изменение микробных характеристик. Скорость BR и величина C_{mic} являются наиболее чувствительными параметрами, характеризующими постагрогенную динамику почвенной микробиоты [26, 38, 58]. Наиболее низкие значения интенсивности BR в слое 0–5 см соответствуют почве пашни ($7.7 \pm 0.7 \text{ мг С}/(\text{кг сут})$), поскольку именно эта экосистема характеризуется дефицитом легко минерализуемых компонентов растительного опада. На двух следующих стадиях сукцессии (залежи 15- и 20-летнего возраста) интенсивность базального дыхания значимо возрастает до $22\text{--}25 \text{ мг С}/(\text{кг сут})$ (рис. 3, А), достоверно не различаясь между собой. В почве молодого 45-летнего леса скорость BR снова значимо увеличивается, особенно в поверхностном слое старопашотного горизонта до $36 \pm 2 \text{ мг С}/(\text{кг сут})$, но затем снова уменьшается в почве 120-летнего леса, где старопашотный горизонт практически не дифференцируется, а непосредственно за лесной подстилкой следует горизонт оподзоливания.

Постагрогенная динамика величины BR в слое 5–10 см повторяет таковую для слоя 0–5 см, но при более низких абсолютных значениях параметра (рис. 3, А). Скорость BR в слое 0–5 см демонстрировала значимую положительную связь с содержанием SOC, C_{mic} и отношением SOC/TN и отрицательную – с величиной рН (табл. 2). Также

выявлена положительная корреляция ($r = 0.87$) интенсивности величины BR в слое 0–5 см с запасами ежегодно поступающего легкоразлагаемого опада [21], который служит главным субстратом для обеспечения жизнедеятельности почвенной микробиоты и поступление которого существенно повышает микробиологическую активность [18].

В ходе сукцессии был выявлен отчетливый тренд увеличения C_{mic} в самом верхнем (0–5 см) слое почвы (рис. 3, Б): от 153 ± 6 мг С/кг почвы на пашне до 521 ± 30 мг С/кг почвы – в почве 45-летнего леса, что естественно при восстановлении растительности, поскольку распашка почвы почти всегда приводит к уменьшению микробной биомассы [67]. В почве 120-летнего леса произошло значительное (более, чем в 2 раза) уменьшение величины C_{mic} , что может быть связано с существенным понижением значений рН на этом участке (до 3.4 ± 0.2 ед.), ингибирующими жизнедеятельность микробного сообщества даже при достаточном пуле доступного субстрата [26]. Постагрогенная динамика величины C_{mic} в слое 5–10 см повторяет таковую для слоя 0–5 см, но при более низких абсолютных значениях параметра (рис. 3, Б). Для слоя 0–5 см обнаружена тесная положительная корреляция между величиной пула C_{mic} , скоростью BR ($r = 0.75$, $P < 0.01$) и отношением BR/SOC ($r = 0.82$, $P < 0.001$), отражающим доступность ОБ почвы (табл. 2).

Итак, наиболее значимое изменение показателей микробной активности происходит после прекращения распашки и последующего бурного роста травянистой растительности (стадия 2), а также при окончательном формировании лесного фитоценоза на месте лугового (стадия 4), то есть при существенных моментах изменения характера биологического круговорота, его интенсивности и емкости, а также при изменении качественного состава органического вещества, поступающего в почву.

Динамика относительных показателей функционирования микробного сообщества. Метаболический коэффициент qCO_2 служит косвенным индикатором не только активности микробных сообществ, но и обогащенности среды субстратом, необходимым для жизнедеятельности микробиоты, то есть свежего растительного вещества [12, 26, 38]. Самые низкие значения qCO_2 (0.51 ± 0.04 мг CO_2 -С/(г C_{mic} сут) выявлены для почвы пашни как в слое 0–5 см, так и в слое 5–10 см (табл. 3).

Именно в почве пашни микробные сообщества испытывают недостаток питательных веществ, которые в неудобряемые почвы поступают только с пожнивными остатками. В почве молодой залежи в слое 0–5 см происходит довольно резкий рост qCO_2 до 0.95 ± 0.05 мг CO_2 -С/г C_{mic} /сут, что связано с увеличением поступления

растительного опада, причем биохимически гораздо более разнообразного, нежели в экосистеме пашни. Вместе с тем увеличивается варьирование метаболического коэффициента, что, по-видимому, говорит об увеличении разнообразия экологических ниш при постепенном восстановлении растительности и переходе луговой экосистемы в древесную. Следующий пик qCO_2 наблюдается в почве 45-летнего леса (1.15 ± 0.01 мг CO_2 -С/(г C_{mic} сут), что совпадает с возрастом поступления мелколистного опада и формированием сплошного горизонта лесной подстилки. Постагрогенная динамика величины qCO_2 в слое 5–10 см более сглажена, а сами значения метаболического коэффициента существенно ниже, чем в слое 0–5 см.

В отношении коэффициента BR/SOC, являющегося характеристикой доступности ОБ разложению [55], наблюдается похожий тренд, что говорит об уменьшении стабильности органического вещества при прекращении распашки и начале восстановления растительности, а также при формировании оранопрофиля лесного типа, о чем свидетельствуют пики BR/SOC на второй и четвертой стадиях, составляющие 1.18 ± 0.08 и 1.56 ± 0.05 мг С/(г $C_{орг}$ сут) соответственно. Похожие в целом данные были получены ранее для хронологии постагрогенных серых лесных почв [56, 58].

Доля C_{mic} в составе SOC изменяется от 0.6 до 2.2% в слое 0–5 см и 0.6 до 1.3% – в слое 5–10 см, принимая минимальные значения в почве старовозрастного леса, а максимальные – в почве 45-летней залежи, покрытой лесной растительностью. Постагрогенная динамика этого показателя в целом повторяет динамику двух других отношений, рассмотренных выше.

Итак, если смотреть на общие тренды изменения экофизиологических параметров микробного сообщества, то микробиологическая активность в ходе естественного восстановления растительности увеличивается, что в целом совпадает с увеличением содержания и запасов органического вещества в почве [17, 26, 65]. Так, выявлено, что метаболический коэффициент qCO_2 в слое 0–5 см положительно коррелировал с SOC, TN, DOC и отношением DOC/DON ($r = 0.55–0.87$, $P \leq 0.05$). Для того же почвенного слоя обнаружена тесная положительная взаимосвязь между величиной BR/SOC и содержанием C_{mic} ($r = 0.82$, $P < 0.001$; табл. 2).

Стратификация почвенных свойств в слое 0–10 см. Наиболее заметные изменения большинства почвенных свойств в различных типах почв в ходе постагрогенной сукцессии имеют место в самой верхней части старопашотного горизонта [46, 65, 66]. Кроме того, после снятия сельскохозяйственной нагрузки и зарастания бывших пахот-

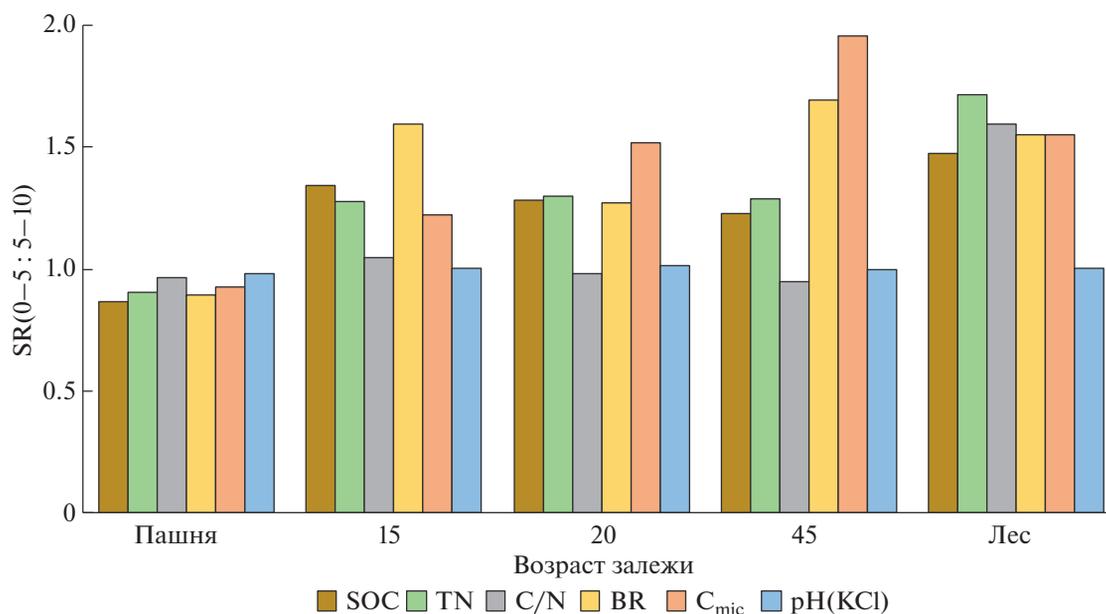


Рис. 4. Изменение стратификационных отношений ($SR(0-5 : 5-10)$) для различных почвенных свойств в ходе постагрогенного развития агродерново-подзолов.

ных угодий естественной растительностью, происходит стратификация старопашотного слоя, то есть существенно меняется распределение почвенных свойств с глубиной [70]. В настоящем исследовании, используя стратификационное отношение (stratification ratio, SR), мы оценили особенности перераспределения некоторых почвенных свойств (SOC, TN, C/N, BR, C_{mic}, pH) в слое 0–10 см. Величина $SR(0-5 : 5-10)$, рассчитанная как отношение между значением той или иной почвенной характеристики в слоях 0–5 и 5–10 см, показывает, как быстро идет дифференциация почвенных свойств в верхней части старопашотного горизонта при зарастании пашни лесом (рис. 4).

На пашне величина SR для разных свойств варьирует от 0.87 до 0.98, то есть она близка к единице, что закономерно. В ходе постагрогенной сукцессии величина $SR(0-5 : 5-10)$ для pH и отношения C/N остается практически неизменной, и только в почве старовозрастного леса величина $SR(0-5 : 5-10)$ для отношения C/N составляет 1.60. В почвах всех залежей степень дифференциации слоя 0–10 см по содержанию SOC и TN практически одинакова и заметно больше, чем на пашне ($SR(0-5 : 5-10) = 1.23-1.30$), в то время как в почве старовозрастного леса величина $SR(0-5 : 5-10)$ для SOC и TN достигает 1.48 и 1.72 соответственно. Наиболее отчетливо стратификация верхней части старопашотного слоя проявляется по интенсивности BR и содержанию C_{mic}. Величина $SR(0-5 : 5-10)$ с возрастом залежи постепенно растет, достигая максимума в почве 45-летней залежи под молодым лиственным лесом, где $SR(0-5 : 5-10) = 1.69$ (BR) и $SR(0-5 : 5-10) =$

$= 1.96$ (C_{mic}). Интересно отметить, что в почве старовозрастного леса степень дифференциации слоя 0–10 см по всем рассматриваемым свойствам, кроме pH, практически одинакова и величина $SR(0-5 : 5-10)$ варьирует от 1.48 до 1.72. Таким образом, стратификация верхней части старопашотного горизонта по содержанию SOC и TN наиболее выражена в почве старовозрастного леса, а по микробным свойствам – в почве 45-летней залежи.

В почвах под естественной растительностью, как правило, органическое вещество более стратифицировано по глубине по сравнению с пахотными почвами, поэтому при естественном лесовосстановлении величина SR для всех почвенных характеристик, положительно связанных с содержанием SOC, увеличивается, что свидетельствует об улучшении экологического качества почв [52, 70]. Кроме того, стратификационное отношение часто используют для оценки секвестрации углерода [71, 88]. Величина SR зависит от мощности выбранных почвенных слоев, и наиболее часто используют отношение между слоями 0–10 и 10–20 см [52]. Однако этот выбор часто бывает самым разным и зависит от целей исследования [34]. Заметный рост значений $SR(0-5 : 5-10)$ по содержанию SOC в ходе постагрогенной сукцессии говорит о высоком потенциале залежных почв южно-таежной зоны к секвестрированию углерода. Ранее, на примере двух залежных хронорядов Костромской области с использованием $SR(0-10 : 20-30)$ была продемонстрирована постепенная дифференциация старопашотной толщи по содержанию и запасам органического углерода,

которая была максимально выражена в почвах субклимаксных смешанных лесов 90–100 лет [70].

ВЫВОДЫ

1. Восстановление естественной растительности на бывших пахотных почвах в подзоне южной тайги ведет к увеличению поступления свежего органического материала в форме надземного и подземного опада и определяет существенный рост содержания органического углерода и общего азота в верхней части старопахотного слоя.

2. Индекс гумификации водорастворимого почвенного вещества в ходе естественного лесовосстановления уменьшается, принимая самые низкие значения в 20-летней залежи, на которой сформирован древостой из ивы козьей, формирующей опад, богатый фенольными соединениями, способными ингибировать процессы активного преобразования органических субстратов.

3. Вторичная залежная сукцессия индуцирует заметный рост интенсивности BR и увеличение содержания C_{mic} , наиболее выраженное в слое 0–5 см. Максимальная биологическая активность почв наблюдается в почве 45-летней залежи, на которой сформирован лиственный лес, подстилка которого является источником лабильных форм углерода, представляющих легкодоступный субстрат для микробного сообщества.

4. Наиболее значимое изменение относительных показателей микробной активности происходит после прекращения распашки и последующего бурного роста травянистой растительности (луговая стадия), а также при окончательном формировании лесного фитоценоза на месте лугового, когда происходят существенные изменения качественного состава органического вещества, поступающего в почву.

5. В ходе постагрогенной сукцессии наблюдается заметная стратификация верхней части старопахотного горизонта по содержанию SOC, TN, C_{mic} и интенсивности BR. Самые высокие значения величина SR(0–5 : 5–10) достигала в почве старовозрастного леса для SOC и TN, а в почве 45-летней залежи значения SR(0–5 : 5–10) были максимальными для микробных свойств.

6. Корреляционный анализ показал наличие тесных связей между различными пулами углерода, азота и отношением C/N в слое 0–5 см с индексами гумификации водорастворимого ОБ, микробной активностью почв и метаболическим коэффициентом qCO_2 .

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 18-04-00773) в рамках Государ-

ственного задания ФИЦ ПНЦБИ РАН (пер. № АААА-А18-118013190177-9).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Архив климатических данных. <http://climabase.ru/> дата обращения 04.06.2020.
2. *Болысов С.И., Фузеина Ю.Н.* Физико-географические условия Костромского Заволжья. Геолого-геоморфологическое устройство // Костромское Заволжье: природа и человек. М., 2001. С. 36–60.
3. *Владыченский А.С., Телеснина В.М., Чалая Т.А.* Влияние поступления растительного опада на биологическую активность почв южной тайги // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2012. № 1. С. 3–10.
4. *Ермолова Л.С., Гульбе Я.И., Гульбе Т.А., Гульбе А.Я.* Морфологические особенности и сезонное развитие ольхи серой в молодняках на залежах Ярославской области // Лесоведение. 2016. № 4. С. 279–293.
5. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004.
6. *Колесник А.А.* Пространственное распределение общего и водорастворимого гумуса в агрочерноземах красноярской лесостепи при минимизации основной обработки. Инновационные тенденции развития Российской науки. Красноярск, 2017. С. 38–40.
7. *Литвинович А.В., Павлова О.Ю., Чернов Д.В.* Изменение гумусового состояния дерново-подзолистой почвы при прекращении антропогенного воздействия // Доклады РАСХН. 2002. № 6. С. 26–28.
8. *Литвинович А.В., Павлова И.А.* Изменение кислотно-основных свойств дерново-подзолистой суглинистой почвы в процессе постагрогенной эволюции // Научное обеспечение развития АПК в условиях реформирования. СПб., 2009. С. 160–164.
9. *Люри Д.И., Горячкин С.В., Караваева Н.А., Денисенко Е.А., Нефедова Т.Г.* Динамика сельскохозяйственных земель России в XX в. и постагрогенное восстановление растительности и почв. М.: ГЕОС, 2010.
10. *Масленникова К.А., Конюхова О.М., Канарский А.В.* Фенолгликозиды растений семейства Salicaceae // Вестник КТУ. 2014. Т. 17. № 14. С. 383–387.
11. Методы изучения биологического круговорота в различных природных зонах. М.: Мысль, 1978. 181 с.
12. *Мостовая А.С., Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Хохлова О.С., Русаков А.В., Шаповалов А.С.* Изменение микробиологической активности серых лесных почв в процессе естественного лесовосстановления // Вестник ВГУ. Сер. химия, биология, фармация. 2015. № 2. С. 64–72.
13. *Огурева Г.Н.* Ботанико-географическое районирование СССР. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1991. 76 с.

14. Паркер С. Фотолуминесценция растворов. М.: Мир, 1972. 510 с.
15. Регионы России. Социально-экономические показатели. М.: Росстат., 2018. 1162 с.
16. Романовская А.А., Коротков В.Н., Карабанов Р.Т., Смирнов Н.С. Динамика элементов баланса углерода на неиспользуемых пахотных угодьях Валдайской возвышенности // Экология. 2012. № 5. С. 347–352.
<https://doi.org/10.1134/S106741361204011X>
17. Рыжова И.М., Ерохова А.А., Подвезенная М.А. Изменение запасов углерода в постагрогенных экосистемах в результате естественного восстановления лесов в Костромской области // Лесоведение. 2015. № 4. С. 307–317.
18. Семенов В.М., Иванникова Л.А., Кузнецова Т.В., Семенова Н.А. Роль растительной биомассы в формировании активного пула органического вещества почвы // Почвоведение. 2004. № 11. С. 1350–1359.
19. Семенов В.М., Козут Б.М. Почвенное органическое вещество. М.: ГЕОС, 2015. 233 с.
20. Скворцова Е.Б., Баранова О.Ю., Нумеров Г.Б. Изменение микростроения почв при зарастании пашни лесом // Почвоведение. 1987. № 9. С. 101–109.
21. Телеснина В.М., Богатырев Л.Г., Бенедиктова А.И., Земсков Ф.И., Маслов М.Н. Динамика поступления растительного опада и некоторых свойств лесных подстилок при постагрогенном лесовосстановлении в условиях южной тайги // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2019. № 4. С. 3–10.
22. Уткин А.И., Гульбе Я.И., Гульбе Т.А., Гульбе А.Я., Ермолова Л.С. Березняки и сероольшаники центра Русской равнины – экотон между экосистемами хвойных пород и сельскохозяйственными угодьями [О научно-организационной деятельности Сукачева В.Н. на Княжедворском стационаре (Псковская обл.) в начале 20 в.] // Лесоведение. 2005. № 4. С. 64–65.
23. Фомина А.С. Интенсивность протекания элементарных почвообразовательных процессов в дерново-подзолистых песчаных почвах и пути дальнейшего использования залежных земель // Известия СПбГАУ. 2009. № 13. С. 11–15.
<https://doi.org/10.1134/S1064229314090117>
24. Anan'eva N.D., Blagodatskaya E.V., Demkina T.S. Estimating the resistance of soil microbial complexes to natural and anthropogenic impacts // Eurasian Soil Science. 2002. V. 35. № 5. P. 514–521.
25. Anan'eva N.D., Blagodatskaya E.V., Demkina T.S. The effect of drying-moistering and freezing-thawing on soil microbial communities resilience // Eurasian Soil Science. 1997. V. 30. № 9. P. 1010–1014.
26. Anan'eva N.D., Susyan E.A., Ryzhova I.M., Bocharnikova E.O., Stolnikova E.V. Microbial Biomass Carbon and the Microbial Carbon Dioxide Production by Soddy-Podzolic Soils in Postagrogenic Biogeocenoses and in native Spruce Forests of the Southern Taiga (Kostroma Oblast) // Eurasian Soil Science. 2009. V. 42. № 9. P. 1029–1037.
<https://doi.org/10.1134/S1064229309090105>
27. Anderson J.P.E., Domsch K.H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils // Soil Biol. Biochem. 1978. V. 10. № 3. P. 215–221.
28. Anderson T.-H. Physiological analysis of microbial communities in soil: Applications and limitations // Beyond the Biomass. London: Wiley-Sayce Publication, 1994. P. 67–76.
29. Anderson T.-H., Domsch K.H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils // Soils Biol. Biochem. 1993. V. 25. P. 393–395.
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90140-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90140-7)
30. Blagodatskaya E., Yuyukina T., Blagodatsky S., Kuz'yakov Y. Turnover of soil organic matter and of microbial biomass under C3-C4 vegetation change: consideration of 13C fractionation and preferential substrate utilization // Soil Biology and Biochemistry. 2011. V. 43. № 1. P. 159–166.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.09.028>
31. Ermolaev A.M., Shirshova L.T. Influence of weather conditions and management of a sown meadow on the herbage productivity and properties of gray forest soils // Eurasian Soil Science. 2000. V. 33. № 12. P. 1321–1328.
32. Erokhova A.A., Makarov M.I., Morgun E.G., Ryzhova I.M. Effect of the Natural Reforestation of an Arable Land on the Organic Matter Composition in Soddy-Podzolic Soils // Eurasian Soil Science. 2014. V. 47. № 11. P. 1100–1106.
<https://doi.org/10.1134/S1064229314110040>
33. Falkengren-Grerup U., ten Brink D.-J., Brunet J. Land use effects on soil N, P, C and pH persist over 40–80 years of forest growth on agricultural soils // Forest Ecol. Manag. 2006. V. 225. № 1–3. P. 74–81.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.027>
34. Ferreira A.O., Carneiro Amado T.J. Stratification Ratio as Soil Carbon Sequestration Indicator in Oxisol and Alfisol Under No-Tillage // CO₂ Sequestration and Valorization / Eds.: Claudia do Rosario, Vaz Morgado and Victor Paulo Pecanha Esteves. IntechOpen, 2014. Chapter 6. P. 157–169.
<https://doi.org/10.5772/57063>
35. Ganjegunte G.K., Condron L.M., Clinton P.W., Davis M.R., Mahieu N. Effects of the addition of forest floor extracts on soil carbon dioxide efflux // Biol Fertil Soils. 2006. V. 43. № 2. P. 199–207.
<https://doi.org/10.1007/S00374-006-0093-6>
36. Guo L.B., Gifford R.M. Soil carbon stocks and land use change: a metaanalysis // Global Change Biology. 2000. V. 8. P. 345–360.
<https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486x>
37. Huguet A., Vacher L., Relexans S., Saubusse S., Froidefond J.M., Parlanti E. Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary // Organic Geochemistry. 2009. V. 40. P. 706–719.
<https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.03.002>
38. Ivashchenko K.V., Ananyeva N.D., Vasenev V.I., Kudryarov V.N., Valentini R. Biomass and respiration activity of soil microorganisms in anthropogenically transformed ecosystems (Moscow region) // Eurasian Soil Science. 2014. V. 47. № 9. P. 892–903.
<https://doi.org/10.1134/S1064229314090051>

39. Jia G., Cao J., Wang C., Wang G. Microbial biomass and nutrients in soil at the different stages of secondary forest succession in Ziwoulin, northwest China. *Forest Ecology and Management*. 2005. V. 217(1). P. 117–125. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.055>
40. Kalinina O., Cherkinsky A., Chertov O., Goryachkin S., Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Lyuri D., Kusyakov Ya., Giani L. Post-agricultural restoration: Implication for dynamics of soil organic matter pools // *Catena*. 2019. V. 181. P. 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104096>
41. Kalinina O., Chertov O., Dolgikh A.V., Goryachkin S.V., Lyuri D.I., Vormstein S., Giani L. Self-restoration of post-agrogenic Albeluvisols: Soil development, carbon stocks and dynamics of carbon pools // *Geoderma*. 2013. V. 207–208. P. 221–233. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.05.019>
42. Kalinina O.Yu., Chertov O., Frolov P., Goryachkin S., Kuner P., Küper J., Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Lyuri D., Rusakov A., Kuzyakov Y., Giani L. Alteration process during the post-agricultural restoration of Luvisols of the temperate broad-leaved forest in Russia // *Catena*. 2018. V. 171. P. 602–612. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.08.004>
43. Kalinina O., Barmin A.N., Chertov O., Dolgikh A.V., Goryachkin S.V., Lyuri D.I., Giani L. Self-restoration of post-agrogenic soils of Calcisol–Solonetz complex: Soil development, carbon stock dynamics of carbon pools // *Geoderma*. 2014. V. 237–238. P. 117–128. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.08.013>
44. Kalinina O., Goryachkin S.V., Karavaeva N.A., Lyuri D.I., Giani L. Dynamics of carbon pools in post-agrogenic sandy soils of southern taiga of Russia. *Carbon Balance and Management*. 2010. V. 5. № 1. P. 1–9. <https://doi.org/10.1186/1750-0680-5-1>
45. Kalinina O., Goryachkin S.V., Karavaeva N.A., Lyuri D.I., Najdenko L., Giani L. Self-restoration of post-agrogenic sandy soils in the southern Taiga of Russia: Soil development, nutrient status, and carbon dynamics // *Geoderma*. 2009. V. 152. P. 35–42. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.05.014>
46. Kalinina O., Goryachkin S.V., Lyuri D.I., Giani L. Post-agrogenic development of vegetation, soils, and carbon stocks under self-restoration in different climatic zones of European Russia // *Catena*. 2015. V. 129. P. 18–29. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.02.016>
47. Kalinina O., Krause S.E., Goryachkin S.V., Karavaeva N.A., Lyuri D.I., Giani L. Self-restoration of post-agrogenic Chernozems of Russia: Soil development, carbon stocks, and dynamics of carbon pools // *Geoderma*. 2011. V. 162. P. 196–206. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.02.005>
48. Kämpf I., Hölzel N., Störle M., Broll G., Kiehl K. Potential of temperate agricultural soils for carbon sequestration: A meta-analysis of land-use effects // *Science of the Total Environment*. 2016. V. 566–567. P. 428–435. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.067>
49. Karavanova E.I., Zolovkina D.F., Stepanov A.A. Biochemical Stability of Water-Soluble Organic Matter in Litter of Iron-Illuvial Podzol before and after Interaction with Mineral Horizons // *Moscow Univ. Soil Sci. Bull.* 2019. V. 74. P. 154–159. <https://doi.org/10.3103/S0147687419040057>
50. Karelin D.V., Goryachkin S.V., Kudikov A.V., Lopes de Gerenyu V.O., Lunin V.N., Dolgikh A.V., Lyuri D.I. Changes in carbon pool and CO₂ emission in the course of postagrogenic succession on gray soils (Luvic Phaeozems) in European Russia // *Eurasian Soil Science*. 2017. V. 50. № 5. P. 559–572. <https://doi.org/10.1134/S1064229317050076>
51. Kechaikina I.O., Ryumin A.G., Chukov S.N. Postagrogenic transformation of organic matter in soddy-podzolic soils // *Eurasian Soil Science*. 2011. V. 44. № 10. P. 1077–1089. <https://doi.org/10.1134/S106422931100061>
52. Kooch Y., Ehsanib S., Akbariniac M. Stratification of soil organic matter and biota dynamics in natural and anthropogenic ecosystems // *Soil and Tillage Research*. 2020. V. 200. P. 104621. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104621>
53. Kurganova I.N., Lopes de Gerenyu V.O. Assessment and prediction of changes in the reserves of organic carbon in abandoned soils of European Russia in 1990–2020 // *Eurasian Soil Science*. 2008. V. 41. № 13. P. 1371–1377. <https://doi.org/10.1134/S1064229308130048>
54. Kurganova I.N., Lopes de Gerenyu V.O. The stock of organic carbon in soils of the Russian Federation: Updated estimation in connection with land use changes // *Doklady Biological Sciences*. 2009. V. 426. № 8. P. 219–221. <https://doi.org/10.1134/S0012496609030089>
55. Kurganova I.N., Lopes de Gerenyu V.O., Gallardo Lanchcho J.F., Oehm C.T. Evaluation of the rates of soil organic matter mineralization in forest ecosystems of temperate continental, mediterranean, and tropical monsoon climates // *Eurasian Soil Science*. 2012. V. 45. № 1. P. 68–79. <https://doi.org/10.1134/S1064229312010085>
56. Kurganova I.N., Lopes de Gerenyu V.O., Mostovaya A.S., Ovsepyan L.A., Telesnina V.M., Lichko V.I., Baeva Y.I. The Effect of Reforestation on Microbial Activity in Post-Agrogenic Soils in European Part of Russia // *Contemporary Problem of Ecology*. 2018. № 7. P. 7–17. <https://doi.org/10.1134/S1995425518070089>
57. Kurganova I.N., Lopes de Gerenyu V. O., Shvidenko A.Z., Sapozhnikov P.M. Changes in the organic carbon pool of abandoned soils in Russia (1990–2004) // *Eurasian Soil Science*. 2010. V. 43. № 3. P. 333–340. <https://doi.org/10.1134/S1064229310030129>
58. Kurganova I., Merino A., Lopes de Gerenyu V., Barros N., Kalinina O., Giani L., Kuzyakov Y. Climate dependent mechanisms of carbon sequestration and stabilization by restoration of arable soils after abandonment // *Geoderma*. 2019. V. 354. P. 113882. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113882>
59. Kurganova I., Yermolaev A., Lopes de Gerenyu V., Larionova A., Kuzyakov Y., Keller T., Lange S. Carbon balance in soils of abandoned lands in Moscow region // *Eurasian Soil Science*. 2007. V. 40. № 1. P. 50–58. <https://doi.org/10.1134/S1064229307010085>
60. Lopes de Gerenyu V., Kurganova I., Kuzyakov Ya. Carbon pools and sequestration in former arable Chernozems depending on restoration period // *Ekologija*. 2008. V. 54. № 4. P. 38–44. <https://doi.org/10.2478/v10055-008-0034-9>

61. *Lyuri D.I., Karelin D.V., Kudikov A.V., Goryachkin S.V.* Changes in Soil Respiration in the Course of the Post-agrogenic Succession on Sandy Soils in the Southern Taiga Zone // *Eurasian Soil Science*. 2013. V. 46. № 9. P. 935–947.
<https://doi.org/10.1134/S1064229313070041>
62. *McDowell W.H.* Dissolved organic matter in soils—future directions and unanswered questions // *Geoderma*. 2003. V. 113(3-4). P. 179–186.
[https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00360-9](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00360-9)
63. *Odintsov P.E., Karavanova E.I., Stepanov A.A.* Transformation of Water-Soluble Organic Substances in Litters of Podzols in the Background and Technogenic Areas of the Kola Peninsula // *Eurasian Soil Science*. 2018. V. 51. P. 955–964.
<https://doi.org/10.1134/S1064229318080094>
64. *Ohno T.* Fluorescence inner-filtering correction for determining the humification index of dissolved organic matter // *Environmental science and technology*. 2002. V. 36. № 4. P. 742–746.
<https://doi.org/10.1021/es0200692>
65. *Ovsepyan L., Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Kuz'yakov Ya.* Recovery of organic matter and microbial biomass after abandonment of degraded agricultural soils: the influence of climate // *Land Degr. Dev.* 2019. P. 1861–1874.
<https://doi.org/10.1002/ldr.3387>
66. *Ovsepyan L., Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Ruskov A.V., Kuz'yakov Ya.* Changes in the Fractional Composition of Organic Matter in the Soils of the Forest–Steppe Zone during Their Postagrogenic Evolution // *Eurasian Soil Science*. 2020. V. 53. № 1. P. 50–61.
<https://doi.org/10.31857/SS2180X20010128>
67. *Polyanskaya L.M., Zvyagintsev D.G., Lukin S.M.* The change in composition of microbial biomass in cultivated soils // *Eurasian Soil Science*. 1997. V. 30. № 2. P. 172–177.
68. *Post W.M., Kwon K.C.* Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential // *Global change biology*. 2000. V. 6. P. 317–328.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x>
69. *Ryzhova I.M., Erokhova A.A., Podvezennaya M.A.* Dynamics and Structure of Carbon Storage in the Postagrogenic Ecosystems of the Southern Taiga // *Eurasian Soil Science*. 2014. V. 47. № 12. P. 1207–1215.
<https://doi.org/10.1134/S1064229314090117>
70. *Ryzhova I.M., Telesnina V.M., Sitnikova A.A.* Dynamic of soil properties and carbon stock structure in postagrogenic ecosystems of Southern taiga during natural reforestation // *Eurasian Soil Science*. 2020. V. 53. № 2. P. 230–243.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X20020100>
71. *Sá J.C.M., Lal R.* Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicator of carbon sequestration in a tillage chronosequence on a Brazilian Oxisol // *Soil and Tillage Research*. 2009. V. 103 № 1. P. 46–56.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2008.09.003>
72. *Senesi N.* Molecular and quantitative aspects of the chemistry of fulvic acid and its interactions with metal ions and organic chemicals. Part II. The fluorescence spectroscopy approach // *Analytica Chimica Acta*. 1990. V. 232. P. 77–106.
[https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)81226-X](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)81226-X)
73. *Senesi N., Miano T., Provenzano M.R., Brunetti G.* Characterization, differentiation, and classification of humic substances by fluorescence spectroscopy // *Soil Science*. 1991. V. 152. № 4. P. 259–271.
<https://doi.org/10.1097/00010694-199110000-00004>
74. *Sorokina O.A.* Diagnostic parameters of soil formation in gray forest soils of abandoned fields overgrowing with pine forests in the middle reaches of the Angara river // *Eurasian Soil Science*. 2010. V. 43. № 8. P. 867–875.
<https://doi.org/10.1134/S1064229310080041>
75. *Spoehn M., Novák T.J., Incze J., Giani L.* Dynamics of soil carbon, nitrogen, and phosphorus in calcareous soils after land-use abandonment – A chronosequence study // *Plant and soil*. 2016. V. 401. № 1–2. P. 185–196.
<https://doi.org/10.1007/s11104-015-2513-6>
76. *Stolnikova E.V., Ananyeva N.D., Chernova O.V.* The Microbial Biomass and Its Activity and Structure in the Soils of Old Forests In the European Russia // *Eurasian Soil Science*. 2011. V. 44. № 4. P. 437–452.
<https://doi.org/10.1134/S1064229311040107>
77. *Susyan E.A., Wirth S., Ananyeva N.D., Stolnikova E.V.* Forest succession on abandoned arable soils in European Russia – Impacts on microbial biomass, fungal-bacterial ratio, and basal CO₂ respiration activity // *Eur. J. Soil Biol.* 2011. V. 47. P. 169–174.
<https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.04.002>
78. *Telesnina V.M., Kurganova I.N., Lopes de Gerenyu V.O., Ovsepyan L.A., Lichko V.I., Ermolaev A.M., Mirin D.M.* Dynamics of soil properties and plant composition during postagrogenic evolution in different bioclimatic zones // *Eurasian Soil Science*. 2017. V. 50. № 12. P. 1515–1534.
<https://doi.org/10.1134/S1064229317120109>
79. *Telesnina V.M., Vaganov I.E., Karlsen A.A., Ivanova A.E., Zhukov M.A., Lebedev S.M.* Specific features of the morphology and chemical properties of coarse-textured postagrogenic soils of the southern taiga, Kostroma oblast // *Eurasian Soil Science*. 2016. V. 49. № 1. P. 102–115.
<https://doi.org/10.1134/S1064229316010117>
80. *Telesnina V.M., Zhukov M.A.* The Influence of Agricultural Land Use on the Dynamics of Biological Cycling and Soil Properties in the Course of Postagrogenic Succession (Kostroma Oblast) // *Eurasian Soil Science*. 2019. V. 52. № 9. P. 1114–1129.
<https://doi.org/10.1134/S1064229319070135>
81. *Uselman S.M., Qualls R.G., Lilienfein J.* Quality of soluble organic C, N and P produced by different types and species of litter: Root litter versus leaf litter // *Soil Biology & Biochemistry*. 2012. V. 54. P. 57–67.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.03.021>
82. *van der Wal A., van Veen J.A., Smart W., Boschker T.S., Bloem J., Kardol P., van der Putten W.H., de Boer W.* Fungal biomass development in a chronosequence of land abandonment // *Soil Biol. Biochem.* 2006. V. 38. № 1. P. 51–60.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.04.017>
83. *Vesterdal L., Ritter E., Gundersen P.* Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land // *Forest Ecol. Manag.* 2002. V. 169. № 1–2. P. 137–147.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00304-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00304-3)

84. *Vladychenskii A.S., Telesnina V.M., Rummyantseva K.A., Chalaya T.A.* Organic Matter and Biological Activity of Postagrogenic Soils in the Southern Taiga Using the Example of Kostroma Oblast // *Eurasian Soil Science*. 2013. V. 46. № 5. P. 518–529. <https://doi.org/10.1134/S1064229313050141>
85. *von Lützw M., Kögel-Knabner I., Ludwig B., Matzner E., Flessa H., Ekschmitt K., Guggenberger G., Marschner B., Kalbitz K.* Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: development and application of a conceptual model // *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2008. V. 171. P. 111–124. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700047>
86. *Wang B., Liu G.B., Xue S., Zhu B.* Changes in soil physicochemical and microbiological properties during natural succession on abandoned farmland in the Loess Plateau // *Environmental Earth Sciences*. 2011. V. 62(5). P. 915–925. <https://doi.org/10.1007/s12665-010-0577-4>
87. *Wang G., Jin J., Chen X., Liu J., Liu X., Herbert S.J.* Biomass and catabolic diversity of microbial communities with long-term restoration, bare fallow and cropping history in Chinese Mollisols // *Plant, Soil and Environment*. 2008. V. 53(4). P. 177–185. <https://doi.org/10.17221/2313-PSE>
88. *Zhao F., Yang G., Han X., Feng Y., Ren G.* Stratification of Carbon Fractions and Carbon Management Index in Deep Soil Affected by the Grain-to-Green Program in China // *PLoS ONE*. 2014. V. 9. № 6. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0099657>
89. *Zolovkina D.F., Karavanova E.I., Stepanov A.A.* Sorption of Water-Soluble Organic Substances by Mineral Horizons of Podzol // *Eurasian Soil Science*. 2018. V. 51. P. 1154–1163. <https://doi.org/10.1134/S1064229318100162>
90. *Zsolnay A.* Dissolved organic matter: Artefacts, definitions, and functions // *Geoderma*. 2003. V. 113. № 3–4. P. 187–209. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00361-0](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00361-0)
91. *Zsolnay A., Baigar E., Jimenez M., Steinweg B., Sacco-mandi F.* Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying // *Chemosphere*. 1999. V. 38. № 1. P. 45–50. [https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(98\)00166-0](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(98)00166-0)

The Dynamics of Carbon Pools and Biological Activity of Agro-Soddy Podzols of the Southern Taiga during the Post-Agrogenic Evolution

I. N. Kurganova^{1,*}, V. M. Telesnina², V. O. Lopes de Gerenyu¹, V. I. Lichko¹, and E. I. Karavanova²

¹*Institute of Physicochemical and Biological Problems of Soil Science, Russian Academy of Sciences, Pushchino, Moscow oblast, 142290 Russia*

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

*e-mail: ikurg@mail.ru

The succession of the natural vegetation on the former arable soils triggers the processes of post-agrogenic restoration of soil ecological functions which are specific for each bioclimatic zone. With the example of a chronosequence of agro-soddy podzols (southern taiga, Kostroma region), withdrawn from agricultural use 15, 20 and 45 years ago, we analyzed the post-agrogenic dynamics of a complex of soil characteristics for the upper part of the former arable horizon (layers 0–5 and 5–10 cm): $\text{pH}_{(\text{KCl})}$ values, contents of soil organic carbon (SOC), total nitrogen (TN), water-soluble organic carbon and nitrogen (DOC and DON), basal respiration rate (BR) and microbial biomass (C_{mic}), and the ecophysiological indicators of the state of the microbial community. The absolute (HIX1) and relative (HIX2) humification indices of water-soluble organic carbon in the 0–5 cm layer and the stratification ratio SR (0–5 : 5–10) for some soil characteristics were also estimated for soils of the studied chronosequence. In the upper part of the former arable horizon over 45 years of post-agrogenic succession, we observed: (1) a significant decrease in $\text{pH}_{(\text{KCl})}$ and the humification index of DOC, (2) an increase in the content of SOC, TN, C_{mic} , and BR values, and (3) a noticeable stratification the SOC and TN content, and microbial properties. In the soil of the old-growth forest, the highest values of SR (0–5 : 5–10) were attributed to SOC and TN, whereas in the soil of the 45-year-old abandoned land, the maximum SR (0–5 : 5–10) values were recorded for microbial properties. Therefore, the basic characteristics and ecological functions of agro-soddy podzols are gradually restored during the secondary succession of natural vegetation in the southern taiga zone.

Keywords: organic matter, basal respiration, microbial biomass, HIX humification index, stratification ratio, Retic Albic Podzol, natural reforestation

УДК 631.4

НАНОЧАСТИЦЫ СЕРЕБРА В ПОЧВЕ: ПОСТУПЛЕНИЕ, ТРАНСФОРМАЦИЯ, ТОКСИЧНОСТЬ (ОБЗОР)

© 2021 г. Н. А. Куликова^{a, b, *}^aМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия^bИнститут биохимии РАН им. А.Н. Баха, Федеральный исследовательский центр “Фундаментальные основы биотехнологии” Российской академии наук, Ленинский пр., 33, Москва, 119071 Россия

*e-mail: knat@darvodgeo.ru

Поступила в редакцию 05.05.2020 г.

После доработки 15.06.2020 г.

Принята к публикации 12.07.2020 г.

Обзор посвящен представлению и анализу количественных данных по поступлению и содержанию наночастиц серебра (AgНЧ) в почве, их возможной трансформации и токсичности. Показано, что опубликованные значения содержания AgНЧ в почве основаны исключительно на результатах моделирования и варьируют в широком диапазоне от 5.33×10^{-6} до 7.4 мкг/кг при скорости поступления AgНЧ от 1.2×10^{-3} до 9.68 мкг/кг в год. Описаны основные превращения AgНЧ в почве (взаимодействие с твердой фазой, почвенными коллоидами, растворенным органическим веществом и окислительно-восстановительные процессы), приводящие к преимущественному закреплению AgНЧ в верхнем слое почвы. Сопоставление данных о содержании AgНЧ в почве и условий проведения токсикологических экспериментов показало, что в большинстве случаев токсичность исследована при содержании AgНЧ 10^2 – 10^5 мкг/кг почвы, что превышает оценочные значения этого показателя в реальных условиях в 10 и более раз. На основании анализа существующих представлений о транслокации AgНЧ из почвы в растения сделан вывод об отсутствии риска загрязнения сельскохозяйственной продукции AgНЧ в настоящее время. Приведены данные о возрастании регистрируемых негативных эффектов AgНЧ на микроорганизмы при увеличении времени экспонирования. Сделан вывод о необходимости исследований, направленных на оценку последствий поступления AgНЧ в почву в условиях долгосрочных экспериментов продолжительностью более 90 сут при содержании AgНЧ, не превышающем 10 мкг/кг.

Ключевые слова: осадки сточных вод, загрязнение почв, гетероагрегация, сульфидирование

DOI: 10.31857/S0032180X21030096

ВВЕДЕНИЕ

Серебро в коллоидном состоянии, или наночастицы серебра (AgНЧ), широко применяются в повседневной жизни, относясь, наряду с наночастицами (НЧ) оксида титана TiO₂, к наиболее широко используемым в промышленности [30]. По различным источникам, количество коммерчески доступных продуктов на основе AgНЧ на сегодняшний день составляет от 244 [115] до 937 [79]. Более 15 производимых продуктов предназначены для применения в сельском хозяйстве [79], около 10 – в растениеводстве (табл. 1). Большая их часть позиционируется в качестве дезинфектантов растений широкого спектра действия, обладающих бактерицидной, фунгицидной и вирусцидной активностью; единственный зарегистрированный в РФ препарат Зеребра Агро относится к регуляторам роста растений. Его продажи в 2018 г. составили 261 тыс. л., прогноз на 2019 г. – 370 тыс. л. [8], что эквивалентно 131–185 кг AgНЧ

(здесь и далее содержание AgНЧ указано по серебру). В 2017 г. препаратом было обработано 3 млн га [2] в 50 регионах РФ [7]. Всего в нашей стране по системе добровольной сертификации продукции наноиндустрии “Наносертифика” зарегистрировано около 10 продуктов, содержащих AgНЧ [1].

По оценкам, только в европейских странах при существующем производстве AgНЧ 5.5 т/год [103] ожидается рост их содержания в почвах со скоростью от 1.2 нг/кг до 4 мкг/кг (табл. 2). В США производство AgНЧ оценивается как 2.8–20 т/год [40], что будет сопровождаться увеличением их содержания в почве каждый год на от 6.6 нг/кг до 2.3 мкг/кг.

Согласно недавно проведенным исследованиям, самая высокая прогнозируемая концентрация, ниже которой не ожидается никаких негативных эффектов, для AgНЧ составляет 0.05 мг/кг почвы [92]. При самых неблагоприятных прогнозах эта

Таблица 1. Агрохимикаты, содержащие AgНЧ

НЧ	Препарат	Регистрант	Форма*, д. в., %
Ag	SomGuard silcop	AgriLife	П, 99
Ag	Nanosept® Aqua	Nanosept	Нет данных
Ag	Nanosept®	Nanosept	П, 99
Ag	Nano-Silver	Kanak Biotech	П, 99
Ag	Agro 2400	SilverTech	ККР, 0.24
Ag	Nanoxy	SilverTech	ККР, 3
Ag	Silperox	SilverTech	ККР
Ag	Nano Silver	LandGreen	ККР, 0.8
Ag	Зеребра Агро	“Резерв”, “Нанобиотех”	ККР, 0.05
Ag + Cu	Agro 2475	SilverTech	ККР, 0.24 + 0.75
Ag + Cu + хитозан	Agro 2490	SilverTech	ККР, 0.24 + 0.75 + 0.15

*Форма: П – порошок, ККР – концентрат коллоидного раствора.

Таблица 2. Расчетное содержание AgНЧ в почвах различных регионов

Регион	Содержание	Ежегодное поступление	Источник
Европа (Дания)	6–530 нг/кг	Нет данных	[39]
Европа (Швейцария)	0.02–0.1 мкг/кг	Нет данных	[76]
Европа (Швейцария)	Нет данных	8.7–41.2 нг/кг	[40]
Европа	1.5 мкг/кг	Нет данных	[92]
Европа	Нет данных	174–4091 нг/кг	[40]
Европа	Нет данных	1.2–110 нг/кг	[103]
США	7.4 мкг/кг	6.6–2380 нг/кг	[40]
США	0.1–0.7 мкг/кг	Нет данных	[41]
Африка (ЮАР)	5.33×10^{-6} – 1.93×10^{-3} мкг/кг	2.24–120.79 кг	[77]
Австралия	9.8×10^{-5} – 2.3×10^{-2} мкг/кг*	24.2–48 кг*	[102]
Весь мир	Нет данных	2.14–9.68 мкг/кг	[73]

* Рассчитано автором на основе данных, представленных в дополнительных материалах к [103].

концентрация в почвах европейских стран может быть достигнута в течение ближайших 50 лет. Общее поступление AgНЧ в почвы в мировом масштабе варьирует в диапазоне 15–77 т/год (рассчитано автором на основании данных, представленных в дополнительных материалах к [54]), а производство AgНЧ к 2025 г. может составить 400–800 т [85].

Наряду с поступлением инженерных AgНЧ, они могут образовываться в окружающей среде из ионов серебра Ag⁺. До недавнего времени полагали, что этот процесс происходит преимущественно в природных водах путем восстановления Ag⁺ под действием солнечного света в присутствии растворенного органического вещества [68]. Однако последние исследования показали протекание аналогичных процессов в полной темноте [33, 112], что позволяет предположить образование AgНЧ в почвах.

Данные о скорости поступления и аккумуляции AgНЧ в почве привели к интенсификации изучения их поведения в природных средах, токсичности и оценке рисков применения. Этим вопросам в нашей и иностранной научной литературе посвящено большое количество работ [3, 12, 19, 21, 47, 57, 60, 62, 73, 81, 85, 94, 101]. Основные процессы, происходящие с серебром и содержащими его НЧ в почве, хорошо описаны [21, 58, 67, 83, 89]; природа токсичности AgНЧ также широко обсуждается [26, 29, 70, 87, 105, 108]. В большинстве случаев, однако, проводимые исследования AgНЧ не учитывают их возможные реальные концентрации в почве, что делает невозможным использование полученных результатов при прогнозировании рисков, связанных с широким применением AgНЧ.

Цель обзора – представить современную информацию о существующих количественных дан-

ных по поступлению и содержанию AgНЧ в почве, их возможной трансформации и токсичности, а также выделить современные наиболее актуальные направления исследований в этой области.

AgНЧ В ПОЧВЕ: ИСТОЧНИКИ ПОСТУПЛЕНИЯ, КОЛИЧЕСТВЕННАЯ ОЦЕНКА, ТРАНСФОРМАЦИЯ И ТОКСИЧНОСТЬ

Поступление AgНЧ в почвы. AgНЧ применяют во многих технологиях, а сами наночастицы входят в широкий спектр потребительских товаров, использующих оптические, проводящие и антибактериальные свойства серебра:

- в качестве биоцидов AgНЧ содержатся в одежде, обуви, красках, перевязочных материалах, бытовых приборах, косметике, пластмассах и т. д. [81];

- как соединения с исключительными проводящими свойствами AgНЧ входят в состав проводящих чернил и композитов для повышения тепловой или электрической проводимости этих материалов [110];

- диагностические применения: AgНЧ используют в биосенсорах и биоимиджинге [100];

- оптические свойства AgНЧ востребованы в областях, требующих эффективного сбора света, включая металл-усиленную флуоресценцию [67] и поверхностно-усиленное рамановское рассеяние [111].

Уникальность свойств AgНЧ привела к их интенсивному использованию в повседневных товарах, а также во многих коммерческих и промышленных секторах (рис. 1) при общем производстве 135–420 т/год [85]. Распределение синтезируемых AgНЧ по производимым продуктам [12] свидетельствует, что наиболее интенсивно в настоящее время они применяются в косметических товарах, в то время как их потребление в сельском хозяйстве, непосредственно приводящем к поступлению к AgНЧ в почву, не превышает 8.6%. Тем не менее, согласно существующим оценкам, именно почва является основной средой, куда в конечном итоге поступают AgНЧ [40]. 15% биоцидов на основе AgНЧ, входящих в состав медицинских принадлежностей, моющих средств, полотенец и увлажнителей воздуха, аккумулируется в почве [15]. Суммарное количество AgНЧ, накапливающихся в почве, изменяется от 3 [102] до 35–49% от общего количества произведенных [39, 40]. Это связано с тем, что значительное количество AgНЧ из товаров поступает либо в сточные воды, либо на свалки. Согласно неофициальным оценкам, 70% произведенной косметики оказывается на свалках в неиспользованном виде [10], а около 90% НЧ из косметики попадает в сточные воды [54]. AgНЧ из одежды и обуви, содержащей от

0.003 до 1400 мг/кг [20], за первые 3 стирки вымываются на 69–86% [16]. 90–95% НЧ, используемых в научных исследованиях, системах фильтрации, медицинских препаратах, также оказываются в сточных водах [54]. В среднем в сточные воды попадает от 31 [103] до 40% [102] использованных AgНЧ (расчеты проведены автором на основании представленных в публикациях данных), а общая концентрация серебра в сточных водах может достигать 0.05–0.2 мкг/л [54]. На свалки попадает от 11 [103] до 43% [102] использованных AgНЧ (расчеты проведены автором на основании представленных в публикациях данных). Суммарно в почвы и на свалки попадает 60–76% синтезируемых AgНЧ [54].

Среди тяжелых металлов серебро занимает второе место (после меди) по содержанию в бытовом мусоре и хозяйственно-бытовых сточных водах [5], а осадки сточных вод (ОСВ) являются основным аккумулятором AgНЧ (до 95%) из сточных вод [92, 102]. Так как бытовые и промышленные отходы могут попадать в почву в результате внесения в почву ОСВ в качестве удобрений [23], то последние в настоящее время обычно признают основным источником AgНЧ в почве [92]: в мире в качестве удобрений используется от 5 в РФ [9] до 100% в Африке к югу от Сахары производимых ОСВ [54].

По существующим оценкам, содержание AgНЧ в ОСВ в Европе варьируется в диапазоне 1.31–4.44 мг/кг, а в США 1.29–5.86 мг/кг [40], достигая в исключительных случаях величин 850 мг/кг [52]. В РФ отсутствуют нормативы на содержание AgНЧ или общего серебра в почвах [6] или ОСВ, используемых как удобрение [4], поэтому данные по нашей стране немногочисленны. По некоторым источникам, общее содержание серебра в ОСВ г. Москвы и близлежащих районов лежит в диапазоне 4–86 мг/кг. [9]. Так как обычно в форме AgНЧ содержится не более 2% общего количества серебра вследствие перехода НЧ в форму Ag_2S [102], то можно говорить о расчетном содержании AgНЧ не выше 0.08–1.72 мг/кг ОСВ, что сопоставимо с содержанием AgНЧ в ОСВ Европы и США.

При концентрации AgНЧ в препаратах, предназначенных для применения в растениеводстве, 0.5 г/л и рекомендуемых дозах внесения 100–150 мл/га (для озимой пшеницы) и двукратной обработке это означает, что максимально в почву может попадать около 100–150 мг AgНЧ/га в год. При мощности пахотного горизонта 20 см и плотности почвы 1.2 г/см³ максимальное возрастание содержания AgНЧ в пахотном слое составит 0.004–0.006 мкг/кг в год. Прибавив сюда возрастание содержания AgНЧ в почве вследствие предпосевной обработки семян (200 мл/т, норма высева 160–250 кг/га), суммарный диапазон со-

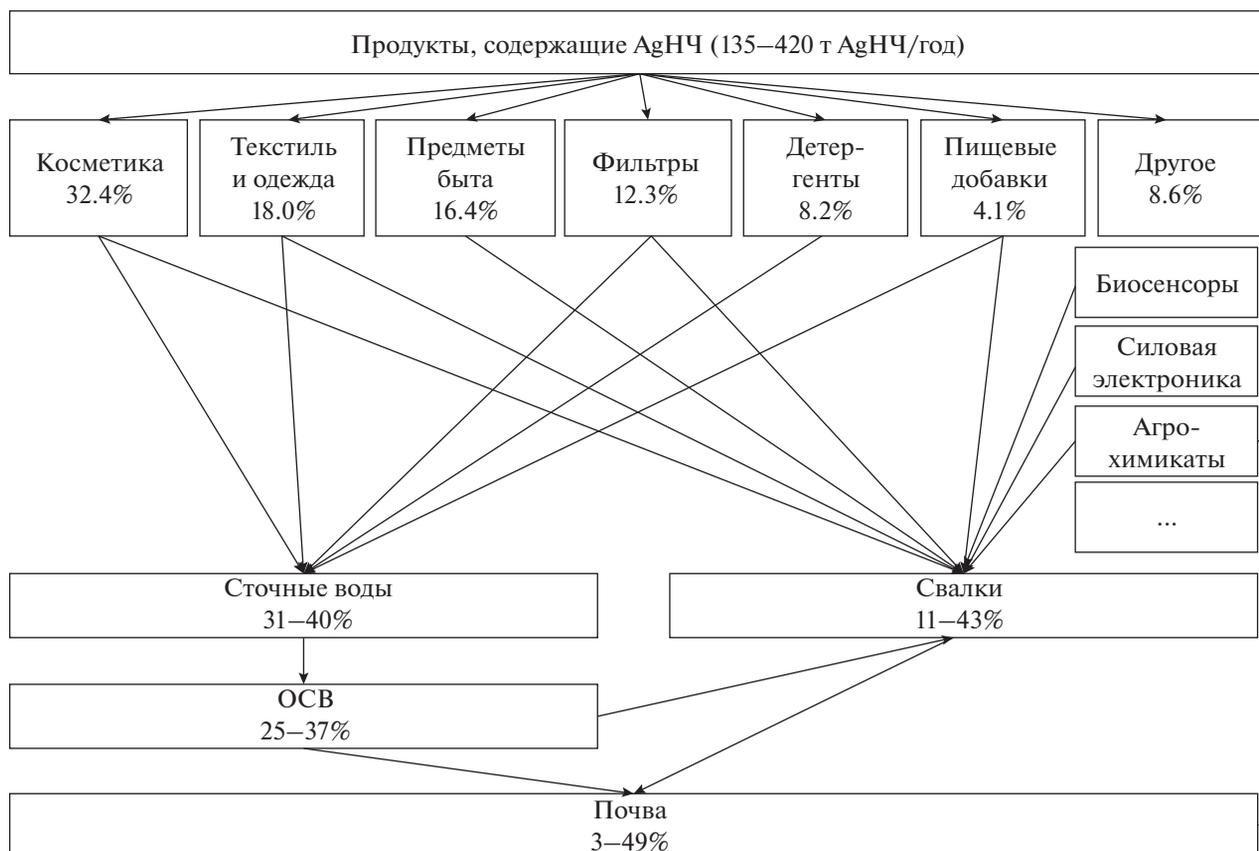


Рис. 1. Основные источники поступления AgНЧ в почву.

ставит 0.005–0.007 мкг AgНЧ/кг в год. Для пропашных культур (на примере картофеля) диапазон, рассчитанный аналогичным образом на основании рекомендуемых способов обработки, составит не более 0.008–0.019 мкг AgНЧ/кг в год. В случае использования ОСВ в рекомендуемых дозах внесения 5–15 т/га [9] ожидаемое увеличение содержания AgНЧ (без учета возможных превращений AgНЧ) в пахотном слое составит 0.36–1.075 мкг/кг в год, то есть будет на 1–2 порядка больше, чем в случае использования AgНЧ как средства защиты растений. Приведенные оценки показывают, что в РФ, как и других странах, рост содержания AgНЧ в почвах можно ожидать преимущественно вследствие использования ОСВ в качестве удобрений. Это свидетельствует о необходимости разработки новых требований к свойствам ОСВ при использовании их в качестве удобрений, учитывающим, по крайней мере, общее содержание серебра. Важность разработки требований обусловлена тем, что расчетный среднегодовой объем выхода ОСВ оценивается в 2.5 млн т/год и около 5–7% от этого количества (125–175 тыс. т) используется как удобрение [9].

Реальные концентрации AgНЧ в почве оцениваются в широком диапазоне и составляют до

1.5 мкг/кг в Европе и до 7.4 мкг/кг в США (табл. 2). Минимальное содержание, не превышающее 1.93×10^{-3} мкг/кг, указывают для ЮАР. В качестве концентраций, соответствующих реальному содержанию AgНЧ в почве, в настоящее время рекомендовано использовать от 0.02–0.10 мкг/кг [76] до 0.01–1 мг/кг [42, 113].

В заключение обсуждения существующих количественных оценок поступления AgНЧ в окружающую среду необходимо отметить, что несмотря на близкие значения прогнозируемых диапазонов количества AgНЧ, поступающих в сточные воды и на свалки, оценки доли AgНЧ, оказывающихся в почве, могут различаться на порядок (рис. 1). Прежде всего, это связано с отсутствием аналитических методов определения наноматериалов в почве и необходимостью использовать для этих целей исключительно данные моделирования [88, 102]. Одним из наиболее перспективных аналитических методов является масс-спектрометрия с индуктивно-связанной плазмой одиночных частиц (single particle inductively coupled plasma mass spectrometry, **spICP-MS**), позволяющая обнаруживать и количественно определять НЧ [71]. Однако этот метод еще не получил широкого распространения. Оценка смоделированных

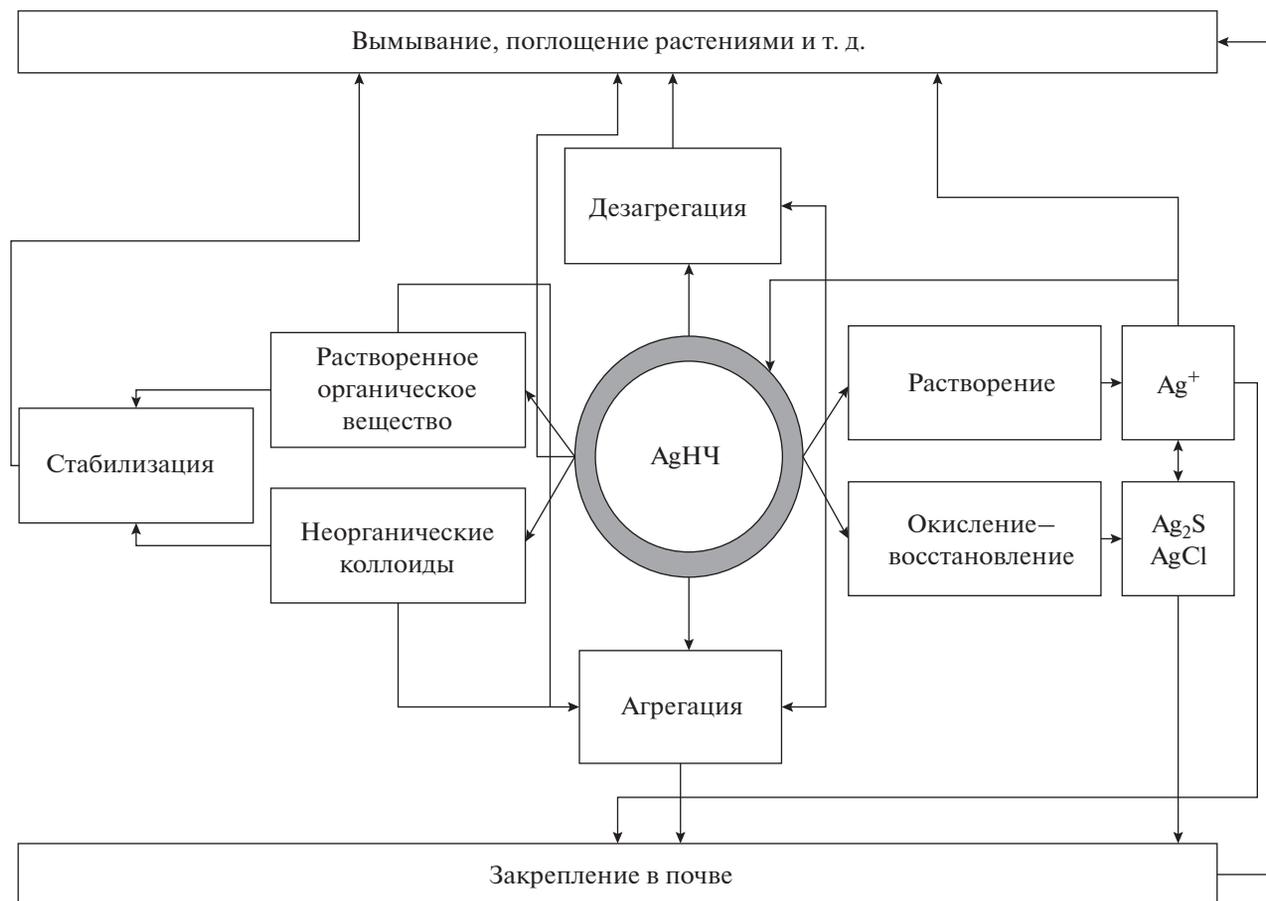


Рис. 2. Основные процессы, происходящие с AgНЧ в почве.

концентраций в почве, в свою очередь, также является достаточно проблематичной, так как различные модели не обязательно учитывают одни и те же источники AgНЧ, пути их поступления в окружающую среду или время, за которое происходит этот процесс [41]. Кроме того, важной проблемой является учет возможной трансформации AgНЧ в процессе получения ОСВ, таких как разрушение AgНЧ с высвобождением ионов серебра, их сульфидирование и т. п. Немногочисленные модели, в которых была проведена попытка учесть этот процесс, показывают, что доля AgНЧ в почве от общего количества использованных НЧ может уменьшиться с 24 до 3%, а доля AgНЧ, переходящих из ОСВ в почвы, с 30 до 0.8% [102] (расчеты проведены автором на основании представленных в публикации данных). Наконец, в настоящее время нами не обнаружено моделей, учитывающих обратный процесс – образование AgНЧ из ионного серебра. Это указывает на необходимость проведения исследований, направленных на количественную оценку процессов образования и трансформации AgНЧ в окружающей среде.

Процессы, происходящие с AgНЧ в почве. При поступлении в почву AgНЧ могут претерпевать

различные процессы трансформации (рис. 2), приводящие как к закреплению серебра в почве, так и к уменьшению его содержания в почве вследствие транслокации в растения или вымывания из почвы. Преобладающее направление трансформации зависит от свойств AgНЧ (размера, заряда стабилизирующего агента) и особенностей почвы (гранулометрического состава, pH, содержания и свойств органического вещества и др.), но, согласно существующим представлениям, в почве не обнаруживаются нетрансформированные AgНЧ [24]. Основные возможные превращения AgНЧ в окружающей среде подробно описаны в ряде обзоров [21, 61, 70, 83, 86, 88, 95, 112]; их краткое описание приведено далее.

Взаимодействие с растворенным органическим веществом. Растворенное органическое вещество (РОВ) представляет собой сложную смесь органических соединений, обладающих разнообразными функциональными группами. Поэтому процесс взаимодействия РОВ с AgНЧ – комбинация электростатического, ван-дер-Ваальсова и гидрофобного взаимодействий между поверхностями РОВ и AgНЧ [21]. При адсорбции РОВ на поверхности AgНЧ может происходить увеличе-

ние их стабильности вследствие роста сил электростатического отталкивания между частицами или возрастания гидрофобности поверхности [28]. В ряде работ была продемонстрирована способность гуминовых веществ повышать стабильность AgНЧ [49, 66], однако взаимодействию AgНЧ с почвенным РОВ посвящены единичные работы [58]. Установлено, что AgНЧ преимущественно взаимодействуют с короткоцепочечными алифатическими соединениями РОВ. В результате взаимодействия происходит уменьшение абсолютной величины электрокинетического потенциала AgНЧ и, как следствие, снижение их стабильности. Повышение стабильности AgНЧ в присутствии РОВ было отмечено только при их высокой концентрации (10 мг/л, что при использовании авторами вытяжки 1 : 2.5 для получения почвенного раствора приблизительно соответствует содержанию AgНЧ 250 мг/кг). Следует отметить, однако, что в работе [58] были исследованы только цитрат-стабилизированные AgНЧ и AgНЧ без стабилизирующего агента, а в качестве РОВ – водная вытяжка из пойменной почвы с высоким содержанием кальция, но без железа и алюминия. Это свидетельствует об актуальности исследований, связанных с оценкой взаимодействия РОВ почв различных почвенно-географических зон с AgНЧ, стабилизированными наиболее часто используемыми для этой цели соединениями (поливинилпирролидоном, полиэтиленгликолем, сульфированным нафталиновым конденсатом, додецилбензолсульфоновой кислотой, олеатом натрия [19]).

Взаимодействие с почвенными неорганическими коллоидами. Процессы гомоагрегации AgНЧ в почвах считаются маловероятными [24, 25, 61]; ведущим процессом их коагуляции считается гетероагрегация, являющаяся следствием взаимодействия с неорганическими коллоидами (глинистыми минералами, оксидами и гидроксидами). Наиболее интенсивно гетероагрегация протекает при высокой ионной силе почвенного раствора, частично компенсирующей отрицательный заряд AgНЧ, хотя этот процесс возможен и при низкой ионной силе [24, 25]. Важным фактором, контролирующим гетероагрегацию AgНЧ, является pH: чем ближе его значение к точке нулевого заряда AgНЧ, тем более интенсивное их взаимодействие с неорганическими коллоидами следует ожидать.

В случае коллоидных частиц, несущих положительный заряд, наблюдается их быстрое взаимодействие с AgНЧ, приводящее к увеличению размера частиц и уменьшению критической концентрации коагуляции (ККК) [25, 116]. По оценкам [25] при концентрации AgНЧ 4.2 мг/л в присутствии магемита начальная скорость увеличения гидродинамического диаметра НЧ была 2.95 нм/с, а ККК снизилась с 22 мМ (ККК гомоагрегации AgНЧ) до <1 мМ. В случае коллоидов, несущих по-

стоянный отрицательный заряд (каолинит, монтмориллонит), отрицательно заряженные AgНЧ могут взаимодействовать только с положительно заряженными участками, присутствующими на сколах минералов [106]. В этом случае быстрая гетероагрегация AgНЧ, приводящая к их осаждению, происходит только при низкой ионной силе (менее 0.01), в то время как при высокой ионной силе образующиеся гетероагрегаты менее подвержены флокуляции и характеризуются более высокими значениями ККК [25]. Так как в большинстве случаев ионная сила почвенного раствора лежит в диапазоне 0.0004–0.005 [18, 25], то в реальных условиях следует ожидать выпадения AgНЧ вследствие гетероагрегации с глинистыми коллоидами. Тем не менее, при некоторых условиях ионная сила почвенного раствора может возрасти, а гетероагрегация приводит к увеличению стабильности AgНЧ. Показано, что известкование приводит к увеличению содержания в почвенном растворе Ca^{2+} , Mg^{2+} и HCO_3^- , но уменьшению Al^{3+} , результатом чего является двукратное увеличение ионной силы. При высокой скорости минерализации органического азота в весенний период, сопровождающейся выходом в почвенный раствор дополнительного количества NO_3^- и катионов, также может наблюдаться увеличение ионной силы [34]. В солонцах ионная сила может достигать 0.05–1.2 [13].

Согласно существующим представлениям, гетероагрегацию следует рассматривать как весьма вероятный процесс для AgНЧ практически во всех почвах [25]. Неизученное направление в этой области – оценка гетероагрегации в реалистичных условиях, когда концентрация коллоидов во много раз превосходит концентрацию AgНЧ, а также присутствует почвенный РОВ. Важность количественной оценки процесса гетероагрегации AgНЧ в почвах связана с тем, что она во многом определяет возможность миграции наночастиц по почвенному профилю.

Взаимодействие с твердой частью почвы. В целом существующие количественные оценки связывающей способности почвы по отношению к AgНЧ указывают на возможность их интенсивного закрепления в почвенном профиле. Медианное значение константы распределения, определенное в колоночных экспериментах для 16-ти пахотных почв Австралии (pH 4.55–7.73, $C_{\text{орг}}$ 0.1–7.0%, содержание глины 1–59%) составило 589 л/кг при варьировании от 50 до 2511 л/кг при начальной концентрации AgНЧ 1.24 мг/кг [24]. В аналогичном исследовании, проведенном на 25 пахотных почвах Германии (pH 4.3–7.3, $C_{\text{орг}}$ 0.04–2.5%, содержание глины 0.01–39.2%) величины динамической константы распределения лежали в диапазоне 0.6–2391 л/кг, среднее значение 260 л/кг, при

начальной концентрации AgHЧ 7.5–750 мг/кг [46]. Величины максимальной сорбционной емкости для AgHЧ на 6 почвах (рН 7.70–8.14, $C_{\text{орг}}$ 0.11–1.06%, содержание глины 18–42%) лежали в диапазоне 2.35–4.53 мг/кг [86], что значительно превышает существующие оценки возможного содержания AgHЧ в почвах (табл. 2). Во всех случаях параметры, характеризующие величину связывания AgHЧ почвами, возрастали с увеличением содержания глинистых частиц. Несмотря на высокие средние значения констант связывания, указывающие что содержание AgHЧ в почве (мг/кг) в 260–589 раз превосходит концентрацию AgHЧ в почвенном растворе (мг/л), следует отметить, что при повышении начальной концентрации AgHЧ с 1.24 до 1842 мг/кг авторы [24] наблюдали рост константы с 589 л/кг до 9420 мг/кг, что позволяет высказать предположение об уменьшении константы распределения при низком содержании AgHЧ , соответствующем реальным. Кроме того, в исследовании [46] в 17-ти почвах из 25 величина константы распределения не превышала 10 л/кг. Это свидетельствует о том, что значительная часть AgHЧ , не связанная с твердой фазой почвы, может мигрировать по почвенному профилю. В работе [25] показано, что в 8 из 11 исследованных почв AgHЧ могут проникать на глубину до 12 см (высота почвенной колонки в этом исследовании); всего через колонку проходило от 0.2 до 9% от общего количества AgHЧ . Авторы установили, что одним из определяющих факторов в подвижности AgHЧ в почвах является их взаимодействие с почвенными неорганическими коллоидами, прежде всего, алюминия. Образующиеся в результате этого взаимодействия гетероагрегаты задерживаются почвенными частицами и не мигрируют по почвенному профилю. В случае наличия макропор, размер которых превышает размеры гетероагрегатов, возможна быстрая инфильтрация AgHЧ в составе почвенных коллоидов. В колоночных экспериментах [71] при искусственном загрязнении почвы AgHЧ в дозе 50 мкг/кг на трех различных почвах (рН 6.8–7.9, $C_{\text{орг}}$ 0.2–3.4%, содержание глины 0–11%) было показано, что 75–90% AgHЧ остаются в верхнем слое, 3–14% были обнаружены в элюате. Кроме того, ряд авторов высказал предположение, что AgHЧ , первоначально связывающиеся с твердой фазой почвы, в дальнейшем могут десорбироваться и вымываться в нижележащие горизонты под действием ливневых дождей: после 50 сут экспонирования почвы в естественных условиях при общем количестве осадков 166 мм распределение AgHЧ было бимодальным с максимумами в слоях 0–4 и 7.6–20 см [95]. Таким образом, несмотря на то, что максимальное содержание AgHЧ следует ожидать в верхнем горизонте почвы, риск их миграции в нижележащие горизонты су-

ществует, и определять его следует в условиях конкретной почвы.

Растворение. Растворение AgHЧ , то есть высвобождение ионов Ag^+ , было показано для различных природных сред, включая почвенные растворы [24, 58]. Наиболее эффективно этот процесс протекает при низких рН (около 4.0) и при отсутствии РОВ [69]. Количественные оценки этого процесса, проведенные в модельном почвенном растворе, показывают, что доля ионов серебра, высвобождающихся из AgHЧ в течение 1 суток после внесения, в диапазоне рН 4–9 варьировала (в зависимости от способа расчета) от 8 до 26%; внесение РОВ может уменьшить этот показатель до 1% и менее [24]. Высвобождающиеся ионы серебра могут сорбироваться на почвенных частицах, образовывать малорастворимые Ag_2S или AgCl или поглощаться растениями и микроорганизмами. Считается, что количество биодоступных Ag^+ в почве не превышает 5% [50].

Высказано предположение, что ионы серебра, сорбированные на поверхности AgHЧ , в дальнейшем могут вытесняться ионами Ca^{2+} почвенного раствора с последующим окислением серебра [66]. Однако ряд исследователей полагает, что даже при значительном ингибировании высвобождения Ag^+ в почвенном растворе могут присутствовать ионы серебра, десорбирующиеся с поверхности AgHЧ при старении [58]. Количественных оценок этого процесса пока не существует [58], однако известно, что интенсивная сорбция ионов серебра почвенными компонентами, наблюдаемая в течение первых часов взаимодействия, сменяется их десорбцией, приводящей к возрастанию количества несвязанных ионов серебра в почве в 10 раз [17].

Важным процессом, который может происходить с высвобождающимися ионами Ag^+ , является их дальнейший переход в AgHЧ под действием природного органического вещества или почвенных микроорганизмов [48, 53, 114]. Несмотря на то, что проникновение солнечного света в почву не превышает 0.2–0.4 мм [45], недавно было показано образование AgHЧ диаметром 12.8 нм в песчаном субстрате как под действием солнечной радиации в течение 10 ч, так и в темноте. Предполагают, что образование AgHЧ в присутствии природного органического вещества начинается с восстановления ионов Ag^+ до нуля валентного серебра Ag^0 , которое становится ядром будущей наночастицы. Затем на поверхности Ag^0 начинается автокаталитическое восстановление ионов серебра, приводящее к росту наночастицы [48]. При освещении процесс первичного восстановления Ag^+ происходит под действием супероксиданион радикала $\text{O}_2^{\bullet-}$, а в темноте – путем прямого переноса электрона от фенольных групп органического вещества к Ag^+ . Наиболее эффективно

этот процесс протекает в щелочных условиях, когда окисление Ag^+ незначительно: при pH 8.6 за 90 ч инкубирования (Ag^+ 100 мг/л, природное органическое вещество 143 мг С/л, освещение) ионное серебро полностью переходило в форму AgНЧ [48].

Принципиальная возможность восстановления Ag^+ до AgНЧ микроорганизмами показана как для внутриклеточных, так и для экстрацеллюлярных условий [11]. Способность эффективно переводить ионы серебра в наночастицы установлена для многих почвенных микроорганизмов. При культивировании *Bacillus megaterium* [90] в присутствии 1 мМ нитрата серебра AgНЧ диаметром 80–99 нм образовывались в течение первых минут после начала эксперимента. Способность образовывать AgНЧ диаметром 6–13 нм в аналогичных условиях была установлена для *B. indicus*, *B. cecembensis*, *Pseudomonas antarctica*, *P. proteolytica*, *P. meridiana*, *Arthrobacter kerguelensis* и *A. gangotriensis* [97]. Однако возможность протекания таких процессов непосредственно в условиях почвы пока не установлена. Согласно оценочным расчетам, из образующихся AgНЧ в почве 11–31% могут иметь абиотическое происхождение, в то время как 69–89% являются результатом биологического восстановления [48].

Окисление–восстановление. Под действием солнечного света многие наночастицы на основе металлов могут претерпевать различные окислительно-восстановительные превращения, приводящие к изменению их свойств [21]. Для AgНЧ была показана возможность их агрегации вследствие сильного осциллирующего диполь-дипольного взаимодействия, вызванного солнечным светом [22].

Другим процессом, характерным для AgНЧ , является сульфидирование. Многими исследователями было показано, что элементарное серебро Ag^0 на поверхности наночастиц может окисляться до ионов Ag^+ , которые затем вступают в реакцию с неорганическими сульфидами с образованием Ag_2S . В результате могут образовываться наночастицы сульфидов серебра, новые AgНЧ , поверхность которых полностью представлена сульфидами серебра, или их смешанный тип [64]. Так как Ag_2S является плохо растворимым соединением, то сульфидированные AgНЧ перестают быть источником Ag^+ , что приводит к уменьшению токсичности AgНЧ . В случае присутствия в среде значительного количества ионов хлора, аналогичные процессы могут идти с образованием AgCl . Долгое время полагали, что сульфидирование – процесс детоксификации AgНЧ в природе [64]. Однако недавние исследования с использованием продолжительной экспозиции 140 сут показали, что даже после сульфидирования AgНЧ в концентрации 5–8 мг/кг эффективно ингибируют про-

цесс нитрификации в почве [59]. Наиболее интенсивно процесс сульфидирования AgНЧ протекает в сточных водах и на очистных сооружениях, где существуют анаэробные условия и присутствие сероводорода способствует образованию Ag_2S [55]. Возможность сульфидирования AgНЧ в почве в нейтральных (pH 6.9) и щелочных (pH 7.9) условиях после 3 мес. инкубирования была продемонстрирована в работе [93].

Таким образом, данные по взаимодействию AgНЧ показывают, что AgНЧ претерпевают в почве комплекс превращений, связанных с процессами взаимодействия с почвенными коллоидами, сорбции на твердой фазе почвы, растворения и окисления-восстановления. Количественная оценка процессов затруднена вследствие отсутствия широкого распространения аналитических методов определения AgНЧ в почве (критический обзор методов приведен в [88]). Тем не менее, очевидно, что эти процессы определяют количество доступного для организмов серебра и, как следствие, токсичность попадающих в почву AgНЧ .

Токсичность AgНЧ в почве. Использование AgНЧ как универсального антисептика началось с 1897 г., когда в продажу поступил препарат коллоидного серебра Колларгол; в 1954 г. в США был разрешен биоцид на основе коллоидного серебра *Algaedyn*, используемый в настоящее время как альгицид в частных бассейнах [81]. Природе токсичности AgНЧ посвящено значительное количество обзоров [26, 29, 56, 70, 87, 105, 108]. Несмотря на продолжительную историю использования AgНЧ , в том числе в сельском хозяйстве, работы по токсичности AgНЧ в почвенной среде относительно немногочисленны (табл. 3). При этом исследованные концентрации AgНЧ обычно составляют 10^2 – 10^5 мкг/кг почвы, что превышает максимальные оценочные значения этого показателя (табл. 2) в 10 и более раз. Таким образом, очевидно, что в настоящее время остро стоит необходимость оценки токсичности к AgНЧ в условиях, отражающих реальные.

Для растений выраженная токсичность AgНЧ в песчаном субстрате показана при их содержании 0.5 мг/кг и больше [31]; в почвах – при 40 мг/кг и больше [78]. При низких концентрациях AgНЧ в ряде случаев отмечают их стимулирующий эффект по отношению к растениям [56]. Токсичность AgНЧ для растений при низком содержании в твердом субстрате (10 мкг/кг) была показана только в случае клевера *Trifolium repens* при выращивании на смеси песка с перлитом и объяснялась угнетением арбускулярных микоризных грибов *Glomus caledonium* [36]. Отмечаемые симптомы токсичности у растений под действием AgНЧ включают в себя уменьшение длины корней и побегов, биомассы и изменение морфологии корней [63, 78, 89, 104]. Создание

Таблица 3. Токсичность AgНЧ в почвах

Объект	AgНЧ, мкг/кг*	Свойства почвы			Экспозиция, сут	Источник
		гранулометрический состав	pH	C _{орг} , %		
Растения						
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	4×10^4	Супесь	5.6	3.39	6	[78]
<i>Lolium perenne</i>	$>1 \times 10^5$	Глина	5.1	3.3	53	[89]
	$>1 \times 10^5$	Суглинок	6	2.1	53	
<i>Phaseolus radiatus</i>	$>2 \times 10^6$	Суглинок	6	Нет данных	5	[63]
<i>Pinus muricata</i>	3.5×10^5	Суглинок	4.94	3.88	120	[104]
<i>Pinus sylvestris</i>	8×10^4	Глина	5	0.5	2	[14]
	1×10^5	Суглинок	8.3	0.1	2	
	8×10^4	Суглинок	5	0.1	15	
	8×10^4	Суглинок	8.3	0.1	15	
<i>Sorghum bicolor</i>	$<1 \times 10^5$	Суглинок	6		5	[63]
<i>Triticum aestivum</i>	5×10^2	Песок	7.92	0	14	[31]
Олигохеты						
<i>Eisenia andrei</i>	1.5×10^4	Суглинок	5.67	0.93	28	[91]
<i>Eisenia fetida</i>	$7.3 \times 10^5 - 7.7 \times 10^5$	Суглинок	6.23	7.65	28	[98]
	$7.7 \times 10^5 - 8 \times 10^5$	Суглинок	6.23	7.65	28	[99]
	$<4.45 \times 10^5$	Песок	5.5	2.1	56	[80]
<i>Lumbricus rubellus</i>	1.56×10^4	Нет данных	5.0	3.8	28	[72]
<i>Enchytraeus crypticus</i>	$<2.7 \times 10^3$	Песок	5.8	0.67	28	[107]
Микроорганизмы						
Общий пул микроорганизмов	3.2	Суглинок	6.2	1.6	120	[44]
	3×10^2	Суглинок	5.67	0.93	32	[92]
	10	Суглинок	7.2	2.88	365	[42]
	10	Суглинок	7.2	2.88	90, 180	[43]
	1×10^2	Суглинок	7.2	2.88	180	[43]
<i>Betaproteobacteria</i>	10	Суглинок	7.2	2.88	365	[42]
Аммонийоксиляющие бактерии	10	Суглинок	7.2	2.88	365	[42, 43]
Аммонийоксиляющие бактерии и археи	$>1 \times 10^4$	Суглинок	7.13	1.25	37	[113]
Азотфиксирующие	10	Суглинок	7.2	2.88	7	[43]
<i>Actinobacteria, Chloroflexi, Planctomycetes, Verrucomicrobia.</i>	1×10^5	Суглинок	7.13	1.25	37	[113]
<i>Thaumarchaeota, Euryarchaeota, Parvarchaeota</i>	1×10^5	Суглинок	7.13	1.25	37	[113]
Эктомикоризные грибы	3.5×10^5	Суглинок	4.94	3.88	240	[104]
Процессы и ферменты						
Денитрификация	1×10^4	Суглинок	5.2	1.5	3.33	[109]
Нитрификация	3.4×10^3	Суглинок	5.67	0.93	100	[92]
Арилсульфатаза	1.25	Песок	5.7	1.5	42	[84]

Таблица 3. Окончание

Объект	AgНЧ, мкг/кг*	Свойства почвы			Экспозиция, сут	Источник
		гранулометрический состав	pH	C _{орг} , %		
Дегидрогеназа	1 × 10 ³	Суглинок	7.13	1.25	4	[113]
	1 × 10 ⁴	Песок	7.0	3.54	<1	[96]
Лейцинаминопептидаза	10	Суглинок	7.2	2.88	1, 90, 365	[43]
	12.5	Песок	5.7	1.5	42	[84]
	1.25 × 10 ²	Песок	5.7	1.8	42	[84]
Уреаза	1 × 10 ⁴	Суглинок	7.13	1.25	1	[113]
	1 × 10 ³	Песок	7.0	3.54	1	[96]

* Минимальная из исследованных концентраций, при которой наблюдали токсичность AgНЧ хотя бы по одному из исследованных параметров.

стрессовых условий для растений в присутствии AgНЧ подтверждается данными об образовании активных форм кислорода (АФК) [31]. Механизмы действия AgНЧ на растения обсуждены в обзорах [26, 29, 56, 70, 87, 105, 108].

Исследователи отмечают, что токсичность AgНЧ в почве меньше, чем в водных средах, что объясняется низкой биодоступностью AgНЧ вследствие их агрегирования в поровой воде и сорбции на почвенных частицах [63]. Низкая биодоступность AgНЧ в почве подтверждается невысокими значениями факторов их биоаккумуляции в надземных частях растений (отношение содержания серебра в растениях к его содержанию в почве): от 0.001 для маша *Phaseolus radiatus* и сорго *Sorghum bicolor* [63] до 0.07–0.1 для свеклы *Beta vulgaris* и шпината *Spinacia oleracea* [89]. В последнем случае указывается, что содержание серебра 5–10 мг/кг биомассы, представляющее опасность для человека, может быть достигнуто только при содержании AgНЧ 70 мг/кг [89]. Поэтому полагают, что в настоящее время AgНЧ не представляют угрозы с точки зрения их накопления в сельскохозяйственной продукции [60].

Для дождевых червей минимальная концентрация, при которой наблюдали токсичность AgНЧ, составляет 15 мг/кг (табл. 3), что также превышает оценочное содержание AgНЧ в почве на 3–4 порядка. Регистрируемые токсичные эффекты: уменьшение биомассы и подавление размножения. Установлено, что токсичность AgНЧ по отношению к олигохетам обусловлена влиянием на экспрессию генов, участвующих в метаболизме сахаров и аминокислот, а также регулирующих активность аденилаткиназы (ЕС 2.7.4.3) и рибосомальную активность [80].

Наибольшее количество токсикологических экспериментов было проведено с микроорганиз-

мами (табл. 3). В этом случае диапазон исследованных концентраций включает в себя низкие концентрации от 3.2 [44] до 10 мкг/кг [42, 43], соответствующие оценочным (табл. 2). Токсичность AgНЧ показана как по отношению к конкретным почвенным бактериям, таким как *Pseudomonas putida* [37, 82] и *P. chlororaphis* [31], так и группам бактерий [51, 74] и бактериальному сообществу в целом [42–44, 92]. Современные представления и данные о токсичности AgНЧ по отношению к микроорганизмам суммированы в обзорах [26, 29, 62, 92, 105, 108, 113].

В целом можно сказать, что из исследованных групп почвенных микроорганизмов наиболее чувствительными к AgНЧ являются микроорганизмы, принимающие участие в превращениях азота и углерода [42]. Резкое сокращение видового разнообразия почвенного бактериального сообщества при длительной инкубации в присутствии AgНЧ может нарушить процессы автотрофной нитрификации и гумусообразования [42]. В работе [44] было продемонстрировано значимое уменьшение общего количества N в почве и, как следствие, роста отношения C : N при инкубировании почвы в присутствии AgНЧ 32 мкг/кг в течение 120 сут. Причиной этого, по-видимому, является уменьшение количества бактерий *Acidobacteria* [42], играющих важную роль в процессах трансформации целлюлозы и хитина [35] и ингибирование нитрифицирующих микроорганизмов [42, 43, 92, 113].

Другой важный вывод, следующий из анализа существующей литературы – это невозможность получения адекватной оценки токсичности AgНЧ по отношению к почвенным микроорганизмам на основе краткосрочных экспериментов. Рядом исследований показано, что выраженная токсичность AgНЧ при низких концентрациях может быть зафиксирована только при проведении долго-

срочных экспериментов продолжительностью более 90 сут [43]. Причиной долгосрочного действия AgНЧ может являться длительное постепенное высвобождение из них серебра в биодоступной форме [26, 43, 95].

Таким образом, анализ литературы показывает, что в настоящее время отсутствуют данные, указывающие на токсичность AgНЧ по отношению к растениям и олигохетам при содержании, соответствующем оценочным концентрациям AgНЧ в почве. Тем не менее, неоднократно продемонстрированное на микроорганизмах возрастание регистрируемых негативных эффектов AgНЧ при увеличении времени экспозиции свидетельствует о необходимости проведения долгосрочных токсикологических исследований для растений и олигохет. Косвенным подтверждением в пользу зависимости токсичности AgНЧ для этих организмов от продолжительности воздействия является продемонстрированное увеличение ингибирования роста сосны шиповатой *P. muricata* при увеличении времени воздействия AgНЧ с 1 до 4 мес. [104], а также установленный рост активности антиоксидантных ферментов у дождевого червя *Aporrectodea caliginosa* при увеличении времени экспозиции с 1 до 4 нед. [38]. Рост токсичности AgНЧ в почве при их старении был также показан на примере коллембол *Folsomia candida* [75].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В настоящее время во всем мире наблюдается рост использования наночастиц серебра (AgНЧ); их прогнозируемое поступление в почву, преимущественно в составе осадков сточных вод, составляет 15–77 т/год. Количественная оценка содержания AgНЧ в почве затруднена вследствие отсутствия инструментальных методов их определения. Существующие оценки этого показателя, проведенные на основе моделирования, варьируют в широком диапазоне от 5.33×10^{-6} до 7.4 мкг/кг при скорости поступления AgНЧ от 1.2×10^{-3} до 9.68 мкг/кг в год.

При поступлении в почву AgНЧ претерпевают различные превращения, связанные с их взаимодействием с твердой фазой почвы, почвенными коллоидами, РОВ и окислительно-восстановительными процессами и приводящие к преимущественному закреплению AgНЧ в верхнем слое почвы. В определенных условиях до 15% внесенных AgНЧ могут мигрировать по почвенному профилю; риск миграции AgНЧ в нижележащие горизонты следует определять в условиях конкретной почвы. В области поведения AgНЧ в почве наименее исследованным является вопрос количественной оценки абиотической и биотической трансформации ионов серебра в AgНЧ.

Существующие данные по токсичности AgНЧ в почве относительно немногочисленны и в большинстве случаев получены для содержания AgНЧ 10^2 – 10^5 мкг/кг почвы, что превышает оценочные значения этого показателя в реальных условиях в 10 и более раз. Данные о транслокации AgНЧ из почвы в растения позволяют в настоящее время исключить риск загрязнения ими сельскохозяйственной продукции. Токсичность по отношению к растениям и олигохетам в почве для AgНЧ не отмечается вплоть до их содержания 5×10^2 и 2.7×10^3 мкг/кг соответственно. Наиболее чувствительными к AgНЧ являются микроорганизмы, для которых ингибирование роста может наблюдаться при содержании 3.2 мкг/кг почвы. Важным фактором, определяющим регистрируемую токсичность AgНЧ, является продолжительность экспонирования: на микроорганизмах было неоднократно продемонстрировано возрастание регистрируемых негативных эффектов AgНЧ при увеличении этого параметра до 90 сут и более. Поэтому основным направлением изучения последствий поступления AgНЧ в почву является оценка их эффектов в условиях долгосрочных экспериментов при содержании AgНЧ, не превышающем 10 мкг/кг.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках госзадания (ЦИТИС 116020110002-8).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Автономная некоммерческая организация “Центр сертификации продукции и систем менеджмента в сфере наноиндустрии” (АНО “Наносертифика”). <http://nanocertifica.ru/>
2. Белоусова Е. Приумножать, не разрушая // Агроэксперт. 2018. № 1. С. 13–17.
3. Гладкова М.М., Терехова В.А. Инженерные наноматериалы в почве: источники поступления и пути миграции // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2013. № 3. С. 34–39.
4. ГОСТ Р 17.4.3.07-2001 Охрана природы (ССОП). Почвы. Требования к свойствам осадков сточных вод при использовании их в качестве удобрений.
5. Долина Л.Ф. Современная техника и технологии для очистки сточных вод от солей тяжелых металлов. Днепропетровск: Континент, 2008. 254 с.
6. Загрязнение почв Российской Федерации токсикантами промышленного происхождения в 2018 г. Обнинск: ФГБУ “НПО “Тайфун”, 2019. 118 с.
7. Зеребра агро. Стимулятор роста с фунгицидным эффектом на основе коллоидного серебра / <https://scs.technology/products/zerebra-agro/>
8. Колерова В. Серебряный век аграрной культуры // Российский экспортер. 2019. № 2(12). С. 72–75.
9. Ладонин В.Ф., Мерзлая Г.Е., Афанасьев Р.Ф. Стратегия использования осадков сточных вод и ком-

- постов на их основе в агрокультуре / Под ред. Милашенко Н.З. М.: Агроконсалт, 2002. 140 с.
10. *Adorn Cosmetics*. Real cost of cosmetics: environmental impact / <https://www.adorncosmetics.com.au/blog/post/environmental-impact/>
 11. *Ahmad S., Munir S., Zeb N., Ullah A., Khan B., Ali J., Bilal M., Omer M., Alamzeb M., Salman S.M., Ali S.* Green nanotechnology: a review on green synthesis of silver nanoparticles – an ecofriendly approach // *Int. J. Nanomedicine*. 2019. V. 14. P. 5087–5107. <https://doi.org/10.2147/IJN.S200254>
 12. *Anjum N.A., Gill S.S., Duarte A.C., Pereira E., Ahmad I.* Silver nanoparticles in soil–plant systems // *J. Nanopart. Res.* 2013. V. 15. 1896. <https://doi.org/10.1007/s11051-013-1896-7>
 13. *Batukaev A.-M.A., Endovitsky A.P., Andreev A.G., Kalinichenko V.P., Minkina T.M., Dikaev Z.S., Mandzheeva S.S., Sushkova S.N.* Ion association in water solution of soil and vadose zone of chestnut saline solonetz as a driver of terrestrial carbon sink // *Solid Earth*. 2016. V. 7(2). P. 415–423. <https://doi.org/10.5194/se-7-415-2016>
 14. *Bayramzadeh V., Ghadiri M., Davoodi M.H.* Effects of silver nanoparticle exposure on germination and early growth of *Pinus sylvestris* and *Alnus subcordata* // *Sains Malaysiana*. 2019. V. 48(5). P. 937–944. <https://doi.org/10.17576/jsm-2019-4805-02>
 15. *Benn T., Cavanagh B., Hristovski K., Posner J.D., Westerhoff P.* The release of nanosilver from consumer products used in the home // *J. Environ. Qual.* 2010. V. 39. P. 1875–1882. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0363>
 16. *Benn T.M., Westerhoff P.* Nanoparticle silver released into water from commercially available sock fabrics // *Environ. Sci. Technol.* 2008. V. 42. P. 4133–4139. <https://doi.org/10.1021/es7032718>
 17. *Benoit R., Wilkinson K.J., Sauvé S.* Partitioning of silver and chemical speciation of free Ag in soils amended with nanoparticles // *Chem. Centr. J.* 2013. V. 7. P. 75. <https://doi.org/10.1186/1752-153X-7-75>
 18. *Black A.S., Campbell A.S.* Ionic strength of soil solution and its effect on charge properties of some New Zealand soils // *J. Soil Sci.* 1982. V. 33. P. 249–262.
 19. *Calderón-Jiménez B., Johnson M.E., Montoro Bustos A.M., Murphy K.E., Winchester M.R., Vega Baudrit J.R.* Silver nanoparticles: technological advances, societal impacts, and metrological challenges. // *Front. Chem.* 2017. V. 5. Article 6.
 20. Chalmers University of Technology. Nanosilver from clothing can pose major environmental problems // *ScienceDaily*. 2012. November 1. / [Электронный источник] – URL: www.sciencedaily.com/releases/2012/11/121101073002.htm
 21. *Chen H.* Metal based nanoparticles in agricultural system: behavior, transport, and interaction with plants // *Chem. Spec. Bioavailab.* 2018. V. 30. P. 123–134. <https://doi.org/10.1080/09542299.2018.1520050>
 22. *Cheng Y., Yin L., Lin S., Weisner S., Bernhardt E., Liu J.* Toxicity reduction of polymer-stabilized silver nanoparticles by sunlight // *J. Phys. Chem. C*. 2011. V. 115. P. 4425–4432. <https://doi.org/10.1021/jp109789j>
 23. *Colman B.P., Arnaout C.L., Anciaux S., Gunsch C.K., Hochella M.F., Kim B., Lowry G.V., McGill B.M., Reinsch B.C., Richardson C.J.* Low concentrations of silver nanoparticles in biosolids cause adverse ecosystem responses under realistic field scenario // *PLoS One*. 2013. V. 8. P. e57189. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0057189>
 24. *Cornelis G., Doolette C., Thomas M., McLaughlin M.J., Kirby J.K., Beak D.G., Chittleborough D.* Retention and dissolution of engineered silver nanoparticles in natural soils // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2012. V. 76(3). P. 891–902. <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0360>
 25. *Cornelis G., Pang L., Doolette C., Kirby J.K., McLaughlin M.J.* Transport of silver nanoparticles in saturated columns of natural soils // *Sci. Total Environ.* 2013. V. 463. P. 120–30. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.089>
 26. *Courtois P., Rorat A., Lemiere S., Guyoneaud R., Attard E., Levard C., Vandembulcke F.* Ecotoxicology of silver nanoparticles and their derivatives introduced in soil with or without sewage sludge: a review of effects on microorganisms, plants and animals // *Environ. Pollut.* 2019. V. 253. 578e598. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.10331.11042>
 27. *Coutris C., Joner E.J., Oughton D.H.* Aging and soil organic matter content affect the fate of silver nanoparticles in soil // *Sci. Total Environ.* 2012. V. 420. P. 327–333. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.01.027>
 28. *Cumberland S.A., Lead J.R.* Particle size distributions of silver nanoparticles at environmentally relevant conditions // *J. Chromatography*. 2009. V. 1216(52). P. 9099–9105.
 29. *de la Rosa G., García-Castaneda C., Vazquez-Núñez E., Alonso-Castro A.J., asurto-Islas G., Mendoza A., Cruz-Jimenez G., Molina C.* Physiological and biochemical response of plants to engineered NMs: implications on future design // *Plant Physiol. Biochem.* 2017. V. 110. P. 226e235. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2016.06.014>
 30. *Degenkolb L., Kaupenjohann M., Klitzke S.* The variable fate of Ag and TiO₂ nanoparticles in natural soil solutions—sorption of organic matter and nanoparticle stability // *Water Air Soil Pollut.* 2019. V. 230. P. 62. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4123-z>
 31. *Dimkpa C.O., Calder A., Gajjar P., Merugu S., Huang W., Britt D.W., McLean J.E., Johnson W.P., Anderson A.J.* Interaction of silver nanoparticles with an environmentally beneficial bacterium, *Pseudomonas chlororaphis* // *J. Hazard. Mater.* 2011. V. 188. P. 428–435. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.01.118>
 32. *Dimkpa C.O., McLean J.E., Martineau N., Britt D.W., Haverkamp R., Anderson A.J.* Silver nanoparticles disrupt wheat (*Triticum aestivum* L.) growth in a sand matrix // *Environ. Sci. Technol.* 2013. V. 47. P. 1082–1090. <https://doi.org/10.1021/es302973y>
 33. *Dong B., Liu G., Zhou J., Wang J., Jin R.* Transformation of silver ions to silver nanoparticles mediated by humic acid under dark conditions at ambient temperature // *J. Hazard. Mater.* 2020. V. 383. P. 121190. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121190>

34. *Edmeades D.C., Wheeler D.M., Clinton O.E.* The chemical composition and ionic strength of soil solutions from New Zealand topsoils // *Austral. J. Soil Res.* 1985. V. 23(2). P. 151–165.
<https://doi.org/10.1071/sr9850151>
35. *Eichorst S.A., Trojan D., Roux S., Herbold C., Rattei T., Woebken D.* Genomic insights into the *Acidobacteria* reveal strategies for their success in terrestrial environments // *Environ. Microbiol.* 2018. V. 20(3). P. 1041–1063.
<https://doi.org/10.1111/1462-2920.14043>
36. *Feng Y., Cui X., He Sh., Dong G., Chen M., Wang J., Lin X.* The role of metal nanoparticles in influencing arbuscular mycorrhizal fungi effects on plant growth // *Environ. Sci. Technol.* 2013. V. 47. P. 9496–9504.
<https://doi.org/10.1021/es402109n>
37. *Gajjar P., Petee B., Britt D.W., Huang W., Johnson W.P., Anderson A.J.* Antimicrobial activities of commercial nanoparticles against an environmental soil microbe, *Pseudomonas putida* KT2440 // *J. Biol. Eng.* 2009. V. 3. P. 9.
<https://doi.org/10.1186/1754-1611-3-9>
38. *Gooneratne R., Saaleb N., Robinson B., Cavanagh J., Ross J., Lashing A., Wellby M.* Biochemical- and neuro-toxicity of silver nanoparticle and silver nitrate in soil to *Aporrectodea caliginosa* earthworms // *Toxicol. Lett.* 2017. V. 280. Suppl. 1. P. S203.
<https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2017.07.554>
39. *Gottschalk F., Lassen C., Kjoelholt J., Christensen F., Nowack B.* Modeling flows and concentrations of nine engineered nanomaterials in the Danish environment // *Int. J. Environ. Res. Publ. Health.* 2015. V. 12(5). P. 5581–5602.
<https://doi.org/10.3390/ijerph120505581>
40. *Gottschalk F., Sonderer T., Scholz R.W., Nowack B.* Modeled environmental concentrations of engineered nanomaterials (TiO₂, ZnO, Ag, CNT, Fullerenes) for different regions // *Environ. Sci. Technol.* 2009. V. 43. P. 9216–9222.
41. *Gottschalk F., Sun T.Y., Nowack B.* Environmental concentrations of engineered nanomaterials: Review of modeling and analytical studies // *Environ. Pollut.* 2013. V. 181. P. 287–300.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.06.003>
42. *Grün A.-L., Emmerling Ch.* Long-term effects of environmentally relevant concentrations of silver nanoparticles on major soil bacterial phyla of a loamy soil // *Environ. Sci. Eur.* 2018. V. 30. 31.
<https://doi.org/10.1186/s12302-018-0160-2>
43. *Grün A.-L., Straskraba S., Schulz S., Schloter M., Emmerling Ch.* Long-term effects of environmentally relevant concentrations of silver nanoparticles on microbial biomass, enzyme activity, and functional genes involved in the nitrogen cycle of loamy soil // *J. Environ. Sci.* 2018. V. 69. P. 12–22.
<https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.04.013>
44. *Hänsch M., Emmerling Ch.* Effects of silver nanoparticles on the microbiota and enzyme activity in soil // *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2010. V. 173. P. 554–558.
<https://doi.org/10.1002/jpln.200900358>
45. *Hebert V.R., Miller G.C.* Depth dependence of direct and indirect photolysis on soil surfaces // *J. Agr. Food Chem.* 1990. V. 38. P. 913–918.
46. *Hoppe M., Mikutta R., Utermann J., Duijnsveld W., Guggenberger G.* Retention of sterically and electrostatically stabilized silver nanoparticles in soils // *Environ. Sci. Technol.* 2014. V. 48(21). P. 12628–12635.
<https://doi.org/10.1021/es5026189>
47. *Huang S., Wang L., Liu L., Hou Y., Li L.* Nanotechnology in agriculture, livestock, and aquaculture in China. A review // *Agron. Sustain. Dev.* 2015. V. 35. P. 369–400.
<https://doi.org/10.1007/s13593-014-0274-x>
48. *Huang Y.-N., Qian T.-T., Dang F., Yin Y.-G., Li M., Zhou D.-M.* Significant contribution of metastable particulate organic matter to natural formation of silver nanoparticles in soils // *Nature Comm.* 2019. V. 10. P. 3775.
<https://doi.org/10.1038/s41467-019-11643-6>
49. *Huynh K.A., Chen K.L.* Aggregation kinetics of citrate and polyvinylpyrrolidone coated silver nanoparticles in monovalent and divalent electrolyte solutions // *Environ. Sci. Technol.* 2011. V. 45. P. 5564–5571.
50. *Jacobson A.R., McBride M.B., Baveye P., Steenhuis T.S.* Environmental factors determining the trace-level sorption of silver and thallium to soils // *Sci. Total Environ.* 2005. V. 345(1–3). P. 191–205.
51. *Juan W., Kunhui S., Zhang L., Youbin S.* Effects of silver nanoparticles on soil microbial communities and bacterial nitrification in suburban vegetable soils // *Pedosphere.* 2017. V. 27. P. 482–490.
[https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60344-8](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60344-8)
52. *Kampe S., Kaegi R., Schlich K., Wasmuth C., Hollert H., Schlechtriem Ch.* Silver nanoparticles in sewage sludge: bioavailability of sulfidized silver to the terrestrial isopod *Porcellio scaber* // *Environ. Toxicol. Chem.* 2018. V. 37(6). P. 1606–1613.
<https://doi.org/10.1002/etc.4102>
53. *Kang F.X., Alvarez P.J., Zhu D.Q.* Microbial extracellular polymeric substances reduce Ag⁺ to silver nanoparticles and antagonize bactericidal activity // *Environ. Sci. Technol.* 2014. V. 48. P. 316–322.
<https://doi.org/10.1021/es403796x>
54. *Keller A.A., Lazareva A.* Predicted releases of engineered nanomaterials: from global to regional to local // *Environ. Sci. Technol. Lett.* 2014. V. 1. P. 65–70.
<https://doi.org/10.1021/ez400106t>
55. *Kent R.D., Oser J.G., Vikesland P.J.* Controlled evaluation of silver nanoparticle sulfidation in a full-scale wastewater treatment plant // *Environ. Sci. Technol.* 2014. V. 48. P. 8564–8572.
<https://doi.org/10.1021/es203475a>
56. *Khan M.R., Adam V., Rizvi T.F., Zhang B., Ahamad F., Josko I., Zhu Y., Yang M., Mao Ch.* Nanoparticle-plant interactions: two-way traffic // *Small.* 2019. V. 15. P. 1901794.
<https://doi.org/10.1002/smll.201901794>
57. *Khot L.R., Sankaran S., Maja J.M., Ehsani R., Schuster E.W.* Applications of nanomaterials in agricultural production and crop protection: a review // *Crop Prot.* 2012. V. 35. P. 64–70.
<https://doi.org/10.1016/j.cropro.2012.01.007>
58. *Klitzke S., Metreveli G., Peters A., Schaumann G.E., Lang F.* The fate of silver nanoparticles in soil solution –

- sorption of solutes and aggregation // *Sci. Total Environ.* 2015. V. 535. P. 54–60.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.108>
59. Kraas M., Schlich K., Knopf B., Wege F., Kagi R., Terytze K., Hund-Rinke K. Long-term effects of sulfidized silver nanoparticles in sewage sludge on soil microflora // *Environ. Toxicol. Chem.* 2017. V. 36(12). P. 3305–3313.
<https://doi.org/10.1002/etc.3904>
 60. Kranjc E., Drobne D. Nanomaterials in plants: a review of hazard and applications in the agri-food sector // *Nanomater.* 2019. V. 9. 1094.
<https://doi.org/10.3390/nano9081094>
 61. Kumahor S.K., Hron P., Metreveli G., Schaumann G.E., Vogel H.-J. Transport of citrate-coated silver nanoparticles in unsaturated sand // *Sci. Total Environ.* 2015. V. 535. P. 113–121.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.023>
 62. Kwak J.I., An Y.-J. The current state of the art in research on engineered nanomaterials and terrestrial environments: different-scale approaches // *Environ. Res.* 2016. V. 151. P. 368–382.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.08.005>
 63. Lee W.-M., Kwak J.I., An Y.-J. Effect of silver nanoparticles in crop plants *Phaseolus radiatus* and *Sorghum bicolor*: media effect on phytotoxicity // *Chemosphere.* 2012. V. 86. P. 491–499.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.10.013>
 64. Levard C., Hotze E.M., Colman B.P., Dale A.L., Truong L., Yang X.Y., Lowry G.V. Sulfidation of silver nanoparticles: natural antidote to their toxicity // *Environ. Sci. Technol.* 2013. V. 47(23). P. 13440–13448.
<https://doi.org/10.1021/es403527n>
 65. Li M., Wang P., Dang F., Zhou D.-M. The transformation and fate of silver nanoparticles in a paddy soil: effects of soil organic matter and redox conditions // *Environ. Sci.: Nano.* 2017. V. 4. P. 919–928.
<https://doi.org/10.1039/C6EN00682E>
 66. Li X., Lenhart J.J., Walker H.W. Dissolution-accompanied aggregation kinetics of silver nanoparticles // *Langmuir.* 2010. V. 26. P. 16690–16698.
<https://doi.org/10.1021/la101768n>
 67. Liaw J.-W., Wu H.-Y., Huang C.-C., Kuo M.-K. Metal-enhanced fluorescence of silver island associated with silver nanoparticle // *Nanoscale Res. Lett.* 2016. V. 11. P. 26.
<https://doi.org/10.1186/s11671-016-1247-6>
 68. Liu H., Gu X., Wei C., Fu H., Alvarez P.J.J., Li Q., Zheng S., Qu X., Zhu D. Threshold concentrations of silver ions exist for the sunlight-induced formation of silver nanoparticles in the presence of natural organic matter // *Environ. Sci. Technol.* 2018. V. 52. P. 4040–4050.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05645>
 69. Liu J., Hurt R.H. Ion release kinetics and particle persistence in aqueous nano-silver colloids // *Environ. Sci. Technol.* 2010. V. 44. P. 2169–2175.
<https://doi.org/10.1021/es9035557>
 70. López-Moreno M.L., Cedeno-Mattei Y., Bailón-Ruiz S.J., Vazquez-Nunez E., Hernandez-Viezcas J.A., Perales-Pérez O.J., De la Rosa G., Peralta-Videa J.R., Gardea-Torresdey J.L. Environmental behavior of coated NMs: physicochemical aspects and plant interactions // *J. Hazard. Mater.* 2018. V. 347. P. 196–217.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.12.058>
 71. Mahdi K.N.M., Peters R., van der Ploeg M., Ritsema C., Geissen V. Tracking the transport of silver nanoparticles in soil: a saturated column experiment // *Water Air Soil Pollut.* 2018. V. 229. P. 334.
<https://doi.org/10.1007/s11270-018-3985-9>
 72. Makama S., Piella J., Undas A., Dimmers W.J., Peters R., Puentes V.F., van den Brink N.W. Properties of silver nanoparticles influencing their uptake in and toxicity to the earthworm *Lumbricus rubellus* following exposure in soil // *Environ. Pollut.* 2016. V. 218. P. 870–878.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.016>
 73. Massarsky A., Trudeau V.L., Moon T.W. Predicting the environmental impact of nanosilver // *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 2014. V. 38. P. 861–873.
 74. McGee C.F., Storey S., Clipson N., Doyle E. Concentration-dependent responses of soil bacterial, fungal and nitrifying communities to silver nano and micron particles // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2018. V. 25. P. 18693–18704.
<https://doi.org/10.1007/s11356-018-2087-y>
 75. McKee M.S., Engelke M., Zhang X., Lesnikov E., Köser J., Eickhorst T., Filser J. Collembola reproduction decreases with aging of silver nanoparticles in a sewage sludge-treated soil // *Front. Environ. Sci.* 2017. V. 5. Article 19.
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2017.00019>
 76. Mueller N.C., Nowack B. Exposure modeling of engineered nanoparticles in the environment // *Environ. Sci. Technol.* 2008. V. 42. P. 4447–4453.
 77. Musee N. Simulated environmental risk estimation of engineered nanomaterials: a case of cosmetics in Johannesburg City // *Hum. Exp. Toxicol.* 2010. V. 30(9). P. 1181–1195.
<https://doi.org/10.1177/0960327110391387>
 78. Nam S.-W., Kwak J.I., An Y.-J. Quantification of silver nanoparticle toxicity to algae in soil via photosynthetic and flow-cytometric analyses // *Sci. Rep.* 2018. V. 8. 292.
<https://doi.org/10.1038/s41598-017-18680-5>
 79. Nanotechnology Products Database (NPD) / [Электронный источник] – URL: <https://product.statnano.com>
 80. Novo M., Lahive E., Díez-Ortiz M., Matzke M., Morgan A.J., Spurgeon D.J., Svendsen C., Kille P. Different routes, same pathways: molecular mechanisms under silver ion and nanoparticle exposures in the soil sentinel *Eisenia fetida* // *Environ. Pollut.* 2015. V. 205. P. 385–393.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.07.010>
 81. Nowack B., Krug H.F., Height M. 120 years of nanosilver history: implications for policymakers // *Environ. Sci. Technol.* 2011. V. 45. P. 1177–1183.
<https://doi.org/10.1021/es103316q>
 82. Ortega-Calvo J.J., Molina R., Jimenez-Sanchez C., Dobson P.J., Thompson I.P. Bacterial tactic response to silver nanoparticles // *Environ. Microbiol. Rep.* 2011. V. 3. P. 526–534.
 83. Pachapur V.L., Larios A.D., Cledón M., Brar S.K., Verma M., Surampalli R.Y. Behavior and characterization

- of titanium dioxide and silver nanoparticles in soils // *Sci. Total Environ.* 2016. V. 563–564. P. 933–943. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.090>
84. *Peyrot C., Wilkinson K.J., Desrosiers M., Sauvé S.* Effects of silver nanoparticles on soil enzyme activities with and without added organic matter // *Environ. Toxicol. Chem.* 2014. V. 33(1). P. 115–125. <https://doi.org/10.1002/etc.2398>
 85. *Pulit-Prociak J., Banach M.* Silver nanoparticles – a material of the future...? // *Open Chem.* 2016. V. 14. P. 76–91. <https://doi.org/10.1515/chem-2016-0005>
 86. *Rahmatpour S., Shirvani M., Mosaddeghi M.R., Bazarganipour M.* Retention of silver nanoparticles and silver ions in calcareous soils: influence of soil properties // *J. Environ. Manag.* 2017. V. 193. P. 136–145. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.062>
 87. *Rastogi A., Zivcak M., Sytar O., Kalaji H.M., He X., Mbarki S., Brestic M.* Impact of metal and metal oxide nanoparticles on plant: a critical review // *Front. Chem.* 2017. V. 5. Article 78. <https://doi.org/10.3389/fchem.2017.00078>
 88. *Rodrigues S.M., Trindade T., Duarte A.C., Pereira E., Koopmans G.F., Römkens P.F.A.M.* A framework to measure the availability of engineered nanoparticles in soils: trends in soil tests and analytical tools // *Trend. Anal. Chem.* 2016. V. 75. P. 129–140. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2015.07.003>
 89. *Saleeb N., Gooneratne R., Cavanagh J., Bunt C., Hossein A.K.M.M., Gaw S., Robinson B.* The mobility of silver nanoparticles and silver ions in the soil-plant system // *J. Environ. Qual.* 2019. V. 48. P. 1835–1841. <https://doi.org/10.2134/jeq2019.03.0098>
 90. *Saravanan M., Vemu A.K., Barik S.K.* Rapid biosynthesis of silver nanoparticles from *Bacillus megaterium* (NCIM 2326) and their antibacterial activity on multi drug resistant clinical pathogens // *Coll. Surf. B.* 2011. V. 88. P. 325–331. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2011.07.009>
 91. *Schlich K., Klawonn T., Terytze K., Hund-Rinke K.* Effects of silver nanoparticles and silver nitrate in the earthworm reproduction test // *Environ. Toxicol. Chem.* 2013. V. 32(1). P. 181–188. <https://doi.org/10.1002/etc.2030>
 92. *Schlich K., Klawonn T., Terytze K., Hund-Rinke K.* Hazard assessment of a silver nanoparticle in soil applied via sewage sludge // *Environ. Sci. Eur.* 2013. V. 25. Article 17. <https://doi.org/10.1186/2190-4715-25-17>
 93. *Sekine R., Brunetti G., Donner E., Khaksar M., Vasilev K., Jämting A.K., Scheckel K.G., Kappen P., Zhang H., Lombi E.* Speciation and lability of Ag-, AgCl- and Ag₂S-nanoparticles in soil determined by X-ray absorption spectroscopy and diffusive gradients in thin films // *Environ. Sci. Technol.* 2015. V. 49(2). P. 897–905. <https://doi.org/10.1021/es504229h>
 94. *Servin A.D., White J.C.* Nanotechnology in agriculture: next steps for understanding engineered nanoparticle exposure and risk // *NanoImpact.* 2016. V. 1. P. 9–12. <https://doi.org/10.1016/j.impact.2015.12.002>
 95. *Shah V., Collins D., Walker V.K., Shah S.* The impact of engineered cobalt, iron, nickel and silver nanoparticles on soil bacterial diversity under field conditions // *Environ. Res. Lett.* 2014. V. 9(2). P. 024001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/2/024001>
 96. *Shin Y.-J., Kwak J.I., An Y.-J.* Evidence for the inhibitory effects of silver nanoparticles on the activities of soil exoenzymes // *Chemosphere.* 2012. V. 88. P. 524–529. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.03.010>
 97. *Shivaji S., Madhu S., Singh S.* Extracellular synthesis of antibacterial silver nanoparticles using psychrophilic bacteria // *Process Biochem.* 2011. V. 49. P. 830–837. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2011.06.008>
 98. *Shoults-Wilson W.A., Reinsch B.C., Tsyusko O.V., Bertsch P.M., Lowry G.V., Unrine J.M.* Effect of silver nanoparticle surface coating on bioaccumulation and reproductive toxicity in earthworms (*Eisenia fetida*) // *Nanotoxicol.* 2011. V. 5(3). P. 432–444. <https://doi.org/10.3109/17435390.2010.537382>
 99. *Shoults-Wilson W.A., Reinsch B.C., Tsyusko O.V., Bertsch P.M., Lowry G.V., Unrine J.M.* Role of particle size and soil type in toxicity of silver nanoparticles to earthworms // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2011. V. 75. P. 365–375. <https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0127nps>
 100. *Sotiriou G.A., Pratsinis S.E.* Engineering nanosilver as an antibacterial, biosensor and bioimaging material // *Curr. Opin. Chem/ Eng.* 2011. V. 1(1). P. 3–10. <https://doi.org/10.1016/j.coche.2011.07.001>
 101. *Su Y., Ashworth V., Kim C., Adeleye A.S., Rolshausen Ph., Roper C., White J., Jassby D.* Delivery, uptake, fate, and transport of engineered nanoparticles in plants: a critical review and data analysis // *Environ. Sci.: Nano.* 2019. V. 6. P. 2311–2331. <https://doi.org/10.1039/c9en00461k>
 102. *Sun T.Y., Conroy G., Donner E., Hungerbühler K., Lombic E., Nowack B.* Probabilistic modelling of engineered nanomaterial emissions to the environment: a spatio-temporal approach // *Environ. Sci.: Nano.* 2015. V. 2. P. 340–351. <https://doi.org/10.1039/c5en00004a>
 103. *Sun T.Y., Gottschalk F., Hungerbühler K., Nowack B.* Comprehensive probabilistic modelling of environmental emissions of engineered nanomaterials // *Environ. Pollut.* 2014. V. 185. P. 69–76. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.004>
 104. *Sweet M.J., Singleton I.* Soil contamination with silver nanoparticles reduces Bishop pine growth and ectomycorrhizal diversity on pine roots // *J. Nanopart. Res.* 2015. V. 17. P. 448. <https://doi.org/10.1007/s11051-015-3246-4>
 105. *Tian H., Kah M., Kariman K.* Are nanoparticles a threat to mycorrhizal and rhizobial symbioses? A critical review // *Front. Microbiol.* 2019. V. 10. Article 1660. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01660>
 106. *Tombacz E., Szekeres M.* Colloidal behavior of aqueous montmorillonite suspensions: the specific role of pH in the presence of indifferent electrolytes // *Appl. Clay Sci.* 2004. V. 27. P. 75–94.
 107. *Topuz E., van Gestel C.A.M.* The effect of soil properties on the toxicity and bioaccumulation of Ag

- nanoparticles and Ag ions in *Enchytraeus crypticus* // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2017. V. 144. P. 330–337. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.06.037>
108. Tripathi D.K., Tripathi A., Shweta, Singh S., Singh Y., Vishwakarma K., Yadav G., Sharma S., Singh V.K., Mishra R.K., Upadhyay R.G., Dubey N.K., Lee Y., Chauhan D.K. Uptake, accumulation and toxicity of silver nanoparticle in autotrophic plants, and heterotrophic microbes: a concentric review // Front. Microbiol. 2017. V. 26. Article 8. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00007>
109. VandeVoort A.R., Skipper H., Arai Y. Macroscopic assessment of nanosilver toxicity to soil denitrification kinetics // J. Environ. Qual. 2014. V. 43. P. 1424–1430. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.12.0524>
110. Wang F., Zeng X., Yao Y., Sun R., Xu J., Wong C.-P. Silver nanoparticle-deposited boron nitride nanosheets as fillers for polymeric composites with high thermal conductivity // Sci. Rep. 2016. V. 6. P. 19394. <https://doi.org/10.1038/srep19394>
111. Wei C., Li M., Zhao X. Surface-enhanced Raman scattering (SERS) with silver nano substrates synthesized by microwave for rapid detection of foodborne pathogens // Front Microbiol. 2018. V. 9. 2857. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02857>
112. Wimmer A., Kalinnik A., Schuster M. New insights into the formation of silver based nanoparticles under natural and semi-natural conditions // Water Res. 2018. V. 141. P. 227–234. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.015>
113. Yan Ch., Huang J., Cao Ch., Li R., Ma Y., Wang Y. Effects of PVP-coated silver nanoparticles on enzyme activity, bacterial and archaeal community structure and function in a yellow-brown loam soil // Environ. Sci. Pollut. Res. 2020. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07347-5>
114. Yin G., Yang X., Hu L., Tan Zh., Zhao L., Zhang Zh., Liu J., Jiang G. Superoxide-mediated extracellular biosynthesis of silver nanoparticles by the fungus *Fusarium oxysporum* // Environ. Sci. Technol. Lett. 2016. V. 3. P. 160–165. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.6b00066>
115. Zhang W., Ke S., Sun C., Xu X., Chen J., Yao L. Fate and toxicity of silver nanoparticles in freshwater from laboratory to realistic environments: a review // Environ. Sci. Pollut. Res. 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04150-0>
116. Zhou D., Abdel-Fattah A.I., Keller A.A. Clay particles destabilize engineered nanoparticles in aqueous environments // Environ. Sci. Technol. 2012. V. 46. P. 7520–7256. <https://doi.org/10.1021/es3004427>

Silver Nanoparticles in Soil: Ingress, Transformation, Toxicity (Review)

N. A. Kulikova^{1,2,*}

¹Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

²Federal Research Center “Fundamentals of Biotechnology,” Bakh Institute of Biochemistry, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119071 Russia

*e-mail: knat@darvodgeo.ru

The review presents information and analysis of quantitative data on the ingress and content of silver nanoparticles (AgNPs) in the soil, their possible transformation and toxicity. It is shown that data on the content of AgNPs in the soil is currently based solely on the results of modeling and varies in a wide range from 5.33×10^{-6} to $7.4 \mu\text{g}/\text{kg}$ with the rate of AgNPs entry from 1.2×10^{-3} to $9.68 \mu\text{g}/\text{kg}$ per year. The major processes of AgNPs transformation in the soil (interaction with solid phase, soil colloids, dissolved organic matter and redox processes) leading to preferential retention of AgNPs in the topsoil are described. The data on the content of AgNPs in the soil and in the experimental conditions of toxicological experiments have been compared, and it was found out that, in most cases, toxicity data was obtained for the AgNPs content 10^2 – $10^5 \mu\text{g}/\text{kg}$ of soil, which exceeds the estimated values in the real environments ten or more times. Based on the analysis of existing data on the AgNPs translocation from the soil into plants, it is concluded that nowadays there is no risk of agricultural products contamination with AgNPs. Data on the increase in the registered negative effects of AgNPs on microorganisms with increasing exposure time are presented. It is concluded that assessing the effects of AgNPs entering the soil in long-term experiments lasting more than 90 days at AgNPs content not exceeding $10 \mu\text{g}/\text{kg}$ is of need.

Keywords: sewage sludge, soil contamination, heteroaggregation, sulfidation

УДК 631.4

СОДЕРЖАНИЕ ОРГАНИЧЕСКОГО УГЛЕРОДА И АЗОТА В РАЗМЕРНЫХ ФРАКЦИЯХ АГРЕГАТОВ ТИПИЧНЫХ ЧЕРНОЗЕМОВ

© 2021 г. В. А. Холодов^{а, *}, Н. В. Ярославцева^а, М. А. Яшин^а, Ю. Р. Фарходов^а,
Б. С. Ильин^б, В. И. Лазарев^б^аПочвенный институт им. В.В. Докучаева, Пыжевский пер., 7, стр. 2, Москва, 119017 Россия^бКурский федеральный научный центр, п. Черемушки, 10, Курский район, Курская область, 305526 Россия

*e-mail: vkholod@mail.ru

Поступила в редакцию 15.05.2020 г.

После доработки 02.06.2020 г.

Принята к публикации 26.06.2020 г.

Оценены особенности содержания и накопления органического углерода и азота в агрегатах типичных черноземов многолетних опытов разного землепользования. Рассматривали размерные фракции агрегатов: >10, 10–3, 2–1, 1–0.25 и <0.25 мм. Содержание углерода и азота значительно зависели от вида использования почв. Из семи изученных видов использования (бессменный черный пар, залежь после бессменного черного пара, монокультуры кукурузы и картофеля, лесополоса и ежегодно косимая степь) для пяти показана зависимость содержания углерода от размеров агрегатов. Для азота подобная взаимосвязь выявлена в трех случаях. Особенности содержания углерода и азота в размерных фракциях агрегатов зависели от вида землепользования. Под травянистой растительностью (степь) содержание углерода увеличивается с уменьшением размеров агрегатов и достигает максимума во фракции 1–0.25 мм. В случае древесной растительности (лесополоса) максимумы содержания углерода наблюдаются во фракциях >10 и <0.25 мм. В восстанавливаемом черноземе под травянистой растительностью во всех агрегатах <2 мм было значительно больше углерода, чем в более крупных фракциях. Содержание азота в размерных фракциях в степи и лесополосе повторяло зависимости, выявленные для углерода.

Ключевые слова: структура почв, органическое вещество почв, восстановление почв, многолетние опыты, *Typlic Chernozems*

DOI: 10.31857/S0032180X21030072

ВВЕДЕНИЕ

Органическое вещество (ОВ) почв – важнейший компонент педосферы. Именно оно является материальным выражением биокосности почвы [2]. Запасы ОВ во многом определяют плодородие почв, буферность, эрозионную стойкость и др. От них зависит глобальный цикл углерода [17]. В ходе глобального круговорота углерода почва может как терять, так и накапливать ОВ. Очень часто потери связаны с деградацией структуры гумусовых горизонтов, в первую очередь, с разрушением макроагрегатов [14]. Накопление почвами углерода часто связано с процессами восстановления структуры при смене технологии обработки или типа землепользования на более щадящие. В целом общие взаимосвязи между содержанием органического вещества и структурой почвы известны: чем больше агрономически ценных агрегатов (0.25–10 мм), тем больше углерода содержится в почве [12]. Однако механизмы восстановления структуры и содержания углерода изучены гораздо слабее.

Общепризнанные тесные взаимосвязи структуры и содержания углерода часто не являются линейными, например, в классической работе Хана [9] показана прямая связь между размерами водоустойчивых агрегатов и содержанием в них углерода, при этом подчеркивается, что подобных связей для агрегатов естественного сложения (воздушно-сухих) не выявлено. Поэтому научный интерес к агрегатам естественного сложения к двухтысячным годам упал. В англоязычной научной литературе в последнее время часто даже не разделяют водоустойчивые и воздушно-сухие агрегаты, по умолчанию применяя термин “aggregate” к водоустойчивым структурным отдельностям. Например, наиболее высокоцитируемая статья о структуре и органическом веществе 1982 г., заложившая основу современным подходам, озаглавлена [20] “Organic matter and water-stable aggregates in soils”, а в другой наиболее цитируемой работе [19], но вышедшей уже 1999 г., в заголовке под “Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems” имеются в

виду водоустойчивые агрегаты, а агрегаты естественного сложения вообще не рассматриваются.

С одной стороны, конечно, в агрегатах естественного сложения отличия по содержанию углерода плохо заметны, однако, с другой стороны, они явно отличаются друг от друга: их линейные размеры разнятся на 2 порядка, сильно изменяются показатели пористости [5], имеются данные о зависимости биологической активности от размеров агрегатов естественного сложения [3, 13, 21]. Все это указывает на весьма возможные качественные отличия ОВ в разноразмерных агрегатах при близком его валовом содержании.

Кроме того, ставшие доступными в последнее время точные инструментальные методы по анализу содержания, строения и структуры органического вещества, а также обработка больших массивов данных открывают новые возможности для сравнительного исследования не только водоустойчивых структурных отдельностей с выраженными отличиями, но и агрегатов естественного сложения. В связи с этим изучение содержания ОВ в зависимости от размеров агрегатов естественно сложения перспективно в настоящее время.

В свете глобального изменения климата и связанных с ним поглощением или эмиссией почвой углерода [6, 18] особенно актуально рассматривать различия в распределении ОВ по размерным фракциям структурных отдельностей для почв, в которых происходит восстановление структурного состояния и рост запасов ОВ. Подобный подход дает возможность оценить скорость накопления ОВ во фракциях агрегатов разного размера. Для подобной оценки обычно используют данные о содержании двух наиболее показательных составляющих ОВ – углерода и азота.

Цель работы – изучить особенности содержания и накопления углерода и азота в размерных фракциях структурных отдельностей типичных черноземов разного вида использования.

Изучали типичные черноземы многолетних полевых опытов, в которых анализировали 5 размерных фракций: >10, 10–3, 2–1, 1–0.25 и <0.25 мм. Как показали предыдущие исследования, именно агрегаты таких размеров отличаются друг от друга и достаточно гомогенны внутри размерных границ каждой фракции [10].

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Образцы типичных черноземов многолетних опытов, Naplic Chernozems (Loamic, Pachic) [4, 16] отбирали на полевом стационаре ФГБНУ “Курский ФАНЦ” (п. Черемушки). Дополнительно в качестве примера ненарушенного чернозема отбирали образцы с многолетнего опыта “Ежегодно косимая степь” Центрально-черноземного государственного биосферного заповедника им. В.В. Але-

хина; участок расположен на территории заповедной Стрелецкой степи. Описание структурного состояния и качества ОВ экстрагируемых пулов можно посмотреть здесь [10, 11]. Ниже приводится описание опытов, большая часть образцов отобрана в 2014 г.

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

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 он зарос ковылем. Этот вариант позволяет анализировать восстановление почвы в течение 17 лет после экстремальных нагрузок.

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

Бессменная кукуруза с 1964 г. монокультура с внесением минеральных удобрений (кукуруза), на этом участке до 1991 г. применяли симазин.

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

Лесополоса с 1964 г. – идет по кромке опытного поля (лесополоса) – вариант, в котором структура восстанавливается под воздействием лесной растительности и который при сравнительной оценке с пахотными черноземами демонстрирует высокие показатели структурности [8]. Образцы этого варианта, в отличие от всех остальных, были отобраны в 2017 г.

Отбор образцов осуществляли как описано в [10]. Образцы отбирали методом конверта на площадке опробования с диагональю 10 м. В пяти точках в центре и по углам. В качестве индивидуального образца отбирали полный объем, занимаемый почвой примерно 15 × 15 × 25 см, массой около 5 кг, глубина отбора 0–15 см. Далее образцы высушивали до воздушно-сухого состояния. Три из них использовали в работе. Из трех индивидуальных образцов сухим просеиванием [1] были выделены 5 размерных фракций: >10, 10–3, 2–1, 1–0.25 и <0.25 мм, в которых определяли содержание углерода и азота. Таким образом для каждой размерной фракции определение проводили в трех повторностях. Анализ на содержание общего углерода и азота проводили методом сухого сжигания в токе кислорода на автоматическом анализаторе Vario Macro CN [15]. В связи с тем, что pH

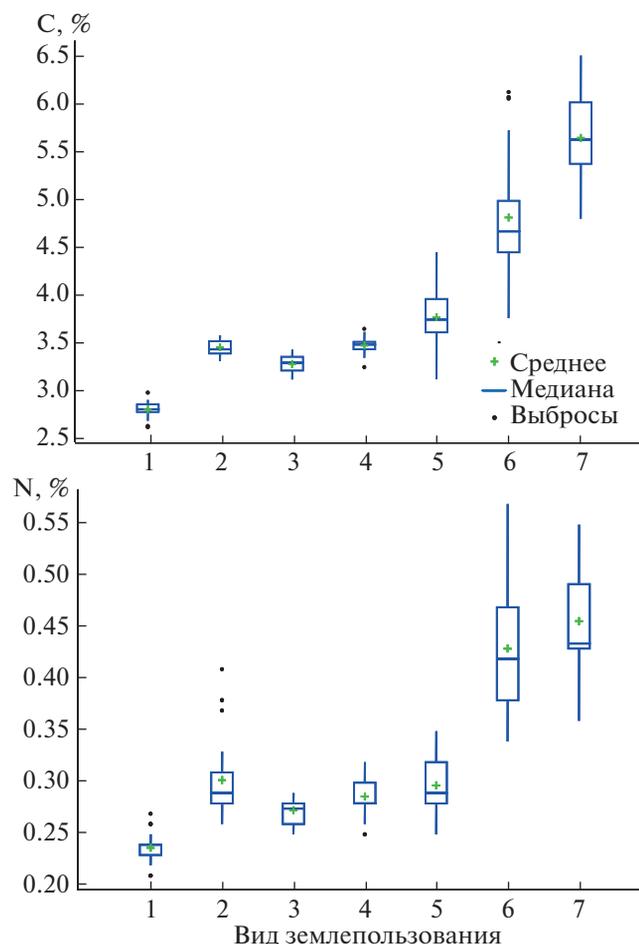


Рис. 1. Содержание (максимум, минимум, квантили, среднее и медиана) $C_{\text{орг}}$ (вверху) и N (внизу) в типичных черноземах разного землепользования: 1 – пар, 2 – картофель, 3 – кукуруза, 4 – севооборот, 5 – залежь, 6 – лесополоса, 7 – степь.

всех почв был <7 , а реакция с HCl на карбонаты была отрицательная, весь определенный углерод был отнесен к органическому [7]. Для анализа влияния размера структурных отдельностей на содержание углерода и азота использовали дисперсионный анализ ($\alpha = 0.05$).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Содержание органического углерода ($C_{\text{орг}}$) и азота (N) в черноземах разного землепользования, оцененное на основе анализа пяти изучаемых размерных фракций, приведено на рис. 1. Средние значения $C_{\text{орг}}$ значительно зависели от вида использования черноземов (однофакторный дисперсионный анализ при $\alpha = 0.05$). Минимальное содержание углерода (2.80%) было в варианте пар, что соответствует особенностям многолетнего опыта – бесменному черному парованию с 1964 г. В варианте залежь через 17 лет после черно-

го парования накопилось примерно на процент больше углерода по сравнению с паром (3.8%). Более того, в этом варианте содержание углерода значительно превышало все рассматриваемые пахотные варианты многолетних опытов (картофель, кукуруза, севооборот), для которых были характерны значения 3.2–3.5%. В черноземе лесополосы среднее содержание углерода составило 4.8%. Максимальное содержание углерода отмечается в варианте ежегодно косимой степи – 5.7%.

Так же как в случае углерода, содержание азота в черноземах значительно зависело от их вида использования. В целом оно повторяло тенденции, отмеченные выше для углерода. В рассматриваемом ряду минимальное содержание азота отмечено в варианте пар (0.23%), максимальное – степь (0.48%). Из отличий следует выделить вариант залежь: содержание азота в этом опытном варианте было близко к обрабатываемым черноземам.

Для каждого вида использования дисперсионным анализом была оценена зависимость содержания углерода от размера структурных отдельностей. Содержание углерода рассматривали как зависимую переменную, принадлежность к размерной фракции – как фактор для дисперсионного анализа ($\alpha = 0.05$).

Из семи рассматриваемых вариантов в пяти почвах выявлена значимая зависимость содержания углерода от размера структурных отдельностей. При этом однофакторным дисперсионным анализом показана зависимость содержания углерода от размера структурных отдельностях для вариантов пар, кукуруза и степь. А при введении в качестве блочной переменной индивидуального образца, в наиболее пестром варианте – лесополоса – обнаруживается значимая зависимость содержания углерода. А в случае варианта залежь значимые отличия в содержании углерода можно выявить только между структурными отдельностями размером больше и меньше 2 мм.

Содержание углерода в вариантах использования черноземов, где оно зависело от размера структурных отдельностей, приводится на рис. 2. Для всех рассматриваемых черноземов нельзя выявить общий тренд накопления углерода в тех или иных фракциях. Видимо его определяет вид использования почв.

Вариант пар характеризуется относительным накоплением устойчивого органического вещества. В этом варианте, несмотря на небольшие отличия, содержание углерода значительно зависит от размеров агрегатов. Наименьшее содержание углерода в структурных отдельностях <0.25 мм (2.65%), затем следуют глыбистые агрегаты >10 мм (2.77%), агрегаты 2–1 мм (2.79%) и крупные и мелкие агрегаты с максимумами содержания углерода (2.83 и 2.84% соответственно). При этом тест на наименьшую существенную разницу ($\alpha = 0.05$)

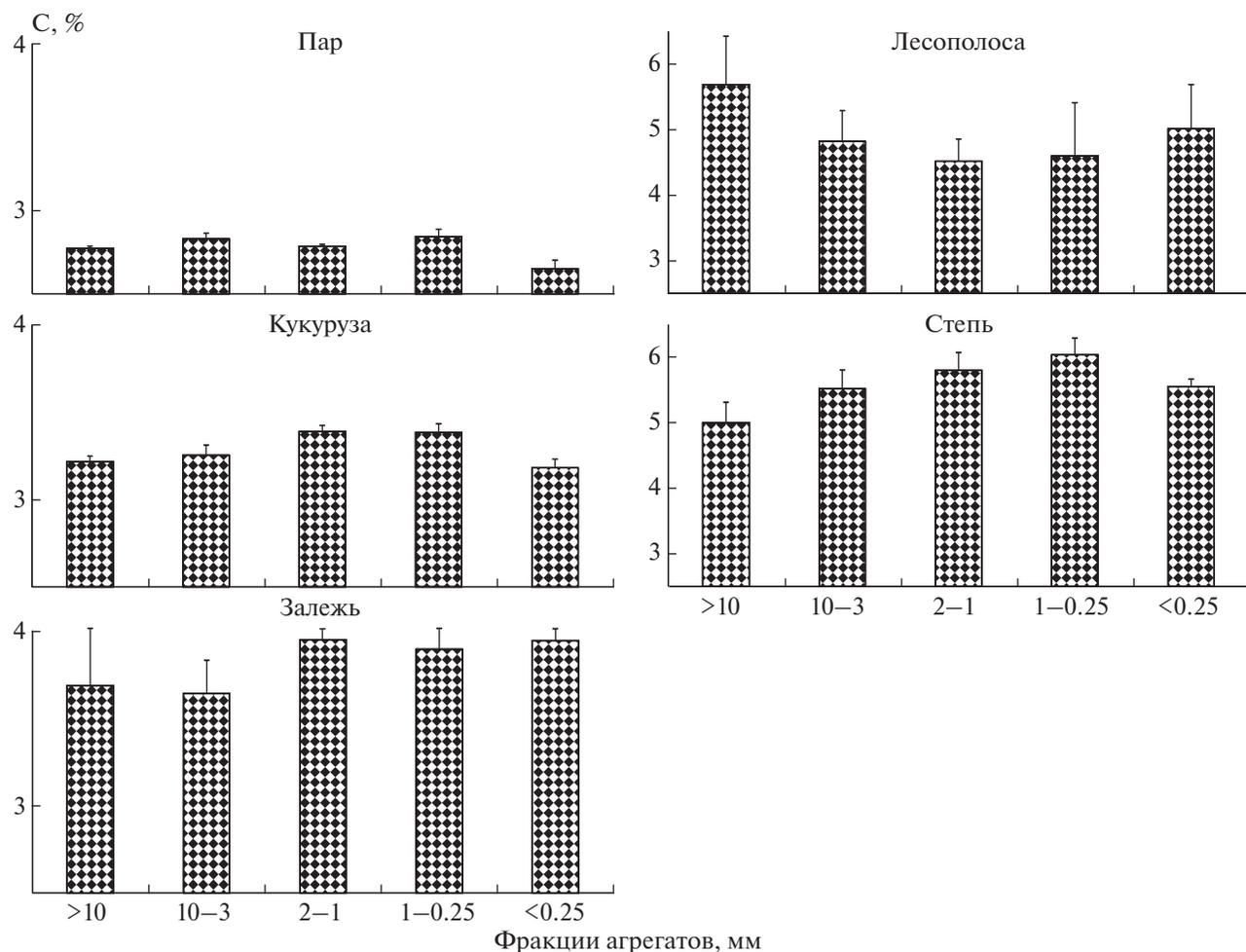


Рис. 2. Содержание углерода (средние и стандартные отклонения) в структурных отдельностях разного размера в типичных черноземах разного землепользования.

указывает, что по содержанию углерода от всех структурных отдельностей значимо отличается фракция <0.25 мм, глыбы значимо отличны от крупных агрегатов 10–3 мм. Все агрономически ценные агрегаты 10–0.25 мм между собой не отличаются. Таким образом, можно заключить, что при экстремальной деградации структурного состояния черноземов, большие потери углерода проявляются в глыбах >10 см и фракции <0.25 мм. Несмотря на ежегодную обработку почв, в агрономически ценных агрегатах содержание углерода несколько больше.

Контрастный к паре вариант степь характеризуется наилучшим в рассматриваемом ряду структурным состоянием [10], наибольшим содержанием углерода, обилием и разнообразием поступающих растительных остатков. Почва в этом варианте полностью насыщена по углероду и находится в стационарном состоянии на фоне избытка поступления свежего ОВ. В варианте степь наблюдается четкое возрастание от 5.0 до 6.0% со-

держания углерода с уменьшением размера структурных отдельностей (для глыб >10 мм и всех агрегатов), максимум наблюдается в мелких агрегатах, а затем, во фракции <0.25 мм содержание углерода уменьшается до 5.6%. Видимо, эта зависимость характерна для ненарушенных черноземов.

В другом черноземе с хорошим структурным состоянием – варианте лесополоса, который не подвергался воздействию 53 года и при сравнении с пахотными черноземами демонстрирует высокие показатели структурности [8, 10], наблюдалась прямо противоположная картина. Максимумы содержания углерода были в структурных отдельностях >10 мм (5.7%) и <0.25 мм (5.1%). Минимум был в агрегатах 2–1 мм (4.5%), несколько больше в мелких (4.6%) и крупных (4.8%) агрегатах. Такое отличие от варианта степь можно объяснить двумя гипотезами. Во-первых, по абсолютному содержанию углерода лесополоса еще не достигла уровня степи (4.5–5.0 против 5.0–6.0%) – возможно, скорость накопления углерода в струк-

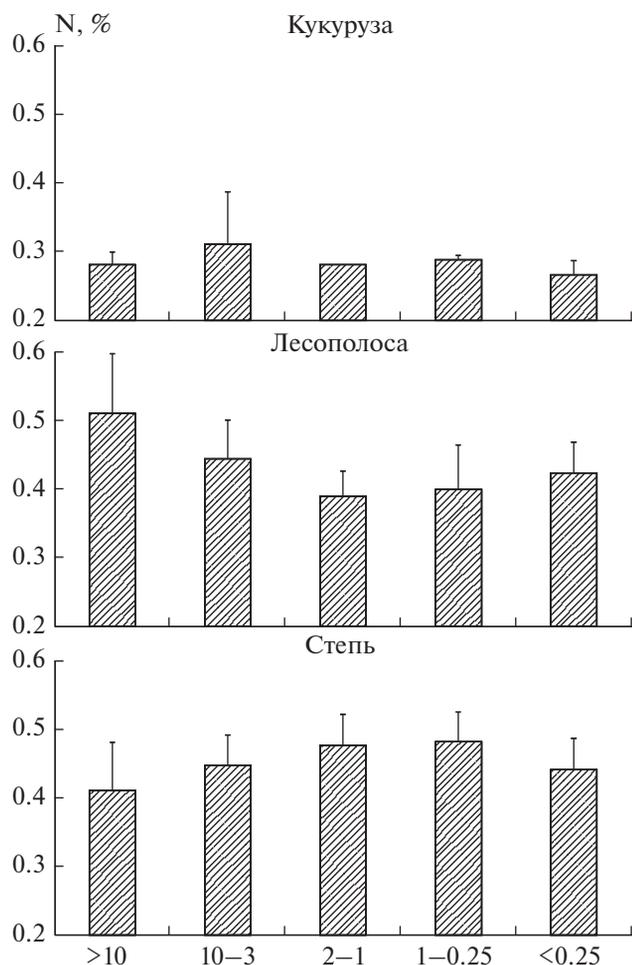


Рис. 3. Содержание азота (средние и стандартные отклонения) в структурных отдельностях разного размера в типичных черноземах разного землепользования.

турных отдельностях изменяется со временем, и в какой-то момент в агрономически ценных агрегатах он накапливается медленнее по сравнению с другими структурными отдельностями. Другое (более вероятное) объяснение, что это разница в качестве поступающего растительного опада: в ежегодно косимой степи это преимущественно корни травяной растительности, в лесополосе — опад листовых деревьев. Соответственно, плохо разлагающиеся крупные древесные остатки преимущественно накапливаются в крупной фракции, а хорошо разлагающийся лиственный опад обогащает фракцию <0.25 мм.

Видимо, именно качеством растительных остатков можно объяснить значимую зависимость содержания углерода от размера агрегатов в бессменной кукурузе, где наблюдается большее количество углерода в мелких агрегатах 1–0.25 и 2–1 мм. Во всех других агроценозах с традиционной интенсивной обработкой связи между размерами фракций и содержанием в них углерода выявлено не было. Очевидно обработка, разрушая

агрегаты и перемешивая их с растительными остатками, нивелирует этот показатель.

Вариант залежь, как уже говорилось, исторически происходит из варианта пар. За 17 лет в почве почти на процент значимо выросло содержание углерода, при этом более интенсивное накопление отмечено во всех структурных отдельностях меньше 2 мм (3.9–4.0%), в то время, как для фракций >2 мм показатель составил 3.6–3.7%. В целом это отражает отмеченный для степи тренд — увеличения содержания углерода с уменьшением размеров агрономически ценных агрегатов.

При оценке влияния размера структурных отдельностей на содержание азота однофакторным дисперсионным анализом были выявлены значимые зависимости для вариантов кукуруза, лесополоса и степь (рис. 3).

В варианте кукуруза максимум содержания азота наблюдался в крупных агрегатах 10–3 мм, при этом максимума содержания углерода в этих структурных отдельностях не было отмечено. Возможно, здесь имеет место интенсивное разложение ОВ. В степи же содержание азота в агрегатах повторяло зависимость, обнаруженную для углерода: максимальное содержание азота приходилось на размерные фракции 1–0.25 и 2–1 мм. Можно связать это с преимущественным поступлением свежего опада в эти фракции, где его избыток активно разлагается (или трансформируется), что и отражается в совместном возрастании обоих показателей относительно других структурных отдельностей. Аналогичная картина — совпадение тенденций в распределении углерода и азота по размерам агрегатов — наблюдается в варианте лесополоса, только там локализация трансформации ОВ наблюдается в глыбах >10 мм и фракции <0.25 мм.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Основным результатом проделанной работы является демонстрация связи размеров воздушно-сухих агрегатов и содержания в них углерода. Причем в целом эта связь проявляется при отсутствии разрушения агрегатов (как в степи, лесополосе или залежи) или при специфических видах использования почв, способствующих накоплению определенных размерных фракций из-за особенностей пожнивных остатков (как в монокультуре кукурузы) или относительного накопления устойчивого ОВ (бессменный черный пар). В зависимости от вида использования, максимумы и минимумы содержания органического вещества могут быть в разных размерных фракциях.

Для залежи — восстанавливающегося ценоза с травяной растительностью — характерно преимущественное накопление углерода во всех структурных отдельностях размером <2 мм. В ненару-

шенном (или длительное время восстанавливаемом) черноземе под древесной растительностью (лесополосой) максимумы содержания углерода отмечены в размерных фракциях >10 и <0.25 мм, а минимум в агрегатах 2–1 мм. Учитывая что последняя фракция – наиболее устойчивая и многочисленная в черноземах, можно предположить, что накопленные углерода под древесной растительностью в зоне черноземов идет в первую очередь в самых крупных и самых мелких агрегатах. Для черноземов нативной степи характерно увеличение содержания углерода с уменьшением размера агрегатов от глыб >10 мм до агрегатов 1–0.25 мм и снижение содержания в более мелкой фракции <0.25 мм. При экстремальной деградации структурного состояния черноземов большие потери углерода проявляются во фракциях >10 и <0.25 мм. Отличия в распределении углерода по агрегатам в степи и лесополосе вероятно объясняются различиями в поступающих растительных остатках: в первом случае это травянистый опад, а во втором преимущественно древесный.

Полученные результаты указывают, что для черноземов, в которых длительное время отсутствует механическое разрушение агрегатов и отмечена зависимость содержания углерода от размерных фракций, есть аналогичная связь и с содержанием азота. Причем оба показателя в агрегатах изменяются единообразно.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при поддержке Российского научного фонда, проект № 19-16-00053 (анализ образцов), Российского фонда фундаментальных исследований, проект № 19-016-00078 (отбор образцов), а также с использованием оборудования Центра коллективного пользования научным оборудованием «Функции и свойства почв и почвенного покрова» Почвенного института им. В.В. Докучаева.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
2. Вернадский В.И. Биосфера. Избр. соч. М.: Изд-во АН СССР, 1960. Т. 5. 422 с.
3. Заварзин Г.А. Лекции по природоведческой микробиологии. М.: Наука, 2003. 348 с.
4. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 223 с.
5. Медведев В.В. Механизмы образования макроагрегатов черноземов // Почвоведение. 1994. № 11. С. 24–30.
6. Национальный доклад “Глобальный климат и почвенный покров России: оценка рисков и эколого-экономических последствий деградации земель. Адаптивные системы и технологии рационального природопользования (сельское и лесное хозяйство)” / Под ред. А.И. Бедрицкого. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева. GEOS, 2018. 357 с.
7. Пансю М., Готеру Ж. Анализ почвы. Справочник. Минералогические, органические и неорганические методы анализа / Пер. под ред. Д.А. Панкратова. СПб.: ЦОП Профессия, 2014. 800 с.
8. Хайдапова Д.Д., Честнова В.В., Шеин Е.В., Милановский Е.Ю. Реологические свойства черноземов типичных (Курская область) при различном земледелии // Почвоведение. 2016. № 8. С. 955–963.
9. Хан Д.В. Органо-минеральные соединения и структура почвы. М.: Наука, 1969. 140 с.
10. Холодов В.А., Ярославцева Н.В., Фарходов Ю.Р., Белобров В.П., Юдин С.А., Айдиев А.А., Лазарев В.И., Фрид А.С. Изменение соотношения фракций агрегатов в гумусовых горизонтах черноземов в различных условиях земледелия // Почвоведение. 2019. № 2. С. 184–193.
11. Холодов В.А., Ярославцева Н.В., Фарходов Ю.Р., Яшин М.А., Лазарев В.И., Ильин Б.С., Филиппова О.И., Воликов А.Б., Иванов А.Л. Оптические характеристики экстрагируемых фракций органического вещества типичных черноземов в многолетних полевых опытах // Почвоведение. 2020. № 6. С. 691–702.
12. Шеин Е.В. Курс физики почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2005. 432 с.
13. Bailey V.L., Bilskis C.L., Fansler S.J., McCue L.A., Smith J.L., Konopka A. Measurements of microbial community activities in individual soil macroaggregates // Soil Biol. Biochem. 2012. V. 48. P. 192–195.
14. Bailey V.L., Pries C.H., Lajtha K. What do we know about soil carbon destabilization? // Environ. Res. Lett. 2019. V. 14(8). P. 083004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab2c11>
15. ISO 10694:1995 Soil quality – Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis).
16. IUSS Working Group WRB. 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.
17. Jobaggy E.G., Jackson R.B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation // Ecol. Appl. 2000. № 10. P. 423–436.
18. Minasny B., Malone B., McBratney A., Angers D., Arrouays D., Chambers A., Chaplot V., Chen Z. et al. Soil Carbon 4 per mille // Geoderma. 2017. V. 292. P. 59–86.
19. Six J., Elliott E., Paustian K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems // Soil Sci. Soc. Am. J. 1999. V. 63. P. 1350–1358.
20. Tisdall J.M., Oades J.M. Organic matter and water-stable aggregates in soils // J. Soil Sci. 1982. V. 62. P. 141–163.
21. Velasquez E., Brunet D., Grimaldi M., Martins M., Carolina A., Barrios E., Lavelle P. This ped is my ped: Visual separation and near infrared spectra allow determination of the origins of soil macroaggregates // Pedobiologia. 2007. V. 51. P. 75–87.

Content of Organic Carbon and Nitrogen in Particle-Size Fractions of Aggregates of Haplic Chernozems

V. A. Kholodov^{1,*}, N. V. Yaroslavtseva¹, M. A. Yashin¹, Yu. R. Farkhodov¹,
B. S. Ilyin², and V. I. Lazarev²

¹*Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 190171 Russia*

²*Kursk FSAC, Cheremushk, 305526 Russia*

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

Content of organic carbon and nitrogen in particle-size fractions of aggregates of long-term land management experiments Haplic Chernozems were evaluated. We used aggregates of size fractions >10, 10–3, 2–1, 1–0.25 and <0.25 mm. The content of both carbon and nitrogen depended significantly on land management. The five out of seven land management variants demonstrated the dependence of carbon content on the size of aggregates. For nitrogen, the dependence of its content upon the fraction size was shown for three experimental land managements. The distribution of carbon and nitrogen in the size fractions of aggregates depended on land management. Under herbaceous vegetation (steppe), the carbon content increases with decreasing aggregate size and reaches maximum in the fraction of 1–0.25 mm. In the case of arboreous vegetation (shelterbelt), carbon maxima are observed in fractions > 10 and <0.25 mm. In the recovering chernozem under the grasses, in all aggregates <2 mm, there was significantly more carbon than in the coarser fractions. The distributions of nitrogen by size fractions in steppe and forest shelterbelt were similar to the dependences found for carbon

Keywords: soil organic matter, soil structure, soil organic matter, Haplic Chernozems, soil recovery, long-term experiments

УДК 631.4

О ВЛИЯНИИ ВЕТРА НА ГАЗООБМЕН ПОЧВЫ И АТМОСФЕРЫ

© 2021 г. А. В. Смагин^{a, c, d}, Д. В. Карелин^{b, *}^aМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия^bИнститут географии РАН, Старомонетный пер., 29, Москва, 119017 Россия^cРоссийский Университет Дружбы Народов, ул. Миклухо-Маклая, 6, Москва, 117198 Россия^dИнститут лесоведения РАН, ул. Советская, 21, Успенское, Московской обл., 143030 Россия

*e-mail: dkarelin7@gmail.com

Поступила в редакцию 23.05.2020 г.

После доработки 25.06.2020 г.

Принята к публикации 26.06.2020 г.

Глобальные климатические изменения последних десятилетий сопровождаются ростом температуры и потенциальным усилением циклонической активности с мощными воздушными потоками. Как они отражаются на почвенном дыхании? Можно ли ожидать при этом усиление эмиссии CO₂ и, как следствие, положительную обратную связь с глобальными климатическими изменениями через парниковый эффект? На эти вопросы невозможно дать ответ без исследований реакции газообмена почв и атмосферы на воздействие ветра с разной скоростью в различных ландшафтах. В статье обобщаются результаты многолетних наблюдений за эмиссионными потоками CO₂ в черноземах типичных лесостепной подзоны (Курская обл.) в природных и антропогенных ландшафтах под лесной и травянистой растительностью в зависимости от скорости ветра, а также излагается физически-обоснованный кинетический подход к количественному описанию такой зависимости. Подход предполагает возможность линейного, прямо пропорционального воздействия скорости ветра на интенсивность конвективно-диффузионного транспорта и изменение концентрации газообразного углерода в биологически-активном слое почвы фиксированной мощности. Полученная на его основе модель в форме обратной параболической зависимости эмиссионного потока CO₂ от скорости ветра адекватно описывает эмпирические данные и предполагает двукратное увеличение эмиссии при повышении скорости ветра до критической величины около 3 м/с с последующей релаксацией до исходного уровня при дальнейшем усилении ветра до 6–7 м/с. Скорость вынужденной конвекции почвенного воздуха содержащего CO₂ оказывается на 6 порядков меньше скорости ветра, но не уступает интенсивности обычной изотермической диффузии CO₂, что говорит о важности учета этого механизма в моделях газообмена почвы и атмосферы.

Ключевые слова: типичные черноземы (Haplic Chernozem, Luvic Chernozem), эмиссия CO₂, скорость ветра, турбулентная диффузия, вынужденная конвекция, агроландшафты

DOI: 10.31857/S0032180X21030138

ВВЕДЕНИЕ

Проблема количественной оценки газообмена почв и атмосферы является ключевой для понимания природных закономерностей углеродного баланса различных территорий планеты и его антропогенных изменений. Именно недооценка диссимиляционной составляющей углеродного баланса в виде определенной части почвенного дыхания может быть главной причиной так называемого неучтенного стока углерода на территории РФ и северного полушария в целом [8, 11]. В свою очередь в проблеме количественного исследования дыхания почв есть свои “белые пятна”, и среди них — конвективные механизмы газообмена почв и атмосферы. Эти механизмы для автоморфных почв остаются малоисследованными, и они полностью

отсутствуют в подавляющем большинстве известных современных компьютерных моделей аэрации почв и их углеродно-кислородного газового обмена с атмосферой [12, 20, 23]. Во многом такой ситуации способствовало установившееся в науке о почвах с момента публикации классической монографии [13] и кочующее из учебника в учебник мнение о малой эффективности спорадических конвективных потоков на фоне постоянно идущей диффузии газов как главного физического механизма газообмена почв с атмосферой. Вместе с тем косвенные оценки, сопоставляющие измеренные эмиссионные потоки газов с поверхностью почвы или балансовую оценку их выноса по динамике запасов газов в профиле почвы с расчетным по закону Фика диффузионным потоком, часто указывают на действие не диффузион-

ных механизмов газообмена, интенсивность которых в 2–6 раз и более превышает изотермическую диффузию [7, 21, 18, 22].

В работе [7] была предпринята, по-видимому, первая отечественная попытка систематизации всех типов конвективного транспорта газообразных веществ в почвах и с помощью ориентировочных подсчетов показана их потенциально высокая значимость, не уступающая по вкладу в газообмен изотермической диффузии. Там же были выявлены основные проблемы количественной оценки конвективного транспорта газов в почвах, среди которых для наиболее мощного механизма вынужденной конвекции на первом месте выделяется проблема инструментального измерения градиентов пневматического давления. Предварительная оценка [7] показывает, что уже при крайне малом, градиенте давления 1 Па/м, вязкости воздуха 1.8×10^{-5} Па с и минимальных значениях воздухопроницаемости почв порядка 10^{-10} м², объемная скорость воздушного потока в почвах составит 10^{-5} м/с, что вполне соизмеримо с интенсивностью диффузии. Зарубежные исследования [15, 16, 22] на высокоточном оборудовании, позволяющем определять колебания пневматического давления порядка 1–10 Па с частотами 0.01–2 Гц экспериментально подтвердили значительную роль механизма вынужденной конвекции под действием ветра или искусственно создаваемой вентиляции почвы в углеродном газообмене почв с атмосферой. В этих работах корреляционный анализ выявляет 2–4-кратное усиление эмиссии под воздействием скорости ветра в диапазоне 0–4 м/с, пневматического давления и/или его частотных колебаний, однако большой разброс данных не позволяет четко определить функциональный вид таких зависимостей и не исключает ослабление эмиссионного потока при больших скоростях ветра.

Потенциальное усиление циклонической активности атмосферы, как следствие глобальных климатических изменений, наряду с отмеченным выше существенным вкладом механизма вынужденной конвекции в газообмен почв и атмосферы ставят задачу количественной оценки влияния интенсивности ветра на почвенное дыхание. Мы попытались решить эту задачу в первом приближении, используя статистический анализ и физико-математическое моделирование эмпирических закономерностей воздействия ветра в большом диапазоне скоростей 0–7 м/с на эмиссионные потоки диоксида углерода из почв разных ландшафтов лесостепной подзоны европейской части РФ. Новизна исследования состояла в выявлении общей для изученных почвенных объектов эмпирической зависимости эмиссии CO₂ от горизонтальной скорости ветра и попытке ее физически-обоснованного математического моделирования.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В анализ вошли полевые наблюдения, собранные за три последовательных вегетационных сезона (2017–2019 гг.) в окрестностях Курской биосферной станции института географии РАН (КБС ИГ РАН), а также на близлежащей территории Центрально-Черноземного заповедника им. Алехина. Район исследований расположен в лесостепной подзоне в Медвенском р-не Курской области в 18–20 км к югу от административной границы г. Курск. Были использованы собственные оценки эмиссии CO₂ из почвы и сопутствующие метеопоказатели. Полевые измерения проводились с апреля по ноябрь, 1–4 раза в месяц, на постоянных участках, представляющих наиболее характерные местные ландшафты. Каждое внутрисезонное измерение на участках проводилось в 5–15-кратной повторности. Общее число сезонных замеров на всех изученных участках составило 273 (2017: 125; 2018: 116; 2019: 32), или с учетом повторностей – 2265. Из общего набора участков, вошедших в анализ (8), 2 – представляли спелые и перестойные лесные экосистемы (>150-летний дубовый лес (51°33'36" N; 36°7'18" E), >80-летний ясеневый лес (51°32'22" N; 36°3'56" E), 1 – зрелую >80-летнюю луговую степь (51°32'24" N; 36°5'15" E), 1 – 2-4-летнюю залежь (51°32'19" N; 36°5'14" E), 1 – постоянно используемый неудобряемый огород с ежегодно сменяющимися овощными культурами (51°32'19" N; 36°5'13" E), а 3 – постоянно используемые пашни (51°32'21" N; 36°5'6" E, 51°32'2" N; 36°3'51" E, 51°32'30" N; 36°5'12" E), куда ежегодно вносятся минеральные удобрения, с ежегодно сменяющимися зерновыми и масличными культурами.

Почвы нелесных участков относятся к типичным черноземам, *Typlic Chernozem (Loamic, Pachic)*; под лесами – выщелоченным черноземам *Luvic Chernozem (Loamic, Pachic)*.

Измерения почвенной эмиссии проводились закрытым камерным методом по стандартной методике, подробно описанной в [3]. Непрозрачные цилиндрические ПВХ-основания площадью 95 см² и объемом 1.5–2.5 л устанавливались только во время измерений (пашни) или постоянно (неиспользуемые земли) на весь вегетационный сезон. Основания устанавливали на глубину не более 2–3 см, в случае временной установки выдерживали 2 ч перед началом измерений. При возможности они ставились на участках почвы без растительности, в иных случаях наземная растительность предварительно удалялась. При проведении измерений скорости эмиссии CO₂ на основании герметично устанавливалась крышка со встроенным вентилятором, соединенная с инфракрасным газоанализатором. Время экспозиции при единичных измерениях составляло 3 мин. В качестве анализаторов использовали оригинальные

нальные модификации приборов, выполненные на основе датчиков AZ-7752 (AZ Instruments, Тайвань, КНР), которые периодически калибровались по высокоточным LI-COR 6200 или LI-COR 8100A (LiCor, Небраска, США).

Данные о круглосуточной скорости ветра были получены с помощью профессиональной автоматической метеостанции 6162EU Wireless Vantage Pro2 (Davis Instruments, USA), укомплектованной чашечным анемометром. Метеостанция была установлена на КБС в апреле 2017 г. на ровной открытой поверхности, анемометр закреплен на высоте 2.2 м. Опытные участки были расположены в пределах 15–2000 м от метеостанции. Значения скорости ветра, полученные с точностью до 0.1 м/с, усреднялись за получасовые интервалы. Внутрисезонные величины эмиссии CO₂ из почвы на опытных участках сопоставлялись со средними величинами скорости ветра за 3 ближайших к периоду проведения измерений получасовых интервала. В дальнейшем для анализа использовали значения, представляющие собой средние из 5–15 повторностей при оценках скорости почвенной эмиссии. Для каждого биотопа данные за все вегетационные сезоны объединяли.

Дополнительно для сравнения были привлечены наши материалы многолетних наблюдений за потоками CO₂ микрометеорологическим методом измерений (open-path eddy covariance) на уровне экосистемы в целом [5]. Эти измерения проводились в южно-таежной подзоне на Валдайской возвышенности в 120-летних ельниках мелкотравно-зеленомошных на почве, отвечающей критериям дерново-подзола контактно-осветленного (Stagnic Albic Rustic Podzol (Arenic, Raptic)) (стационар ГГИ Росгидромета РФ, Валдайский р-н, Новгородская обл.) [4]. В массив данных, который использовался для анализа, вошли все имеющиеся 0.5-часовые оценки неттопотоков CO₂ и скорости ветра в ночные периоды за вегетационные сезоны 2017–2019 гг. Потоки оценивались с помощью инфракрасного анализатора LI-7500 (LI-COR Inc., USA), а горизонтальная скорость ветра – ультразвуковым анемометром CSAT-3 (Campbell Scientific Inc., USA) с частотой 10 Hz. Общий массив данных в этом случае составил 3462 значения.

Статистическая и математическая обработка данных, включая оценку параметров предложенной нелинейной модели, осуществлялись с использованием стандартных функций MS Excel 2007 и алгоритмов нелинейной регрессии “Regression Wizard” S-Plot-2001, согласно руководству [1]. В качестве уровня значимости выбран $p = 0.05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Теоретическое обоснование. Априори ветровой поток может оказывать двоякое воздействие на газообмен почвы и атмосферы. С одной стороны, он способствует турбулентному газообмену, усиливая коэффициент турбулентной диффузии и активизирует механизм вынужденной конвекции воздуха с мощными, на порядки превышающими обычный диффузионный транспорт, разовыми выбросами CO₂ из верхних слоев почвы [7]. Но подобная вентиляция почвы резко снижает градиент концентрации между почвой и атмосферой, что в свою очередь должно ингибировать диффузионный транспорт CO₂, как основной, постоянно действующий механизм эмиссии в автотрофных почвах. Указанные тенденции можно формализовать в первом (линейном) приближении, считая, что влияние на транспорт и концентрацию CO₂ происходит пропорционально изменениям скорости ветра, согласно [16, 18, 22], исходя из следующих допущений.

Эмиссионный поток CO₂ в атмосферу (Q , г С/(м² ч) есть произведение скорости массопереноса (ω , м/ч) на разность концентраций (C , г/м³) газа между почвой и атмосферой: $Q = \omega(C - C_{\text{атм}})$. Такая запись позволяет объединить все известные механизмы газообмена верхнего слоя почвы с атмосферой, а именно – диффузию, турбулентную диффузию, естественную и вынужденную конвекцию [7]. Для конвективных механизмов, очевидно, ω есть суммарная скорость соответствующих потоков; для диффузионных – она может быть представлена в первом приближении как отношение эффективных коэффициентов (D , м²/ч) диффузии (турбулентной диффузии) к характерной мощности слоя почвы (Δz , м), в котором происходят наиболее интенсивная газогенерация и диффузионный газообмен: $\omega = D/\Delta z$ [12]. Характерная мощность почвенной зоны, в которой сосредотачивается до 90% биологической активности и связанного с ней газообмена, согласно [9], редко превышает 10–20 см. Поэтому при типичных для автотрофных почв величинах эффективного коэффициента диффузии 100 см²/ч (0.01 м²/ч) [7], скорость диффузии будет оцениваться величиной $\omega \leq 0.1$ м/ч.

Поскольку для CO₂ концентрация в почве на 1–2 порядка больше, чем в атмосфере ($C \gg C_{\text{атм}}$), в расчетах потоков можно пренебречь величиной $C_{\text{атм}}$ и оценивать потоки как произведение скорости на концентрацию в почве (ωC). Тогда изменения эмиссионного потока под вентилирующим действием ветра со скоростью (v) будет выглядеть как:

$$\begin{aligned} dQ &= d(\omega C - kvC) = \\ &= d\omega C + \omega dC - kvdC - kvdC, \end{aligned} \quad (1)$$

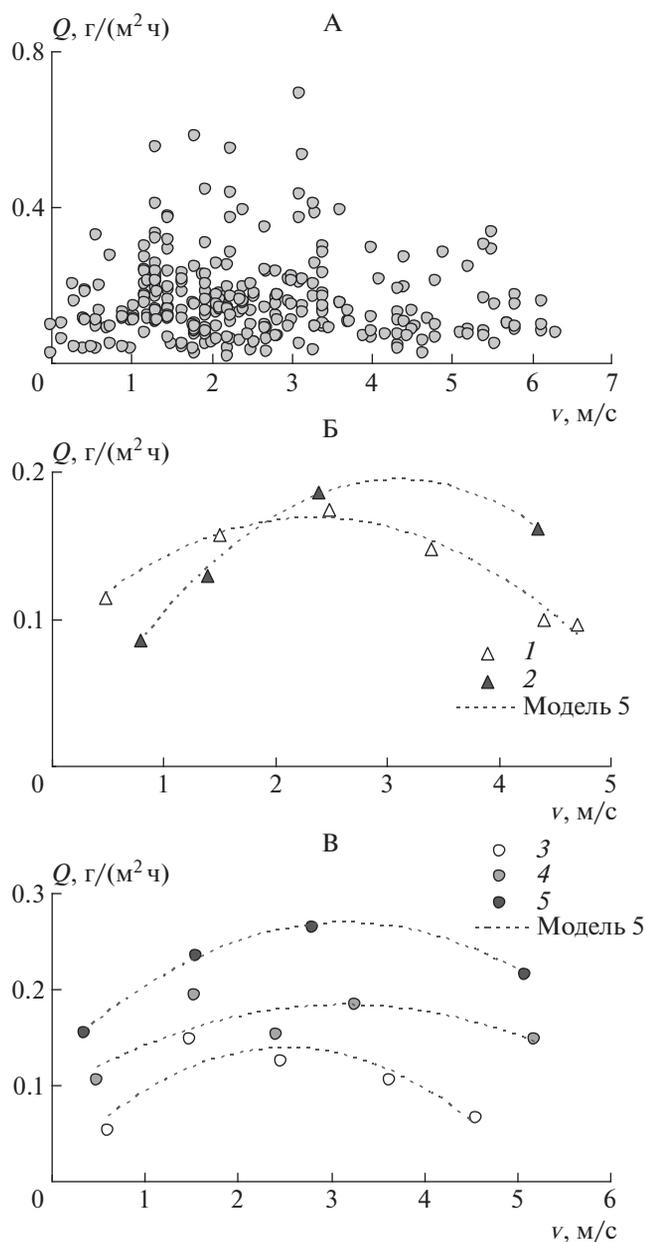


Рис. 1. Связь потока диоксида углерода из почвы (Q) со скоростью ветра (v) и результаты моделирования. Обозначения: А – общий массив данных. Б – лесные ландшафты: 1 – 80-летний ясеневый лес и 2 – 150-летняя дубрава; В – травянистые и лесостепные смешанные ландшафты разного землепользования: 3 – удобряемая пашня, 4 – ковыльная луговая лесостепь, 5 – четырехлетняя залежь. На частях Б и В приведены средние величины эмиссии в диапазонах скорости ветра 0–1, 1–2, 2–3, 3–4, 4–5, >5 м/с.

где k – безразмерный трансляционный коэффициент, оценивающий в первом (линейном) приближении насколько медленнее происходит конвективное движение в пористой среде почвы по сравнению с его скоростью в атмосфере.

Усиление турбулентного газообмена и вынужденной конвекции при порывах ветра над поверхностью почвы выразим как:

$$d\omega = b dv, \quad \omega = \omega_0 + bv, \quad (2)$$

где ω_0 – скорость массопереноса газа при отсутствии ветра ($v = 0$), b – безразмерный коэффициент пропорциональности.

По аналогии в первом (линейном) приближении формализуем влияние ветра на динамику концентрации CO_2 :

$$dC = a dv, \quad C = C_0 + av, \quad (3)$$

где C_0 – концентрация газа при отсутствии ветра ($v = 0$), a – коэффициент пропорциональности, имеющий в зависимости от единиц измерения скорости, размерность г с м^{-4} или г ч м^{-4} .

Подстановка (2) и (3) в (1) после несложных алгебраических преобразований дает следующее дифференциальное уравнение для связи эмиссионного потока CO_2 и скорости ветра:

$$dQ = (av_0 - mC_0)dv - 2amv dv, \quad (4)$$

где $m = k - b$.

Разделяя переменные и интегрируя (4) в пределах ($Q; Q_0$) и ($0; v$), получим следующее уравнение для оценки динамики эмиссионного потока CO_2 под действием ветра:

$$Q(v) = Q_0 + (a\omega_0 - mC_0)v - amv^2 = Q_0 + Av - Bv^2, \quad (5)$$

где $A = a\omega_0 - mC_0$, $B = am$, $Q_0 = \omega_0 C_0$.

Уравнение (5) представляет собой параболическую зависимость $Q(v)$, причем эмпирические коэффициенты параболы A, B позволяют оценить при известной концентрации газа в почве (C_0) в безветренную погоду физические параметры модели:

$$\omega_0 = \frac{Q_0}{C_0}; \quad a = C_0 \frac{\sqrt{A^2 + BQ_0 + A}}{Q_0}; \quad m = \frac{B}{a}, \quad (6)$$

а также найти критическую скорость ветра ($v_{\text{кр}}$), при которой должен наблюдаться максимум эмиссии CO_2 (Q_{max}):

$$v_{\text{кр}} = \frac{A}{2B} = \frac{\omega_0 - C_0}{2a}. \quad (7)$$

Следующий раздел работы сопоставляет изложенные выше теоретические представления с реальными данными многолетних наблюдений за эмиссией CO_2 в разных ландшафтах под воздействием ветра.

Экспериментальные данные и их анализ. На рис. 1, А представлен весь массив данных $Q(v)$ под разными типами растительности и землепользования на черноземах. Как видно, первич-

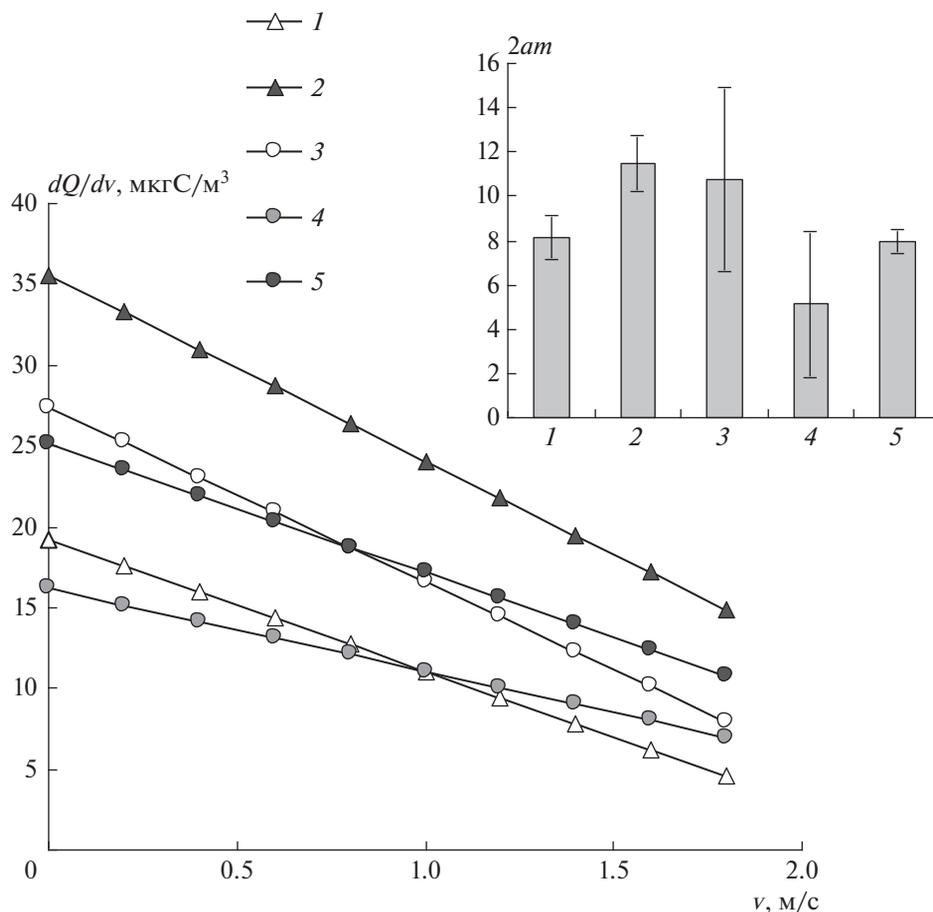


Рис. 2. Связь относительного изменения эмиссии CO_2 и скорости ветра (основной рисунок) и тангенс угла наклона ($2am$) полученных зависимостей (врезка) для почв ландшафтов лесостепи (обозначения 1–5 – см. на рис. 1).

ные данные во всем объеме не демонстрируют сколько-либо выраженной функциональной связи рассматриваемых величин, что, впрочем, характерно для корреляционного анализа эмиссионных потоков и объясняется, как сильным пространственно-временным варьированием эмиссии CO_2 , так и нелинейностью воздействия на нее большинства контролируемых физических факторов. Обращаем внимание на этот результат в связи с малой эффективностью распространенных попыток оценивать реакцию почвенного дыхания и углеродного цикла на глобальные климатические изменения чисто статистически, с использованием корреляций с метеофакторами, априорно нелинейно контролирующими данный процесс [2, 6].

Для поиска функциональной зависимости $Q(v)$, мы произвели ранжирование показателя v с интервалом 1 м/с и усреднением внутри полученных классов величин v и Q . Выборочные результаты такой обработки по индивидуальным ландшафтам различных категорий землепользования приведены на рис. 2, Б, 2, В. В подавляющем большинстве случаев зависимость $Q(v)$ имела не-

линейный характер с пологим одновершинным экстремумом (максимумом) и хорошо описывалась параболическим уравнением (5). Коэффициенты детерминации R^2 варьировали от 0.77 до 0.99 при стандартных ошибках аппроксимации (s) меньших, чем доверительные интервалы варьирования экспериментальных данных, и значимых на уровне $0.004 \leq p \leq 0.05$ параметрах модели, исключая показатель Q_0 , который в ряде случаев оказывался статистически не достоверным. Наибольшее соответствие экспериментальных данных теоретической модели (5) было выявлено для лесных ландшафтов и лесостепной залежи ($R^2 = 0.95-0.99$, $s = 4.7-5.1$ мгС/(м² ч)). По-видимому, под пологом лесной растительности сглаживаются резкие порывы ветра с неизбежными флюктуациями концентраций и эмиссионных потоков CO_2 , поэтому экспериментальные зависимости $Q(v)$ в максимальной степени приближаются к теоретическому уравнению параболы (5).

Параметры аппроксимации и расчетные физические показатели модели (5) приведены в табл. 1. Критическая скорость ветра ($v_{кр}$), при которой на-

Таблица 1. Эмпирические параметры и расчетные физические показатели модели (5)*

Ландшафт	Q_0 , мг С/(м ² ч)	A, г/м ³	B, г ч м ⁻⁴	m	a, мкг ч м ⁻⁴	V _{кр} , м/с	Q_{max} , мг С/(м ² ч)	Q_{max}/Q_0
80-летний ясеневый лес	87 ± 11	0.0691 ± 0.0098	0.0146 ± 0.0018	$2.4 \times 10^{-6} \pm$ $\pm 2.4 \times 10^{-8}$	471 ± 63	2.37 ± 0.04	168 ± 24	1.9
150-летняя дубрава	0 ± 13	0.1281 ± 0.0125	0.0207 ± 0.0028	$2.9 \times 10^{-7} \pm$ $\pm 4.0 \times 10^{-9}$	5556 ± 539	3.10 ± 0.04	194 ± 30	—
Удобрямая пашня	13 ± 43	0.0985 ± 0.0399	0.0194 ± 0.0075	$3.6 \times 10^{-7} \pm$ $\pm 6.7 \times 10^{-9}$	4173 ± 1679	2.53 ± 0.06	138 ± 96	—
Ковыльная луговая степь	91 ± 44	0.0582 ± 0.0355	0.0092 ± 0.0059	$1.9 \times 10^{-6} \pm$ $\pm 1.8 \times 10^{-7}$	377 ± 73	3.13 ± 0.19	183 ± 97	2.0
2-4-летняя залежь	126 ± 6	0.0904 ± 0.0055	0.0143 ± 0.0010	$2.6 \times 10^{-6} \pm$ $\pm 3.1 \times 10^{-8}$	421 ± 25	3.15 ± 0.03	269 ± 13	2.1
Все лесостепные ландшафты	82.4 ± 33.7	—	—	$1.60 \times 10^{-6} \pm$ $\pm 7.5 \times 10^{-7}$	1544 ± 1119	2.8 ± 0.4	180 ± 38	2.2
Южная тайга**	78 ± 24	0.1354 ± 0.0184	0.0209 ± 0.0029	$1.6 \times 10^{-6} \pm$ $\pm 8.4 \times 10^{-9}$	988 ± 131	3.22 ± 0.06	297 ± 53	3.8

* Приведенные в таблице величины расшифрованы в тексте.

** Показатели по южной тайге рассчитаны по ночным нетто-потокам CO₂, полученным микрометеорологическим методом (пояснения в тексте).

блюдается максимальный эмиссионный поток CO_2 варьирует от 2.2 до 3.2 м/с при среднестатистической для всех исследованных ландшафтов величине 2.8 ± 0.4 м/с. Наибольшие значения критической скорости отмечались в местообитаниях с густой естественной растительностью (леса, ковыльная лесостепь, залежь), наименьшие — на пахотных угодьях, что в первом случае очевидно было связано с сопротивлением ветру со стороны растительного полога.

Максимальные величины потоков газообразного углерода ($\text{C}-\text{CO}_2$) при критической скорости ветра в лесных экосистемах варьировали от 168 ± 24 мгС/(м² ч) в 80-летнем ясеневом лесу до 194 ± 15 мг С/(м² ч) в 150-летней дубраве, а в травянистых и смешанных лесостепных сообществах черноземной зоны от 138 ± 96 мг С/(м² ч) на пахотных удобряемых угодьях до 269 ± 13 мг С/(м² ч) на залежи. Эмпирическое отношение максимального потока при критической скорости ветра к статистически достоверной эмиссии при нулевой скорости ветра (Q_{max}/Q_0) варьировало незначительно (1.9–2.2) и в большинстве случаев было близко к 2. Исключения составили варианты оценок для 150-летней дубравы и удобряемой пашни, где эмпирический показатель Q_0 модели (5) оказался статистически не значимым ($p = 0.78-0.79$) и воспроизводился с большой погрешностью. В принципе, для подавляющего большинства случаев можно было подобрать комбинацию эмпирических параметров A , B , Q_0 из доверительных интервалов их варьирования при $p = 0.05$, так, чтобы выполнялось условие $Q_{\text{max}}/Q_0 = 2$ при сохранении адекватного описания экспериментальных данных параболой (5). Такое аналитическое ограничение модели (5) имеет понятное физическое следствие — максимальное усиление эмиссионного потока под действием ветра должно быть двукратным. Иными словами, исследуемый массив данных удовлетворяет условию $Q_{\text{max}}/Q_0 = 2$ в пределах варьирования эмпирических коэффициентов модели (5) на уровне значимости 0.05. Это важно для понимания закономерностей реакции почвенного газообмена на скорость ветра положение требует дальнейшей экспериментальной проверки на больших массивах данных.

До получения уточняющей эмпирической информации, для расчета физических параметров ω_0 , a , m модели (5) по формулам (6), использовали условно одинаковую для всех вариантов опытов величину средней концентрации газообразного углерода в почвенном воздухе $C_0 = 1$ г С/м³, что дает содержание $\text{CO}_2 = 3.67$ г/м³ или $\sim 0.2\%$ CO_2 по объему. Эта оценка близка к среднепланетарной концентрации CO_2 в почвенном воздухе, равной 0.25% по данным обзора [10]. Тогда величина ω_0 , согласно первой из формул (6) становится числен-

но равной Q_0 . Полученные таким образом значения ω_0 варьировали в диапазоне 0.012–0.22 м/ч при средней по всему массиву данных величине 0.09 ± 0.04 м/ч, что близко к приведенной в теоретической части оценке $\omega \leq 0.1$ м/ч и подтверждает доминирование диффузионного механизма в почвенной эмиссии CO_2 при отсутствии ветра.

Подстановка C_0 в формулы (6) позволяет также оценить пределы изменчивости характерных значений физических параметров a , m модели (5). Безразмерный трансляционный показатель m варьировал от 2.9×10^{-7} до 4.1×10^{-6} при среднестатистической по всему массиву экспериментальных данных величине $m = 1.6 \times 10^{-6} \pm 7.5 \times 10^{-7}$. Он отражает крайне интенсивное (порядка миллиона раз) потенциальное понижение скорости ветра и соответствующего конвективно-диффузионного массопереноса газов в пористой среде почвы по сравнению с атмосферой. Минимальные значения m наблюдались в вариантах почв 150-летней дубравы ($2.9 \times 10^{-7} \pm 4.0 \times 10^{-9}$) и удобряемой пашни ($3.6 \times 10^{-7} \pm 6.7 \times 10^{-9}$), что в первом случае может быть следствием высоты и густоты растительного покрова, оказывающего сильное сопротивление ветру, а во втором — результатом уменьшения пористости и воздухопроницаемости почвы при уплотнении и деградации структуры под воздействием частой механической обработки и внесения электролитов (минеральных удобрений).

Показатель a , оценивающий насколько сильно меняется концентрация в почве (dC) от порывов ветра (dv), согласно (6) обратно-пропорционально связан с m , поэтому закономерности его варьирования по вариантам экспериментов противоположны предыдущим. В почвах 150-летней дубравы и удобряемой пашни значения a были максимальны и составили 5556 ± 539 мкг ч м⁻⁴ и 4173 ± 1679 мкг ч м⁻⁴ соответственно. Для других участков лесостепи показатель a был на порядок меньше и менялся в диапазоне 377 ~ 471 мкг ч м⁻⁴.

Несмотря на достаточно сильное варьирование показателей a и m , их удвоенное произведение ($2am$), отражающее, согласно (4) интенсивность изменения эмиссионного потока с приращением скорости ветра (dQ/dv), менялось в относительно небольшом диапазоне от 18 до 41 мг С/(м² ч) на каждый метр в секунду изменений скорости ветра, или при пересчете скорости ветра на м/час от 5 до 11 мкг С/м³. Для наглядности на рис. 2 мы расположили рассчитанные по (4) выборочные тренды изменения интенсивности эмиссии относительно приращения скорости ветра (dQ/dv) или производную плотности потока по скорости ветра, имеющую, как и коэффициент $2am$, размерность концентрации (мкг С/м³). Показателю $2am$ на графиках соответствует тангенс угла наклона по-

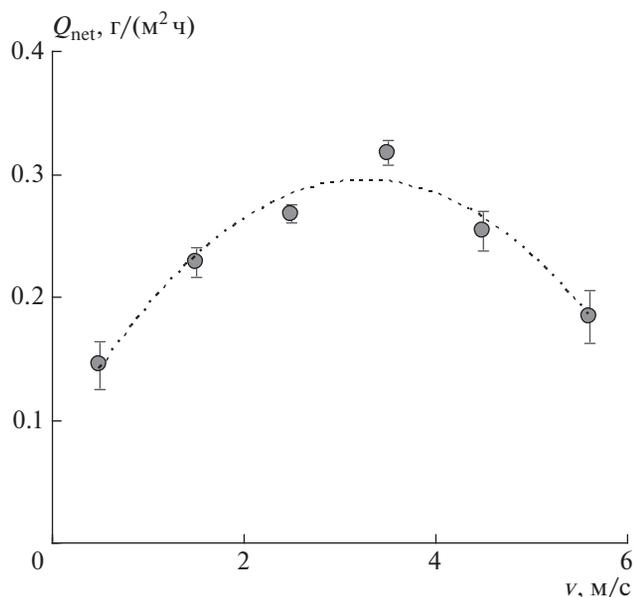


Рис. 3. Зависимость нетто-потока CO₂ (Q_{net}) от горизонтальной скорости ветра (v) в ночные периоды (0–3 ч), полученная в результате наблюдений микрометеорологическим методом (южная тайга, валдайский филиал ГГИ Росгидромета РФ, апрель–октябрь 2017–2019). Приведены средние значения Q_{net} в диапазонах скорости ветра 0–1, 1–2, 2–3, 3–4, 4–5, 5–6 м/с, и их стандартные ошибки при размерах выборок для отдельных точек от 54 до 1415.

лученных прямых. Как видим, все прямые имеют близкие наклоны (числовые значения — см. врезку на рис. 2), причем сравнение величин с учетом доверительных интервалов, оцененных по варьированию аппроксимационного эмпирического параметра $B = am$ (см. табл. 1) показывает, что практически все варианты по данному показателю значимо не отличаются. Средний показатель $2am$ по выборке на рис. 2 составил 31.3 ± 9.2 мг С/(м² ч) на каждый метр в секунду изменений скорости ветра или 8.7 ± 2.5 мкг С/м³ изменений концентрации газообразного углерода.

В завершение мы сравнили полученные результаты с массивом данных по эмиссии CO₂, полученных с помощью принципиально иного метода и в других почвенно-климатических условиях. Такую возможность предоставляют многолетние микрометеорологические наблюдения за потоками CO₂ и паров воды, проводящиеся в еловой тайге на Валдайской возвышенности. В данном случае мы использовали оценки ночных (0–3 ч) нетто-потоков CO₂ с апреля по октябрь за период 2017–2019 гг. Известно, что эти потоки отражают валовое дыхание экосистемы, в котором почвенная составляющая преобладает, составляя, в среднем, за вегетационный сезон 70% [5]. На рис. 3 данные по ночным уровням нетто-потоков CO₂ сопоставле-

ны со средней горизонтальной скоростью ветра. Параметры аппроксимации данных параболической моделью (5) и условные расчетные характеристики газообмена по ним приведены в последней строке таблицы. Высокая достоверность аппроксимации ($R^2 = 0.95$) при небольшой стандартной ошибке ($s = 0.005$) на уровне варьирования данных при осреднении по выборкам ($s = 0.002–0.006$) наряду со статистически-достоверными оценками параметров при допустимых уровнях значимости ($p = 0.005–0.04$), свидетельствуют о применимости модели (5) и к этим наблюдениям. Обращает на себя внимание сходная, как и в результатах по лесостепным черноземам, тенденция постепенного усиления потока до максимальных значений ($Q_{\text{max}} = 297 \pm 53$ мг С/(м² ч)) при критической скорости ветра ($v_{\text{кр}} = 3.2 \pm 0.1$ м/с) с последующим падением до исходного уровня. Более высокие абсолютные значения потоков и соотношения Q_{max}/Q_0 , вероятно, связаны с наложением на почвенное дыхание ночных эмиссионных потоков от наземной растительности. Физически-обоснованные параметры a , m , оцененные условно, без учета сопутствующих растительных потоков, оказались в пределах диапазонов их варьирования в наблюдениях по черноземам. Все вместе свидетельствует в пользу того, что обнаруженные для лесостепных условий физические и экологические закономерности имеют более общий характер.

Сопоставим полученные результаты с известными исследованиями других авторов в этой области. Не вызывает сомнения, что скорость ветра, особенно в открытых ландшафтах с автоморфными, хорошо воздухопроницаемыми почвами, значимо определяет эмиссию и обмен CO₂ и других парниковых газов между почвой и атмосферой [14–16, 18, 19, 22]. Влиянию горизонтальной скорости ветра на поверхностную эмиссию малых газовых составляющих из почвы и механизмам, стоящим за этими процессами, посвящено немало исследований и обзоров. В основном, они основаны на наблюдениях и экспериментах в агроландшафтах и открытых экосистемах (по наибольшей релевантности, согласно поисковой системе “Web of Science” за 1990–2020 г., их не менее 100, что требует отдельного обзора). Однако поиск и оценки формы и параметров этой количественной зависимости продолжают. В частности, Текле с соавт. [22] на основе полевых экспериментов в агроландшафтах делают вывод о том, что по сравнению с “чистой” диффузией по Фику другие процессы (в частности, конвективные) усиливают эмиссию из почвы, рассчитанную по диффузионному градиенту при отсутствии ветра, до 5–10 раз. Для диапазона скоростей ветра 2–4 м/с, авторы экспериментально получили линейную регрессию ($R^2 = 0.14$) с приростом эмиссии 0.03 мг CO₂/(м² ч) на каждый

метр в секунду скорости. В пересчете потока на газообразный углерод и на часовой интервал это дает величину прироста $30 \text{ мг С}/(\text{м}^2 \text{ ч})$, что фактически совпадает с полученной в нашей работе средней оценкой в $31.3 \pm 9.2 \text{ мг С}/(\text{м}^2 \text{ ч})$ на каждый метр в секунду изменений скорости ветра. При этом ряд экспериментальных точек при скоростях $3.5\text{--}4 \text{ м/с}$ лежат ниже регрессионной прямой и средних значений для скорости 3 м/с , указывая на возможность обратной тенденции – понижения эмиссии, не рассматриваемой данными авторами. Экспериментальная работа [19] показывает, что в сухих степных почвах индуцированные ветром изменения давления могут проникать до 50 см , и в дни с растущим атмосферным давлением эмиссия CO_2 снижается, что способствует нетто-поглощению углерода.

В последнее время внимание в этой области распространилось и на высокоярусные сообщества, такие как леса. Исследователи [15] оценили зависимость между скоростью ветра над пологом леса и изменением давления в почве, показав, что этот эффект значим и в лесах, даже при относительно небольшой скорости ветра (1.5 м/с), оцененной над древесным пологом. Ридикер с соавт. [16], используя экспериментальную установку с контролируемой скоростью ветра и давлением, оценили зависимость эмиссии редких почвенных газов из почвы для контрастных типов экосистем (луг, торфяное болото и сосновый лес) при разных режимах влияния ветра и разном давлении на границе почва–атмосфера. Сравнив по отдельности факторы скорости ветра и давления, авторы сделали вывод о том, что скорость ветра – лучший (и более удобный) предиктор эмиссии CO_2 и метана, получив положительную линейную зависимость в диапазоне $0\text{--}3 \text{ м/с}$. Эта же работа привлекает внимание к влиянию времени, прошедшего после прекращения ветра, на скорость эмиссии. По оценкам авторов такое восстановление исходного уровня эмиссии может составить для скорости ветра 3 м/с – около 1 ч. Такое запаздывание, собственно, и позволяет оценивать, как, например, в нашем случае, ветровой эффект с помощью камерного метода. В отношении влияния на оценки эмиссии использования самого камерного метода (в нашем случае с компенсацией давления), а также применения вентиляторов (у нас применялись камеры как с ними, так и без), – то этому посвящено не менее 40 специальных исследований, но здесь все еще нет единого мнения (см. обзоры [16, 17]). Наш многолетний опыт измерений разными CO_2 -анализаторами и типами динамических или статических камер, с вентиляторами и без, показывает, что при небольшой скорости перемешивания воздуха в камере это почти не дает вклада в эмиссию со стороны конвекции, оставляя за диффузией решающую роль.

Возвращаясь к основным результатам, отметим, что в рассмотренных публикациях не было сделано прямых выводов о возможности снижения эмиссионных газовых потоков из почвы при высоких скоростях ветра. Правда, все проанализированные экспериментальные данные касаются лишь диапазона скоростей до $3\text{--}4 \text{ м/с}$, а данные по большим скоростям ветра не обсуждаются. Как уже отмечалось, анализ работы [22] показывает, что при скоростях ветра $2.5\text{--}3 \text{ м/с}$ наблюдается заметное снижение темпов прироста эмиссии, а линейная регрессия общей зависимости может быть, с улучшением качества модели, заменена на обратную параболическую. Работа [16] показывает, что, хотя усиление ветра в диапазоне $0\text{--}3.6 \text{ м/с}$ во всех исследованных типах экосистем приводит к линейному приросту эмиссии биогенных почвенных парниковых газов, при больших скоростях ее прирост начинает постепенно уменьшаться. Кроме того, в этой работе отмечен двойной прирост эмиссии (максимум) при $3\text{--}3.6 \text{ м/с}$, что также отвечает нашим результатам.

Одним из следствий полученных нами результатов является то, что сила влияния скорости ветра на уровень С-обмена почвы и атмосферы должна существенно зависеть от вида и степени использования земель человеком, что обусловлено наличием постоянного или временного растительного покрова, а также агроприемами по обработке почвы, на фоне специфических уровней продукции и диффузии CO_2 из почвенной среды в разных экосистемах. Выявленная в работе эмпирически и теоретически обоснованная количественная зависимость эмиссии CO_2 от действия ветра имеет прямой выход на оценку деградации наиболее активно эксплуатируемых почв, в частности черноземов, а также непосредственное значение для прогноза влияния глобальных климатических изменений на газообмен почв и атмосферы.

ВЫВОДЫ

1. Вынужденная конвекция почвенного воздуха под воздействием ветра является значимым физическим фактором, контролирующим углеродный газообмен почвы и атмосферы.
2. Эмиссионный поток диоксида углерода зависит от горизонтальной скорости ветра нелинейно, через параболическую зависимость с экстремумом (максимумом) при критической скорости ветра $2.8 \pm 0.4 \text{ м/с}$, превышение которой в исследованных ландшафтах сопровождается постепенным сокращением эмиссии до исходного уровня.
3. Предложена физически обоснованная кинетическая модель эмиссионного потока газообразного углерода из почвы под действием ветра,

дающая в качестве решения наблюдаемую экспериментально параболическую зависимость с возможностью усиления до максимума и последующего ослабления эмиссии при скоростях выше критической.

4. Исследование позволило экспериментально оценить соотношение скорости ветра и скорости вынужденной конвекции воздуха в пористой среде почвы безразмерным трансляционным показателем с диапазоном характерных величин $1.6 \times 10^{-6} \pm 7.5 \times 10^{-7}$, указывающим на сильное, порядка миллиона раз снижение скорости конвективного потока воздуха в почве по сравнению с атмосферой.

5. На представительном полевом материале в природных и антропогенных ландшафтах лесостепной черноземной зоны в большом диапазоне варьирования скоростей ветра (0–7 м/с) получено статистически значимое соответствие эмпирического материала предложенной теоретической модели.

6. Конвективный механизм газообмена для почв изученных ландшафтов характеризуется статистически достоверным двукратным усилением эмиссии под действием критической скорости ветра с последующим снижением до исходного уровня при дальнейшем увеличении скорости ветра.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Финансовая поддержка аналитической части работы была оказана со стороны РФФ (мегагрант № 19-77-30012), а полевые оценки эмиссии CO₂ были поддержаны грантом РФФИ (19-29-05025мк). Д.В. Карелин проводил работу в рамках госзадания № 0148-2019-0006 института географии РАН.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Белюченко И.С., Смагин А.В., Попок Л.Б., Попок Л.Е. Анализ данных и математическое моделирование в экологии и природопользовании. Краснодар: Изд-во КубГАУ, 2015. 312 с.
2. Валентини Р., Курбатова Ю.А., Васенев И.И. Информационно-методическое обеспечение регионального мониторинга парниковых газов // Докл. Тимирязевской с.-х. академии. 2012. № 284. С. 212.
3. Карелин Д.В., Люри Д.И., Горячкин С.В., Лунин В.Н., Кудиков А.В. Изменение почвенной эмиссии диоксида углерода в ходе постагрогенной сукцессии в черноземной лесостепи // Почвоведение. 2015. № 11. С. 1354–1366.
4. Карелин Д.В., Почикалов А.В., Замолотчиков Д.Г., Гитарский М.Л. Факторы пространственно-временной изменчивости потоков CO₂ из почв южно-таежного ельника на Валдае // Лесоведение. 2014. № 4. С. 56–66.
5. Мониторинг потоков парниковых газов в природных экосистемах / Под ред. Д.Г. Замолотчикова, Д.В. Карелина, М.Л. Гитарского, В.Г. Блинова и др. Саратов: Амирит, 2017. 279 с.
6. Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России / Под ред. акад. Г.А. Заварзина. М.: Наука, 2007. 315 с.
7. Смагин А.В. Газовая фаза почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2005. 301 с.
8. Смагин А.В. Проблема неучтенного стока углерода и возможная роль гетерофазных физических барьеров в ее решении (краткий аналитический обзор) // Экологический вестник Северного Кавказа. 2020. Т. 16. № 1. С. 4–10.
9. Bogatyrev L.G., Smagin A.V., Akishina M.M., Vityazev V.G. Geographical Aspects of Forest Litters // Moscow University Soil Science Bulletin. 2013. V. 68. № 1. P. 26–31.
10. Bridges E.M., Batjes N.H. Soil gaseous emissions and global climate change // Geography. 1996. V. 81(2). P. 155–169.
11. Dolman H., Shvidenko A. The carbon balance of Russia // Geophysical Research Abstracts. 2013. V. 15. EGU2013-1888-1.
12. Campbell G.S. Soil Physics with BASIC. N.Y.: Elsevier Sci., 1985. 268 p.
13. Keen B.A. The physical properties of the soil. N.Y., Toronto, London: Longmans, Green and Co., 1931. 264 p.
14. Kimball B.A., Lemon E.R. Theory of soil air movement due to pressure fluctuations // Agric. Meteorol. 1972. V. 9. P. 163–181.
15. Mohr M., Laemmel T., Maier M., Schindler D. Analysis of Air Pressure Fluctuations and Topsoil Gas Concentrations within a Scots Pine Forest // Atmosphere. 2016. V. 7. 125 p.
<https://doi.org/10.3390/atmos7100125>
16. Redeker K.R., Baird A.J., Teh Y.A. Quantifying wind and pressure effects on trace gas fluxes across the soil-atmosphere interface // Biogeosciences. 2015. V. 12. P. 7423–7434.
<https://doi.org/10.5194/bg-12-7423-2015>
17. Rochette P. Towards a standard non-steady-state chamber methodology for measuring soil N₂O emissions // Animal Feed Sci. Technol. 2011. V. 166/167. P. 141–146.
18. Roland M., Vicca S., Bahn M., Ladreiter-Knauss T., Schmitt M., Janssens I.A. Importance of nondiffusive transport for soil CO₂ efflux in a temperate mountain grassland. Journal of Geophysical Research // Biogeosciences. 2015. № 120(3). P. 502–512.
<https://doi.org/10.1002/2014JG002788>
19. Sánchez-Cañete E.P., Kowalski A.S., Serrano-Ortiz P., Pérez-Priego O., Domingo F. Deep CO₂ soil inhalation/exhalation induced by synoptic pressure changes and atmospheric tides in a carbonated semiarid steppe // Biogeosciences. 2013. V. 10. P. 6591–6600.
<https://doi.org/10.5194/bg-10-6591-2013>
20. Simunek J., van Genuchten M.Th., Sejna M. The HYDRUS software package for simulating two- and three-dimensional movement of water, heat, and mul-

- tiple solutes in variably-saturated media. 2006. Technical Manual, Version 1.0. PC Progress, Prague, Czech Republic.
21. *Smagin A.V.* Kinetic Assessment of Gas Exchange between the Soil and the Atmosphere by the Static Chamber Method // *Eurasian Soil Sci.* 2015. V. 48. № 7. P. 719–725.
<https://doi.org/10.1134/S1064229315070108>
22. *Takle E.S., Massman W.J., Brandle J.R., Schmidt R.A., Zhou X., Litvina I.V., Garcia R., Doyle G., Rice C.W.* Influence of high-frequency ambient pressure pumping on carbon dioxide efflux from soil // *Agricultural and Forest Meteorology.* 2004. V. 124. P. 193–206.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2004.01.014>
23. *Wesseling J.G.* Soil physical data and modeling moisture flow. Alterra, Wageningen UR, 2009. 178 p.

Wind Footprint in Soil-Atmosphere Gas Exchange

A. V. Smagin^{1, 3, 4} and D. V. Karelin^{2, *}

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

²*Institute of Geography RAS, Moscow, 119017 Russia*

³*RUDN University, Moscow, 117198 Russia*

⁴*Institute of Forest Science RAS, Moscow region., Uspenskoe, 143030 Russia*

*e-mail: dkarelin7@gmail.com

Global climate change in recent decades has been accompanied by rising temperatures and increasing cyclonic activity with strong air flows. How do they affect soil respiration? Is it possible to expect an increase in CO₂ emissions and, consequently, a positive feedback of climate change through the greenhouse effect? These questions cannot be answered without studying the effect of wind speed on the gas exchange between soil and atmosphere in different landscapes. The paper summarizes long-term measurements of CO₂ emissions from forest-steppe chernozems (Kursk region, Russia) in natural and anthropogenic landscapes with forest or herbaceous vegetation depending on wind speed, and presents a physically substantiated approach to its quantitative description. The approach assumes an impact of wind through increased forced convection and turbulent diffusivity, along with a potential reduction of diffusion mass transfer due to a decrease in the gradient of CO₂ concentration between the atmosphere and soil. The obtained inverse parabolic dependence adequately describes the empirical data and assumes a twofold increase of the emission when the wind speed increases to the critical value of 3 m/s and decreases to the initial level when the wind further increases to 6–7 m/s. The intensity of forced convection of soil air turns out to be 5–6 orders of magnitude lower than the wind speed in the atmosphere, but not inferior to the intensity of conventional isothermal diffusion of CO₂, which suggests the importance of taking into account this mechanism in the models of gas exchange between soil and atmosphere.

Keywords: Haplic (or Luvic) Chernozem, CO₂ efflux from soil, wind speed, turbulent diffusivity and forced convection, agrolandscape

УДК 631.437.213

ДИНАМИКА БИОЭЛЕКТРИЧЕСКОГО ПОТЕНЦИАЛА В ПРИКОРНЕВОЙ ЗОНЕ РАСТЕНИЙ ПРИ ПОЛИВАХ

© 2021 г. Т. Э. Кулешова^а, *, Н. Р. Галль^а^аФизико-технический институт им. А.Ф. Иоффе, ул. Политехническая, 26, Санкт-Петербург, 194021 Россия

*e-mail: www.piter.ru@bk.ru

Поступила в редакцию 24.04.2020 г.

После доработки 15.06.2020 г.

Принята к публикации 10.08.2020 г.

Проведено сравнение двух способов измерения биоэлектрических потенциалов (БЭП) растений: основанного на инвазивной установке электродов и на неинвазивном способе обеспечения контакта. Показано, что введение игольчатых электродов в ткань растений приводит к снижению разности потенциалов с 70 мВ до уровня шума в течение ~30–45 мин и означает измерение потенциалов, генерируемых растительным организмом на основе стресса, вызванного травмой. Для долговременных измерений БЭП в прикорневой зоне, отражающих функциональное состояние растений и электрофизиологический сигнал растительного организма непосредственно в условиях нормальной жизнедеятельности, разработана эквивалентная схема измерений БЭП с учетом электрических свойств растений в ризосферной зоне и установка для автоматизированного получения электрофитограмм на основе предложенного метода обеспечения неинвазивного контакта корней растений с электродной системой за счет их прорастания. Измерены БЭП в условиях варьируемой влажности корнеобитаемой среды и организации распространения воды вдоль и против направления роста корней. При влажности почвенного субстрата на уровне 60–70% от полной влагоемкости биопотенциал в среднем постоянен и флуктуирует стохастически в интервале от 245 до 275 мВ. При высыхании грунта значения БЭП уменьшаются почти в два раза, он восстанавливается после полива, причем время задержки его восстановления увеличивается с ростом водodefицитного периода. Предложена модель, описывающая эффекты, протекающие в системе при водodefицитном режиме и при поливе.

Ключевые слова: электрофитограмма, корнеобитаемая среда, ризосфера, неинвазивные измерения, водный поток

DOI: 10.31857/S0032180X21030084

ВВЕДЕНИЕ

Энергетической характеристикой взаимодействия и движения заряженных частиц в тканях исследуемой живой системы выступает биоэлектрический потенциал (БЭП). Измеряемый как разность потенциалов между двумя точками, биопотенциал отражает электрическую активность органа или организма в целом, вызванную характером протекания метаболических процессов.

История исследований БЭП живых организмов насчитывает более 200 лет, однако механизм электрогенеза до сих пор остается предметом дискуссий. Обычно считается, что причиной возникновения БЭП является ионный транспорт минеральных элементов за счет циркуляции воды по проводящим сосудам растения. Однако возможен и вклад трансмембранных потенциалов клеток и другие механизмы. Клетки растительной ткани избирательно проницаемы для таких ионов, как K^+ , Ca^{2+} , Cl^- , NO_3^- , $H_2PO_4^-$, SO_4^{2-} и др., различия в

их концентрации внутри и снаружи клеток являются причиной возникновения трансмембранного потенциала [7, 8, 13]. В данном случае разность потенциалов обусловлена эффектом Гиббса–Доннана — дополнительным увеличением осмотического давления за счет диффузии ионов неорганических солей через проницаемые для них мембраны, концентрационными эффектами и работой ионных насосов [20, 21]. Перемещение ионов в разбавленных водных растворах внеклеточных и внутриклеточных жидкостей растений приводит к возникновению электрического тока. При этом подвижность иона определяется в первую очередь его молекулярным размером в гидратированной форме, а электрическое сопротивление связано с плотностью ионного потока [21].

В жизнедеятельности растений одну из главных ролей играет корнеобитаемая среда: почва или почвозаменитель, обеспечивающие растения источниками питания и энергии, в том числе макро- и микроэлементами. Минеральное питание рас-

тительных организмов происходит за счет поглощения, связывания и транспорта ионов с помощью корневой системы из окружающей среды – ризосферы. Внешние условия: освещенность, минеральное питание, влажность, температура и др. – могут оказывать существенное влияние на величину БЭП в растениях и корнеобитаемой среде [3, 16]. Кроме того, известно, что в самой почве проявляются электрические поля, которые связываются с диффузионной электродвижущей силой (ЭДС), ЭДС суспензионного эффекта, граничными потенциалами Доннана, мембранными ЭДС и диффузионно-адсорбционными потенциалами в водонасыщенных средах [12].

Питательные вещества в основном адсорбированы на почвенных частицах. В связи с этим большое значение имеет процесс обменной адсорбции в системе почва–растение. Ионы минеральных солей могут поступать в клетки корневой системы растений из почвенного раствора, обладающего свойствами катионообменника, в результате контактного обмена с почвенными частицами ионов H^+ на катионы и анионов HCO_3^- , OH^- и органических кислот – на минеральные анионы [7]. Как следствие может возникать разность потенциалов вдоль корневой системы. Создаваемые в ризосферной зоне корневой системой градиенты БЭП, возникающие из-за различий в функционировании тканей и органов растений, в свою очередь, оказывают влияние на перемещение веществ, регуляции процессов жизнедеятельности клеток и растения в целом, электротоническую передачу раздражений, морфогенетические процессы и др. [6, 14]. Как правило, ткани с высоким уровнем обмена веществ имеют отрицательный потенциал по отношению к более инертным органам [3]. В большинстве случаев электрический потенциал почвы относительно растения отрицателен [11].

Возможны два различных способа измерения БЭП: 1 – внутриклеточный потенциал фиксируется путем помещения рабочего электрода внутрь клетки, а референтного электрода за ее пределами в раствор; 2 – БЭП (часто называемый “активным потенциалом”) большой группы клеток, то есть растительной ткани, определяется с помощью контакта электродов с разными точками растения, между которыми и проводится измерение [15, 17, 19, 21]. В настоящее время для измерения БЭП растений в основном используется инвазивная установка электродов, сопряженная с повреждением тканей, – обычно один игольчатый электрод устанавливается в основание растения, а другой в ткань листа [3, 18]. Такое электрофизиологическое измерение может приводить к существенному изменению БЭП, которые в этой ситуации отражают не физиологические, но

стрессовые процессы в поврежденной ткани или организме в целом.

Наоборот, неинвазивная установка, основанная на мягком проводящем поверхностном контакте электрода и ткани пригодна для изучения именно физиологических процессов. При этом параметры сигнала отведения определяются [9] характеристиками электрогенных проявлений: параметрами потенциала покоя, возбуждения, метаболического потенциала, потенциала асимметрии и электрохимическими процессами, протекающими в живом организме. Размещение электродов в ризосферной зоне позволит получать информацию о деятельности электрогенных структур: адсорбционных, диффузионных и окислительно-восстановительных потенциалах в системе растение–корнеобитаемая среда.

Наиболее широкое использование в электрофизиологических неинвазивных исследованиях растений получил метод экстраклеточного отведения с использованием неполяризующихся электродов [1], контакт которых с растительной тканью осуществляется с помощью электропроводящего геля [2]. При измерениях такими электродами обычно используют метод отведения потенциала через солевые мостики. Однако при этом возможно влияние катионов и их концентрации на величину БЭП, возникновение в точке контакта между электродом и объектом электрохимического потенциала, подсыхание и засоление места контакта [10]. На величину измеряемого БЭП существенное влияние оказывает место расположения измеряемого электрода на объекте. Одним из наиболее значимых недостатков описанных методов является их неприменимость для проведения измерений в корнеобитаемой среде в реальном времени.

Цель работы – изучение влияния распространения воды на БЭП в системе корнеобитаемая среда–растение с помощью атравматичного безвредного метода регистрации.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В качестве объекта исследования выбрали растения хлорофитума хохлатого (*Chlorophytum comosum* (Thunb.) Jacques). Преимуществом данного вида является быстрый рост и размножение вегетативным способом, то есть получение большого количества образцов с идентичным генетическим кодом и отсутствием различий в наследственных признаках. С морфологической точки зрения растения хлорофитума удобны тем, что имеют развитую корневую систему, потенциально способную обеспечить большую площадь контакта с электродами.

Растения выращивали при температуре 22–23°C в условиях естественного освещения с досветкой лампой накаливания, так что длительно-

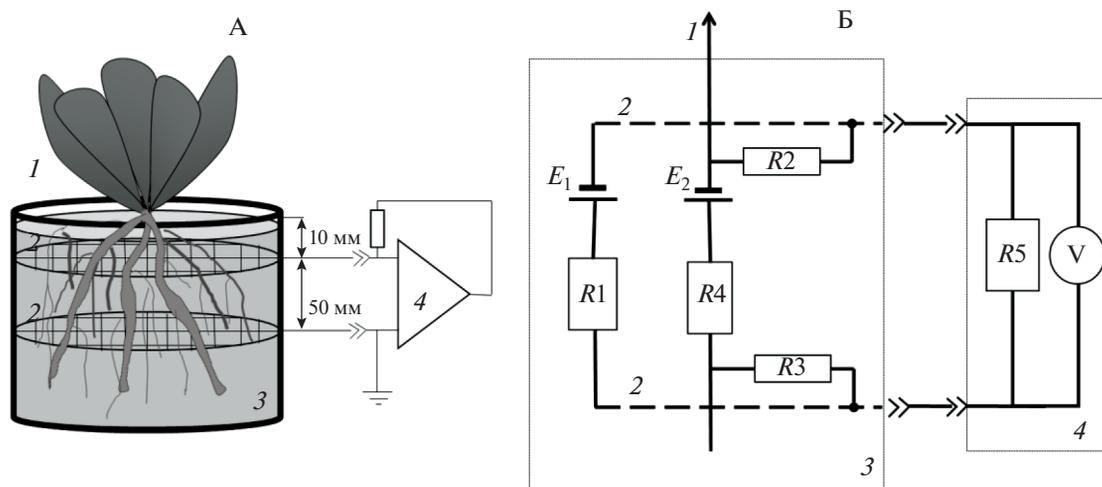


Рис. 1. А – схема неинвазивного измерения биопотенциалов в системе корнеобитаемая среда–растение, Б – эквивалентная схема измерений биоэлектрических потенциалов. Обозначения: R_1 – сопротивление почвенного субстрата, R_2 , R_3 – сопротивление утечек между корнями и ризосферой, R_4 – сопротивление корней, R_5 – измерительное сопротивление регистрирующего прибора, E_1 – ЭДС в почвенном субстрате, E_2 – эквивалентная ЭДС участка корня, V – вольтметр (1 – растительный организм, 2 – электроды в виде сеток из коррозионностойкого материала, 3 – емкость для выращивания наполненная почвенным субстратом, 4 – измерительный прибор).

сти облучения составляла ~ 12 ч. В качестве корнеобитаемой среды использовали универсальный готовый питательный грунт (почвенный субстрат) Terra Vita (Россия), содержащий не менее 150 мг/мл азота ($\text{NH}_4 + \text{NO}_3$), 270 мг/мл фосфора (P_2O_5), 300 мг/мл калия (K_2O).

Для измерения электрических явлений, в частности величин БЭП тканей растений, необходимо обеспечить омический контакт измерительных электродов с тканями. Представлялось важным с методической точки зрения обеспечить режим измерения, который сам не влиял бы существенно на рост и функционирование растений. Кроме неинвазивности (отсутствия механических повреждений тканей) значимо было, чтобы отбираемый для измерений ток был минимален и не вызывал поляризации ткани. Это накладывало ограничения на входное сопротивление измерительных приборов, которое в наших экспериментах были не ниже 10^5 Ом.

Для исключения возможности искажения проводимых измерений наводками, возникающими в результате электромагнитного фона лаборатории, использовали два подхода. В первом тестовые измерения проводили внутри металлического экрана (“клетки Фарадея”) что должно было снизить роль электрической части наводки. Во втором – в нескольких местоположениях, различающихся по удаленности от возможных источников электромагнитных (ЭМ) помех, поскольку уровень ЭМ фона сильно меняется от точки к точке. Во всех случаях получили практически одинаковые результаты измерений, то есть

роль наводок лежала на пределе чувствительности используемых измерительных приборов.

Исследование состояло из двух этапов. На первом провели серию измерений БЭП в листе хлорофитума относительно его корневой системы с использованием неинвазивных контактов. Первоначально его измеряли пятиразрядным вольтметром В7-34А с входным сопротивлением 10 МОм. Однако из-за неудобства размещения габаритного оборудования в зоне роста растения вольтметр заменили на мультиметр, специально предназначенный для использования в лабораторных и полевых условиях, обладающий чувствительностью 100 мкВ. Получаемые значения БЭП образца совпадали на обоих приборах. Вольтметр Multimeter Digital DT 838 с внутренним сопротивлением 1 МОм был оснащен модифицированными игольчатыми электродами в виде тонкой трубки из твердой нержавеющей стали с диаметром 0.25 мм. Расстояние между электродами составляло 200 мм. Один электрод помещали в корневую шейку, второй – в лист растения.

На втором этапе, как альтернатива описанному выше традиционному решению, была разработана схема проведения эксперимента методом, не повреждающим растение. Это позволило изучать электрофизиологический сигнал растительного организма непосредственно в условиях нормальной жизнедеятельности. Использовали метод поверхностных неинвазивных измерений БЭП [4]. Токособирающими контактами служили две проводящих сетки из нержавеющей стали с размером ячейки 7×7 мм², которые помещали на расстоянии 50 мм друг от друга в емкость для выращивания хлорофитума (рис. 1, А) объемом 500 мл,

заполненную универсальным грунтом. Выращенное ранее растение перемещали в тестируемую емкость так, чтобы корни прошли через ячейки сетки. Сетки выводили наружу через боковую поверхность емкости для выращивания и подключали к измерительному прибору.

Для автоматизации эксперимента и on-line мониторинга БЭП растений использовали платформу для разработки электронных устройств Arduino Mega 2560, базирующуюся на микроконтроллере ATmega2560 и связанную с компьютером через USB-кабель. Входное сопротивление устройства составляло 100 кОм. Программный код (скетч), написанный на языке Arduino, позволял регистрировать и записывать разность потенциалов на электродных сетках нескольких тестируемых объектов раз в секунду или реже, в зависимости от задачи.

Использовали следующую эквивалентную схему измерений (рис. 1, Б): R_1 — это сопротивление почвенного субстрата, шунтирующее измерительную цепь, сопротивления R_2 и R_3 определяются процессами, протекающими на границе между тканями растения и соприкасающейся с ними сеткой, R_4 — это эквивалентное внутреннее сопротивление корней, обусловленное физиологическими особенностями растения, E_1 — ЭДС, создаваемая в первую очередь за счет окислительно-восстановительных реакций в почвенном субстрате, E_2 — ЭДС в качестве которой выступает корневая система, сумма этих ЭДС дает измеряемый БЭП. Все величины не могут произвольно меняться в ходе эксперимента, так как являются характеристиками растения и его текущего физиологического состояния. Отчасти мы можем влиять только на величину R_1 , которая зависит от степени увлажненности почвенного субстрата. R_5 — сопротивление прибора, который используется для измерения БЭП. Мы стремились к тому, чтобы сопротивление R_5 было значительно большим, чем величины R_2 – R_4 . В экспериментах снижение величины R_5 от 10 до 1 МОм никак не сказывалось на величине измеряемых потенциалов.

РЕЗУЛЬТАТЫ

В результате инвазивного измерения получено, что БЭП “материнского” растения хлорофитума, росшего в условиях естественного освещения, составил 70 мВ в момент введения электродов в ткань растения. Надземная часть растения была заряжена положительно относительно корня. После этого был зарегистрирован экспоненциальный спад сигнала до величин меньше чувствительности прибора в 100 мкВ в течение 30 мин.

Инвазивные измерения БЭП также проводили для группы “дочерних” растений хлорофитума:

тестируемые образцы на 14 сут помещали в условия искусственного освещения с одинаковым спектральным составом, но различной длительностью светового периода: от нескольких светододефицитных режимов (3, 1 и 0.25 ч) до достаточного времени облучения (9 ч), при котором содержание фотосинтетических пигментов равно таковому для естественных условий выращивания [5]. Методика измерения БЭП была та же. Для всех исследуемых образцов аналогично результатам, полученным для “материнского” растения, наблюдали уменьшение значений биопотенциалов в течение ~30–45 мин. Начальная величина БЭП для “дочерних” хлорофитумов варьировала в пределах 15–25 мВ. Скорость и характеристики спада биопотенциалов растений, росших в условиях различной длительности освещения, сильно различались. Была обнаружена некоторая зависимость увеличения времени спада БЭП от степени светододефицитности: для растений, развивающихся в условиях максимального дефицита света, скорость спада уменьшена в 2–3 раза по сравнению с растениями, которые находились в условиях достаточного освещения. Однако полученные кривые были существенно немонотонны, не совпадали для образцов, росших в одинаковых условиях, и были сложны для интерпретации.

Из полученных с помощью инвазивных измерений результатов можно сделать вывод, что спад БЭП с течением времени связан с нарушением структуры тканей хлорофитума во время введения электродов. Это приводит к изменению разности потенциалов между этим участком и другими частями растительного организма. В ответ на вносимое электродами механическое повреждение растение, для ограничения действия стрессора, включает работу защитных механизмов от возникновения некроза в области контакта ткани с электродом до синтеза регуляторных молекул и образования экранирующего слоя, отделяющий некротические участки от здоровых. Измеряемый потенциал характеризует реакцию на рану [22], получающиеся кривые сложны и не поддаются корректной интерпретации, так как сильно различаются для тестируемых объектов и являются следствием очень многофакторных процессов. Они слабо пригодны для оценки текущего физиологического состояния растения.

В связи с непригодностью метода, основанного на введении электродов в ткань живых растений, из-за сложности его применения для ризосферной зоны и регистрации параметров не функционального состояния растений, а скорее реакции на внешнее травматическое воздействие, предложили использовать неинвазивную установку электродов, основанную на поверхностном контакте с корневой системой.

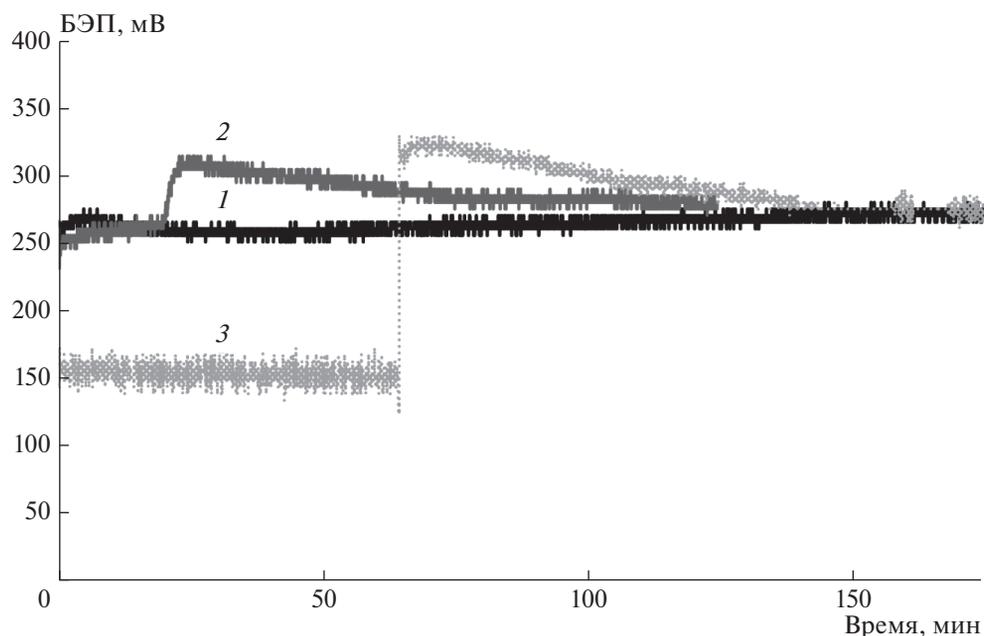


Рис. 2. Изменение биоэлектрического потенциала с течением времени в момент увлажнения корнеобитаемой среды от корневой шейки к кончикам корней хлорофитума через 1 – 3 сут, 2 – 12 сут, 3 – 15 сут с предыдущего полива.

Для изучения влияния водного режима на изменение БЭП растения был проведен эксперимент по длительному непрерывному измерению БЭП с течением времени в условиях варьируемой влажности почвенного субстрата. Имелась также возможность организации градиентного распространения воды по направлению роста корней и против (полив сверху и снизу). В емкость с электродными сетками сажали хлорофитум, корни которого были контролируемо пророщены сквозь сетки. Главным достоинством данной системы, являлось то, что корни растения физиологически касались поверхности электродных сеток, образуя с ними электрический контакт, не вызванный каким-либо нарушением анатомического или физиологического состояния корней.

При отсутствии растения стационарной разности потенциалов между сетками зафиксировано не было, иногда наблюдался сигнал, не превышающий 50 мВ и проявляющийся одиночными выбросами (пару раз в сутки). Это позволило исключить предположение о возникновении контактных потенциалов.

Сопротивление между электродами в рассматриваемой системе корнеобитаемая среда–растение при нормальных условиях роста и умеренной влажности на уровне ~60% от полной влагоемкости (ПВ) составило ~0.5 МОм. Отмечено, что после посадки растения, в ходе его адаптации к новым условиям и запуске механизма поглощения и транспорта ионов из корнеобитаемой среды наблюдается рост сопротивления почвенного субстрата с 0.5 до 1.4 МОм в течение 3 сут, что, види-

мо, связано со снижением влажности до 40–50% от ПВ. При внесении в емкость 50 мл воды сопротивление уменьшалось до 0.3 МОм, а при насыщении субстрата добавлением 150 мл воды до ~80% от ПВ, его величина снижалась до 0.12 МОм.

После размещения растения в емкости для выращивания и обеспечения контакта его корневой системы с электродами наблюдался плавный рост БЭП. В условиях достаточной влажности прикорневой зоны БЭП через ~3 сут выходил на средний уровень порядка 260 мВ и менялся стохастически в интервале от 245 до 275 мВ; при высыхании грунта значения начинали уменьшаться. Первый полив в направлении от надземной части хлорофитума к корневой системе провели через 3 сут после начала эксперимента, последующие – через 12 и 15 сут от последнего внесения воды соответственно. Во всех случаях вариации условий засухоустойчивости наблюдалась качественно схожая динамика изменения БЭП: слабый спад потенциала в период выдержки растения без полива, затем его увеличение скачком после полива и затем выравнивание до нового стационарного состояния. На рис. 2 приведена зависимость разности потенциалов между сетками в корнеобитаемой среде–растении от времени, начиная с момента внесения в субстрат жидкости через 3 (кривая 1), 12 (кривая 2) и 15 сут (кривая 3) от предыдущего полива.

Важными характеристиками динамики БЭП являются: а) время задержки скачка после полива, б) время нарастания БЭП до максимума, в) величина скачка БЭП и г) время выхода на стационарное состояние. На наш взгляд, все они характери-

Таблица 1. Время изменения биоэлектрического потенциала в зависимости от периода, проведенного без полива, при распространении воды от поверхности почвенного субстрата к корневой системе

Параметр	Вариант 1	Вариант 2	Вариант 3
Время без полива, дни	3	12	15
Время задержки изменения БЭП после полива, с	200	1170	3800
Время нарастания БЭП от стабильного до максимального значения, с	250	300	200
Время достижения нового стабильного уровня БЭП после максимума, с	150	2830	2400
Разность величин БЭП до и после полива, мВ	1–2	20	120
Величина скачка БЭП, наблюдаемая после полива над новым физиологическим уровнем, мВ	5	15	30

зуют значимые процессы, протекающие в прикорневой зоне.

Время задержки изменения потенциала после полива, увеличивается с ростом периода без увлажнения почвенного субстрата. Причем при длительности выдержки растения без воды в 3 сут и незначительном снижении влажности почвенного субстрата до ~45% от ПВ эта задержка составила меньше 3 мин, а при 15-суточной выдержке без полива и высыхании корнеобитаемой среды до уровня 10–12% от ПВ – порядка часа. Таким образом, диапазон изменения параметра составил более 20 раз. На наш взгляд, это время характеризует сумму двух эффектов: диффузионное распространение воды в прикорневой зоне, и адаптивные свойства корней, переходящих из режима вододефицита в избыточное водопоглощение.

Наоборот, время нарастания БЭП до максимума для всех экспериментальных условий оказывается близким. Видимо, оно связано с совокупностью процессов, включающих как физиологический ответ растения на увлажненность, так и чисто физический процесс шунтирования БЭП увлажненным почвенным субстратом с повышенной проводимостью.

Сама величина скачка БЭП тоже сильно зависит от времени выдержки растения в условиях вододефицита. Короткий период выдержки приводит к малой величине скачка не более 10% от начального уровня, тогда как долгие выдержки создают скачок, составляющий 25–30% от величины новой физиологической нормы, достигаемой после полива.

Время выхода БЭП на новый стабильный уровень, то есть компенсационный эффект и адаптация растения тоже зависит от того, сколько времени растение выдерживалось без полива. Если растение поливалось часто, то это время мало и составляет порядка 2.5 мин, при длительных интервалах между поливами оно может достигать 40–50 мин. В сводной табл. 1 охарактеризовано время изменений БЭП и величины изменения самих БЭП, зависящие от распространения воды в системе корнеобитаемая среда–растения и свя-

занных с этим физиологических реакциях при организации полива через разные промежутки.

Видно, что величина и особенно динамика изменений БЭП прикорневой зоны зависит от меры засушливости корнеобитаемой среды, то есть от степени вододефицитного стресса. При нормальных благоприятных условиях, когда растению хватает воды, биопотенциал – стабилен. При нехватке воды потенциал начинает медленно уменьшаться, после полива происходит скачок потенциала, дальнейшее его увеличение и стабилизация.

Аналогично были проведены измерения при подаче и поступлении воды снизу – от конца корневой системы к основанию растения. Сделаны три серии измерений с разным интервалом дней после подачи воды снизу: через 3, 12 и 15 сут от предыдущего увлажнения. При организации такого водообеспечения растений не наблюдается скачок потенциала, а происходит его плавное перераспределение и стабилизация за времена порядка десятков мин. Абсолютные величины изменения БЭП практически те же, что и в предыдущих опытах.

ОБСУЖДЕНИЕ

Полученные результаты могут интерпретироваться с учетом как физиологических процессов в организме растения и окружающей корнеобитаемой среде, так и чисто физических эффектов, сопутствующих электрическим измерениям. Можно предложить следующую модель, последовательно описывающую протекающие в системе эффекты при поливе: сначала происходит увлажнение почвенного субстрата, но в растение еще не начала поступать вода, и его физиологическое состояние соответствует тому, что имело место до начала полива. Длительность этого процесса определяется свойствами почвы и зависит от степени ее высыхания. Затем растение начинает активно всасывать воду из корнеобитаемой среды. С электрической точки зрения это можно трактовать как увеличение величины эквивалентной ЭДС за счет увеличения транспорта ионов в корнях после полива. При этом увлажненная почва с более низким сопротивлением начинает шунти-

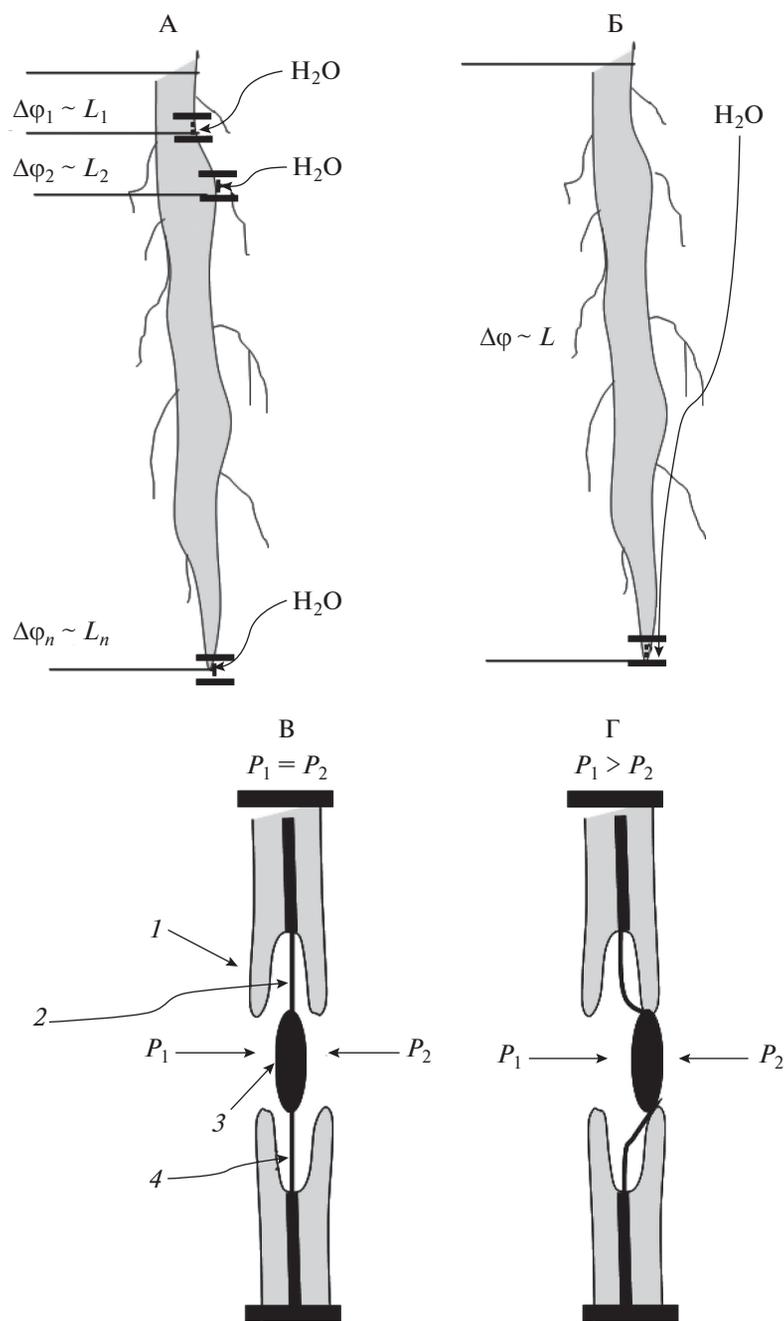


Рис. 3. Поступление воды в корень длиной L через поры и связанное с этим изменение биопотенциалов $\Delta\phi$ (А): при поливе сверху $\Delta\phi_1 < \Delta\phi_2 \dots < \Delta\phi_n$, при поливе снизу $\Delta\phi \sim \text{const}$ (Б), строение окаймленной поры [6] и градиент давления во время массового потока воды (В), и его блокирования (Г: 1 – окаймление, 2 – полость поры, 3 – торус, 4 – замыкающая пленка поры).

ровать имеющиеся БЭП. Однако рост ЭДС компенсирует эти утечки, более того, резко включающийся механизм всасывания ионов ведет к перекompенсации, проявляющийся как максимум на временных зависимостях БЭП. Тот факт, что время выхода на максимум не зависит от длительности выдержки растения без полива, показывает, что, скорей всего, изменение БЭП в этом временном диапазоне (200–300 с) соответствует физио-

логическому, и притом локальному процессу, относящемуся в большей степени к корневой системе, на который степень вододефицитного стресса, видимо, не влияет. Наконец, на третьей стадии растение находится в фазе адаптации к новым условиям увлажненности. При этом время выхода на стабильный уровень БЭП зависит от того, насколько организм растения был обезвожен в результате длительного перерыва в поливе.

Можно рассмотреть и еще один возможный механизм возникновения скачка БЭП. Полив приводит к уменьшению внутреннего сопротивления корней растения из-за протекания воды в корнях и стебле. Корни растения состоят из проводящих каналов, через которые идет всасывание воды. Логично предположить, что сопротивление внешнего покрова корня выше в его верхней части, примыкающей к стеблю по сравнению с нижней частью.

Когда происходит полив сверху, то поступление воды в корень идет в первую очередь через поры вблизи корневой шейки и дальше поступательно вниз по всей длине корневой системы по мере увлажнения субстрата вглубь (рис. 3, А). Если рассматривать корень как проводник с постоянным удельным сопротивлением ρ и одинаковой площадью сечения S по всей длине L , то разность между значениями потенциала в начале и в конце участка цепи пропорциональна длине корня:

$$\varphi_1 - \varphi_2 = IR = I\rho L/S \sim L, \quad (1)$$

где I — сила тока. Следовательно, БЭП постепенно увеличивается при поступлении воды сверху вниз от проводящих каналов в основании растения к нижней части корневой системы, и, соответственно, с увеличением длины проводника — корня:

$$\Delta\varphi_1 \sim L_1 < \Delta\varphi_2 \sim L_2 \dots < \Delta\varphi_n \sim L_n. \quad (2)$$

В случае подачи воды снизу, она по почвенным капиллярам поступает к корневой системе растений сперва через самые нижние поры в районе корневого чехлика и далее распространяется вверх к надземной части растения (рис. 3, Б). При этом разность потенциалов пропорциональна сразу всей длине проводника от основания до конца корней и постоянна:

$$\Delta\varphi \sim L \sim \text{const}. \quad (3)$$

Финальный уровень БЭП и, видимо, физиологическое состояние растения одинаковы при обоих видах полива.

Время задержки изменения БЭП, описанное в табл. 1 связано со строением поры и градиентом давления — основной движущей силой водного потока от почвы через растение. Так как поровая мембрана эластична, окаймленные поры функционируют как клапаны — при определенном давлении торус смещается к одной или другой стороне окаймления, закрывая поровое отверстие. В случае, когда давление воды со стороны клетки P_1 равно давлению P_2 со стороны почвы пора открыта, осуществляется транспорт воды за счет корневого давления и транспирации (рис. 3, В). При малом водном потоке со стороны почвы (засухе) на торус действует большее давление P_1 со стороны клетки и пора закрывается (рис. 3, Г). Таким образом, чем суше почва, тем менее интенсивен поток влаги к корню, который определяет-

ся перепадом давлений влаги в прикорневой зоне и, что важно, влагопроводностью корнеобитаемой среды, на порядки снижающейся при уменьшении влажности, и тем больше времени нужно на открытие пор.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Разработанный метод неинвазивного мониторинга биопотенциалов корней растений в отличие от инвазивных методов позволил воспроизводимо наблюдать вариации БЭП в ответ на циклы увлажнения. Новый способ обеспечения контакта растение—электрод с помощью прорастания корней через электродные сетки является простым и относительно легко реализуемым. Он не вызывает физиологического ответа на рану по сравнению с инвазивным методом, и не вносит значительных изменений в жизнедеятельность растения, за счет того, что корни самопроизвольно прорастают сквозь металлические контактные сетки.

Измерение БЭП в прикорневой зоне позволяет изучать взаимодействия растения с корнеобитаемой средой. БЭП ризосферы отражает характер протекания в реальном времени метаболических процессов, связанных с водным режимом, транспортом ионов и минеральных веществ в корнеобитаемой среде. Представленные результаты показали, что изменение биопотенциалов растений с течением времени, представленное в виде графиков-электрофитограмм, является объективным показателем состояний растительных организмов, и могут использоваться как система фитомониторинга, то есть отслеживания состояний растительных организмов, и как параметр для выбора путей стимуляции их развития.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бурлакова Е.В., Вепринцев Б.Н., Кольс О.Р., Кригер Ю.А. Практикум по общей биофизике. Вып. III—IV: Исследования биоэлектрических явлений в тканях и клетках. М.: Высшая школа, 1961. 262 с.
2. Воденев В.А., Шерстнева О.Н., Сухова Л.М., Сёмкина М.М., Катичева Л.А., Сухов В.С. Изменение параметров индуцированных электрическими сигналами ответов фотосинтеза при увеличении возраста проростков пшеницы // Физиология растений. 2016. Т. 63. № 6. С. 873—880.
3. Коловский Р.А. Биоэлектрические потенциалы древесных растений. Новосибирск: Наука, 1980. 176 с.
4. Кулешова Т.Э., Бушлякова А.В., Галль Н.Р. Неинвазивное измерение биоэлектрических потенциалов растений // Письма в ЖТФ. 2019. Т. 45. Вып. 5. С. 6—8.

5. Кулешова Т.Э., Лихачев А.И., Павлова Е.С., Кулешов Д.О., Нащекин А.В., Галль Н.Р. Взаимосвязь спектров поглощения пигментов растений и светодиодного освещения с различным спектральным составом // Журн. технической физики. 2018. Т. 88. № 9. С. 1285–1289.
6. Кутимская М.А., Бузунова М.Ю., Убрятова Л.В. Биоэлектrogenез и информационный обмен у высших растений, включая зерновые культуры // Вестник ИрГСХА. 2014. № 60. С. 105–110.
7. Медведев С.С. Физиология растений: учебник. СПб.: БХВ-Петербург, 2012. 512 с.
8. Опритов В.А. Электричество в жизни животных и растений // Соросовский образовательный журн. 1996. № 9. С. 40–46.
9. Орлов Ю.Н., Суглобова О.Н. Исследование характеристик биоэлектрических электродов. М.: МГТУ им. Н.Э. Баумана, 2008. 44 с.
10. Пасичный А.П., Карманов В.Г. Измерение биоэлектрического потенциала листьев высших растений бесконтактным способом // Вопросы экспериментальной биофизики и кибернетики растений. Тр. АФИ. 1969. № 24. С. 161–168.
11. Поздняков А.И. Биоэлектрические потенциалы в системе почва–растение // Почвоведение. 2013. № 7. С. 813–821.
12. Поздняков А.И., Позднякова Л.А., Позднякова А.Д. Стационарные электрические поля в почвах. М.: КМК Scientific Press Ltd., 1996. 358 с.
13. Пятыгин С.С. Распространяющиеся электрические сигналы в растениях // Цитология. 2008. Т. 50. № 2. С. 154–159.
14. Brenner E.D., Stahlberg R., Mancuso S., Vivanco J., Baluška F., Van Volkenburgh E. Plant neurobiology: an integrated view of plant signaling // Trends in plant science. 2006. V. 11. № 8. P. 413–419. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2006.06.009>
15. Fromm J., Lautner S. Electrical signals and their physiological significance in plants // Plant, Cell Environ. 2007. V. 30. № 3. P. 249–257. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2006.01614.x>
16. Hasegawa Y., Hoshino R., Uchida H. Development of cultivation environment control system using plant bioelectric potential // Proceedings of NOLTA. 2015. P. 860–863.
17. Karlsson L. Instrumentation for measuring bioelectrical signals in plants // Rev. Sci. Instrum. 1972. V. 43. № 3. P. 458–464. <https://doi.org/10.1063/1.1685661>
18. Murohashi F., Uchida H., Hasegawa Y. Evaluation of photosynthetic activity by bioelectric potential for optimizing wavelength ratio of plant cultivation light // Int. J. Biosensors Bioelectronics. 2018. V. 4. № 6. P. 281–287. <https://doi.org/10.15406/ijbsbe.2018.04.00141>
19. Ochiai T., Tago S., Hayashi M., Fujishima A. Highly sensitive measurement of bioelectric potentials by boron-doped diamond electrodes for plant monitoring // ECS Transactions. 2016. V. 75. № 16. P. 233–242. <https://doi.org/10.1149/07516.0233ecst>
20. Parkinson K.J. Bioelectric potentials in plants: dissertation. Durham University, 1963. 371 p.
21. Tattar T.A., Blanchard R.O. Electrophysiological research in plant pathology // Ann. Rev. Phytopathol. 1976. V. 14. № 1. P. 309–325.
22. Tyler S.E.B. Nature's electric potential: A systematic review of the role of bioelectricity in wound healing and regenerative processes in animals, humans, and plants // Frontiers in Physiology. 2017. V. 8. P. 627. <https://doi.org/10.3389/fphys.2017.00627>

Dynamics of Bioelectric Potential in the Root Zone of Plants during Irrigation

T. E. Kuleshova^{1,*} and N. R. Gall¹

¹Ioffe Institute, St. Petersburg, 194021 Russia

*e-mail: www.piter.ru@bk.ru

The paper concerns influence of water propagation on the bioelectric potential in the soil–plant system. Two methods for measuring bioelectric potentials (BEPs) of plants has been compared: (a) an invasive installation of needle electrodes and (b) noninvasive method of providing contact due to root intergrowth through a metal grid. It has been shown that needle electrode introduction into plant tissue leads to a decrease in the biopotential difference from 70 mV to a noise level within ~ 30 minutes; in fact, this means measuring the potentials generated by the plant organism due to the stress caused by the damage. On the contrary, non-invasive electrode installation provides long-term measurements for months and even longer. A setup was developed for automated electrophytogram recording using the noninvasive method. It allows one long-term measurement of the plant electrophysiological signal directly under normal life conditions for the rhizosphere; it indicates the current functional state of plant. An equivalent BEP measurement scheme has been proposed accounting for both electrical properties of the plant and root–inhabited medium. BEPs were measured in varying soil moisture and organization of water distribution along and against the root growth direction. The biopotential is constant on average and fluctuates stochastically in the range from 245 to 275 mV under conditions of soil moisture at 60–70% of the total moisture capacity. The bioelectric potential decreases almost twice when the soil dries. It is restored after irrigation and the restoration delay time increases with increasing water-deficit period. A model is proposed describing the effects that occur in the system during a water-deficiency regime and irrigation.

Keywords: electrophytogram, root-inhabited medium, rhizosphere, non-invasive measurements, water flow

УДК 579

ПРОКАРИОТНОЕ СООБЩЕСТВО ДРЕВНЕЙ МЕРЗЛОТЫ АНТАРКТИДЫ ПОСЛЕ ОБЛУЧЕНИЯ ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЕМ В МОДЕЛЬНЫХ УСЛОВИЯХ МАРСА

© 2021 г. В. С. Чепцов^{a, b, *}, Е. А. Воробьева^a, Н. А. Манучарова^a, М. В. Горленко^a,
А. К. Павлов^c, М. С. Розанова^a, В. Н. Ломасов^d, А. А. Белов^a, А. Е. Чумиков^b

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

^bИнститут космических исследований РАН, Профсоюзная ул., 84/32, Москва, 117997 Россия

^cФизико-технический институт им. А.Ф. Иоффе РАН, Политехническая ул., 26, Санкт-Петербург, 194021 Россия

^dСанкт-Петербургский политехнический университет Петра Великого,
Политехническая ул., 29, Санкт-Петербург, 195251 Россия

*e-mail: cheptcov.vladimir@gmail.com

Поступила в редакцию 08.05.2020 г.

После доработки 19.05.2020 г.

Принята к публикации 26.06.2020 г.

Исследовано влияние облучения гамма-излучением дозой 100 кГр в условиях низкого давления (1 торр) и низкой температуры (-50°C) на микробное сообщество древней мерзлой осадочной породы Антарктиды. Установлено, что общая численность клеток прокариот, определяемая методом эпифлуоресцентной микроскопии, как и численность метаболически активных клеток бактерий и архей, обнаруженных с помощью метода флуоресценции *in situ* гибридизации, после облучения сохраняется на контрольном уровне, в то время как число культивируемых гетеротрофных бактерий снижалось на порядок. Методом мультисубстратного тестирования показано, что микробный комплекс сохранил высокую потенциальную метаболическую активность и функциональное разнообразие после воздействия совокупности экстремальных физических факторов. Устойчивость, продемонстрированная микробным сообществом, существенно превышает общепринятые оценки радиорезистентности прокариот и свидетельствует о недооценке радиорезистентности микроорганизмов в естественных местообитаниях, важной роли минеральной гетерофазной среды и условий облучения (давления, температуры). Исследование подтверждает потенциальную возможность длительной криоконсервации жизнеспособных микроорганизмов земного типа в реголите Марса, а также возможность переноса анабиотических форм жизни в составе малых тел в космической среде.

Ключевые слова: ионизирующая радиация, микробное сообщество, астробиология, многолетне-мерзлые породы, криоконсервация, некультивируемое состояние

DOI: 10.31857/S0032180X21030035

ВВЕДЕНИЕ

Ионизирующее излучение является важнейшим фактором, оказывающим непрерывное воздействие на динамику биосферных процессов в прошлом и настоящем [6, 14]. С развитием цивилизации необходимость оценки влияния радиации на естественную среду возрастает в связи с производством ядерной энергии, накоплением радиоактивных отходов и усилением радиационной нагрузки на биосферу. Выход человека за пределы Земли, перспективы освоения других планет Солнечной системы также требуют совершенствования знаний о радиационно активной среде и устойчивости в ней известных нам форм жизни.

Влияние радиации на микроорганизмы изучается на протяжении десятилетий, однако остается

много нерешенных вопросов. Прежде всего, неясны пределы устойчивости микроорганизмов в естественной среде обитания к воздействию ионизирующего излучения. Показано, что наиболее радиорезистентные виды прокариот в чистой культуре способны выдерживать воздействие доз около 20–25 кГр [25]. Но в условиях природных гетерофазных органо-минеральных экотопов (почв, пород) радиорезистентность микроорганизмов может существенно меняться. Большое биоразнообразие природных микробных сообществ, разнообразие экологических ниш (микрозон), характеризующихся различными физико-химическими параметрами, дублирование экологических функций микроорганизмами, внутри- и межпопуляционные взаимодействия, присутствие пула метаболитов и протекторные свойства гетерофазной среды спо-

способствуют поддержанию гомеостаза экосистем и их функционированию и выживанию при экстремальных нагрузках [11, 35]. Микроорганизмы природных местообитаний имеют развитые взаимосвязанные механизмы ответа на различные стрессовые воздействия [18] и повышенный адаптационный потенциал [20], что также может существенно корректировать их устойчивость к радиационным воздействиям.

Радиорезистентность микроорганизмов в природной среде относительно мало изучена. По данным различных авторов, стерилизующие дозы для почв и грунтов варьируют от ~6 до 65 кГр [22, 25, 30, 31]. В подавляющем большинстве работ по изучению радиорезистентности микробных сообществ *in situ* обнаружение жизнеспособных клеток проводилось только культуральными методами. В то же время известно, что в стрессовых условиях микроорганизмы могут образовывать некультивируемые и покоящиеся формы [12, 30], и эти физиологические перестройки имеют существенное значение в стратегии выживания микроорганизмов и микробных сообществ в почвах и породах, особенно в экстремальных местообитаниях [34]. Переход микроорганизмов в покоящееся или некультивируемое состояние может быть ошибочно воспринят как их гибель, а величина стерилизующей дозы радиации может быть недооценена. Очевидно, что подобные исследования требуют одновременного применения как культуральных, так и *in situ* методов. Стерилизующие дозы радиации для естественных микробных сообществ на сегодняшний день не определены, как и факторы, влияющие на устойчивость микроорганизмов *in situ*.

Ионизирующая радиация рассматривается как основной фактор, лимитирующий существование и распространения жизни за пределами нашей планеты [3, 27]. Результаты исследований радиорезистентности микроорганизмов используются при планировании космических миссий для оценки возможности обнаружения живых организмов и биомолекул в составе различных космических объектов, а также при построении моделей зарождения и эволюции жизни. При воздействии радиации на клетку во внеземных условиях возможна существенная модификация радиационных эффектов. В частности, температура, давление, состав атмосферы, присутствие воды и другие факторы влияют на количество радиационных повреждений в клетке [3, 10]. В связи с этим важно исследовать синергичное действие комплекса внеземных условий на сложные гетерогенные биокосные системы (почвы, породы, грунты), являющиеся земными аналогами гипотетических инопланетных экосистем.

Недавно было показано, что микробные сообщества древних (возрастом около 2 млн лет) мерз-

лых пород Арктики *in situ* способны выдерживать воздействие гамма-излучения в дозах до 100 кГр в условиях низкого давления и низкой температуры [7]. Столь высокая радиорезистентность существенно превосходит существующие представления об устойчивости микроорганизмов. Для выявления механизмов, обуславливающих стабильность природных экосистем при воздействии гамма-излучения, необходимы: 1 – сравнительное изучение радиорезистентности микробных сообществ в так называемых “экстремальных местообитаниях” и биотопах, не подверженных постоянной высокой стрессовой нагрузке с оценкой влияния на стрессоустойчивость их физико-химических характеристик и генезиса; 2 – сравнительный анализ данных, полученных ранее для других экстремальных природных объектов с целью выяснить, насколько высокая радиорезистентность микробных сообществ *in situ* является общим феноменом, специфической характеристикой экстремальных экотопов.

В настоящей работе исследовали комплексное воздействие физических факторов, имитирующих основные условия поверхности Марса (гамма-излучение (100 кГр), низкое давление (1 торр) и низкую температуру (–50°C)) на жизнеспособность природного микробного сообщества длительно мерзлой осадочной антарктической породы. Вечная мерзлота и аридные полярные пустыни Антарктиды рассматриваются в числе природных местообитаний Земли, наиболее приближенных по совокупности физико-химических условий к известной характеристике реголита Марса. Это является основанием для проведения микробиологических исследований астробиологической направленности в наиболее экстремальных районах Антарктиды, в частности, в районе Сухих Долин [13, 16, 32]. Используемая в эксперименте доза радиации подразумевала длительное воздействие космических лучей на марсианский реголит и накопление радиационных повреждений клетками, предположительно сохранных в анабиотическом состоянии микроорганизмов в грунте Марса. Такой подход при выявлении предельной дозы позволяет оценить геологическое время сохранения жизнеспособности микроорганизмами и микробными сообществами земного типа в реголите после утраты Марсом значительной части атмосферы и формирования условий, характеризующих планету в современном состоянии.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Для проведения исследования использован образец антарктической мерзлой осадочной породы (образец А-6/99-6). Образец отобран с глубины 1.3–1.5 м в скважине 6/99, пробуренной в равнинном районе долины Бикона (77°50' S, 160°36' E, 1270 м над ур. моря) [16]. Регион Сухих

долин в Антарктиде, где расположена станция Мак Мёрдо, интенсивно исследуется и подробно описан [5]. Возраст мерзлоты, исследованной в данной работе, оценивается в 50–300 тыс. лет [16]. Осадочная порода представляет собой крупнозернистый песок с включениями гальки, сцементированный льдом в массивную криогенную структуру глубиной не менее 20 м (далее не бурили). Максимальная отрицательная температура, зарегистрированная в исследованных мерзлых породах, -18.5°C . Содержание ионов NO_3^- , Cl^- , CO_3^{2-} , NH_4^+ , Na^+ , Mn^{2+} , Mg^{2+} , K^+ и суммарное содержание ионов $\text{Fe}^{2+} + \text{Fe}^{3+}$ в образце составляло 0.78, 62.3, 172.39, 2.56, 915.15, 331.35, 10.47, 106.98 и 34.22 мг/кг соответственно. Содержание $\text{C}_{\text{орг}}$ составляло 0.01%. pH водной вытяжки 8.21 [16]. Методика отбора образцов и их транспортировки в лабораторию была подробно описана ранее [16]. После доставки в лабораторию до проведения эксперимента образцы хранили при -18°C .

Перед облучением образец мерзлой породы инкубировали без внесения каких-либо веществ при температуре $+28^{\circ}\text{C}$ в течение 10 сут с целью реактивации микробного сообщества, затем высушивали до воздушно-сухого состояния в течение суток при той же температуре. Далее образец был разделен на 4 навески, одна из которых не была облучена и служила контролем, 3 навески были облучены. Для облучения образцы помещали в ранее описанную климатическую камеру [28], позволяющую поддерживать стабильно низкое давление 1 торр и температуру -50°C в течение всего времени облучения. Облучение проводили на гамма-установке К-120000 с источниками ^{60}Co при интенсивности излучения 5 кГр/ч. После облучения до проведения анализов образцы хранили при -18°C .

Определение численности культивируемых гетеротрофных аэробных бактерий проводили методом посева каждого образца из серии разведений на плотные питательные среды: глюкозо-пептоно-дрожжевую (ГПД) (пептон – 2 г/л; глюкоза – 1 г/л; дрожжевой экстракт – 1 г/л; гидролизат казеина – 1 г/л; CaCO_3 – 1 г/л, агар-агар – 20 г/л) и 1/2 R2A (R2A агар (“Difco”, США) – 9.1 г/л, агар-агар – 15 г/л) [1]. Культивирование проводили при температуре $+28^{\circ}\text{C}$. Общую численность прокариот в образцах определяли методом эпифлуоресцентной микроскопии (ЭФМ) с акридином оранжевым [1]. Оценку численности бактерий и архей проводили с помощью метода флуоресценции *in situ* гибридизации (FISH) с рРНК-специфичными флуоресцентно мечеными олигонуклеотидными зондами ARCH915 и EUB338 + EUB338I (“Синтол”, Россия), специфичными для представителей доменов *Archaea* и *Bacteria* соответственно. Анализ проводили по методике, описанной ра-

нее [21]. Потенциальную метаболическую активность микробных сообществ исследовали методом мультисубстратного тестирования согласно ранее описанной методике [2] с изменениями [7]. Статистическую обработку данных проводили с использованием программных пакетов STATISTICA 8.0, Microsoft Office Excel 2007 и оригинального программного обеспечения “Эко-Лог” [2].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Число КОЕ аэробных гетеротрофных бактерий после облучения снизилось на порядок (табл. 1). Тем не менее, численность культивируемых клеток бактерий сохранялась на высоком уровне – десятки миллионов КОЕ/г. Общее содержание клеток прокариот, определенное методом ЭФМ с акридином оранжевым, после облучения уменьшилось в 1.5–1.8 раз. Общая численность прокариот и число КОЕ бактерий во всех исследованных образцах несколько превышали соответствующие показатели других образцов мерзлых пород Сухих долин и долины Бикона [16]. Вероятно, это связано с увеличением численности микроорганизмов в ходе инкубации образцов. В составе микробных сообществ *in situ* при исследовании методом FISH были обнаружены как бактерии, так и археи. После облучения содержание метаболически активных клеток бактерий и архей изменилось несущественно (изменения не превышали погрешности измерений), при этом и варьирование показателей численности клеток в облученных образцах было незначительным, что свидетельствует о высокой воспроизводимости результатов эксперимента.

Исследованное микробное сообщество древней антарктической мерзлоты продемонстрировало *in situ* повышенную радиорезистентность в сравнении с известными данными. В частности, ранее было показано, что при облучении поверхностных образцов мерзлой породы из того же региона (Мак-Мёрдо, Сухие долины) дозой 6 кГр в нормальных условиях число КОЕ бактерий снижалось более чем на 2 порядка [25]. Сведения о выживании прокариот при облучении дозами свыше 80 кГр отсутствуют [22, 25, 31], за исключением вышеупомянутых результатов наших исследований [7].

В контрольном образце число КОЕ в зависимости от среды культивирования составляло 2.3–7.3% от общей численности прокариот (ЭФМ) и 32–100% от числа метаболически активных клеток бактерий (FISH). В облученных образцах эти показатели составляли 0.1–1.6 и 3.6–14.5% соответственно. Можно предположить, что уменьшение доли культивируемых клеток связано с изменением физиологического статуса микроорганизмов *in situ* и торможением процессов репликации. Возможен переход части популяций в некультивируемое со-

Таблица 1. Влияние гамма-излучения (100 кГр), низкой температуры (-50°C) и низкого давления (1 торр) на численность культивируемых бактерий (КОЕ/г), общую численность прокариот (кл/г) и численность метаболически активных бактерий и архей (кл/г) в образце А-6/99-6

Образец	Среда ГПД	Среда 1/2 R2A	Общая численность (ЭФМ)	<i>Archaea</i> (FISH)	<i>Bacteria</i> (FISH)
Контроль	$1.1 \pm 0.4 \times 10^8$	$3.5 \pm 2.9 \times 10^7$	$1.5 \pm 0.2 \times 10^9$	$5.6 \pm 2.6 \times 10^7$	$1.1 \pm 0.3 \times 10^8$
Облученный № 1	$1 \pm 0.3 \times 10^7$	$2.5 \pm 1.9 \times 10^6$	$8.5 \pm 1.3 \times 10^8$	$4 \pm 1.8 \times 10^7$	$6.9 \pm 2.5 \times 10^7$
Облученный № 2	$1.6 \pm 1.1 \times 10^7$	$2.9 \pm 1.6 \times 10^6$	$9.9 \pm 0.9 \times 10^8$	Не опр.	
Облученный № 3	$9.2 \pm 3.2 \times 10^6$	$9.8 \pm 8.1 \times 10^5$	$8.3 \pm 1.2 \times 10^8$		

Примечание. Значение погрешности соответствует стандартному отклонению, $p < 0.05$.

Таблица 2. Параметры функционального разнообразия и потенциальной метаболической активности микробных сообществ вечномёрзлой породы до и после воздействия моделируемых условий

Параметр функционального состояния микробного сообщества	Образец			
	контроль	облученный № 1	облученный № 2	облученный № 3
Коэффициент рангового распределения спектров потребления субстратов, d	1.22	1.31	1.4	1.34
Количество потребляемых субстратов, N	23	18	20	21
Удельная метаболическая работа, W	1523	1652	1732	1715
Выравненность, E	0.98	0.97	0.97	0.96
Индекс Шеннона, H	4.4	4	4.1	4.2

стояние, что является известной реакцией прокариот на стрессовое воздействие [12]. Подобный результат (уменьшение числа КОЕ при небольшом изменении общей численности прокариот) мог быть обусловлен и переходом микроорганизмов в dormantное состояние, однако dormantные клетки, как правило, не обнаруживаются методом FISH без применения специальных методик [8]. Отношение же численности метаболически активных бактерий и общей численности прокариот практически не изменялось после облучения. Эффект перехода почвенных бактерий в некультивируемое состояние в результате облучения наблюдали ранее Питонцо с соавт. [30]. Этими авторами было показано, что при благоприятных условиях возможен выход бактерий из некультивируемого состояния и восстановление способности к культивированию.

При анализе основных параметров функционального разнообразия и метаболической активности микробных сообществ после облучения образцов, проведенном с использованием метода мульти-субстратного тестирования, отмечено возрастание коэффициентов рангового распределения спектров потребления субстратов (d), что указывает на некоторую дестабилизацию сообщества. Сократилось разнообразие потребляемых субстратов (N), увеличилась удельная метаболическая работа (W) (табл. 2). Значения индексов Шеннона (H) и ин-

дексов выравненности (E) оставались близки к контрольным значениям. Среднее потребление пентоз, спиртов, олигосахаров и солей органических кислот было близко к утилизации этих групп субстратов в контроле, в то время как потребление гексоз, полимеров и аминокислот возросло в 1.5, 2.1 и 2.7 раз соответственно. Таким образом, после облучения в заданных моделируемых условиях при небольшом уменьшении функционального разнообразия наблюдался рост потенциальной метаболической активности. Микробное сообщество антарктической мерзлой породы после облучения более активно в сравнении с контролем потребляло аминокислоты и полимеры (рис. 1). Однако в целом метаболический "образ" сообщества после воздействия дозой 100 кГр в заданных условиях существенно не нарушился.

В ранее опубликованных исследованиях [23, 29] при облучении почв гамма-излучением дозами около 10 кГр в нормальных условиях угнетение микробных сообществ *in situ* было более существенным, чем в нашем эксперименте: потенциальная метаболическая активность сократилась в 6 и более раз, разнообразие потребляемых субстратов – в 4 и более раз, вплоть до полного ингибирования активности. При этом была продемонстрирована возможность восстановления метаболической активности и функционального разнообразия

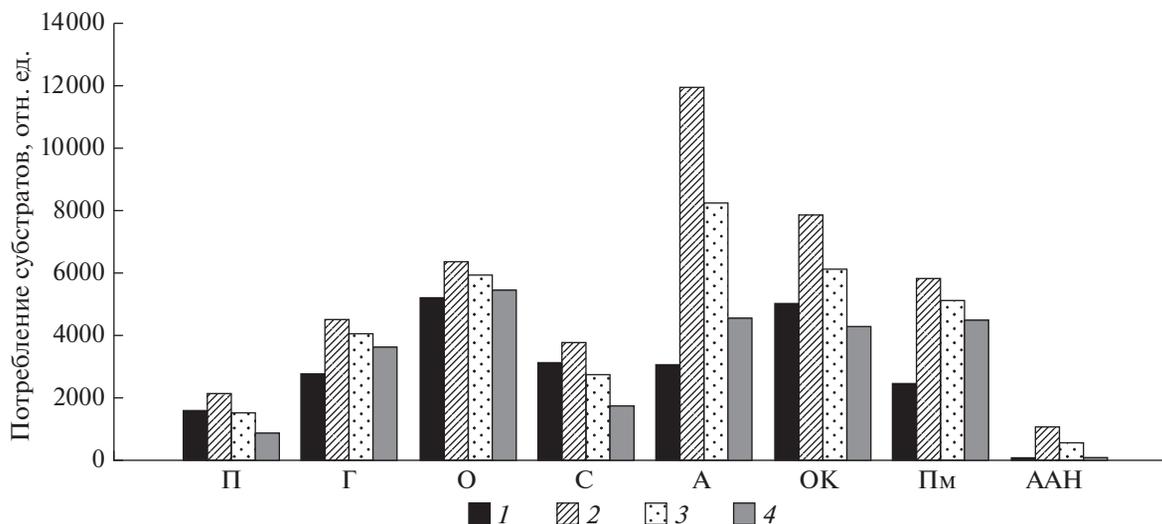


Рис. 1. Потребление (оптическая плотность в лунках МСТ-планшета) номинальных групп субстратов микробным сообществом до и после облучения. П – пентозы, Г – гексозы, О – олигосахариды, С – спирты, А – аминокислоты, ОК – соли органических кислот, Пм – полимеры, ААН – амины, амиды, нуклеозиды. Образцы: 1 – контроль; 2 – облученный образец № 1, 3 – облученный образец № 2, 4 – облученный образец № 3.

при увлажнении и последующей инкубации облученных образцов [23].

Таким образом, совокупное воздействие высокой дозы гамма-излучения, низкой температуры и низкого давления не приводит к гибели прокариотных комплексов, сформировавшихся в экстремальных условиях мерзлоты Антарктиды. Однако такое воздействие может вызывать изменение репродуктивной и метаболической активности функционирующих популяций. Основным механизмом быстрого реагирования прокариотных сообществ на такое воздействие, по-видимому, является переход в некультивируемое и/или дормантное состояние.

Результаты настоящего исследования согласуются с полученными нами ранее данными об устойчивости прокариот древней мерзлой породы Арктики к аналогичному воздействию [7], несмотря на существенно иной генезис пород, существенные различия в температурных условиях и длительности пребывания пород в мерзлом состоянии. Продемонстрирована идентичная реакция микробных сообществ на комплексное воздействие основных физических факторов реголита Марса: существенное уменьшение числа КОЕ при сохранении общего содержания клеток прокариот и числа метаболически активных клеток на уровне, близком к исходному, сохранение метаболического “образа” микробного комплекса при небольшом сокращении разнообразия потребляемых субстратов и увеличении потенциальной метаболической активности с активным потреблением аминокислот. В то же время по показателям общей численности, определяемой ме-

тодом ЭФМ, сообщество мерзлоты Антарктиды оказалось несколько менее устойчивым, чем ранее исследованный микробный комплекс мерзлой породы Арктики, обнаружив сокращение общего обилия клеток после облучения. В арктической мерзлоте общая численность прокариот сохранялась на контрольном уровне [7]. Возможно, сказалось различие в возрасте исследованных мерзлых пород, то есть времени их пребывания при отрицательных температурах. В течение длительной криоконсервации микроорганизмы полярных регионов Земли могут аккумулировать радиационные повреждения вследствие воздействия весьма высоких доз ионизирующего излучения, полученных в течение геологического времени [15]. Для ранее исследованной нами мерзлоты Арктики суммарная аккумулированная доза вероятно не превышала 4–6 кГр, для более молодых антарктических – на порядок меньше. Экспериментально показано, что бактерии способны приобретать повышенную радиорезистентность после облучения [17]. Другим фактором для обсуждения некоторых различий в устойчивости может быть температура осадочной толщи, которая в Антарктиде на 10–15°C ниже. Если в мерзлоте Восточной Сибири она составляет –7–12°C, что позволяет клеткам сохранять физиологическую активность и восстанавливать повреждения, то в мерзлоте Антарктиды в месте отбора образцов она достигает –18–27°C [15, 16], то есть тормозит метаболическую активность клеток и, следовательно, процессы репарации, до минимального уровня. Однако в целом полученные данные свидетельствуют о том, что высокая радиорезистентность *in situ* характерна для микро-

организмов, выживающих в экстремально холодных местообитаниях.

Устойчивость, продемонстрированная микробными сообществами мерзлоты *in situ*, существенно превышает общепринятые оценки радиорезистентности микроорганизмов. Как уже отмечено, радиорезистентность обусловлена условиями, в которых проводилось облучение: низкая температура, низкое давление, и, следовательно, низкая концентрация кислорода и воды. Известно, что понижение температуры и снижение концентрации источников свободных радикалов (кислорода и воды) существенно уменьшает количество радиационных повреждений клетки [3, 10]. Однако полученные данные дают основания полагать, что радиорезистентность микроорганизмов в естественной среде обитания недооценивается. Это отчасти подтверждается данными о выживании грибов *Cryomyces antarcticus* после облучения гамма-излучением дозой 117 кГр при нормальных условиях [26]. Заметим, что эукариоты принято считать более радиочувствительными в сравнении с прокариотами [22].

В настоящее время представления об экстремофилии и устойчивости микроорганизмов заметно меняются. Обнаруживаются все более устойчивые микроорганизмы, таксономический спектр устойчивых форм расширяется. В частности, дополняются знания о температурных границах роста микроорганизмов [33], об устойчивости к высокому и низкому давлению [28, 33], сильным окислителям [4], обнаруживаются новые радиорезистентные виды микроорганизмов [24, 31]. Диапазон жизнеспособности клеток оказывается гораздо шире, чем считалось ранее.

Результаты исследования позволяют более адекватно оценивать перспективу обнаружения жизнеспособных микроорганизмов в грунте Марса. Предполагается, что на начальных этапах эволюции планеты Марс имел климат благоприятный для развития биосферы [13]. В дальнейшем, при изменении климата, гипотетическая биосфера могла быть криоконсервирована подобно микробным сообществам древней мерзлоты [16]. При этом длительность ее сохранения в жизнеспособном состоянии неизбежно лимитируется накоплением радиационных повреждений в клетках, так как в условиях низких температур скорость репарации повреждений клетками очень мала [3, 27, 33]. Учитывая интенсивность излучения в реголите Марса [9, 19], доза 100 кГр аккумулируется в течение 1.3 млн лет в поверхностном слое реголита и в течение 20 млн лет на глубине 5 м. Полученные данные позволяют предполагать возможность сохранения жизнеспособных микроорганизмов и реликтовых экосистем в реголите Марса, по крайней мере, в течение указанных периодов времени после утраты Марсом значитель-

ной части атмосферы и приближения к современным условиям. Следует еще раз подчеркнуть, что после облучения микробное сообщество мерзлоты сохраняло метаболическую активность *in situ*, что подтверждается данными FISH. Следовательно, микроорганизмы были способны осуществлять репарацию повреждений после воздействия столь высокой дозы радиации. Этот факт говорит о том, что расчетная длительность сохранения гипотетических экосистем в реголите Марса может быть существенно увеличена. Кроме того, из результатов исследования следует, что в условиях низкого давления и низкой температуры испытанная нами доза облучения ниже стерилизующей.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы выражают свое уважение памяти Д.А. Гиличинского, предоставившего образцы антарктических мерзлых осадочных пород.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта Российского научного фонда № 17-12-01184 и при частичной поддержке гранта Российского фонда фундаментальных исследований № 20-02-00470.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Звягинцев Д.Г. Методы почвенной микробиологии и биохимии. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1991. 304 с.
2. Горленко М.В., Кожевин П.А. Мультистратное тестирование природных микробных сообществ. М.: МАКС Пресс, 2005. 88 с.
3. Baumstark-Khan C., Facius R. Life under conditions of ionizing radiation // *Astrobiology: The Quest for the Conditions of Life*. Berlin: Springer, 2002. P. 261–284. https://doi.org/10.1007/978-3-642-59381-9_18
4. Beblo-Vranesevic K., Huber H., Rettberg P. High tolerance of *Hydrogenothermus marinus* to sodium perchlorate. // *Frontiers in Microbiology*. 2017. V. 8. P. 1369. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01369>
5. Bockheim J.G., Campbell I.B., McLeod M. Permafrost distribution and active-layer depths in the McMurdo Dry valleys, Antarctica // *Permafrost and Periglacial Processes*. 2007. V. 18. № 3. P. 217–227. <https://doi.org/10.1002/ppp.588>
6. Brown A.R., Boothman C., Pimblott S.M., Lloyd J.R. The impact of gamma radiation on sediment microbial processes // *Applied and Environmental Microbiology*. 2015. V. 81. № 12. P. 4014–4025. <https://doi.org/10.1128/AEM.00590-15>
7. Cheptsov V.S., Vorobyova E.A., Manucharova N.A., Gorlenko M.V., Pavlov A.K., Vdovina M.A., Lomasov V.N., Bulat S.A. 100 kGy gamma-affected microbial commu-

- nities within the ancient Arctic permafrost under simulated Martian conditions // *Extremophiles*. 2017. V. 21. № 6. P. 1057–1067.
<https://doi.org/10.1007/s00792-017-0966-7>
8. *Daims H., Stoecker K., Wagner M.* Fluorescence in situ hybridization for the detection of prokaryotes // *Molecular microbial ecology*. Abingdon: Taylor and Francis, 2005. P. 192–212.
 9. *Dartnell L.R., Desorgher L., Ward J.M., Coates A.J.* Martian sub-surface ionising radiation: biosignatures and geology // *Biogeosciences Discussions*. 2007. V. 4. № 1. P. 455–492.
 10. *Dartnell L.R., Hunter S.J., Lovell K.V., Coates A.J., Ward J.M.* Low-temperature ionizing radiation resistance of *Deinococcus radiodurans* and Antarctic Dry Valley bacteria // *Astrobiology*. 2010. V. 10. № 7. P. 717–732.
<https://doi.org/10.1089/ast.2009.0439>
 11. *El-Registan G.I., Mulyukin A.L., Nikolaev Y.A., Stepanenko I.Y., Kozlova A.N., Martirosova E.I., Shanenko E.F., Strakhovskaya M.G., Revina A.A.* The role of microbial low-molecular-weight autoregulatory factors (alkylhydroxybenzenes) in resistance of microorganisms to radiation and heat shock // *Advances in Space Research*. 2005. V. 36. № 9. P. 1718–1728.
<https://doi.org/10.1016/j.asr.2005.02.070>
 12. *El-Registan G.I., Mulyukin A.L., Nikolaev Y.A., Suzina N.E., Gal'chenko V.F., Duda V.I.* Adaptogenic functions of extracellular autoregulators of microorganisms // *Microbiology*. 2006. V. 75. № 4. P. 380–389.
<https://doi.org/10.1134/S0026261706040035>
 13. *Fairén A.G., Davila A.F., Lim D., Bramall N., Bonaccorsi R., Zavaleta J., Uceda E.R., Stoker C., Wierzbos J., Dohm J.M., Amils R., Andersen D., McKay C.P.* Astrobiology through the ages of Mars: the study of terrestrial analogues to understand the habitability of Mars // *Astrobiology*. 2010. V. 10. № 8. P. 821–843.
<https://doi.org/10.1089/ast.2009.0440>
 14. *Giardino G., Pillitteri I., Favata F., Micela G.* The X-ray luminosity of solar-mass stars in the intermediate age open cluster NGC 752 // *Astronomy and Astrophysics*. 2008. V. 490. № 1. P. 113–123.
<https://doi.org/10.1051/0004-6361:200810042>
 15. *Gilichinsky D.* Permafrost as a microbial habitat // *Encyclopedia of environmental microbiology*. N.Y.: Wiley, 2002. P. 932–956.
 16. *Gilichinsky D.A., Wilson G.S., Friedmann E.I., McKay C.P., Sletten R.S., Rivkina E.M., Vishnivetskaya T.A., Erokhina L.G., Ivanushkina N.E., Kochkina G.A., Shcherbakova V.A., Soina V.S., Spirina E.V., Vorobyova E.A., Fyodorov-Davydov D.G., Hallet B., Ozerskaya S.M., Sorokovikov V.A., Laurinavichyus K.S., Shatilovich A.V., Chanton I.P., Ostroumov V.E., Tiedje J.M.* Microbial populations in Antarctic permafrost: biodiversity, state, age and implication for astrobiology // *Astrobiology*. 2007. V. 7. № 2. P. 275–311.
<https://doi.org/10.1089/ast.2006.0012>
 17. *Harris D.R., Pollock S.V., Wood E.A., Goiffon R.J., Klinge A.J., Cabot E.L., Schackwitz W., Martin J., Eggington J., Durfee T.J., Middle C.M., Norton J.E., Popelars M.C., Li H., Klugman S.A., Hamilton L.L., Bane L.B., Pennacchio L.A., Albert T.J., Perna N.T., Cox M.M., Battista J.R.* Directed evolution of ionizing radiation resistance in *Escherichia coli* // *J. Bacteriology*. 2009. V. 191. № 16. P. 5240–5252.
<https://doi.org/10.1128/JB.00502-09>
 18. *Harrison J.P., Gheeraert N., Tsigelnitskiy D., Cockell C.S.* The limits for life under multiple extremes // *Trends in Microbiology*. 2013. V. 21. № 4. P. 204–212.
<https://doi.org/10.1016/j.tim.2013.01.006>
 19. *Hassler D.M., Zeitlin C., Wimmer-Schweingruber R.F., Ehresmann B., Rafkin S., Eigenbrode J.L., Brinza D.E., Weigle G., Böttcher S., Böhm E., Burmeister S., Guo J., Köhler J., Martin C., Reitz G., Cucinotta F.A., Kim M., Grinspoon D., Bullock M.A., Posner A., Gómez-Elvira J., Vasavada A., Grotzinger J.P., MSL Science Team.* Mars' surface radiation environment measured with the Mars Science Laboratory's Curiosity rover // *Science*. 2014. V. 343. P. 1244797.
<https://doi.org/10.1126/science.1244797>
 20. *Kryazhevskikh N., Demkina E., Loiko N., Baslerov R., Kolganova T., Soina V., Manucharova N.A., Gal'chenko V.F., El'-Registan G.* Comparison of the adaptive potential of the *Arthrobacter oxydans* and *Acinetobacter lwoffii* isolates from permafrost sedimentary rock and the analogous collection strains // *Microbiology*. 2013. V. 82. № 1. P. 29–42.
<https://doi.org/10.1134/S0026261713010050>
 21. *Manucharova N.A., Vlasenko A.N., Men'ko E.V., Zvyaginsev D.G.* Specificity of the chitinolytic microbial complex of soils incubated at different temperatures // *Microbiology*. 2011. V. 80. № 2. P. 205–215.
<https://doi.org/10.1134/S002626171102010X>
 22. *McNamara N.P., Black H.I.J., Beresford N.A., Parekh N.R.* Effects of acute gamma irradiation on chemical, physical and biological properties of soils // *Applied Soil Ecology*. 2003. V. 24. № 2. P. 117–132.
[https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(03\)00073-8](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(03)00073-8)
 23. *McNamara N.P., Griffiths R.I., Tabouret A., Beresford N.A., Bailey M.J., Whiteley A.S.* The sensitivity of a forest soil microbial community to acute gamma-irradiation // *Applied Soil Ecology*. 2007. V. 37. № 1–2. P. 1–9.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.03.011>
 24. *Mirzaie A., Mehrabadi J.F., Amirmozafari N., Nejadstari T.* Isolation and characterization of a new gamma and UV radiation resistant bacterium from soil sample of an Iranian radioactive site and analysis of its pigment // *Microbiology*. 2015. V. 84. № 3. P. 449–452.
<https://doi.org/10.1134/S0026261715030133>
 25. *Musilova M., Wright G., Ward J.M., Dartnell L.R.* Isolation of radiation-resistant bacteria from Mars analog Antarctic Dry Valleys by preselection, and the correlation between radiation and desiccation resistance // *Astrobiology*. 2015. V. 15. № 12. P. 1076–1090.
<https://doi.org/10.1089/ast.2014.1278>
 26. *Pacelli C., Selbmann L., Zucconi L., Raguse M., Moeller R., Shuryak I., Onofri S.* Survival, DNA integrity, and ultrastructural damage in Antarctic cryptoendolithic eukaryotic microorganisms exposed to ionizing radiation // *Astrobiology*. 2017. V. 17. № 2. P. 126–135.
<https://doi.org/10.1111/1758-2229.12632>
 27. *Pavlov A.K., Blinov A.V., Konstantinov A.N.* Sterilization of Martian surface by cosmic radiation // *Planetary and Space Science*. 2002. V. 50. № 7–8. P. 669–673.
[https://doi.org/10.1016/S0032-0633\(01\)00113-1](https://doi.org/10.1016/S0032-0633(01)00113-1)

28. Pavlov A.K., Shelegedin V.N., Vdovina M.A., Pavlov A.A. Growth of microorganisms in Martian-like shallow subsurface conditions: laboratory modelling // *International Journal of Astrobiology*. 2010. V. 9. № 1. P. 51–58. <https://doi.org/10.1017/S1473550409990371>
29. Pitonzo B.J., Amy P.S., Rudin M. Effect of gamma radiation on native endolithic microorganisms from a radioactive waste deposit site // *Radiation Research*. 1999a. V. 152. № 1. P. 64–70. <https://doi.org/10.2307/3580050>
30. Pitonzo B.J., Amy P.S., Rudin M. Resuscitation of microorganisms after gamma irradiation // *Radiation Research*. 1999b. V. 152. № 1. P. 71–75. <https://doi.org/10.2307/3580051>
31. Rainey F.A., Ray K., Ferreira M., Gatz B.Z., Nobre M.F., Bagaley D., Rash B.A., Park M.J., Earl A.M., Shank N.C., Small A.M., Henk M.C., Battista J.R., Kämpfer P., da Costa M.S. Extensive diversity of ionizing-radiation-resistant bacteria recovered from Sonoran Desert soil and description of nine new species of the genus *Deinococcus* obtained from a single soil sample // *Applied and Environmental Microbiology*. 2005. V. 71. № 9. P. 5225–5235. <https://doi.org/10.1128/AEM.71.9.5225-5235.2005>
32. Rivkina E., Abramov A., Spirina E., Petrovskaya L., Shatilovich A., Shmakova L., Scherbakova V. Vishnivetskaya T. Earth's perennially frozen environments as a model of cryogenic planet ecosystems // *Permafrost and Periglacial Processes*. 2018. V. 29. № 4. P. 246–256. <https://doi.org/10.1002/ppp.1987>
33. Rummel J.D., Beaty D.W., Jones M.A., Bakermans C., Barlow N.G., Boston P.J., Chevrier V.F., Clark B.C., de Vera J.-P.P., Gough R.V., Hallsworth J.E., Head J.W., Hipkin V.J., Kieft T.L., McEwen A.S., Mellon M.T., Mickucki J.A., Nicholson W.L., Omelon C.R., Peterson R., Roden E.E., Lollar B.S., Tanaka K.L., Viola D., Wray J.J. A new analysis of Mars “special regions”: findings of the second MEPAG Special Regions Science Analysis Group (SR-SAG2) // *Astrobiology*. 2014. V. 14. № 11. P. 887–968. <https://doi.org/10.1089/ast.2014.1227>
34. Soina V.S., Mulyukin A.L., Demkina E.V., Vorobyova E.A., El-Registan G.I. The structure of resting bacterial populations in soil and subsoil permafrost // *Astrobiology*. 2004. V. 4. № 3. P. 345–358. <https://doi.org/10.1089/ast.2004.4.345>
35. Soina V.S., Vorobyova E.A. Adaptation of bacteria to the terrestrial permafrost environment // *Origins. Cellular origin, life in extreme habitats and astrobiology*. Dordrecht: Springer, 2004. P. 427–444. https://doi.org/10.1007/1-4020-2522-X_26

Prokaryotic Community of The Ancient Antarctic Permafrost after Irradiation with Gamma Irradiation under Simulated Martian Conditions

V. S. Cheptsov^{1,2,*}, E. A. Vorobyova¹, N. A. Manucharova¹, M. V. Gorlenko¹, A. K. Pavlov³, M. S. Rozanova¹, V. N. Lomasov⁴, A. A. Belov¹, and A. E. Chumikov²

¹Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

²Space Research Institute of the Russian Academy of Sciences, Moscow, 117997 Russia

³Ioffe Physical-Technical Institute of the Russian Academy of Sciences, Saint-Petersburg, 194021 Russia

⁴Peter the Great Saint-Petersburg Polytechnic University, Saint-Petersburg, 195251 Russia

*e-mail: cheptcov.vladimir@gmail.com

Ionizing radiation is an important environmental factor affecting the dynamics of biospheric processes in the past and present, as well as limiting the spread of life outside the Earth. The effect of radiation on microorganisms has been studied for decades, but studies of the response of natural microbial ecosystems are still scarce. We have studied the effect of 100 kGy gamma irradiation under low pressure (1 Torr) and low temperature (–50°C) on the ancient Antarctic permafrost microbial community. After irradiation the total number of prokaryotic cells determined by epifluorescence microscopy, as well as the number of metabolically active bacterial and archaeal cells detected by fluorescence *in situ* hybridization remained at the control level, while the number of culturable heterotrophic bacteria decreased by an order of magnitude. Using the multi-substrate testing method, it was found that the microbial complex retained a high potential metabolic activity and functional diversity after exposure to a combination of extreme physical factors. The resistance demonstrated by the microbial community significantly exceeds the generally accepted estimates of the prokaryotes' radioresistance and indicates an underestimation of the microorganisms' radioresistance in natural habitats and the important role of the mineral heterophase environment and irradiation conditions (pressure, temperature). The study confirms the potential for long-term cryopreservation of viable terrestrial-like microorganisms in the Martian regolith, as well as the possibility of transferring anabiotic life forms as a part of small bodies in the space environment.

Keywords: ionizing radiation, microbial community, astrobiology, permafrost, cryoconservation, unculturable state

АГРОХИМИЯ И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

УДК 633.8:631.452

ИССЛЕДОВАНИЕ УСТОЙЧИВОСТИ АГРОЦЕНОЗОВ ПРИ ДЛИТЕЛЬНОМ ПРИМЕНЕНИИ УДОБРЕНИЙ НА ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТОЙ ПОЧВЕ

© 2021 г. Г. Е. Мерзлая*

*Всероссийский научно-исследовательский институт агрохимии им. Д.Н. Прянишникова,
ул. Прянишникова, 31 а, Москва, 127550 Россия*

**e-mail: lab.organic@mail.ru*

Поступила в редакцию 03.03.2020 г.

После доработки 30.06.2020 г.

Принята к публикации 02.07.2020 г.

В длительном полевом опыте, проведенном в западной части нечерноземной зоны России (Смоленская область), на дерново-подзолистой легкосуглинистой почве – Albic Glossic Retisol (Loamic) – при сравнительном изучении действия органических и минеральных удобрений в различных дозах и сочетаниях выявлена их эффективность во всех исследуемых вариантах, кроме одностороннего внесения фосфорных удобрений. Установлено, что органо-минеральная система – N90P90K90 + навоз 9 т/га – в действии обеспечивала бездефицитный баланс гумуса в почве и устойчивую продуктивность севооборота (в среднем за 30 лет) на уровне 3.79 т/га кормовых единиц, или на 37% выше контроля без удобрений. Минеральная система удобрения – N90P90K90 – к концу четвертой ротации севооборота по продуктивности не уступала органо-минеральной системе, однако уменьшала содержание гумуса в почве и pH_{KCl} . Органическая система с ежегодной дозой навоза 9 т/га занимала среднее положение по продуктивности севооборота, обеспечивая сбор кормовых единиц 3.41 т/га, а также по воспроизводству почвенного плодородия. В последствии достоверные прибавки урожайности культур севооборота достигнуты только в вариантах органической и органо-минеральной систем удобрений, то есть при насыщении их органическим веществом за счет подстилочного навоза. Почва в вариантах этих систем удобрения характеризовалась высокими значениями общей численности микроорганизмов.

Ключевые слова: длительный полевой опыт, органические и минеральные удобрения, агрохимические свойства почвы, микробиологическая активность, устойчивость агроценозов

DOI: 10.31857/S0032180X21030126

ВВЕДЕНИЕ

В решении проблемы продовольственной безопасности страны приоритетное значение имеет стабильность агропроизводства, тесно связанная с воспроизводством плодородия почв, что в свою очередь обеспечивается применением рациональных систем удобрения. Важно учитывать, что высокая эффективность органических и минеральных удобрений достигается при их комплексном, совместном применении и оптимизации доз внесения, на что, в частности, указывал Д.Н. Прянишников. Он писал, что “если при интенсивной культуре и стремлении получать максимальные урожаи хотят дать очень сильное удобрение, то (должны применять) одновременно и навоз, и минеральные удобрения, чтобы избежать слишком большой концентрации солей весной и в то же время дать достаточный запас питания на вторую половину лета”. Он также отмечал, что “согласованное использование ... минеральных удобрений ... и навоза для увеличения их кругово-

рота позволяет наилучшим образом обеспечить неуклонный рост урожаев и прогрессивное повышение плодородия почв. При оценке навозного удобрения нельзя забывать о том, что навоз не только повышает урожай культуры, под которую он вносится, но и оказывает длительное последствие, особенно при систематическом применении его в севообороте” [10, с. 251].

В настоящее время о положительной роли органического вещества навоза, птичьего помета и других удобрений органогенного происхождения, а также о значимости комплексного применения органических и минеральных удобрений в воспроизводстве плодородия почв и повышении продуктивности возделываемых культур свидетельствует многолетний отечественный и зарубежный опыт [3–6, 8, 11, 12].

При разработке проектов применения удобрений особое внимание должно быть уделено научному обоснованию их действия и последствий в системе почва–растение с учетом экологических

Таблица 1. Продуктивность севооборота по ротациям в зависимости от действия органических и минеральных удобрений

Вариант опыта	Ротация				В среднем за 4 ротации, ц к. ед./га	Прибавка	
	первая	вторая	третья	четвертая		ц к. ед./га	%
1. Контроль	33.67	26.55	29.28	21.60	27.64	—	—
2. N90	37.58	31.33	33.10	29.50	32.88	5.24	19.0
3. P90	34.35	30.95	29.2	23.00	29.6	1.96	7.1
4. K90	41.04	43.03	36.97	29.50	37.84	10.2	36.9
5. N90P90K90	40.35	45.48	41.37	32.60	39.95	12.31	44.5
6. Навоз 9 т/га	37.27	34.35	36.13	28.80	34.14	6.5	23.5
7. N30P30K30 + навоз 3 т/га	39.66	38.38	40.15	25.70	35.97	8.33	30.1
8. N60P60K60 + навоз 6 т/га	39.91	42.7	40.03	31.30	38.49	10.85	39.3
9. N90P90K90 + навоз 9 т/га	40.11	46.52	32.52	32.40	37.89	10.25	37.1
10. N120P120K120 + навоз 12 т/га	40.34	45.25	29.48	33.80	37.22	9.58	34.7
11. N150P150K150 + навоз 15 т/га	39.03	44.92	28.88	35.30	37.03	9.39	34.0
НСР ₀₅	3.2	11.8	8.9	6.2	5.2		

рисков. В “Международном кодексе поведения в области устойчивого использования удобрений и управления ими”, одобренном Конференцией ФАО (Рим, 22–29 июня 2019 г.), указывается на необходимость “установить научно обоснованные предельно допустимые уровни внесения питательных веществ в виде удобрений, в том числе неорганических и органических удобрений, отходов животноводства и органических остатков во избежание нанесения вреда окружающей среде, а также здоровью людей, животных и почв” [9, с. 222]. При этом следует указать на ограниченность данных по обоснованию действия и последствия различия сочетаний и доз органических и минеральных удобрений при длительном применении в севооборотах в различных почвенно-климатических условиях.

С учетом изложенного в настоящей работе приводятся результаты исследований по изучению эффективности различных систем удобрения, в том числе с использованием подстилочного навоза крупного рогатого скота и азотных, фосфорных и калийных минеральных удобрений при возделывании сельскохозяйственных культур в условиях длительного полевого опыта ФГБНУ “ВНИИ агрохимии имени Д.Н. Прянишникова”. Особое внимание уделено исследованию устойчивости продуктивности агроценозов при многолетнем применении подстилочного навоза и минеральных удобрений в широком диапазоне их доз и сочетаний.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили в длительном поле-вом опыте, заложенном в 1978 г. в поселке Олыша

Смоленской области, который значится под номером 5 в Реестре аттестатов длительных опытов с удобрениями и другими средствами химизации. Координаты полевого опыта: 54°48' с. ш., 31°53' в. д. Схема опыта – сокращенная факториальная, представленная выборкой 1/27 (6 × 6 × 6 × 6). Изучали 4 фактора: навоз, азотные, фосфорные, калийные минеральные удобрения в шести дозах – 0, 1, 2, 3, 4, 5. Всего в опыте 48 вариантов. Анализ действия и последствия удобрений в статье проведен в 11-ти контрастных вариантах (табл. 1). Исследования выполняли в соответствии с Программой и методикой исследований в Географической сети опытов по комплексному применению средств химизации в земледелии (1990).

В представленном поле-вом опыте прошло 5 ротаций севооборота. Чередуемость культур в первой ротации севооборота (1979–1989 гг.): картофель – ячмень – озимая рожь – горохоовсяная смесь – озимая пшеница – ячмень – многолетние травы первого и второго годов пользования – озимая рожь – овес; во второй ротации (1990–1995 гг.) и в третьей ротации (1996–2001 гг.): картофель – ячмень – многолетние травы первого и второго годов пользования – озимая пшеница – овес; в четвертой ротации (2002–2008 гг.) и пятой ротации (2009–2015 гг.) при последствии удобрений: однолетние травы (овес на зеленый корм) – озимая рожь – ячмень – многолетние травы первого и второго годов пользования – яровая пшеница – овес. Насыщенность севооборота зерновыми культурами составляла в среднем – 53%; многолетними травами – 27%.

Навоз вносили в первой ротации севооборота под картофель и озимую пшеницу, во второй и

третьей – под картофель, в четвертой ротации – под озимую рожь. Навоз подстилочный, поступал с местной фермы крупного рогатого скота влажностью 70%. В расчете на натуральную влажность навоз содержал в среднем 0.46% общего азота, 0.21% P_2O_5 и 0.66% K_2O . Содержание органического вещества составляло 59%, отношение C : N равно 19. Валовое содержание тяжелых металлов в навозе невысокое: Cd – 0.1, Cr – 1, Ni – 1, Cu – 0.6, Zn – 7 мг/кг сухой массы. Единичная ежегодная доза навоза составляла округленно 3 т/га, единичные дозы азота, фосфора и калия составляли по 30 кг д. в. на 1 га. Повторность в опыте трехкратная. Площадь делянки – 112 м² (7 × 16 м), учетная площадь делянки – 48 м² (4 × 12 м).

Почва опытного участка дерново-подзолистая легкосуглинистая окультуренная – Albic Glossic Retisol (Loamic), перед закладкой опыта характеризовалась следующими агрохимическими показателями: рН_{KCl} 5.5, содержание гумуса (по Тюрину) 1.3–1.5%, подвижного фосфора (P_2O_5) по Кирсанову и калия (K_2O) соответственно 110–209 и 115–146 мг/кг почвы.

Учет урожайности в годы полевого опыта проводили сплошным методом, массу 1000 зерен определяли по ГОСТ 10842-89, натуру зерна – по ГОСТ 10840-64. При анализе товарной и нетоварной частей урожая определяли: общий азот по Кьельдалю по ГОСТ 134964-93, фосфор по Дениже – ГОСТ 26657-97, калий на пламенном фотометре по ГОСТ 30504-97. В почвенных образцах определяли: содержание органического вещества – по методу Тюрина – ГОСТ 26213-91, рН_{KCl} – потенциометрическим методом, содержание подвижного фосфора и калия – по Кирсанову [1]. Микробиологические исследования проводили молекулярным методом на кафедре агрохимии и биохимии растений МГУ им. М.В. Ломоносова [7]. Статистическую обработку данных выполняли по Доспехову с использованием компьютерной программы STRAZ [2].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Согласно полученным экспериментальным данным в характерных вариантах полевого опыта, приведенным в табл. 1, среднегодовая продуктивность севооборота с учетом побочной продукции за 4 ротации (в течение 30 лет) составила без внесения удобрений 27.64 ц кормовых единиц (к. ед.) с 1 га. При этом величина урожая зависела от видов удобрений, их сочетаний и вносимых доз.

Высокая продуктивность севооборота – 39.95 ц/га к. ед. в опыте была достигнута при действии минеральной системы удобрения, где прибавка к контролю составила 12.31 ц к. ед./га, или 44.5% от контроля. Органическая система при ежегодном внесении 9 т/га навоза за указанный

период обеспечивала сбор кормовых единиц на уровне 34.14 ц/га, то есть достоверно уступала минеральной системе (при НСР₀₅ = 5.2 ц к. ед./га).

В то же время применение органо-минеральных систем удобрений давало достаточно высокую продуктивность севооборота 37–38.5 ц к. ед. с 1 га, существенно не уступающую по этому показателю варианту с минеральной системой.

При анализе продуктивности культур в органо-минеральных вариантах с последовательным ростом доз удобрений достоверного ее увеличения не установлено. При этом использование максимальных, 4–5-кратных доз удобрений в течение 30-ти лет приводило, на уровне тенденции, даже к некоторому уменьшению прибавок урожайности – до 34–34.7%. Изменение урожайности отдельных культур севооборота по годам полевого опыта в течение 30-ти лет действия удобрений показано на рис. 1. Из приведенных данных отчетливо видно, что применение органо-минеральной системы удобрений способствовало стабильному повышению урожайности культур севооборота по отношению к контролю практически во все годы проведения исследований. Исключение составил только 1994 г., когда не было получено полноценного урожая озимой зерновой культуры из-за неблагоприятных метеоусловий, сложившихся для растений в фазу осеннего кущения в 1993 г.

Как известно, при проектировании систем удобрения сельскохозяйственных культур важное значение имеет учет последствий вносимых удобрений. В условиях проведенного опыта в результате систематического применения органических и минеральных удобрений в течение 30-ти лет в вариантах с удобрениями в зависимости от их доз и сочетаний сложились разные уровни обеспеченности почвы питательными веществами. Эффективность последствий этих уровней плодородия почвы определяли в последней, пятой ротации севооборота, когда внесение удобрений по разработанной ранее схеме было прекращено, а применяли фоном только поддерживающую весеннюю азотную подкормку в низкой дозе – 45 кг N. Определение урожайности культур севооборота, возделываемых в пятой ротации, приведено в табл. 2, из которой следует, что в среднем за 7 лет последствий удобрений (2009–2015 гг.) достоверные прибавки обеспечивались только в вариантах с использованием навоза. Так, в варианте органической системы (вариант 6) значимая прибавка урожайности составила 7.8 ц к. ед. с 1 га (34.3%). В вариантах органо-минеральных систем (варианты 7–11) при внесении всех исследуемых доз – от единичных до пятикратных также отмечались существенные прибавки урожайности, которые колебались от 9.4 до 16.2 ц к. ед. с 1 га, составившие от 41.4 до 71.3% по сравнению с контролем. При этом наибольший прирост урожайности куль-

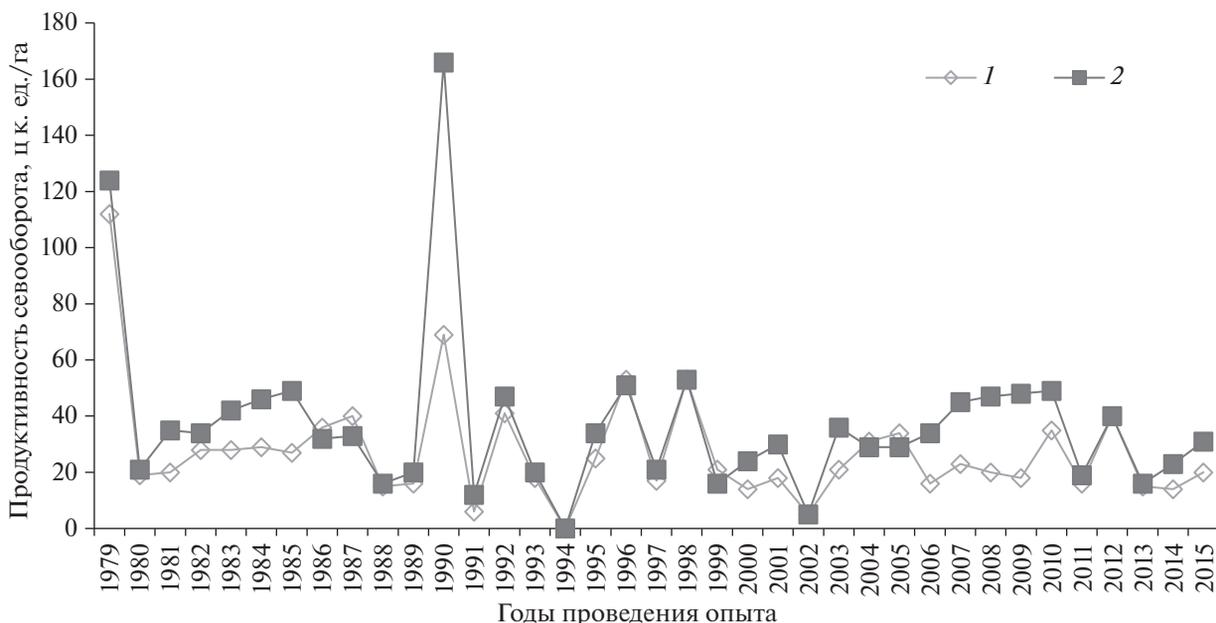


Рис. 1. Урожайность культур севооборота по годам опыта. Здесь и на рис. 2: 1 – контроль, 2 – N90P90K90 + навоз 9 т/га.

тур севооборота в последствии удобрений отмечен в органо-минеральных вариантах с повышенными, 4–5-кратными дозами.

При использовании органо-минеральных систем удобрений как в действии, так и в последствии наблюдалось не только увеличение продуктивности всех возделываемых культур, но и устойчивый выход к. ед. с единицы площади по годам опыта. Об устойчивости агроценозов при оптимизации систем удобрений свидетельствуют также

данные, полученные в последствии удобрений. Это, в частности, прослеживается в пятой ротации зерноотраважного севооборота при сравнительном анализе продуктивности возделываемых культур на контроле без удобрений и в варианте с трехкратными дозами удобрений – N90P90K90 + навоз 9 т/га (рис. 2).

В опыте определен коэффициент парной корреляции средних урожаев сельскохозяйственных культур в действии органических и минеральных

Таблица 2. Урожайность сельскохозяйственных культур в пятой ротации севооборота, ц к. ед./га

№ варианта опыта	Однолетние травы, 2009 г.	Озимая рожь, 2010 г.	Ячмень, 2011 г.	Многолетние травы		Яровая пшеница, 2014 г.	Овес, 2015 г.	Продуктивность, в среднем за 7 лет, ц к. ед./га	Прибавка	
				первого г. п., 2012 г.	второго г. п., 2013 г.				ц к. ед./га	%
1	17.8	35.4	16.3	40.1	15.1	14.0	20.4	22.7	–	–
2	37.5	42.7	16.1	36.5	23.8	12.1	21.6	27.2	4.5	19.8
3	39.6	42.5	17.3	46.9	17.4	14.6	27.6	29.4	6.7	29.5
4	24.5	41.3	16.6	60.3	22.7	14.3	22.8	28.9	6.2	27.3
5	32.1	42.7	21.4	37.2	17.8	15.4	30.8	28.2	5.5	24.2
6	29.8	47.1	21.6	51.6	17.3	19.1	26.7	30.5	7.8	34.3
7	39.2	47.8	19.6	64.5	17.3	12.3	24.1	32.1	9.4	41.4
8	37.7	47.4	20.8	47.5	29.1	15.3	30.6	32.6	9.9	43.6
9	47.5	48.6	19.4	39.6	16.0	22.6	30.8	32.1	9.4	41.4
10	43.1	49.6	21.9	53.0	23.6	26.6	32.4	35.7	13.0	57.2
11	47.1	45.1	21.4	72.2	24.0	27.6	35.4	38.9	16.2	71.3
НСР ₀₅								7.0		

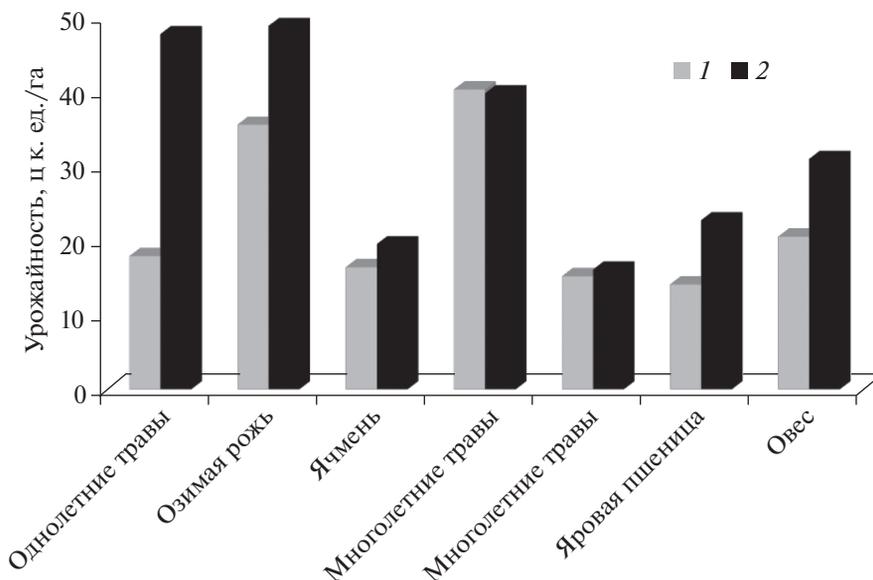


Рис. 2. Урожайность сельскохозяйственных культур в пятой ротации полевого севооборота.

удобрений с теми же вариантами в последствии, который составил 0.56. Что касается уровня продуктивности севооборота в последствии удобрений, то он был ниже, чем в вариантах прямого их действия на 15%.

Изучение динамики агрохимических свойств дерново-подзолистой легкосуглинистой почвы в годы опыта показало ее зависимость от уровня вносимых удобрений. На контроле, где удобрения не применяли, в конце опыта отмечено резкое уменьшение содержания гумуса в почве по сравнению с исходным его содержанием (на 28 и 29% в четвертой и пятой ротациях севооборота соответственно). При этом ухудшалась также обеспеченность почвы подвижными соединениями фосфора и калия.

При использовании минеральной системы потери гумуса в почве составили в действии удобрений 22% и в последствии (к концу пятой ротации) – 32%, то есть более высокими они были после прекращения внесения удобрений.

В варианте органической системы содержание гумуса в почве во время проведения опыта сокращалось меньшими темпами, и потери почвенного органического вещества при этом составляли 16 и 26% в четвертой и пятой ротациях севооборота соответственно.

Еще более низкие потери гумуса в почве в эти же сроки были в вариантах органо-минеральных систем, составившие в среднем 12 и 21% в конце четвертой и пятой ротаций соответственно. При этом по органо-минеральной системе в умеренных дозах (N90P90K90 + 9 т/га подстильного навоза) после 30 лет систематического их приме-

нения достигался бездефицитный баланс гумуса в почве, хотя после прекращения внесения удобрений в этом варианте в пятой ротации были отмечены потери органического вещества почвы в размере 21%.

С применением органо-минеральных систем удобрений к концу опыта улучшалась обеспеченность почвы подвижным фосфором, но при этом уменьшалось содержание в почве калия, за исключением варианта с максимальными дозами – N150P150K150 + 15 т/га подстильного навоза.

Важное значение в определении устойчивости агроценозов имеет оценка микробиологического статуса почвы [13–17]. Результаты по общей численности микроорганизмов, полученные в конце опыта, то есть после 30-летнего применения удобрений, свидетельствуют о высоком эффекте систем удобрений с использованием подстильного навоза (рис. 3).

При систематическом внесении органо-минеральной системы в умеренных дозах – N90P90K90 + 9 т/га подстильного навоза (вариант 9) – общая численность микроорганизмов была достаточно высокой и составляла 59.8×10^6 кл./г, или на 28% больше контроля. Максимальных значений в условиях опыта этот показатель достигал при использовании органо-минеральной системы удобрений в повышенных дозах – N120P120K120 + 12 т/га навоза (вариант 10) и органической системы в виде подстильного навоза в ежегодной дозе 9.6 т/га (вариант 6), где он составлял соответственно 82.5 и 66.4×10^6 кл./г, что на 76 и 42% превышало контроль. В то же время на фоне последствия ми-

Таблица 3. Агрохимические свойства почвы в зависимости от органических и минеральных удобрений

№ варианта	рН _{KCl}			Гумус, %С			P ₂ O ₅ , мг/кг			K ₂ O, мг/кг		
	исходный	изменение по ротациям		исходное	изменение по ротациям		исходное	изменение по ротациям		исходное	изменение по ротациям	
		четвертая	пятая		четвертая	пятая		четвертая	пятая		четвертая	пятая
1	5.0	-0.1	-0.3	1.40	-0.39	-0.41	170	-142	-111	145	-90	-74
2	6.0	-1.3	-1.5	1.38	-0.28	-0.41	187	-78	-110	136	-46	-69
3	5.9	-1.0	-1.1	1.3	-0.30	-0.53	167	-90	-85	133	-48	-46
4	5.9	-0.9	-1.3	1.3	-0.17	-0.38	179	-104	+9	137	-52	-85
5	6.0	-1.3	-1.6	1.53	-0.34	-0.49	149	-14	+67	135	-35	-56
6	5.7	-0.6	-0.7	1.23	-0.20	-0.33	143	-74	-19	138	+7	-70
7	5.7	-0.8	-0.6	1.46	-0.36	-0.42	174	-93	+11	139	-9	-62
8	6.0	-1.6	-1.2	1.30	-0.20	-0.21	166	-11	+34	115	+10	-32
9	5.8	-1.2	-1.4	1.36	-0.03	-0.29	166	-9	+63	150	-5	-69
10	5.9	-0.8	-1.1	1.49	-0.19	-0.21	149	+21	+237	125	+75	-16
11	5.3	-0.3	-1.8	1.28	-0.08	-0.20	158	+95	+237	127	-19	+18
НСР ₀₅	0.4			0.15			17			13		

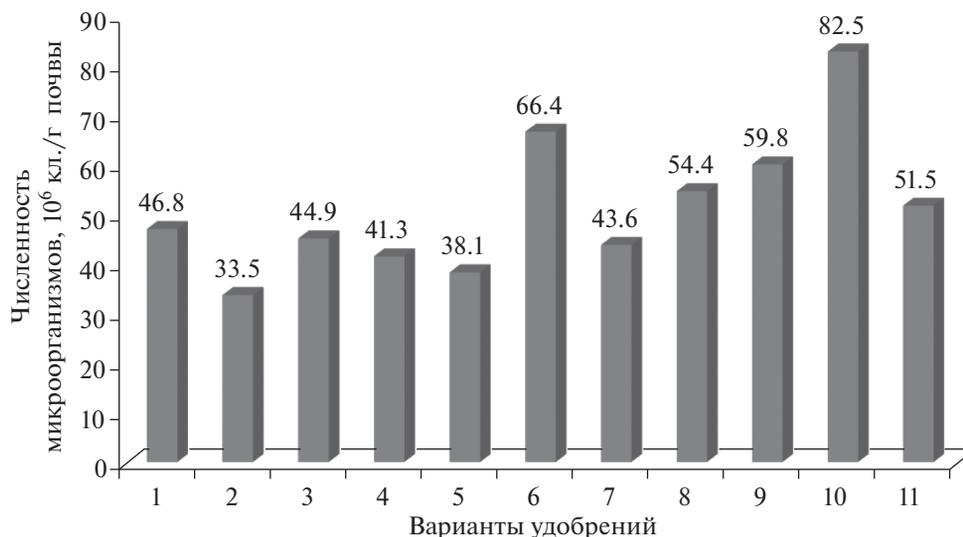


Рис. 3. Общая численность микроорганизмов в дерново-подзолистой легкосуглинистой почве в зависимости от удобрений.

неральных удобрений почва характеризовалась низкими значениями микробной численности.

ВЫВОДЫ

1. Исследованиями, выполненными в полевом опыте на дерново-подзолистой легкосуглинистой почве в Смоленской области, установлено, что длительное систематическое применение органических и минеральных удобрений при оптимизации их доз и сочетаний явилось важным фактором повышения продуктивности и устойчивости сельскохозяйственных культур, возделываемых в севообороте.

2. Лучшие результаты по продуктивности и устойчивости агроценозов получены при использовании органо-минеральной системы удобрений в умеренных дозах – N90P90K90 + навоз 9 т/га, которая в действии в среднем за 30 лет опыта обеспечивала продуктивность севооборота на уровне 3.79 т/га кормовых единиц, или на 37% больше контроля без внесения удобрений. При этом складывался бездефицитный баланс гумуса в почве, улучшалась обеспеченность почвы подвижным фосфором, повышалась ее микробиологическая активность.

3. Органическая система удобрений при ежегодном внесении 9 т/га подстильного навоза в условиях опыта обеспечивала сбор к. ед. на уровне 3.41 т/га, то есть занимала среднее положение по продуктивности севооборота при сравнении с органо-минеральной и минеральной системами, а также по сохранению плодородия почвы в отношении ее гумусового состояния и реакции среды.

4. В последствии достоверные прибавки урожайности культур севооборота получены только в вариантах систем удобрения с использованием подстильного навоза, то есть органической и органо-минеральной систем с внесением всех исследуемых доз – от единичных до пятикратных.

5. Исследования микробиологической активности почвы показали высокий эффект последствия органической и органо-минеральной систем удобрения. В органо-минеральном варианте с умеренными дозами удобрений – N90P90K90 + 9 т/га подстильного навоза – общая численность микроорганизмов составляла 59.8×10^6 кл./г, что превышало контроль на 28%. В вариантах последствия минеральных удобрений почва характеризовалась низкими значениями микробной численности.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агрохимические методы исследования почв. М.: Наука, 1975. 656 с.
2. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта (с основами статистической обработки результатов наблюдений). М.: Колос, 1965. 335 с.
3. Еськов А.И., Лукин С.М., Мерзлая Г.Е. Современное состояние и перспективы использования органических удобрений в сельском хозяйстве России // Плодородие. 2018. № 1. С. 20–23.
4. Завалин А.А., Соколов О.А., Шмырева Н.Я. Направленность и интенсивность потоков азота при экологизации и биологизации земледелия // Мат-лы Всерос. совещания научных учреждений участников Географической сети опытов с удобрениями “75 лет Географической сети опытов с удобрениями”. М.: ВНИИА, 2016. С. 102–107.
5. Кук Д.У. Системы удобрения для получения максимальных урожаев. М.: Колос, 1975. 416 с.

6. Мазиров М.А., Арефьева В.А. Краткий обзор результатов научных исследований в мировых длительных полевых опытах // Теоретические и технологические основы воспроизводства плодородия почв и урожайность сельскохозяйственных культур: Материалы Международной научно-практической конференции. М.: Изд-во РГАУ-МСХА, 2012. С. 23–31.
7. Мерзлая Г.Е., Верховцева Н.В., Селиверстова О.М., Макиакова О.В., Волошин С.П. Взаимосвязь микробиологических и агрохимических показателей дерново-подзолистой почвы при длительном применении удобрений // Проблемы агрохимии и экологии. 2012. № 2. С. 18–25.
8. Минеев В.Г., Дебрецени Б., Мазур Т. Биологическое земледелие и минеральные удобрения. М.: Колос, 1993. 415 с.
9. Плодородие почв России: состояние и возможности / Под ред. В.Г. Сычева. М.: ВНИИА, 2019. С. 200–237.
10. Прянишников Д.Н. Избранные сочинения. Т. 3. Общие вопросы земледелия и химизации. М.: Колос, 1965. 639 с.
11. Семенов В.М., Козут Б.М. Почвенное органическое вещество. М.: ГЕОС, 2015. 233 с.
12. Чуб М.П., Потатурина Н.В., Пронько В.В., Усачев С.А. Действие однолетних сидератов на урожайность зерновых культур и плодородие почвы в условиях Нижнего Поволжья // Агрохимия. 2002. № 9. С. 34–40.
13. Bens M., Schink B., Brune A. Humic acid reduction by *Propionibacterium freudenraichii* and other fermenting bacteria // Appl. Environ. Microbiol. 1998. V. 64. P. 507–4212.
14. Biology of *Rhodococcus* / Ed. H.M. Alvares. Verlag Bttrin Heidelberg: Springer, 2010. 300 p.
15. Kampf P., Sessitsch A., Schloter M., Huber B., Usse H.J., Scholz H.C. *Ochrobactrum rhizosphaerae* sp. nisolatodov. and *Ochrobactrum thiophenivorans* sp. nov., isolated from the environment // Int. J. Syst. Evol. Microbiol. 2008. V. 58. S. 1426–1431.
16. Loveland P., Webb J. Is there a critical of organic matter in the agricultural soil of temperate region // Soil and Tillage Research. 2003. V. 70. P. 1–18.
17. Murhpu B.W. Soil organic matter and soil function- review of the literature and underlying data. Canberra, Australia. 2014. 155 p.

Agrocenosis Stability During Long-Term Application of Fertilizers on Soddy-Podzolic Soil

H. Ye. Merzlaya*

¹*Pryanishnikov All-Russian Scientific Research Institute of Agrochemistry, Moscow, 127550 Russia*

**e-mail: lab.organic@mail.ru*

In a long-term field experiment conducted in the western part of the Non-Chernozem zone of Russia (Smolensk region) on soddy-podzolic light loamy soil – Albic Glossic Retisol (Loamic), the comparison of the effect of organic and mineral fertilizers in various doses and combinations revealed their efficiency in all studied variants, except for the one-sided application of phosphorus fertilizers. It was found that the organomineral system-N90P90K90 + manure 9 t/ha in action provided a deficit-free budget of humus in the soil and stable crop rotation productivity (on average for 30 years) at the level of 3.79 t/ha of forage units, or 37% higher than the control (without fertilizers). The mineral fertilizer system-N90P90K90 – by the end of the fourth rotation of the crop rotation was not inferior in productivity to the organomineral system, but it reduced the content of humus in the soil and pH_{kcl}. The organic system with an annual manure dose of 9 t/ha occupied an intermediate position in crop rotation productivity, providing 3.41 t/ha forage units, as well as for soil fertility reproduction. In the after-effect, reliable increases in crop yield were achieved only in the variants of organic and organomineral fertilizer systems, that is, when they were saturated with organic matter, namely, litter manure. The soil in the variants of these fertilizer systems was characterized by high total number of microorganisms

Keywords: long-term field experiment, organic and mineral fertilizers, agrochemical soil properties, microbiological activity, stability of agrocenoses

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.42

РОЛЬ ПОЧВ В ОЦЕНКЕ ДЕГРАДАЦИИ ЗЕМЕЛЬ (ОБЗОР)

© 2021 г. Е. В. Цветнов^а, *, О. А. Макаров^а, А. С. Строков^б, О. Б. Цветнова^а

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

^б Российская академия народного хозяйства и государственной службы при Президенте Российской Федерации (РАНХиГС), Проспект Вернадского, 82, Москва, 119571 Россия

*e-mail: etsvetnov@gmail.com

Поступила в редакцию 25.04.2020 г.

После доработки 19.05.2020 г.

Принята к публикации 12.07.2020 г.

В рамках существующих концепций оценки деградации земель сформулированы основные представления о ее причинах и последствиях, определены методологические положения по изучению интенсивности деградационных процессов, разработаны конкретные методики оценки экономической составляющей деградации. Проблема экономической оценки деградации земель осложняется различиями в понимании сути деградационных процессов и роли почв в их протекании. Самую значительную роль почвенные показатели играют в концепции экономической оценки ущерба/вреда от деградации земель. Однако данная методология фактически не предполагает использование современных представлений об экосистемных услугах. Напротив, методология экономики деградации земель, использующая широкий спектр экосистемных услуг, во многом игнорирует необходимость учета динамики собственных свойств почв. Выработка единой методологии позволит решить множество проблем, среди которых важное место занимает необходимость ухода от законодательно-регламентированных формульных оценок деградации.

Ключевые слова: экосистемные услуги почв, ущерб от деградации, нейтральный баланс деградации земель, экономика деградации

DOI: 10.31857/S0032180X21030163

ВВЕДЕНИЕ

Проблема деградации в современном мире является одной из важнейших. Более половины сельскохозяйственных земель в настоящее время оказываются в той или иной степени деградированными [35]. В связи с этим сохранение почвенно-земельных ресурсов представляет собой приоритетную задачу в контексте обеспечения продовольственной безопасности населения планеты и устойчивого развития в целом.

В системе природоохранных мер в контексте деградации земель “одним из первых, а потому главных звеньев” [12] является экономическая оценка того ущерба, которые наносят деградационные процессы природе и обществу.

С точки зрения экономики деградация земель — это в первую очередь потеря продуктивности, например, потеря урожая сельскохозяйственных земель. Очевидно, что продуктивность является интегральной характеристикой, отражающей как экологические характеристики ландшафта, так и во многих случаях усилия человека, приложенные к возделываемой территории. В связи с этим весьма показательным определением Конвенции по

борьбе с опустыниванием Организации Объединенных Наций (КБО ООН), данное в 1994 г.: “Деградация земель означает снижение или потерю биологической и экономической продуктивности и сложной структуры богарных пахотных земель, орошаемых пахотных земель или пастбищ, лесов и лесистых участков в засушливых, полусушливых и сухих субгумидных районах в результате землепользования или действия одного или нескольких процессов, в том числе связанных с деятельностью человека и структурами расселения...” [47].

Глобальный учет деградации земель показывает, что потери общества от этого негативного явления колоссальны. Одна из первых оценок, сделанных Дрени и Чоу в 1992 г. на основе учета потери продуктивности, показала, что ежегодные потери составили \$42 млрд в год [34]. Оценка 1992 года, сделанная ФАО в рамках проекта “Оценка деградации земель в засушливых районах” (Land degradation assessment in drylands — LADA), зафиксировала похожие ежегодные глобальные издержки деградации земель в размере \$40 млрд [38, 41].

В настоящее время представления о достаточности такого подхода меняются. На первый план выходит сохранение целостности экосистемы, ее экологических функций и ассоциированных с ними экосистемных услуг, среди которых регулирование глобального углеродного цикла, очистка воды, регулирование климата и т. д. Учет сокращения экосистемных, в том числе почвенных услуг в оценке деградации земель привел к значительному возрастанию стоимости потерь от деградации. Среди экономических интерпретаций можно выделить (в порядке возрастания) оценку инициативы экономики деградации земель – \$231 млрд [35], оценку ФАО – \$1 [38, 41], а также оценку Констанца с соавт. [32], где ежегодные потери экосистемных услуг, вызванные изменениями в землепользовании фиксируют величину от \$4.3 до \$20.2 трлн в год¹.

Необходимость учета экосистемных услуг показана в многочисленных публикациях [2, 10, 28, 32, 39, 42], в том числе и посвященных почвенным сервисам [4, 23, 29, 33, 36].

В соответствии с этой тенденцией в рамках уже упомянутой инициативы экономики деградации земель (Economics of land degradation initiative – **ELD**) было выработано чрезвычайно эффективное понимание самой проблемы деградации: “Деградация земель представляет собой снижение экономической ценности экосистемных услуг и благ, производимых землей в результате деятельности человека или естественных биофизических причин” [45]. Данное определение в полной мере согласуется с определением деградации земель проекта LADA: “Деградация – это снижение способности земель предоставлять экосистемные блага и сервисы в течение определенного периода времени для своих бенефициаров” [30].

Под экономической ценностью здесь понимается так называемая общая экономическая ценность (total economic value – **TEV**), которая является результирующей оценки стоимости использования (use value – **UV**), в которую входят денежные интерпретации экосистемных услуг, включая те, что связаны с продуктивностью биосистем, а также стоимости неиспользования (non-use value – **NUV**), то есть природы самой по себе [1, 2, 31, 44]. Снижение TEV во времени или в результате смены землепользования фиксирует наличие деградации на оцениваемой территории.

Использование TEV в качестве базового экономического показателя возможно решить широкий круг задач, таких как:

– анализ величин деградации земель, как на локальном уровне, так и на уровне общества в целом;

– анализ эколого-экономического ущерба от реализации проекта землепользования на различных уровнях;

– анализ сопряженных с реализацией проекта землепользования потенциальных рисков и включение этих рисков в анализ экономической эффективности проекта;

– анализ проектов по смене землепользования, в том числе в части вовлечения в хозяйственный оборот нетронутых территорий.

С подходом, развиваемым в рамках инициативы ELD, связан разрабатываемый в последнее десятилетие подход на базе оценки нейтрального баланса деградации земель (**НДБЗ**, от англ. land degradation neutrality – **LDN**) [46]. НДБЗ – это состояние, в соответствии с которым объем и качество земельных ресурсов, необходимых для поддержания экосистемных функций и услуг и для повышения продовольственной безопасности, остаются стабильными или увеличиваются в определенных временных и пространственных масштабах и экосистемах [11, 40]. Обеспечение НДБЗ является во многом целью инициативы ELD, поэтому эти концепции должны рассматриваться в паре, несмотря на то что напрямую НДБЗ методологически лишена механизмов экономической интерпретации деградации земель.

Следует подчеркнуть, что учет экосистемных услуг почв в практике экономической оценки деградации земель является не повсеместным. Весьма распространена оценка деградации на основе калькуляции ущерба, появляющегося вследствие деградационных процессов [13, 23]. Подобное понимание деградации может быть, в частности, извлечено из статьи 15 Гражданского Кодекса РФ [5].

Важным вопросом является необходимость учета в методиках оценки деградации земель почвенных характеристик (безотносительно экосистемных услуг).

Во-первых, следует определиться с необходимостью самостоятельной экономической оценки свойств почвы, так как осуществляя последнюю, есть риск переучета. Во-вторых, необходимо выяснить, какие свойства почв прямо или косвенно учитываются в обозначенных методиках экономической оценки деградации земель. И наконец, в-третьих, существенное значение имеет перечень тех свойств, которые целесообразно включить в оценку.

Целью настоящего обзора является детальное рассмотрение перечисленных выше вопросов и выяснение той роли, которая играет почва, ее

¹ Различные оценки могут быть объяснены различиями в методологии, а также разницей в количестве оцениваемых компонентов экосистемы [35].

свойства, функции и услуги (сервисы)² в современных подходах к экономической оценке деградации земель.

УЧЕТ ПОЧВЕННОЙ СОСТАВЛЯЮЩЕЙ В СОВРЕМЕННЫХ МЕТОДАХ ОЦЕНКИ ДЕГРАДАЦИИ ЗЕМЕЛЬ

Концепция экономики деградации земель (ELD) в современном виде была совместно разработана коллективом авторов из Университета Бонна (Германия) и Международного института агропродовольственной политики (International Food Policy Research Institute – IFPRI, Вашингтон, США) под руководством Й. фон Брауна. Для создания научно обоснованной базы процесса принятия решений в сфере землепользования инициативой ELD был положен подход, получивший название “6 + 1 шаг” [7].

На начальном этапе (шаг 1) проводится определение объекта и стратегии исследований, а также консультации с заинтересованными сторонами. На втором этапе (шаг 2) производится установление географических и экологических границ объекта, зонирование, GIS-анализ. Шаг три регламентирует определение своего набора (и запаса) экосистемных услуг для каждой категории почвенно-растительного покрова, зафиксированного на шаге 2 определяется набор (и запас) экосистемных услуг, который на следующем этапе (шаг 4) подвергается экономической интерпретации (собственно оценка TEV) в тесной связи с той ролью, которые данные экосистемные услуги играют для заинтересованных сторон. На пятом этапе (шаг 5) производится выявление закономерностей и движущих сил деградации земель, а также факторов, оказывающих давление устойчивое управление земельными ресурсами в регионе исследований. И наконец, на заключительном 6 шаге производится анализ “действия” против “бездействия” относительно деградации земель. На основе проведенного анализа разрабатываются различные сценарии для заинтересованных сторон. Это в рассматриваемом подходе получило название “шаг +1: действуйте”.

Остановимся подробнее на наиболее важном шаге 6 данного подхода. Технически процедура анализа “действия” против “бездействия” выглядит как экономическая оценка текущего уровня землепользования на выбранном участке относительно другого (желательно более совершенного и технологически оправданного) вида землепользования, на который фермер или землевладелец мог бы перейти в ближайшем будущем. Как было отмечено выше, методически проблема заключа-

ется в том, чтобы оценить изменение в суммарной оценке экосистемных услуг (TEV) текущего землепользования относительно будущего.

Наиболее яркий пример такого дуализма виден в проблеме вырубке лесов под пашню или пастбища. Так, согласно исследованиям [32, 37], лесные экосистемы обладают более развернутым набором экосистемных услуг, чем пашня или пастбища. Следовательно, ценность экосистемных услуг лесов в денежном выражении будет выше, чем услуг экосистем пашни или пастбища. Таким образом, при вырубке лесов под иной вид землепользования (пашня или пастбища) происходит не только значительный выброс углекислого газа, но и потери других экосистемных услуг. Подобные примеры по нескольким странам мира были представлены в монографии [35], где дана экономическая оценка последствий аналогичного (и других видов) изменения землепользования, когда учитывается трансформация земельных ресурсов ради получения краткосрочной прибыли (от возделывания земель, животноводства, добычи каучука и пальмового масла, а также отдельных видов древесной продукции), а не учитываются все остальные экосистемные услуги по той простой причине, что они не “торгуются” на рынке, и в данный момент времени у них нет цены, кроме той что искусственно рассчитана в научных исследованиях [32, 37].

В России подобный опыт можно найти в аспекте современного учета пахотных угодий и оценки выбросов парниковых газов. Согласно данным Национального кадастра о выбросах и поглощениях парниковых газов (ПГ) [8], в Российской Федерации за последние 10 лет площадь пашни увеличилась с 90 до 93 млн га за счет ввода в оборот бывших заброшенных земель. При этом, по данным Нацкадастра, выбросы ПГ от использования текущей пашни (возделываемой в настоящее время, включая чистый пар) с 1 га ежегодно составляют 1–2 т CO₂. В зависимости от года этот показатель колеблется, поскольку на это влияют количество пожнивных остатков, а также климатические характеристики, в частности засухи. Но в 2011 г. в Нацкадастре впервые зафиксировали распашку заброшенных земель в размере 800 тыс. га, что привело к выбросам 34 т CO₂ с 1 га на вновь освоенных землях. Очевидно, что в рассматриваемых условиях возврат человека на эти земли вполне мог привести и к потере биоразнообразия, и к возрастанию эродированности почв. Последнее можно проследить на кейсе Ставропольского края, где выявлена незаконная распашка пастбищ, находящихся вблизи водоемов [21]. Следовательно, необходимы законодательные меры, чтобы противодействовать таким процессам и одновременно стимулировать эффективные методы зем-

² Понятия “экосистемные услуги почв” и “сервисы почв” в данной работе являются синонимичными.

лепользования на уже освоенных землях: совершенствование технологий внесения удобрений, подбор качественных семян, известкование почв, проведения противоэрозионных мероприятий.

Для адаптации методики ELD для локальных контекстов нужны детальные данные по площади и характеру изменения землепользования, стоимость производства продукции с 1 гектара, стоимость восстановления почвенного плодородия.

Основная проблема в масштабной реализации подобного подхода в России заключается в том, что дать денежную оценку текущего вида землепользования довольно просто, поскольку есть официальные данные Росстата по посевным площадям, урожайности и ценам реализации отдельных видов растениеводческой продукции, однако экосистемные выгоды и потери остаются недооцененными.

Рассмотрев базовую методологию инициативы экономики деградации земель, обратимся к той роли, которая отводится в ней почвенным факторам. В целом можно констатировать, что методика фон Брауна по экономической оценке деградации земель учитывает стоимостные изменения широкого спектра экосистемных услуг, включая почвенные. При этом почва рассматривается как часть всей наземной экосистемы. Только тогда и только так в рамках метода представляется возможным максимально полно оценить стоимость экосистемных услуг и сравнить эти сервисы для разных категорий и видов земель.

Однако изменения почвенных свойств, которые могут фиксироваться в процессе деградации земель, в рамках рассмотренной методологии напрямую не учитываются. Оценка производится только косвенно, через сервисы, которые оказывают почва и экосистема в целом.

Ввиду этой косвенной оценки необходимо остановиться на вопросе переучета стоимости изменений свойств почвы в итоговой оценке деградации. Очевидно, что все услуги почв, в том числе связанные с продукционной составляющей являются производной от их свойств. Следовательно, оценивая услуги, мы косвенным образом оцениваем и свойства почвы. С определенной точки зрения попытка дополнительного (к оценке услуг) учета этих свойств приведет к завышенным оценкам, то есть данная операция может быть рассмотрена как излишняя. Однако, если взглянуть на проблему с точки зрения стоимости существования природы самой по себе (составляющая NUV в идеологии общей экономической ценности), то данный вопрос устраняется, и оценка становится необходимой. Действительно, если в качестве аналогии с почвенным ресурсом привести станок, способный произвести то или иное количество продукции, то становится очевидным, что,

с одной стороны, мы имеем дело с потоком платежей, получаемых от продажи этой продукции на рынке, а с другой, — наличествует и самостоятельная стоимость станка³.

Методика фон Брауна может быть дополнена оценкой изменений, которые происходят с самой почвой в процессе ее деградации. Сделать это можно на основе оценок тех затрат, которые необходимо понести для восстановления почв в их исходное состояние относительно заданного уровня. В этом отношении анализируемая методология сопрягается с традиционными для России методами оценки ущерба.

Рассмотрим сопряженную с методиками ELD концепцию нейтрального баланса деградации земель.

В последние годы ведутся широкие разработки алгоритма устойчивого управления земельными ресурсами. Одним из таких алгоритмов является поддержание нейтрального баланса деградации земель (НБДЗ). Эта концепция была впервые официально озвучена КБО ООН в 2011 г. [48].

Цель НБДЗ может быть сформулирована следующим образом: поддерживать и улучшать запасы природного капитала и связанные с ним экосистемные услуги в целях поддержания будущего процветания и безопасности человечества. С помощью концепции можно достигать исполнение многочисленных целей устойчивого развития (ЦУР), связанных с продовольственной безопасностью, охраной окружающей среды и устойчивым использованием природных ресурсов, и повышать устойчивость к глобальным экологическим изменениям.

Оценка тенденций деградации земель на исследуемой территории строится через анализ изменения так называемых индикаторных показателей за определенный промежуток времени. Для мониторинга указанных тенденций используются основной индикатор — доля деградированных земель от общей площади территории, выраженная в процентах, и три субиндикатора ЦУР 15.3.1: продуктивность земель, смена наземного покрова и запас почвенного органического углерода в слое 0–30 см [43]. Интеграция трех субиндикаторов осуществляется в соответствии с единым общим правилом: если территория была определена как потенциально деградированная по любому из субиндикаторов, то она будет считаться потенциально деградированной.

Согласованные на глобальном уровне субиндикаторы могут быть дополнены национальными

³ Отметим, что в научной литературе можно найти оригинальные работы по оценке стоимости почв исключительно на основе их свойств [9, 26], а также попытки интеграции этих подходов в систему оценки TEV [3].

данными, учитывающими региональную специфику процессов деградации.

Концепция НДБЗ в достаточной степени универсальна и применима для социально-экономических и природно-климатических условий любой страны, для любого типа деградации – природной или антропогенно-обусловленной, для любой типа землепользования. Сопоставимость результатов – это одна из наиболее сильных черт данной концепции. Она может быть рассмотрена в качестве зонтичной концепции для всех последующих экономических интерпретаций фиксируемой деградации, в том числе сделанных в контексте инициативы ELD. Постулируется, что сам механизм достижения нейтральности заключается в уравнивании ожидаемых прибылей и убытков в земельном природном капитале в рамках уникальных типов земель посредством принятия решений в области землепользования и управления [6].

Существенным недостатком данной концепции является то, что ни один из рассмотренных субиндикаторов, как и интегральный индикатор “доли деградированных земель” не несет внутри себя экономических интерпретаторов. Природный капитал не оценивается в денежном выражении, что делает обязательной переоценку деградации при помощи методологии, “внешней” по отношению к ней.

В методологии НДБЗ можно проследить рассмотренную выше логику комбинированной оценки услуг почвы и самой почвы, однако недостатком здесь является и то, что среди экосистемных услуг фактически анализируется всего одна, связанная с продуктивностью надземной растительной биомассы экосистемы (оценивается на основании индекса NDVI [14]), а почвенные показатели ограничиваются только углеродом.

Одним из выходов здесь может быть дополнительное использование региональных субиндикаторов для оценки почвенной составляющей. Как уже было показано, методология НДБЗ позволяет это делать. Например, в работе [25] предлагается уточнение базового подхода “нейтрального баланса” региональными статистическими показателями по содержанию гумуса (взамен модельного углерода), фосфора и калия. Как было показано в [24], данный набор почвенных характеристик, дополненный данными по рН, может быть в целом принят базовым при анализе многих случаев деградации почв. Тенденцию к заключению о значимости именно этого набора почвенных характеристик можно также найти в поздних работах специалистов Почвенного института им. В.В. Докучаева, в частности И.И. Карманова и Д.С. Булгакова [9].

Без сомнения, нельзя сказать, что данный базовый набор является полным во всех случаях деградации, например, случаи засоления, осолонцевания, переувлажнения, переуплотнения и т.п. требуют отдельного анализа химического состава и физического состояния почв, однако для укрупнённого анализа деградации, коим является методология НДБЗ, эти данные могут стать избыточными. Последние наиболее целесообразно рассматривать, как необходимую детализацию первичного анализа деградации на основе НДБЗ, в частности разбора причин, которые приводят к изменению показателя продуктивности, который является зачастую маркером этих процессов.

Выделенный же “базовый набор” свойств почв для своих задач может быть рассмотрен, как достаточный. Именно эти свойства, с одной стороны, во многом определяют почвенное плодородие, а с другой стороны, в значительной степени подвержены риску негативного изменения в результате антропогенного воздействия на почвы. При этом изменение показателя продуктивности не всегда отражает их изменение (достаточно вспомнить значительные урожаи сельскохозяйственных культур, обусловленные применением пестицидов, получаемые на фоне дегумификации и агроистощения). Немаловажно и то, что получение данных по этим показателям значительно дешевле, чем по иным свойствам почв, что немаловажно для укрупненных исследований.

Именно этот набор свойств почв также зачастую используется в рамках традиционных для России метода оценки ущерба от деградации земель.

В его основе лежит анализ динамики указанных почвенных характеристик во времени. Помимо них в случае химического загрязнения территории анализируется содержание в почвенном профиле поллютантов. Если почвенные показатели снижаются (в случае поллютантов – повышаются), то констатируется процесс деградации и производится калькуляция необходимых затрат на восстановление почв в их исходное состояние. Иными словами, составляется смета, куда входят стоимости всех необходимых для восстановления материалов и работ. Указанный анализ динамики почвенных характеристик можно производить на основе сравнения последних между различными турами почвенно-агрохимического обследования, а также на основе сравнения изучаемых почв с эталонами [20, 22].

В ущерб необходимо включать не только смету по восстановлению нарушенных территорий, но и упущенную выгоду от их эксплуатации [3, 5, 13, 23]. В состав упущенной выгоды могут быть включены убытки от причинения вреда здоровью жителей муниципалитета, от снижения стоимо-

сти земли, проценты на суммы средств, отвлекаемых для ликвидации отрицательных последствий деградационных последствий.

Данный метод в наибольшей степени применим для локального уровня исследований. На региональном уровне прямая калькуляция смет проблематична, поэтому в этих, а также во всех остальных случаях, когда нет возможности применить прямой метод калькуляции издержек восстановления деградированной территории применяются методы оценки, основанные на использовании формул, учитывающих площадь, глубину и степень загрязнения, деградации и захлещения, экономические характеристики исследуемого региона и специальные земельные таксы, назначаемые нормативным путем [15–19].

В перечисленных методиках оценки ущерба от деградации, к сожалению, показатели деградации почв часто не отделены от показателей деградации земель⁴: так, наряду с такими почвенными характеристиками, как “уменьшение запасов гумуса в профиле почвы (A + B), % от исходного” и “увеличение содержания обменного натрия (в % от емкости катионного обмена)”, присутствуют характеристики состояния земель – “площадь естественных кормовых угодий, выведенных из землепользования (лишенных растительности), % от общей площади” и “проективное покрытие пастбищной растительности, % от зонального)” [17].

Для оценки степени деградации почв и земель разработаны специальные пятибалльные шкалы, опирающиеся на представления об устойчивости экосистем к внешней нагрузке, о допустимых уровнях изменений качества окружающей среды в целом и ее отдельных компонентов [16].

С точки зрения экономической науки, подобный подход является в определенной степени упрощенным, поскольку не учитывает локальные особенности трудозатрат, рынков сельскохозяйственной продукции, инфраструктурные издержки и множество других показателей помимо свойств почв, которые влияют на экономическую эффективность сельскохозяйственного производства. Порождаемые стоимостные искажения здесь слишком высоки, поэтому итоговые величины ущерба, полученные по данным методам, как было показано в [3] могут быть применимы в практике землеохранной деятельности лишь условно.

Во всех указанных методах также игнорируются экосистемные услуги почв, что в значительной мере сужает возможности их применения для решения задач устойчивого развития. Необходи-

мость учета последних в составе “упущенной выгоды” была показана в серии работ, анализирующих данные методы и показывающие дальнейшие пути их совершенствования [3, 23].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Обзор отечественной и зарубежной литературы, законодательных и нормативно-методологических документов выявил отсутствие единых подходов к экономической оценке деградации земель как в части заложенной в них интерпретации самого феномена деградации, так и той роли, которая должна быть отведена почве – ее характеристикам и почвенным экосистемным услугам – в стоимостной оценке последней.

Самую значительную роль почвенные показатели играют в концепции экономической оценки ущерба/вреда от деградации земель. Однако данная методология фактически не предполагает использование современных представлений об экосистемных услугах. Напротив, методология экономики деградации земель, использующая широкий спектр экосистемных услуг, во многом игнорирует необходимость учета динамики собственных свойств почв.

В перспективе рассмотренные подходы могут дополнить друг друга и быть объединены в единую методологию. Интегрирующей здесь может послужить концепция “общей экономической ценности – TEV”, где в качестве оценки деградации будет использованы как динамика стоимости экосистемных услуг (“стоимости использования”), в том числе почвенных, так и затраты на восстановление утраченных почвенных характеристик (“стоимости неиспользования”), а также сопряженной “упущенной выгоды” от использования нарушенных территорий.

В качестве базового набора почвенных свойств, необходимых для целей укрупненной оценки наряду с интегральными показателями продуктивности можно рекомендовать следующие – содержание гумуса и питательных веществ, а также рН. Для детализации анализа процессов деградации необходимо использовать более широкий набор почвенных характеристик, отражающих изменения в химическом составе и физическом состоянии почв в процессе деградации.

Данная методология может быть построена на базе разрабатываемой в настоящее время концепции нейтрального баланса деградации земель, которая уже стала зонтичной для инициативы экономики деградации земель.

Единая методология позволит в значительной степени унифицировать экономическую оценку деградации земель, позволит решить вопрос дисбаланса между локальными и региональными оцен-

⁴ Понятия “почва” и “земля” не тождественны [27] и не должны смешиваться.

ками деградации и уйти от искаженных законодательно регламентированных формульных оценок.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа поддержана грантом РФФИ № 19-29-05021 МК.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Бобылев С.Н.* Экономика природопользования. М.: ИНФРА-М, 2014. 382 с.
2. *Бобылев С.Н., Захаров В.М.* Экосистемные услуги и экономика. М.: ООО "Типография ЛЕВКО", Институт устойчивого развития/Центр экологической политики России, 2009. 72 с.
3. *Бондаренко Е.В.* Опыт учета экосистемных сервисов почв при оценке деградации земель (на примере УО ПЭЦ МГУ). Дис. ... канд. биол. н. М., 2016. 121 с.
4. *Васнев В.И., Ауденховен А.П. Ван, Ромзайкина О.Н., Гаджиагаева Р.А.* Экологические функции и экосистемные сервисы городских и техногенных почв: от теории к практическому применению (обзор) // Почвоведение. 2018. № 10. С. 1177–1191. <https://doi.org/10.1134/S0032180X18100131>
5. Гражданский кодекс Российской Федерации (часть первая) от 30.11.1994 № 51-ФЗ (ред. от 03.08.2018) / Собрание законодательства РФ, 05.12.1994, № 32, ст. 3301.
6. Земельные ресурсы: всемирный обзор, первое издание. Бонн: Конвенция Организации Объединенных Наций по борьбе с опустыниванием, 2017. 337 с.
7. Инициатива ELD. Практическое руководство: "Подход "6 + 1" к оценке экономики управления земельными ресурсами". Электрон. дан. Режим доступа: https://www.eld-initiative.org/fileadmin/pdf/ELD-UserGuide_RU_10.10.2018.pdf, посещен 19.04.2020.
8. Институт глобального климата и экологии им. Ю.А. Израэля. Национальный кадастр антропогенных выбросов и источников абсорбции парниковых газов, не регулируемых Монреальским протоколом 2019.
9. *Карманов И.И., Булгаков Д.С.* Опыт разработки методики расчетов индексов ценности земель сельскохозяйственного назначения на почвенно-экологической основе // Роль почв в биосфере. М., 2003. С. 62–97.
10. *Касимов Д.В., Касимов В.Д.* Некоторые подходы к оценке экосистемных функций (услуг) лесных насаждений в практике природопользования. Монография. М.: Мир науки, 2015. 91 с.
11. *Куст Г.С., Андреева О.В., Лобковский В.А.* Нейтральный баланс деградации земель – новейший подход для принятия решений в области землепользования и земельной политики // Проблемы постсоветского пространства. 2018. Т. 5. № 4. С. 369–389. <https://doi.org/10.24975/2313-8920-2018-5-4-369-389>
12. *Макаров О.А.* Почему нужно оценивать почву? (Состояние/качество почвы: оценка, нормирование, управление, сертификация). М.: Изд-во Моск. ун-та, 2003. 259 с.
13. *Медведева О.Е.* Оценка экологического ущерба при определении стоимости земельных участков // Имущественные отношения в Российской Федерации. 2004. № 1.
14. Методологическая записка по постановке национальных добровольных задач в отношении Нейтрального баланса деградации земель (НБДЗ) с использованием системы показателей КБО ООН, 2017.
15. Письмо Минприроды России от 27.12.1993 № 04-25/61-5678 "О порядке определения размеров ущерба от загрязнения земель химическими веществами".
16. Письмо Роскомзема от 27.03.1995 № 3-15/582 "О Методических рекомендациях по выявлению деградированных и загрязненных земель" (вместе с "Методическими рекомендациями по выявлению деградированных и загрязненных земель", утв. Роскомземом 28.12.1994, Минсельхозпродом России 26.01.1995, Минприроды России 15.02.1995).
17. Письмо Роскомзема от 29.07.1994 № 3-14-2/1139 "О Методике определения размеров ущерба от деградации почв и земель".
18. Постановление Правительства Москвы от 22 июля 2008 г. № 589-ПП "Об утверждении Методики оценки размера вреда, причиненного окружающей среде в результате загрязнения, захламления, нарушения (в том числе запечатывания) и иного ухудшения качества городских почв" (с изменениями и дополнениями).
19. Приказ Минприроды России от 08.07.2010 № 238 (ред. от 11.07.2018) "Об утверждении Методики исчисления размера вреда, причиненного почвам как объекту охраны окружающей среды" (Зарегистрировано в Минюсте России 07.09.2010 № 18364).
20. Региональные эталоны почвенного плодородия / Ред.: Л.Л. Шишов, Д.С. Булгаков, И.И. Карманов. М.: Всесоюзная академия сельскохозяйственных наук им. В.И. Ленина; Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 1991. 274 с.
21. *Скрипчинский А.В., Антонов С.А.* Космический мониторинг пастбищ восточных районов Ставропольского края // Наука. Инновации. Технологии. 2019. № 2.
22. *Фрид А.С., Кузнецова И.В., Королева И.Е., Бондарев А.Г., Когут Б.М., Уткаева В.Ф., Кузнецова И.В. и др.* Зонально-провинциальные нормативы изменений агрохимических, физико-химических и физических показателей основных пахотных почв европейской территории России при антропогенных воздействиях. Метод. рекомендации. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2010. 176 с.
23. *Цветнов Е.В., Макаров О.А., Яковлев А.С., Бондаренко Е.В.* О включении экосистемных услуг в систему оценки ущерба от деградации земель // Почвоведение. 2016. № 12. С. 1534–1540. <https://doi.org/10.7868/S0032180X16120133>

24. Цветнов Е.В., Махмудова А.Р., Шеглов А.И., Цветнова О.Б. Применение затратного подхода к стоимостной оценке земель: эколого-экономические перспективы // Проблемы региональной экологии. 2010. № 4. С. 159–168.
25. Цветнов Е.В., Цветнова О.Б., Макаров О.А., Марахова Н.А. Проблемы оценки нейтрального баланса деградации земель на уровне региона Российской Федерации // Земледелие. 2020. № 2. С. 3–6. <https://doi.org/10.24411/0044-3913-2020-10201>
26. Шишов Л.Л., Дурманов Д.Н., Карманов И.И., Ефремов В.В. Теоретические основы и пути регулирования плодородия почв. М.: Агропромиздат, 1991. 304 с.
27. Яковлев А.С., Молчанов Э.Н., Макаров О.А., Савин И.Ю., Красильников П.В., Чуков С.Н., Евдокимова М.В. Научно-правовые аспекты экологической оценки и контроля деградации почв и земель России на основе характеристики их экологических функций // Почвоведение. 2015. № 9. С. 1124–1130. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15090130>
28. Albon S.D., Turner R.K., Watson R.T. UK national ecosystem assessment follow-on. Cambridge: UNEP, 2014. 100 p.
29. Am Breure, Deyn G.B. de, Dominati E., Eglin T., Hedlund K., van Orshoven J., Posthuma L. Ecosystem services: a useful concept for soil policy making! // Current Opinion in Environmental Sustainability. 2012. V. 4. № 5. P. 578–585. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.10.010>
30. Biancalani R., Nachtergaele F., Petri M., Bunning S. LADA Land Degradation Assessment in Drylands Methodology and Results. Available at: <http://www.fao.org/3/a-i3241e.pdf>, accessed 13.04.2020.
31. Costanza R., D'Arge R., Groot R. de, Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital // Nature. 1997. V. 387. P. 253–260. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(98\)00020-2](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00020-2)
32. Costanza R., Groot R. de, Sutton P., van der Ploeg S., Anderson S. J., Kubiszewski I., Farber S. et al. Changes in the global value of ecosystem services // Global Environmental Change. 2014. V. 26. P. 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
33. Dominati E., Mackay A., Green S., Patterson M. A soil change-based methodology for the quantification and valuation of ecosystem services from agro-ecosystems: A case study of pastoral agriculture in New Zealand // Ecological Economics. 2014. V. 100. P. 119–129. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.02.008>
34. Dregne H.E., Chou N.-T. Global desertification dimensions and costs. // Degradation and restoration of arid lands. Lubbock, Texas: International Center for Arid and Semi-arid Land Studies, Texas Tech University, 1992. P. 249–282.
35. Economics of Land Degradation and Improvement – A Global Assessment for Sustainable Development / Eds.: E. Nkonya, A. Mirzabaev, J. Braun. V. Cham: Springer International Publishing. 2016. V. XVIII. 686 p.
36. Greiner L., Keller A., Grêt-Regamey A., Papritz A. Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services // Land Use Policy. 2017. V. 69. P. 224–237. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.025>
37. Groot R. de, Brander L., van der Ploeg S., Costanza R., Bernard F., Braat L., Christie M., Crossman N. et al. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units // Ecosystem Services. 2012. V. 1. № 1. P. 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>
38. Gupta G.Sh. Land Degradation and Challenges of Food Security // Review of European Studies. 2019. V. 11. № 1. P. 63. <https://doi.org/10.5539/res.v11n1p63>
39. Jacobs S., Dendoncker N., Keune H. Ecosystem services: Global issues, local practices. Amsterdam, Boston: Elsevier. 2014. V. XXXII. 422 p.
40. Kust G.S., Andreeva O.V., Cowie A. Land Degradation Neutrality: Concept development, practical applications and assessment // J. Environmental Management. 2017. V. 195. № 1. P. 16–24. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.043>
41. Land assessment & impacts | Land & Water | Food and Agriculture Organization of the United Nations | Land & Water | Food and Agriculture Organization of the United Nations. Available at: <http://www.fao.org/land-water/land/land-assessment/en/>, accessed 23.04.2020.
42. Nature's services. Societal dependence on natural ecosystems / Ed. Daily G.C. Washington, D.C.: Island Press, 1997. 393 p.
43. Sims N.C., Green C., Newnham G.J., England J.R., Held A., Wulder M.A., Herold M. et al. Good Practice Guidance. SDG Indicator 15.3.1. Proportion of land that is degraded over total land area. 2017. 115 c.
44. Perman R., Ma Y., McGilvray J., Common M. Natural resource and environmental economics. Harlow, Essex, N.Y.: Pearson Addison Wesley, 2011.
45. The rewards of investing in sustainable land management. Interim Report for the Economics of Land Degradation Initiative: A global strategy for sustainable land management // ELD Initiative. Available at: https://www.eld-initiative.org/fileadmin/pdf/ELD_interim_report_2015_web.pdf, accessed 14.04.2020.
46. Tilahun M., Singh A., Kumar P., Apindi E., Schauer M., Libera J., Lund H.G. The Economics of Land Degradation Neutrality in Asia: Empirical Analyses and Policy Implications for the Sustainable Development Goals // ELD Initiative. Available at: https://www.eld-initiative.org/fileadmin/pdf/Asia_Report_EN.pdf, accessed 16.04.2020.
47. United Nations Convention to Combat Desertification in Those Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, Particularly in Africa: Text with Annexes. Nairobi: UNEP.
48. Zero Net Land Degradation – A Sustainable Development Goal for Rio + 20: To secure the contribution of our planet? land and soil to sustainable development, including food security and poverty eradication. Bonn, 2012.

The Role of Soils in Land Degradation Assessment (Review)

E. V. Tsvetnov^{1, *}, O. A. Makarov¹, A. S. Stokov², and O. B. Tsvetnova¹

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

²*Russian Presidential Academy of National Economy and Public Administration (RANEPA), Moscow, 119571 Russia*

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

Within the existing concepts of land degradation assessment, the main ideas about its causes and consequences are formulated, methodological provisions for studying the intensity of degradation processes are defined, and specific methods for assessing the economic component of degradation are developed. The problem of economic assessment of land degradation is complicated by differences in understanding of the nature of degradation processes and the role of soils in their course. Soil indicators play the most significant role in the concept of economic assessment of damage/harm from land degradation. However, this methodology does not actually involve the use of modern concepts of ecosystem services. On the contrary, the methodology of land degradation Economics, which uses a wide range of ecosystem services, largely ignores the need to take into account the dynamics of soil properties. The development of a unified methodology will solve many problems, among which an important place is occupied by the need to avoid legally regulated formulaic assessments of degradation.

Keywords: soil ecosystem services, degradation damage, land degradation neutrality, economics of land degradation

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.4:577.4:502.7

МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ АГРОДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТЫХ ПОЧВ РАЗНОЙ ГУМУСИРОВАННОСТИ ПРИ ВНЕСЕНИИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И УГЛЕРОДСОДЕРЖАЩИХ ПРЕПАРАТОВ

© 2021 г. В. А. Терехова^{a, b, *}, Е. В. Прудникова^a, С. А. Кулачкова^a, М. В. Горленко^a,
П. В. Учанов^b, С. В. Сушко^{c, d}, Н. Д. Ананьева^c

^aМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119992 Россия

^bИнститут проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН, Ленинский пр., 33, Москва, 119071 Россия

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

^dАгрофизический научно-исследовательский институт, Гражданский просп., 14, Санкт-Петербург, 195220 Россия

*e-mail: vterekhova@gmail.com

Поступила в редакцию 18.06.2020 г.

После доработки 10.07.2020 г.

Принята к публикации 26.07.2020 г.

В условиях модельного вегетационного эксперимента (30 суток) изучен отклик микробного сообщества: углерод микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$), базальное дыхание (БД), функциональное разнообразие (ФР), агродерново-подзолистой почвы (Albic Glossic Retisols (Loamic, Agric Cutanic, Ochric)) двух участков (Чашниково, Московская область) с разным содержанием органического углерода ($C_{\text{орг}}$ 3.86 и 1.30%) на загрязнение тяжелыми металлами (ТМ: Cu 660, Zn 1100, Pb 650 мг/кг) и обогащение углеродсодержащими препаратами (биоуголь, 5%; лигногумат, 0.25%). $C_{\text{мик}}$ определяли методом субстрат-индуцированного дыхания, ФР – мультисубстратным тестированием (47 субстратов). Внесение ТМ снижало $C_{\text{мик}}$ в среднем на 49–57%, БД – 23–52% и ФР – 45%, однако микробный метаболический коэффициент ($q\text{CO}_2 = \text{БД}/C_{\text{мик}}$) повышало в среднем на 9–46%. Наибольшие изменения отмечены на бедной $C_{\text{орг}}$ (1.30%) почве. Углеродсодержащие препараты показали низкую эффективность в обеих почвах с ТМ и не способствовали изменению $C_{\text{мик}}$, БД и $q\text{CO}_2$, хотя увеличивали ФР. Сделано заключение об индикаторной значимости изученных микробиологических показателей для оптимизации оценки качества почв, среди которых к наиболее чувствительным отнесены функциональное разнообразие и микробная биомасса $C_{\text{мик}}$, к менее чувствительным – БД и $q\text{CO}_2$.

Ключевые слова: биоиндикация, оценка качества почв, органический углерод, микробное дыхание, микробная биомасса, функциональное разнообразие микроорганизмов, химическое загрязнение, лигногумат, биочар

DOI: 10.31857/S0032180X21030151

ВВЕДЕНИЕ

Для эффективной системы оценки качества почвы важен набор чувствительных показателей, отражающих ее способность оптимально функционировать [23] и выполнять экосистемные сервисы, направленные на поддержание циклов питательных элементов, деградацию поллютантов и регулирование климата [46]. Микроорганизмы почв обеспечивают разложение органического вещества и высвобождение минеральных элементов питания, способствуя разнообразию и продуктивности растений [50], что позволяет использовать их в качестве индикаторов состояния почвенных

ценозов. Так, микробная биомасса почвы и ее дыхательная активность могут в определенной степени служить показателями ее изменения при разных воздействиях [2, 44], а значит – характеризовать ее “здоровье” [23]. Эти показатели включены в программы экологического мониторинга почв и наземных экосистем ряда европейских стран [30, 33]. Перспективным подходом к оценке качества почв представляется анализ их микробных сообществ по спектру потребления органических субстратов, называемый “метаболическим профилированием”. В мировой практике этот анализ осуществляют на основе системы “BIOLOG” [27]. В России подобная технология

реализуется с помощью метода мультисубстратного тестирования (МСТ), получившего название “Эко-Лог” [6].

Оценка качества почв агроэкосистем является предметом большого количества исследований [9, 23], которые основаны на широком спектре индикаторных показателей [23, 49]. Одним из таких регулярно оцениваемых показателей является содержание тяжелых металлов (ТМ) в почве [4, 5]. Показано, что поступление ТМ в почвы агроценозов происходит в результате применения минеральных [38] и органических [29, 55] удобрений, орошения [32, 39] и разных почвоулучшителей [8, 11], что, в свою очередь, может приводить к их накоплению в сельскохозяйственной продукции [31].

В почвах агро- и урбоэкосистем содержание ТМ, в частности свинца (Pb), цинка (Zn) и меди (Cu), подлежит обязательному контролю в нашей стране и за рубежом [3, 23]. Следует отметить, что Pb и Zn относят к I классу опасности (высокоопасные), Cu – ко II (умеренно опасные) (ГОСТ 17.4.1.0283). Одним из способов уменьшения их содержания в почвах является применение углеродсодержащих материалов – биоуглей [28] и гуминовых препаратов [43].

Биоуголь (биочар, от англ. biochar) – продукт пиролиза различных материалов, в том числе растительных, отходов и осадков сточных вод, содержащий большую долю углерода (70–80%) и обладающий высокой сорбционной емкостью. Такие свойства древесного биоугля позволяют активно связывать различные поллютанты в объектах окружающей среды и сохранять влагу в почве [25]. Биоуголь хорошо изучен и с позиций депонирования углерода, восстановления обедненных гумусом почв, а также при нефтяном и других видах загрязнений [19, 22, 35, 40]. Показано также, что внесение биоугля в почву приводит к существенному уменьшению содержания обменных форм ТМ [42]. Наибольший эффект от внесения биоугля отмечали на бедных гумусом и кислых почвах [45]. В зерне риса, выращенном на слабокислой глинистой почве с внесением биоугля, выявили уменьшение содержания Cd и Pb [21]. Следует отметить, что адсорбционная способность биоугля в почве зависит от источника его получения (сырья) и вида ТМ. Показано, что мульчирование почвы биоуглем увеличивало подвижность As и Cu, но значимо снижало подвижность Cd и Zn [18].

Для улучшения почв агроэкосистем широко применяют и продукты так называемой “зеленой химии”, среди которых наиболее распространены гуминовые препараты, производимые из углей, торфов, сапропелей и органических отходов [43]. Биологическая активность гуминовых препаратов в значительной степени зависит от природы исход-

ного сырья [52]. Эффективным гуминовым препаратом считают лигногумат (производят из лигносульфоната – отхода деревоперерабатывающей промышленности), который содержит высоко- и низкомолекулярные гуминовые соединения (70–80%), а также микроэлементы.

Имеются сведения и о положительном ремедиационном эффекте после совместного внесения в загрязненные почвы биоугля и гуминовых препаратов [15, 56]. Показано, что подвижность катионов Zn, Cd и Pb в аллювиальных почвах после внесения смеси лигногумата и биоугля уменьшалась значительно по сравнению с их внесением по отдельности [15].

Изучено изменение показателей функционирования микробных сообществ агродерново-подзолистых почв разной степени гумусированности под влиянием загрязнения ТМ и обработки углеродсодержащими препаратами (биоуголь, лигногумат) в условиях модельного вегетационного эксперимента для оценки их биоиндикационной значимости и в целях обеспечения продуктивности растений. Задача эксперимента заключалась в анализе откликов микробных сообществ на основе их функциональных и структурных показателей (микробной биомассы, базального дыхания, метаболического коэффициента и функционального разнообразия) для оценки нарушенности почв под влиянием загрязнения ТМ и препаратов, обеспечивающих его уменьшение.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исследовали пахотные (агро) горизонты агродерново-подзолистых почв тяжелосуглинистого гранулометрического состава (Albic Glossic Retisols (Loamic, Aric Cutanic, Ochric)) (Солнечногорский район, Московская область, территория Учебно-опытного почвенно-экологического центра МГУ имени М.В. Ломоносова “Чашниково”) двух участков, локализованных на расстоянии 1.1 км друг от друга (56°02'01.9° N/37°10'04.9° E и 56°01'41.7° N/37°11'04.3° E). Почва первого участка (1) характеризовалась высоким ($C_{\text{орг}}$ 3.86%, сильногумусированная), второго (2) – низким ($C_{\text{орг}}$ 1.30%, слабогумусированная) содержанием органического углерода. Образцы почв отбирали из верхнего (0–20 см) слоя пробных площадок (40 м²) методом “конверта” в начале мая 2019 г., усредняли смешиванием и доставляли в лабораторию (масса около 25 кг) для использования в вегетационном эксперименте (исходная влажность образца 35–40%).

В образцы почв вносили смесь водных растворов соли (10 мл/кг) меди (CuSO₄), цинка (ZnSO₄) и свинца (PbCl₂) для достижения концентрации Cu, Zn и Pb, равной 660, 1100 и 650 мг/кг почвы соот-

ветственно. Эти концентрации отвечали трем ориентировочно-допустимым концентрациям (ОДК) для каждого из этих элементов [5]. Помимо металлов в отдельные варианты опыта добавляли по отдельности и вместе углеродсодержащие препараты (биоуголь, лигногумат).

Биоуголь (продукт пиролиза древесины березы, фракции 2–8 мм, производитель ООО “Метакон”, Россия) добавляли в количестве 5% от массы почвенного образца. Биоуголь содержал С (88.2%), N, H и S (0.44, 0.82 и 0.19%, соответственно), золу (2.8%), воду (3%); pH_{CaCl_2} 8.9, отношение C/N = 21.4. Содержание катионов Cu, Zn и Pb в биоугле составляло не более 0.02% его массы. Лигногумат калия получен искусственной гумификацией лигносульфоната (производитель НПО “РЭТ”, Россия), его зольность составляла 40%, содержание С, N, H, S и К – 37.3, 0.5, 3.72, 4.84 и 9.0% соответственно; C/N = 134.7, pH_{CaCl_2} 9 (1% раствор), содержание гуминовых кислот – 58% органического вещества. Лигногумат хорошо растворим в воде, его водный раствор вносили в почву (0.25% ее массы).

Образцы почвы каждого участка были разделены на две равные части, в одну из которых вносили смесь водных растворов солей ТМ и тщательно перемешивали. Вторую часть почвы увлажняли водой (10 мл/кг), объем которой был равен таковому с солями ТМ. Влажность этих частей почвы составляла около 60% общей влагоемкости. Полученные таким образом образцы почвы оставляли на 7 сут при комнатной температуре для равномерного распределения воды и раствора солей ТМ. Затем почву 1 и 2, в которую были внесены вода или соли металлов, делили на 4 части (варианты), одна из которых служила контролем для углеродсодержащих добавок (биоуголь, лигногумат – отдельно и вместе) и ТМ. Подготовленные таким образом почвы (для каждой почвы восьми вариантов) инкубировали еще 7 сут при комнатной температуре. Затем почву каждого варианта (массой 2.5 кг) помещали в 3 вегетационных сосуда объемом 3 л (повторности). Варианты эксперимента для почв участков 1 и 2 следующие: контроль, биоуголь (Б), лигногумат (Л), биоуголь + лигногумат (БЛ), ТМ-контроль, ТМ + биоуголь (ТМБ), ТМ + лигногумат (ТМЛ), ТМ + биоуголь + лигногумат (ТМБЛ).

Для определения химических показателей почвы отбирали образцы каждого варианта, а затем сосуды с почвой засеивали семенами горчицы белой *Sinapis alba* L. (10 семян на сосуд) и помещали в открытую теплицу (среднесуточная температура воздуха 16.8°C) на 30 сут. Влажность почвы на протяжении эксперимента регистрировали взвешиванием сосудов для последующего добавления воды. По окончании инкубации рас-

тения горчицы извлекали из сосудов для определения их биомассы, а образцы почвы – для изучения микробиологических показателей.

В образцах почвы определяли содержание органического углерода ($C_{орг}$) (ISO 14235:1998); общего (CNHS анализатор Elementar EL III), аммонийного (ГОСТ 26489-85, фотометр Nach DR 2800) и нитратного (ПНД Ф 16.1.8-98, хроматограф Dionex ICS 2000) азота ($N_{общ}$, NH_4^+ , NO_3^-); подвижных соединений фосфора (P) и калия (K) (метод Кирсанова, спектрометр Agilent 5110 ICP-OES) и валовых форм Cu, Zn и Pb (ФР.1.29.2006.02149, спектрометр Agilent 5110 ICP-OES). Значение pH водной вытяжки (почва : вода = 1 : 4) определяли потенциометрическим методом (pH метр Hanna HI2211-02).

Содержание углерода микробной биомассы ($C_{мик}$) определяли методом субстрат-индуцированного дыхания (СИД), как описано в работе [1]. Метод основан на дыхательном отклике почвенных микроорганизмов на внесение в почву легкодоступного субстрата (глюкозы), который пропорционален содержанию микробной биомассы [16]. Навеску почвы (3 г) помещали в стеклянный флакон (объем 15 мл), добавляли по каплям раствор глюкозы (0.2 мл/г) для получения ее результирующей концентрации 10 мг/г, закрывали герметично и инкубировали не менее 3 ч при 22°C. Затем из воздушной фазы флакона отбирали шприцом пробу воздуха (0.5 мл) и вводили ее в газовый хроматограф “КристалЛюкс 4000М” для измерения концентрации CO_2 . Время инкубации почвы с глюкозой строго фиксировали. Скорость СИД (мкл CO_2 /(г ч)) рассчитывали с учетом концентрации CO_2 , объема газовой фазы флакона, навески почвенного образца и времени его инкубации. Содержание $C_{мик}$ (мкг С/г почвы) определяли по формуле: СИД \times 40.04 + 0.37 [16].

Базальное дыхание почвы (БД) измеряли аналогично определению СИД, только вместо раствора глюкозы в почву вносили дистиллированную воду и инкубировали 24 ч при 22°C, результат выражали в мкг С- CO_2 /(г ч).

Рассчитывали отношение БД/ $C_{мик}$, которое иллюстрирует удельное дыхание микробной биомассы (qCO_2) и характеризует экологический статус микробного сообщества почвы [2].

Растения горчицы белой извлекали с корнями из вегетационных сосудов каждого варианта эксперимента и высушивали до постоянного веса (105°C, 2 ч). Полученную таким образом сухую биомассу растений выражали в г/сосуд.

Функциональное разнообразие микробного сообщества оценивали методом МСТ (ФР.1.37.2010.08619; патент РФ № 23355432335543). Образец почвы (0.7 г) помещали в центрифуж-

Таблица 1. Исходные химические показатели агродерново-подзолистых почв разных участков (слой 0–20 см, Московская область)

№ участка	C _{орг}	N _{общ}	C : N	рН	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	P ₂ O ₅	K ₂ O	Cu	Pb	Zn
	%										
1	3.86	0.33	12	6.74	21.9	60.7	1685.3	701.5	22.0	23.7	89.1
2	1.30	0.14	9.6	6.28	8.6	65.8	220.4	193.6	9.3	10.1	32.0

ный стакан (объем 50 мл), добавляли 35 мл дистиллированной воды и помещали в шейкер Vortex (2 мин) для отделения клеток микроорганизмов от почвенных частиц. Затем суспензию центрифугировали (10 мин, 3000 об./мин) и отделяли супернатант, в который добавляли индикатор – трифенилтетразолий (2 мл на 20 мл супернатанта). Аликвоту супернатанта с индикатором (200 мкл) помещали в 96 лунок (ячеек) планшета “Эко-Лог”, в которые предварительно были внесены 47 тест-субстратов (сахара, аминокислоты, полимеры, нуклеозиды, соли органических кислот, спирты) и минеральная основа – контроль (две повторности для каждого субстрата и контроля). Планшеты инкубировали 72 ч при 28°C до появления в ячейках визуальной регистрируемой красной окраски (восстановление трифенилтетразолия до формазана). Затем оптическую плотность каждой ячейки измеряли в диапазоне 510 нм программно-аппаратным комплексом “Эко-Лог”. Концентрация формазана и обусловленная им оптическая плотность ячейки определялись интенсивностью развития группы микроорганизмов, способной потреблять тот или иной субстрат [6]. На основе оптической плотности рассчитывали следующие показатели функционального разнообразия микробного сообщества [6, 7]: разнообразие (N), отражающее количество потребленных субстратов (от 0 до 47); удельную метаболическую работу (W) – сумму оптической плотности всех потребленных субстратов, деленную на их число (от 0 до 4000 ед., мера интенсивности потребления субстратов); коэффициент рангового распределения спектров потребления субстратов (d) в интервале от 0.01 до ≥ 2.00 . Меньшее значение этого коэффициента характеризует “благополучие и стабильность” микробного сообщества почвы, а значит – оптимальные условия его функционирования, большее – “неблагополучие” и стресс [6, 7].

Статистическую обработку результатов – измерение биомассы растений, микробиологических ($S_{\text{мик}}$, БД) и химических показателей почвы – проводили в трех повторностях. Расчет $S_{\text{мик}}$, БД и химических показателей выполнен на вес сухой почвы (105°C, 2 ч). Субстратное тестирование – для смешанного образца (3 сосуда) каждого вари-

анта исследуемых почв. Сравнение величин $S_{\text{мик}}$, БД, $q\text{CO}_2$ и биомассы горчицы между экспериментальными вариантами (биоуголь, лигногумат, ГМ) выполняли однофакторным дисперсионным анализом с последующим попарным множественным сравнением средних (тест Тьюки). Анализ главных компонент (ГК) выполнен на основе матрицы корреляций показателей $S_{\text{мик}}$, БД, $q\text{CO}_2$ и биомассы горчицы для экспериментальных вариантов почв двух участков. Предварительная подготовка данных для анализа ГК включала их масштабирование согласно формуле (x_i – среднее)/стандартное отклонение. Взаимосвязь между $S_{\text{мик}}$ и биомассой горчицы оценивали корреляционным анализом (коэффициент корреляции Пирсона). Статистический анализ данных и их визуализация выполнены в программной среде R с помощью пакетов “FactoMineR”, “factoextra” (анализ ГК), “car” (однофакторный дисперсионный анализ) и “agricolae” (тест Тьюки).

Кластерный анализ образцов по спектру потребления субстратов проводили с использованием квадрата евклидова дистанционного сходства и процедур связи Варда, расчет показателей функционального разнообразия – с помощью программного обеспечения “Eco-log” [6] в программе Statistica 7.0.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Химические показатели почвы. Содержание $S_{\text{орг}}$ в пахотном горизонте сильногумусированной почвы участка 1 почти в 3 раза превышало такое участка 2 (табл. 1). Содержание других биогенных элементов в почве 1 было также больше, чем в почве 2 ($N_{\text{общ}}$, $N\text{-NH}_4^+$, K – в 2–3 раза; P – в 7.6). По содержанию $N\text{-NO}_3^-$, отношению C : N и значению рН исследуемые почвы различались незначительно. Содержание Cu, Pb и Zn в почве 1 было в 2.3–2.8 раза больше, чем в почве 2, однако оно существенно меньше их ОДК, что дает основание считать исследуемые почвы незагрязненными этими ТМ.

Внесение биоугля в исследуемые почвы увеличило содержание $S_{\text{орг}}$ примерно на 4%, лигногумата – почти не оказало влияния на этот показа-

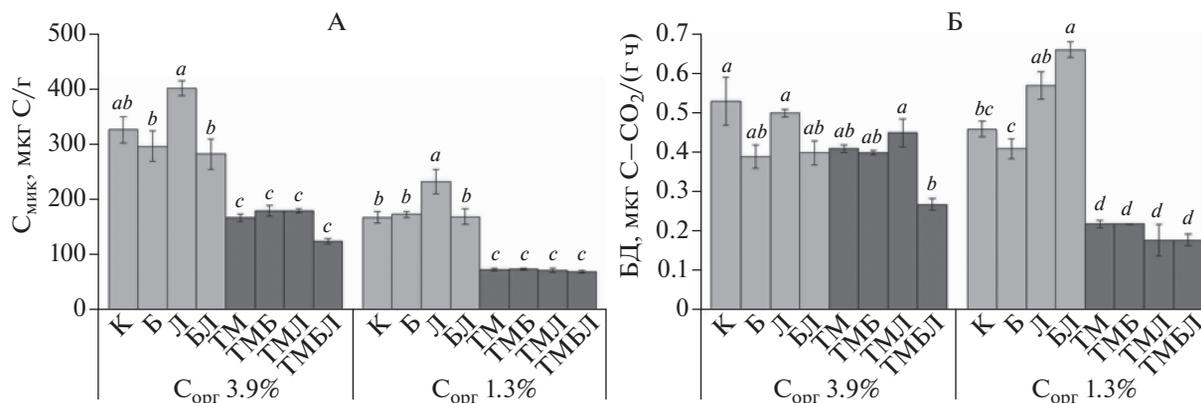


Рис. 1. Углерод микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$, А) и скорость базального дыхания (БД, Б) в агродерново-подзолистых почвах (0–20 см) с разным содержанием органического углерода ($C_{\text{орг}}$) и способов обработки. Обозначения здесь и далее на рисунках: контроль (К), биоуголь (Б), лигногумат (Л), Б + Л (БЛ), тяжелые металлы (ТМ), ТМ + Б (ТМБ), ТМ + Л (ТМЛ), ТМ + Б + Л (ТМБЛ). Среднее \pm стандартная ошибка среднего ($n = 3$); величины с разными буквами различаются значимо ($p \leq 0.05$) для каждого показателя и значения $C_{\text{орг}}$ отдельно ($p \leq 0.05$, критерий Тьюки).

тель. Значение рН почв с внесением биоугля и лигногумата практически не менялось по сравнению с контрольными вариантами.

Микробиологические показатели почвы. Содержание $C_{\text{мик}}$ в исходной богатой $C_{\text{орг}}$ почве 1 было в среднем почти в 2 раза больше такового в бедной (326 и 173 мкг С/г) (рис. 1, А). Внесение ТМ в исследуемые почвы значимо уменьшало (почти в 2 раза) содержание $C_{\text{мик}}$. Углеродсодержащие добавки в почвах 1 и 2 (без ТМ) не вызывали изменение величин $C_{\text{мик}}$, за исключением стимулирующего действия лигногумата в почве 2. Внесение углеродсодержащих препаратов в почвы с ТМ не привело к значимому изменению $C_{\text{мик}}$ этих вариантов.

Скорость БД в исходных почвах 1 и 2 составила в среднем 0.53 и 0.46 мкг С- CO_2 /г ч соответственно (рис. 1, Б). ТМ в почве 1 не оказали значимого влияния на скорость БД, а в почве 2 — уменьшали ее в 2.1 раза. Внесение биоугля и лигногумата (отдельно и в смеси) в загрязненные ТМ почвы не вызвало значимых различий скорости БД по сравнению с вариантами только с ТМ. В незагрязненных ТМ почвах биоуголь и лигногумат также не влияли значимо на этот показатель, за исключением варианта их совместного внесения в почву 2 (увеличение БД почти на 40%).

В контрольных вариантах почвы 1 показатель $q\text{CO}_2$ был почти в 1.7 раза меньше такового почвы 2, что свидетельствует о «худшем» функционировании микробного сообщества последней (рис. 2). Внесение ТМ, в том числе и с углеродсодержащими добавками, вызвало в основном значимое увеличение $q\text{CO}_2$ в почве 1 и не значимое — в почве 2. Биоуголь и лигногумат не вызывали значимых изменений этого показателя в исходных почвах,

однако смесь этих добавок в почве 2 способствовала значимому увеличению $q\text{CO}_2$ по сравнению с контрольным вариантом (в среднем на 43%), а в почве 1 — нет.

Взаимосвязь микробных показателей ($C_{\text{мик}}$, БД, $q\text{CO}_2$) и биомассы растений в образцах почв с тяжелыми металлами и углеродсодержащими добавками. Добавка смеси ТМ (ZnPbCu) подавляла развитие растений: в сильногумусированной почве 1 с 1.38 ± 0.05 (контроль) до 0.40 ± 0.13 г сухой биомассы с. в./сосуд, а в слабогумусированной почве 2 с 0.68 ± 0.09 (контроль) — до полной гибели проростков растений. В незагрязненных образцах (без ТМ) внесение биоугля уменьшало биомассу растений в почве 1 до 0.77 ± 0.05 , лигногумата — до 0.70 ± 0.11 , в почве 2 биоуголь уменьшал количество фитомассы до 0.46 ± 0.11 , а лигногумат повышал ее на 22% — до 0.83 ± 0.14 , однако это изменение оказалось незначимым. Добавки углеродсодержащих препаратов не повлияли на токсичность слабогумусированной почвы с ТМ и незначительно изменили показатели сухой биомассы в загрязненной ТМ почве 1: биоуголь несколько увеличил их до 0.47 ± 0.05 , лигногумат — уменьшил до 0.28 ± 0.06 , а при совместно внесенных биомасса была близка к контролю — 0.41 ± 0.13 .

Анализ, проведенный методом главных компонент (ГК), позволил обобщить и выявить закономерности в изменении изученных свойств почвенной микробиоты и ее способности обеспечивать развитие растений при внесении ТМ и углеродсодержащих препаратов. Показано, что первые две ГК являются наиболее значимыми (собственные значения >1) и объясняют суммарно 95% общей изменчивости экспериментальных данных (рис. 3).

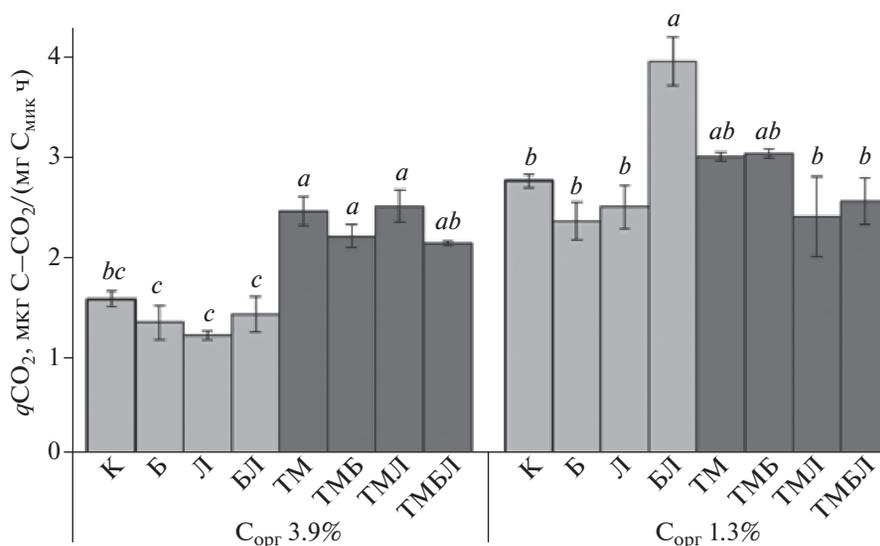


Рис. 2. Удельное дыхание микробной биомассы (qCO_2) агродерново-подзолистой почвы (0–20 см) с разным содержанием органического углерода ($C_{орг}$) и способов обработки.

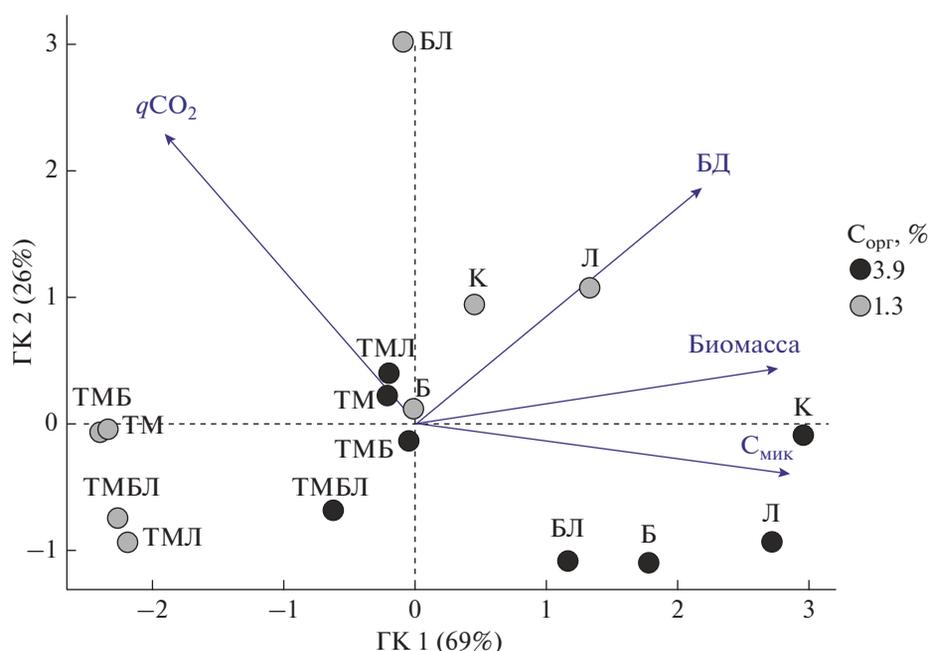


Рис. 3. Проекция показателей ($C_{мик}$, углерод микробной биомассы; БД, базальное дыхание; qCO_2 , удельное дыхание микробной биомассы; биомасса растений горчицы) агродерново-подзолистых почв разной гумусированности на первую и вторую главные компоненты (ГК).

ГК 1 отражает преимущественно градиент изменения $C_{мик}$ и растительной биомассы в почвах с разными вариантами обработки ($R^2 = 0.69$ и 0.67), а ГК 2 – qCO_2 ($R^2 = 0.55$). Вдоль ГК 1 показана четкая дифференциация почв с ТМ (слева) и без их внесения (справа). Распределение почв вдоль ГК 2 связано преимущественно с внесением биоугля и лигногумата. Анализ выявил также, что

биомасса горчицы наиболее тесно коррелировала с содержанием $C_{мик}$ почвы (коэффициент корреляции Пирсона $r = 0.81$, $p < 0.001$).

Функциональное разнообразие микробного сообщества. Количественные показатели функционального разнообразия микробных сообществ почв с разным содержанием $C_{орг}$ представлены на рис. 4. Число потребляемых субстратов микроб-

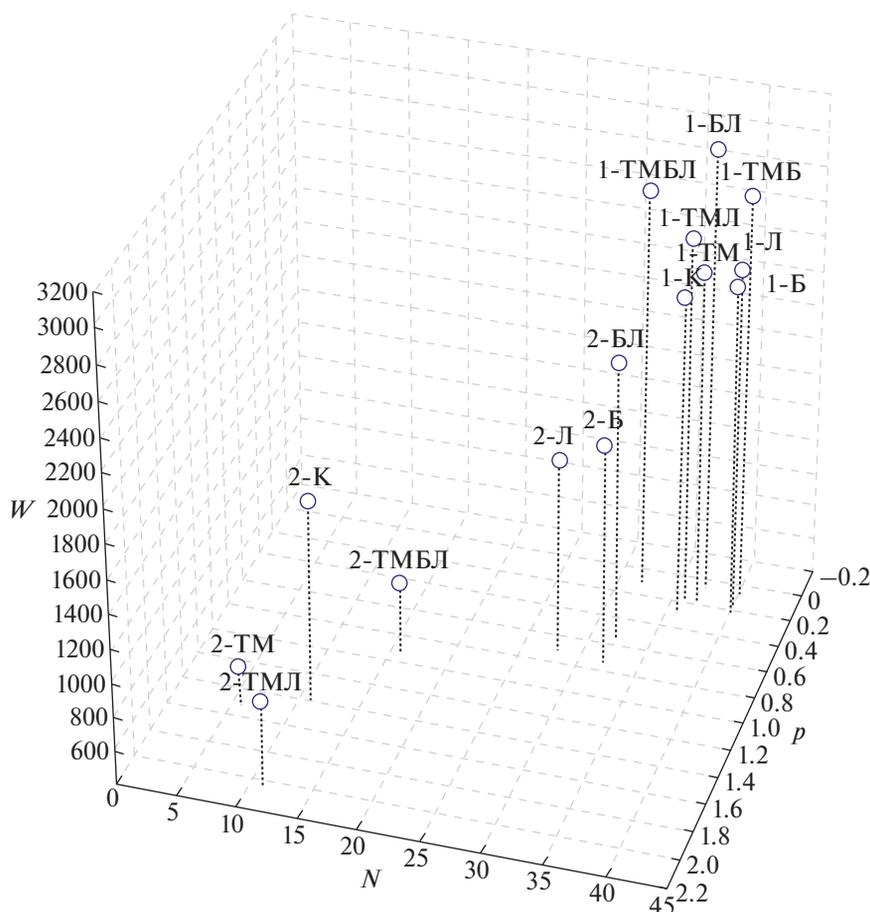


Рис. 4. Показатели функционального разнообразия микробных сообществ агродерново-подзолистых почв (слой 0–20 см) с высоким (1) и низким (2) содержанием $C_{\text{орг}}$ и разными способами обработки. Обозначения здесь и на рис. 5: N – количество потребленных субстратов, ед.; W – удельная метаболическая работа, отн. ед.; d – коэффициент рангового распределения спектра потребления субстратов.

ным сообществом (N) почвы 1 оказалось больше, чем почвы 2, оно составило 37 и 11 соответственно. ТМ вызвали заметное уменьшение функционального разнообразия в почве 2 (всего 6 потребленных субстратов), а в почве 1 оно почти не менялось. Добавка углеродсодержащих препаратов в загрязненную ТМ почву 2 заметно увеличила ее микробное функциональное разнообразие, причем лигногумат его практически восстановил до исходного уровня (с 6 до 11), а в сочетании с биоуглем – повысил еще больше (с 6 до 16). В почве 1 с ТМ биоуголь способствовал лишь незначительному изменению показателя N (с 37 до 40), лигногумат – не оказал видимого эффекта, а совместное применение этих добавок – даже уменьшило показатель N до 32. В почве 2 (без ТМ) внесение органических добавок способствовало увеличению микробного разнообразия ($N=28$ и 32 для биоугля и лигногумата). В почве 1 (без ТМ) эффект от внесения лигногумата и биоугля был сглажен ($N=40$), а при совместном – разнообразие почти не менялось по сравнению с контролем.

Метаболическая работа микробного сообщества (W) в почве 2 составила 1500 единиц, а в почве 1 – более 2200. ТМ вызвали уменьшение показателя W в бедной $C_{\text{орг}}$ почве 2 почти в 2 раза, а в богатой – лишь слабо стимулировали (~ на 100). Внесение ТМ и органических добавок в почву 2 не способствовали увеличению W , однако в почве 1 – слабо повышали этот показатель (на 200–300 ед.). В незагрязненных ТМ вариантах обеих почв внесение биоугля и лигногумата приводило к увеличению показателя W . В почве 1 биоуголь и лигногумат способствовали увеличению W всего на 100 ед., а при их комбинации – уже на 700 (до наибольшего значения, ~3000). В почве 2 биоуголь увеличивал показатель W на 200 ед., а лигногумат – не влиял, однако их совместное внесение способствовало существенному его повышению (~ на 500 ед.).

Функционирование микробного сообщества в сильногумусированной почве 1 можно характеризовать как более стабильное ($d = 0.29$) по сравне-

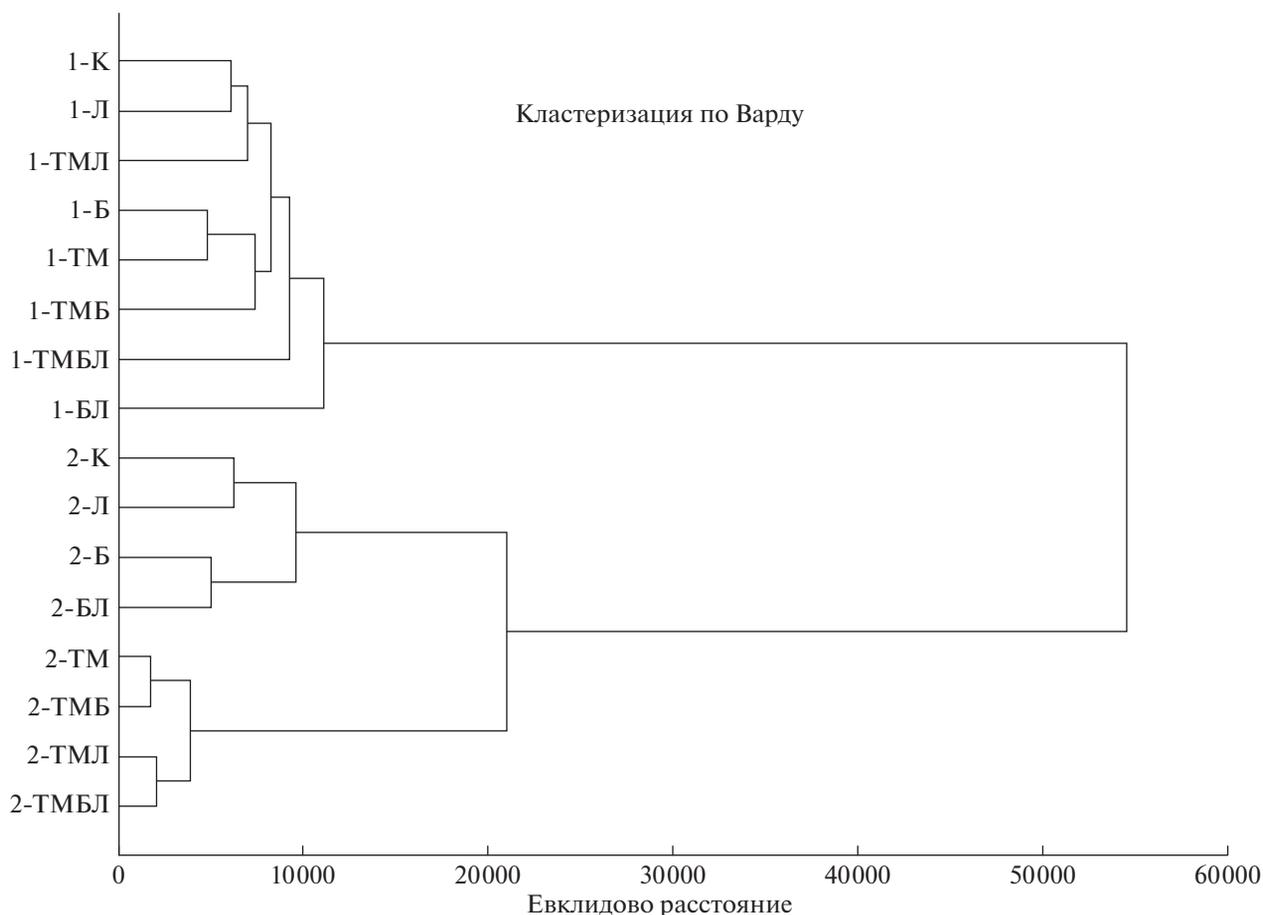


Рис. 5. Кластеризация образцов почв с высоким (1) и низким (2) содержанием $C_{\text{орг}}$ по спектрам потребления субстратов (евклидово расстояние, метод Варда).

нию со слабогумусированной почвой 2 ($d = 1.38$). Загрязнение ТМ слабогумусированной почвы 2 вызвало заметное увеличение этого коэффициента – до 2.03, что свидетельствует о возрастании “нестабильности” функционирования ее микробного сообщества, однако в сильногумусированной почве 1 этот коэффициент менялся незначительно ($d = 0.20$). В почве 2, загрязненной ТМ, внесение биоугля способствовало большему снижению коэффициента d (с 2.03 до 0.96), а лигногумата – меньшему (с 2.03 до 1.54). В почве 1 с ТМ и углеродсодержащими препаратами также отмечали уменьшение этого коэффициента (биоуголь – с 0.20 до 0.05, лигногумат – до 0.19, совместно – до 0.13).

В целом внесение биоугля и лигногумата способствовало уменьшению коэффициента во всех вариантах исследуемых почв, что может свидетельствовать об увеличении стабильности (устойчивости) микробных систем исследованных почв к внешним воздействиям.

Кластерный анализ результатов метода МСТ позволил дифференцировать микробное сообще-

ство исследованных почв по спектрам потребляемых субстратов (рис. 5). Выделено 2 крупных кластера, соотносящихся с содержанием $C_{\text{орг}}$. Влияние загрязнения ТМ наиболее выражено в слабогумусированной почве 2, варианты которой четко выделяются в отдельный подкластер.

ОБСУЖДЕНИЕ

Комплексное загрязнение тяжелыми металлами (Cu 660, Zn 1100 и Pb 650 мг/кг) агродерново-подзолистой почвы, различающейся по содержанию $C_{\text{орг}}$, привело к изменению ее микробиологических показателей, выраженному в уменьшении микробной биомассы и скорости базального дыхания, в увеличении микробного метаболического коэффициента (qCO_2). Полученные результаты экспериментов согласуются с таковыми при внесении в солонцеватую почву в модельном опыте низких и высоких доз Cd и Pb [51].

Показатели почвенного дыхания, в том числе и эмиссия CO_2 почвы, используются в ряде стран в качестве индикаторов ее экологического состо-

нения [30, 33, 37]. Отмечают, что загрязнение почв ТМ и металлоидами вызывает замедление деструкционных процессов, уменьшение интенсивности выделения CO_2 и активности ферментов (полифенолоксиды, дегидрогеназы и липазы) [54]. Однако низкие концентрации некоторых ТМ могут стимулировать развитие микроорганизмов, выступая, в частности, как коферменты.

Индикаторная ценность функциональных микробиологических показателей зависит, очевидно, от почвенных условий, среди которых большое значение имеет содержание гумуса. Показано, что изменение микробных показателей почв разной гумусированности различается. В слабогумусированной почве полиметаллическое загрязнение вызвало угнетение микробной биомассы более чем в 2 раза, а в сильногумусированной – менее чем на треть. Однако заметное снижение БД отмечено только для слабогумусированной почвы с ТМ, а возрастание $q\text{CO}_2$, напротив, – в сильногумусированной.

Показано, что под действием ТМ в почвах происходит наиболее существенное изменение в содержании микробной биомассы, причем независимо от внесения органических добавок (рис. 3). Имеются сведения, что внесение биоугля (0.5, 1 и 3%) в почву (верхний (0–20 см) слой, модельный эксперимент) не приводит к значимым изменениям БД, биомассы микроорганизмов и $q\text{CO}_2$ [47], что, в свою очередь, вызывает избыточную почвенную эмиссию CO_2 [35, 41]. В нашем эксперименте содержание микробной биомассы исследуемых почв значимо коррелирует с развитием растений (рис. 3), что повышает биодиагностическую ценность этого микробного показателя, в том числе для характеристики их плодородия [50].

Биоуголь и лигногумат влияли на функционирование микробного сообщества исследуемых почв неодинаково. Так, лигногумат оказывал в основном более выраженное стимулирующее действие на микробные показатели по сравнению с биоуглем. Различие эффекта биоугля и лигногумата можно объяснить разными механизмами их действия на почву. Влияние лигногумата обусловлено его способностью стимулировать развитие почвенных микробных сообществ за счет поступления питательных элементов – азота, калия [20] и тем самым способствовать увеличению численности почвенных микроорганизмов, активности ферментов [14], эмиссии CO_2 , процессов азотфиксации и денитрификации [12]. Способность биоугля улучшать плодородие почвы агроценозов связывают с увеличением скорости катионного обмена из-за высокого рН и уменьшением поглощения ТМ сельскохозяйственными культурами. Кроме того, внесение биоугля в почву приводит к существенному уменьшению содержания обмен-

ных форм ТМ [42], и это происходит за довольно короткий период. Так, содержание растворимой формы Cd в почве после внесения биоугля уже на 12-е сутки сократилось почти на 80%, а Zn и Cd в почвенном растворе – почти на 90% [26].

Положительный эффект биоугля на скорость БД отмечен только в сочетании с лигногуматом (рис. 1). Их синергетическое действие показано для дерново-подзолистой почвы, которое проявлялось стимулированием БД, уменьшением коэффициента $q\text{CO}_2$, подвижности катионов Cu и токсичности для растений *Sinapis alba* и тест-культуры *Daphnia magna* [15].

Функциональное разнообразие микробных сообществ, оцененное на основании спектров потребления субстратов, показало высокую индикаторную значимость метода МСТ при оценке почв, в том числе и загрязненных ТМ [7, 53]. В ходе кластерного анализа спектров потребления органических субстратов микробными сообществами исследованных почв выделены 2 большие группы, включающие образцы со сходным содержанием гумуса (рис. 5). При этом эффект полиметаллического загрязнения более четко прослеживается для слабогумусированной почвы, в которой варианты с ТМ и без них выделены, в свою очередь, в отдельные группы. Именно в слабогумусированной почве действие металлов оказалось губительным для тест-растений горчицы (гибель на стадии прорастания семян). Таким образом, слабогумусированная почва с истощенными питательными ресурсами оказалась более чувствительной к действию токсикантов (наблюдалось уменьшение функционального разнообразия и устойчивости микробного сообщества).

В сильногумусированной почве с исходно высокими показателями микробного сообщества и его функционального разнообразия токсический эффект ТМ выражен слабее, чем в слабогумусированной. При этом внесение биоугля, в том числе и в комбинации с лигногуматом, “оптимизировало” показатели микробного сообщества.

Со времени публикации первых схем и инструментов оценки и мониторинга качества почвы в 1990-х годах появилось более 60-ти национальных и региональных подходов, разработанных преимущественно в Северной Америке, Европе и Китае [23]. Основное внимание в этих подходах уделено характеристике плодородия почв, которую рассматривают как их способность обеспечивать питательными элементами и водой растения (www.fao.org). В связи с этим некоторые авторы [36] считают необходимым дополнить характеристику качества почв, оптимального для роста сельскохозяйственных культур, показателями биоразнообразия и функциональной активности почвенной микробиоты.

Почвенные организмы играют ключевую роль в функционировании почвы, поэтому биологические и биохимические показатели важны для современных подходов ее оценки [9, 17]. Более того, некоторые авторы подчеркивают, что оценка биологических показателей качества почвы необходима для понимания взаимосвязи ее абиотических свойств, экологических функций и продуктивности наземной растительности [34]. Тем не менее, биологические показатели все еще недостаточно представлены в системах оценки качества почвы. Они пока ограничиваются такими показателями “черного ящика” как микробная биомасса и почвенное дыхание [23].

Полученные данные в целом согласуются с положениями о том, что микробиологические показатели (например, микробная биомасса) могут служить индикаторами экологического состояния почв [24]. При этом очевидна необходимость дифференцирования степени надежности и информативности разных показателей функционирования микробиоты для мониторинга и оценки почв. Обобщая полученные результаты, можно заключить, что такие микробные характеристики почв, как базальное дыхание и метаболический коэффициент, имеют меньшую индикаторную ценность по сравнению с показателями микробной биомассы и функционального разнообразия микробного сообщества. Этот факт можно объяснить тем, что при нарушении или стрессе почвенное микробное дыхание одних видов микроорганизмов может быть подавлено, а других – даже стимулировано.

Итак, результаты исследования показали, что структурные и функциональные микробные маркеры, выявленные методом МСТ, и содержание углерода микробной биомассы предоставляют более значимую информацию об изменении микробного сообщества почвы, в том числе и в условиях их загрязнения ТМ, по сравнению с дыхательной микробной активностью и показателем его экофизиологического состояния.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы выражают благодарность к. б. н. Е.Н. Кубареву и проф. О.А. Макарову за консультации и организацию отбора образцов почв, к. б. н. М.М. Карпухину за помощь при проведении химических анализов, к. б. н. О.С. Якименко за участие в обсуждении результатов работы.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследования выполнены при поддержке РФФИ 18-04-01218а.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ананьева Н.Д., Сусьян Е.А., Рыжова И.М., Бочарникова Е.О., Стольникова Е.В.* Углерод микробной биомассы и микробное продуцирование двуокиси углерода дерново-подзолистыми почвами пост-агрогенных биогеоценозов и коренных ельников южной тайги (Костромская область) // Почвоведение. 2009. № 9. С. 1108–1116.
2. *Благодатская Е.В., Ананьева Н.Д.* Оценка устойчивости микробных сообществ в процессе разложения поллютантов в почве // Почвоведение. 1996. № 11. С. 1341–1346.
3. *Водяницкий Ю.Н.* Формулы оценки суммарного загрязнения почв тяжелыми металлами и металлоидами // Почвоведение. 2010. № 10. С. 1276–1280.
4. ГН 2.1.7.2041-06 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве.
5. ГН 2.1.7.2511-09 Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве.
6. *Горленко М.В., Кожевин П.А.* Мульти-субстратное тестирование природных микробных сообществ. М.: МАКС Пресс, 2005. 88 с.
7. *Горленко М.В., Якименко О.С., Голиченков М.В., Костина Н.В.* Функциональное биоразнообразие почвенных микробных сообществ при внесении органических субстратов различной природы // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2012. № 2. С. 20–27.
8. *Каниськин М.А., Изосимов А.А., Терехова В.А., Якименко О.С., Пукальчик М.А.* Влияние гуминовых препаратов на биоактивность почвогрунта с фосфогипсом // Теоретическая и прикладная экология. 2011. № 1. С. 87–95.
9. *Кирюшин В.И.* Методология комплексной оценки сельскохозяйственных земель // Почвоведение. 2020. № 7. С. 871–879. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20070060>
10. О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения № 52-ФЗ от 30.03.1999 г.
11. *Плеханова И.О.* Влияние условий увлажнения на фракционный состав соединений тяжелых металлов в агродерново-подзолистых почвах, загрязненных осадком сточных вод // Почвоведение. 2012. № 7. С. 735.
12. *Поздняков Л.А., Степанов А.Л., Гасанов М.Э., Семенов М.В., Якименко О.С., Суада А.К., Рай А.Н., Щеголькова Н.М.* Влияние лигногумата на биологическую активность почвы о. Бали, Индонезия // Почвоведение. 2020. № 5. С. 601–609.
13. Положение о государственном санитарно-эпидемиологическом нормировании от 24.07.2000 г. № 554.
14. *Пукальчик М.А., Панова М.И., Терехова В.А., Якименко О.С., Федосеева Е.В.* Действие гуминовых препаратов на активность почвенных ферментов в

- модельном опыте // *Агрохимия*. 2017. № 8. С. 94–101. <https://doi.org/10.7868/S0002188117080105>
15. Пукальчик М.А., Терехова В.А., Якименко О.С., Акулова М.И. Сравнение ремедиационных эффектов биочара и лигногумата на почвы при полиметаллическом загрязнении // *Теоретическая и прикладная экология*. 2016. № 2. С. 79–85.
 16. Anderson J.P.E., Domsch K.H. Physiological method for quantitative measurement of microbial biomass in soils // *Soil Biology & Biochemistry*. 1978. V. 10. № 3. P. 215–221. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90099-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90099-8)
 17. Barrios E., Coutinho H.I.C., Medeiros C.A. InPaC-S: Participatory Knowledge Integration on Indicators of Soil Quality – Methodological Guide. World Agroforestry Centre (ICRAF). Embrapa, CIAT, Nairobi, 2012. 178 p. <http://apps.worldagroforestry.org/downloads/Publications/PDFS/B17459.pdf>
 18. Beesley L., Moreno-Jiménez E., Gomez-Eyles J.L. Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil // *Environ. Pollut.* 2010. № 158. P. 2282–2287. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.02.003>
 19. Beesley L., Moreno-Jiménez E., Gomez-Eyles J.L., Harris E., Robinson B., Sizmur T. A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils // *Environmental Pollution*. 2011. V. 159(12). P. 3269–3282. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.07.023>
 20. Bezuglova O.S., Gorovtsov A.V., Polienko E.A. et al. Effect of humic preparation on winter wheat productivity and rhizosphere microbial community under herbicide-induced stress // *J. Soils Sediments*. 2019. V. 19. P. 2665–2675. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-02240-z>
 21. Bian R., Chen D., Liu X., Cui L., Li L., Pan G., Xie D., Zheng J., Zhang X., Zheng J., Chang A. Biochar soil amendment as a solution to prevent Cd-tainted rice from China: Results from a cross-site field experiment // *Ecological Engineering*. 2013. V. 58. P. 378–383. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.031>
 22. Biochar for environmental management: science and technology / Eds.: J. Lehmann, S. Joseph. London, UK: Earthscan, 2009. 404 p.
 23. Bünemann E.K., Bongiorno G., Bai Z., Creamer R., Deyn G., Goede R., Fleskens L., Geissen L., Kuyper T., Mäder P., Pulleman M., Sukkel W., van Groenigen W., Brussaard L. Soil quality – A critical review // *Soil Biology and Biochemistry*. 2018. V. 120. P. 105–125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
 24. Creamer R.E., Schulte R.P.O., Stone D., Gal A., Krogh P.H., Lo Papa G., Winding A. Measuring basal soil respiration across Europe: Do incubation temperature and incubation period matter? // *Ecological Indicators*. 2014. V. 36. P. 409–418. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.08.015>
 25. de Sousa Lima J.R., de Moraes Silva W., de Medeiros E.V., Duda G.P., Corrêa M.M., Martins Filho A.P., Clermont-Dauphin C., Antonino A.C., Hammecker C. Effect of biochar on physicochemical properties of a sandy soil and maize growth in a greenhouse experiment // *Geoderma*. 2018. V. 319. P. 14–23. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.12.033>
 26. Debela F., Thring R.W., Arocena J.M. Immobilization of heavy metals by co-pyrolysis of contaminated soil with woody biomass // *Water, Air, Soil Pollut.* 2012. V. 223. P. 1161–1170. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0934-2>
 27. Garland J.L., Mills A.L. Classification and Characterization of Heterotrophic Microbial Communities on the Basis of Patterns of Community-Level Sole-Carbon-Source Utilization // *Appl Environ Microbiol.* 1991. V. 57. № 8. P. 2351–2359. <https://doi.org/10.1128/AEM.57.8.2351-2359.1991>
 28. Glaser B., Haumaier L., Guggenberger G., Zech W. The “Terra Pretta” phenomenon: F model for sustainable agriculture in the humid tropics // *Naturwissenschaften*. 2011. № 88. P. 37–41. <https://doi.org/10.1007/s001140000193>
 29. Gong Q., Chen P., Shi R., Gao Y., Zheng S.A., Xu Y., Shao C., Zheng X. Health Assessment of Trace Metal Concentrations in Organic Fertilizer in Northern China // *International J. environmental research and public health*. 2019. V. 16. № 6. P. 1031. <https://doi.org/10.3390/ijerph16061031>
 30. Gonzalez-Quñones A., Stockdale E.A., Banning N.C., Hoyle F.C., Sawada Y., Wherrett A.D., Jones D.L., Murphy D.V. Soil microbial biomass – Interpretation and consideration for soil monitoring // *Soil Research*. 2011. V. 49. P. 287–304. <https://doi.org/10.1071/sr10203>
 31. Goss M.J., Tubeileh A., Goorahoo D. A Review of the Use of Organic Amendments and the Risk to Human Health // *Advances in Agronomy*. 2013. V. 120. P. 275–379. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-407686-0.00005-1>
 32. Gu X., Xiao Y., Yin S., Liu H., Men B., Hao Z., Qian P., Yan H., Hao Q., Niu Y., Huang H., Pe Q. Impact of Long-Term Reclaimed Water Irrigation on the Distribution of Potentially Toxic Elements in Soil: An In-Situ Experiment Study in the North China Plain // *International J. environmental research and public health*. 2019. V. 16. № 4. P. 649. <https://doi.org/10.3390/ijerph16040649>
 33. Hofman J., Dusek L., Klanova J., Bezchlebova J., Holoubek I. Monitoring microbial biomass and respiration in different soils from the Czech Republic – a summary of results // *Environment International*. 2004. V. 30. № 1. P. 19–30. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00142-9](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00142-9)
 34. Lehman R.M., Cambardella C.A., Stott D. E., Acosta-Martinez V., Manter, D.K., Buyer J. S., Maul J.E., Smith J.L., Collins H.P., Halvorson J.J., Kremer R.J., Lundgren J.G., Ducey T.F., Jin V.L., Karlen D.L. Understanding and Enhancing Soil Biological Health: The Solution for Reversing Soil Degradation // *Sustainability*. 2015. V. 7. P. 988–1027.
 35. Liu X., Zheng J., Zhang D., Cheng K., Zhou H., Zhang A., Li L., Joseph S., Smith P., Crowley D., Kuzyakov Y., Pan G. Biochar has no effect on soil respiration across Chinese agricultural soils // *Science of the total environment*.

2016. V. 554–555. P. 259–265.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.179>
36. *Mäder P., Fließbach A., Dubois D., Gunst L., Fried P., Niggli U.* Soil fertility and biodiversity in organic farming // *Science*. 2002. V. 296. P. 1694–1697.
37. *Margesin R., Minerbi S., Schinner F.* Long-term monitoring of soil microbiological activities in two forest sites in South Tyrol in the Italian Alps // *Microbes and Environments*. 2014. V. 29. Iss. 3. P. 277–285.
<https://doi.org/10.1264/jsme2.ME14050>
38. *Martínez-Alcántara B., Martínez-Cuenca M.R., Bermejo A., Legaz F., Quiñones A.* Liquid Organic Fertilizers for Sustainable Agriculture: Nutrient Uptake of Organic versus Mineral Fertilizers in Citrus Trees // *PloS one*. 2011. V. 11. № 10. e0161619.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161619>
39. *Martínez-Villegas N., Hernández A., Meza-Figueroa D., Sen Gupta B.* Distribution of Arsenic and Risk Assessment of Activities on Soccer Pitches Irrigated with Arsenic-Contaminated // *Water. International J. environmental research and public health*. 2018. V. 15(6). P. 1060.
<https://doi.org/10.3390/ijerph15061060>
40. *Önal E., Özbay N., Yargıç A.Ş., Şahin R.Z.Y., Gök Ö.* Performance Evaluation of the Biochar Heavy Metal Removal Produced from Tomato Factory Waste // *Progress in Exergy, Energy, and the Environment*. Springer International Publishing. 2014. P. 733–740.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-04681-5_70
41. *Ouyang W., Geng X., Huang W., Hao F., Zhao J.* Soil respiration characteristics in different land uses and response of soil organic carbon to biochar addition in high-latitude agricultural area // *Environ Sci Pollut Res*. 2016. V. 23. P. 2279–2287.
42. *Park J.H., Choppala G.K., Bolan N.S., Chung J.W., Chuasavath T.* Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals // *Plant Soil*. 2011. V. 348. P. 439–451.
<https://doi.org/10.1007/s11104-011-0948-y>
43. *Perminova I.V., Kulikova N.A., Zhilin D.M., Grechischeva N.Yu., Kovalevskii D.V., Lebedeva G.F., Matorin D.N., Venediktov P.S., Konstantinov A.I., Kholodov V.A., Petrosyan V.S.* Mediating effects of humic substances in the contaminated environments. Concepts, results, and prospects // *Viable Methods of Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation. Ser. IV: Earth and Environmental Sciences*. Springer Netherlands. 2006. V. 69. P. 249–274.
https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4728-2_17
44. *Ritz K., Black H.I.J., Campbell C.D., Harris J.A., Wood C.* Selecting biological indicators for monitoring soils: A framework for balancing scientific and technical opinion to assist policy development // *Ecological Indicators*. 2009. V. 9. P. 1212–1221.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.02.009>
45. *Rizhiya E.Y., Buchkina N.P., Mukhina I.M., Belinets A.S., Balashov E.V.* Effect of biochar on the properties of loamy sand spodosol soil samples with different fertility levels: a laboratory experiment // *Eurasian Soil Science*. 2015. V. 48. № 2. P. 192–200.
<https://doi.org/10.1134/S1064229314120084>
46. *Sacca M.L., Barra Caracciolo A., Di Lenola M., Grenni P.* Ecosystem services provided by soil microorganisms Soil biological communities and ecosystem resilience. Sustainability in plant and crop protection. Springer International Publishing, Switzerland. 2017. P. 9–24.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-63336-7_2
47. *Šlapáková B., Jeřábková J., Voříšek K., Tejnecký V., Drábek O.* The biochar effect on soil respiration and nitrification // *Plant Soil Environ*. 2018. V. 64. P. 114–119.
<https://doi.org/10.17221/13/2018-PSE>
48. *Sohi S., Krull E., Lopez-Capel E., Bol R.* A review of biochar and its use and function in soil // *Adv Agro*. 2010. V. 105. P. 47–82.
[https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)05002-9](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)05002-9)
49. *Terekhova V.A.* Soil bioassay: Problems and approaches // *Eurasian Soil Science*. 2011. V. 44. № 2. P. 173–179.
<https://doi.org/10.1134/S1064229311020141>
50. *van der Heijden M.G.A., Bardgett R.D., van Straalen N.M.* The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems // *Ecology Letters*. 2008. V. 11. P. 296–310.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01139.x>
51. *Xu Y., Seshadry B., Bolan N., Sarkar B., Ok Y.S., Zhang W., Rumpel C., Sparks D., Farrell M., Hall T., Dong Z.* Microbial functional diversity and carbon use feedback in soils as affected by heavy metals // *Environment International*. 2019. V. 125. P. 478–488.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.071>
52. *Yakimenko O.S., Terekhova V.A.* Humic preparations and the assessment of their biological activity for certification purposes // *Eurasian Soil Sci*. 2011. V. 44. P. 1222–1230.
<https://doi.org/10.1134/S1064229319070159>
53. *Yakimenko O.S., Terekhova V.A., Pukalchik M.A., Gorlenko M.V., Popov A.I.* Comparison of two integrated biotic indices in assessing the effects of humic products in a model experiment // *Eurasian Soil Sci*. 2019. V. 52. № 7. P. 736–746.
<https://doi.org/10.1134/S1064229319070159>
54. *Yang Z., Liu S., Zheng D., Feng S.* Effects of cadmium, zinc and lead on soil enzyme activities // *J. Environ. Sci*. 2006. V. 18. № 6. P. 1135–1141.
55. *Yari M., Rahimi G., Ebrahimi E., Sadeghi S., Fallah M., Ghesmatpoor E.* Effect of Three Types of Organic Fertilizers on the Heavy Metals Transfer Factor and Maize Biomass // *Waste and Biomass Valorization*. 2017. V. 8. P. 2681–2691.
<https://doi.org/10.1007/s12649-016-9719-6>
56. *Zhang J., Wei Y., Liu J.* Effects of maize straw and its biochar application on organic and humic carbon in water-stable aggregates of a Mollisol in Northeast China: A five-year field experiment // *Soil & Tillage Research*. 2019. V. 190. P. 1–9.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2019.02.014>

Microbiological Indicators of Heavy Metals and Carbon-Containing Preparations Introduction to Agrosoddy-Podzolic Soils Differing in Humus Content

V. A. Terekhova^{1,2,*}, E. V. Prudnikova¹, S. A. Kulachkova¹, M. V. Gorlenko¹, P. V. Uchanov²,
S. V. Sushko^{3,4}, and N. D. Ananyeva³

¹Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119992 Russia

²Institute of Ecology and Evolution, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119071 Russia

³Institute of Physicochemical and Biological Problems in Soil Science, Russian Academy of Sciences, Pushchino, 142290 Russia

⁴Agrophysical Research Institute, St. Petersburg, 195220 Russia

*e-mail: vterekhova@gmail.com

The response of the microbial community (carbon of microbial biomass, C_{mic} ; basal respiration, BR; functional diversity, FD) of agrosoddy-podzolic soil (Albic Glossic Retisols (Loamic, Aric Cutanic, Ochric)) of two sites (Chashnikovo, Moscow oblast) with different organic carbon content (C_{org} 3.86 and 1.30%) to pollution by heavy metals (HM: Cu 660, Zn 1100, Pb 650 mg/kg) and carbon-containing preparations (biochar, 5%; lignohumate, 0.25%) were studied in model experiment (30 days). C_{mic} was determined by the method of substrate-induced respiration, FD by multisubstrate testing (47 substrates). It was found that HM reduced C_{mic} on average by 49–57%, BR – 23–52% and FD – 45%. However, the microbial metabolic coefficient ($qCO_2 = BR/C_{mic}$) increased on average by 9–46%. The greatest changes were noted on humus-poor C_{org} (1.30%) soil. Carbon-containing preparations in both soils with HM did not contribute to the change in C_{mic} , BR and qCO_2 , but increased their FD. The conclusion is made about the indicator significance for the studied microbiological indicators in order to optimize the assessment of soil quality, which has the microbial biomass and diversity as priority. It is concluded that the studied microbiological indicators are important for optimizing the assessment of soil quality, but differ in the sensitivity to HM: the functional diversity and microbial biomass of C_{org} are most sensitive, and BR and qCO_2 are less sensitive.

Keywords: bioindication, soil quality assessment, organic carbon, microbial respiration, microbial biomass, functional diversity of microorganisms, chemical pollution, lignohumate, biochar