

ISSN 0136–1694 (Print)
ISSN 2312-4202 (Online)

ФГБНУ «ПОЧВЕННЫЙ ИНСТИТУТ ИМ. В.В. ДОКУЧАЕВА»

БЮЛЛЕТЕНЬ
ПОЧВЕННОГО ИНСТИТУТА
имени В.В. ДОКУЧАЕВА

Выпуск 109

Москва
2021

<https://bulletin.esoil.ru>

ISSN 0136–1694 (Print)
ISSN 2312-4202 (Online)

V.V. DOKUCHAEV SOIL SCIENCE INSTITUTE

Dokuchaev Soil Bulletin

**(Byulleten Pochvennogo instituta
imeni V.V. Dokuchaeva)**

Volume 109

**Moscow
2021**

<https://bulletin.esoil.ru>

ББК П03
Б 98
УДК 631.4

Главный редактор:
Иванов А. Л., академик РАН

Заместитель главного редактора:
Савин И. Ю., академик РАН

Редакционная коллегия:

А-Ксин Джу (университет Висконсина, США)
Когут Б. М. (Почвенный институт им. В.В. Докучаева, Москва)
Монтанарелла Л. (Институт окружающей среды и устойчивого развития Объединенного исследовательского центра Европейской комиссии, Италия)
Розанов А. Б. (Университет Стелленбош, ЮАР)
Тихонович И. А., академик РАН (Санкт-Петербургский университет, Санкт-Петербург)
Тот Г. (Университет Паннонии, Венгрия)
Хитров Н. Б. (Почвенный институт им. В.В. Докучаева, Москва)
Чендев Ю. Г. (Белгородский государственный университет, Белгород)
Швиденко А. З. (Международный институт прикладного системного анализа, Австрия)
Шишков Т. А. (Институт почвоведения им. Н. Пушкирова, Болгария)

Chief Editor:
A. L. Ivanov, Academician of RAS

Deputy Chief Editor:
I. Yu. Savin, Academician of RAS

Editorial board:

A-Xing Zhu (University of Wisconsin-Madison, USA)
B. M. Kogut (V.V. Dokuchaev Soil Science Institute, Russia)
L. Montanarella (Institute for Environment and Sustainability – European Commission’s Joint Research Centre (IES JRC), Italy)
A. B. Rozanov (Stellenbosh University, Republic of South Africa)
I. A. Tikhonovich, Academician of RAS (Saint Petersburg State University, Russia)
G. Toth (University of Pannonia, Hungary)
N. B. Khitrov (V.V. Dokuchaev Soil Science Institute, Russia)
Yu. G. Chendev (Belgorod State University, Russia)
A. Z. Shvidenko (International Institute for Applied Systems Analysis, Austria)
T. A. Shishkov (Pushkarov Soil Science Institute, Bulgaria)

© ФГБНУ ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева”, 2021 г.

© Federal Research Centre “V.V. Dokuchaev Soil Science Institute”, 2021

СОДЕРЖАНИЕ

Морфология, минералогический состав и генезис слитоземов лимана Большой (Волгоградская область) <i>Каганова А.Е., Варламов Е.Б., Чурилин Н.А., Мусаэлян Р.Э.</i>	<i>5</i>
Аэрозольная пыль почвенного происхождения в атмосфере: источники, количество, свойства (обзор) <i>Романовская А.Ю., Савин И.Ю.</i>	<i>36</i>
Изменение гидрофобно-гидрофильных свойств черноземов под действием и после действия минеральных удобрений <i>Матвеева Н.В., Милановский Е.Ю., Рогова О.Б.</i>	<i>96</i>
Эколого-геохимическое состояние почв и грунтов зеленых насаждений Москвы (аналитический обзор) <i>Борисочкина Т.И., Козут Б.М., Хаматнуров Ш.А.</i>	<i>129</i>
Распределение Cu, Ni, Zn, Mn, Cr, Cd, Pb, Co, Mo, As в аллювиальных почвах пойменных ландшафтов бассейна реки Сож <i>Чекин Г.В., Силаев А.Л., Смольский Е.В.</i>	<i>165</i>

CONTENTS

Morphology, mineralogical composition and genesis of vertisols in liman Bolshoi (Volgograd region) <i>Kaganova A.E., Varlamov E.B., Churilin N.A., Musaelyan R.E.</i>	5
Soil dust aerosol in the atmosphere: sources, quantities, properties (overview) <i>Romanovskaya A.Yu., Savin I.Yu.</i>	36
Changes in hydrophobic-hydrophilic properties of chernozems under the influence of mineral fertilizers and their aftereffect <i>Matveeva N.V., Milanovsky E.Yu., Rogova O.B.</i>	96
Ecological and geochemical state of soils and grounds of Moscow green spaces (analytical review) <i>Borisochkina T.I., Kogut B.M., Khamatnurov Sh.A.</i>	129
Distribution of Cu, Ni, Zn, Mn, Cr, Cd, Pb, Co, Mo, As in alluvial soils of floodplain landscapes of the Sozh river basin <i>Chekin G.V., Silaev A.L., Smolsky E.V.</i>	165

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2021-109-5-35



Ссылки для цитирования:

Каганова А.Е., Варламов Е.Б., Чурилин Н.А., Мусаэлян Р.Э. Морфология, минералогический состав и генезис слитоземов лимана Большой (Волгоградская область) // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2021. Вып. 109. С. 5-35. DOI: 10.19047/0136-1694-2021-109-5-35

Cite this article as:

Kaganova A.E., Varlamov E.B., Churilin N.A., Musaelyan R.E., Morphology, mineralogical composition and genesis of vertisols in liman Bolshoi (Volgograd region), Dokuchaev Soil Bulletin, 2021, V. 109, pp. 5-35, DOI: 10.19047/0136-1694-2021-109-5-35

Благодарность:

Авторы выражают признательность Хитрову Николаю Борисовичу за помощь при полевых работах, а также ценные советы при обсуждении материалов.

Acknowledgments:

The authors would like to thank Nikolai Borisovich Khitrov for his help in the fieldwork and his valuable advice in discussing the results.

Морфология, минералогический состав и генезис слитоземов лимана Большой (Волгоградская область)

© 2021 г. А. Е. Каганова*, Е. Б. Варламов,
Н. А. Чурилин, Р. Э. Мусаэлян

ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева”, Россия,
119017, Москва, Пыжжевский пер, 7, стр. 2,

* <https://orcid.org/0000-0002-2055-214X>, e-mail: a.e.kaganova@gmail.com.

Поступила в редакцию 24.09.2021, после доработки 20.10.2021,
принята к публикации 16.12.2021

Резюме: Изучено морфологическое строение профилей двух почв микроповышений (слитозем квазиглеевый элювиированный карбонатный окисленно-глеевый и слитозем квазиглеевый сегрегационно-карбонатный окисленно-глеевый) гильгайного комплекса лимана Большой (Светлоярский район Волгоградской области).

Несмотря на одинаковое положение объектов в микрорельефе и равные относительные высоты микроповышений, выявлены морфологические различия профилей на уровне подтипа. В одном из профилей в связи с более высокой влажностью признаки слитогенеза были выражены слабее. Тогда как во втором были описаны более яркие признаки слитогенеза – сликенсаиды протяженностью 15–30 см, мелкие поверхности скольжения (до 10 см), клиновидные агрегаты. Доля илистой фракции в слитых горизонтах, полученной по методике Горбунова, составила 45–52%. Анализ качественного минералогического состава илистых фракций показал, что смектитовая фаза представлена преимущественно неупорядоченными смешанослойными смектит-иллитовыми образованиями. Индивидуальный иллит по характеру заполнения октаэдрического слоя принадлежит к биотитовой разновидности. Анализ соотношения основных минеральных фаз показал преобладание иллита (53–87%) во всех почвенных образцах. В первом разрезе отмечено увеличение доли смектитового компонента с глубиной (от 1 до 35%). Во втором разрезе закономерности распределения минеральных фаз отсутствуют (колебания в пределах 24–37%), что может быть связано с вовлечением слоев шоколадных глин в профиль в процессе почвообразования. Минералогический анализ шоколадных глин (почвообразующих пород) показал их высокую неоднородность в зависимости от глубины залегания исследуемого слоя. Корреляции между выраженностью признаков слитогенеза и долей набухающего компонента выявлено не было. Дана схема этапов формирования почвенного покрова исследованного участка лимана. Основные причины, которые привели к образованию различных почв на микроповышениях, – неравномерность “выдавливания” почвенных блоков снизу вверх в процессе формирования микрорельефа, а также локальная эрозия бугорков.

Ключевые слова: вертигенез, гильгай, набухающие минералы, смешанослойные образования, илистая фракция.

Morphology, mineralogical composition and genesis of vertisols in liman Bolshoi (Volgograd region)

© 2021 A. E. Kaganova*, E. B. Varlamov,
N. A. Churilin, R. E. Musaelyan

*Federal Research Centre “V.V. Dokuchaev Soil Science Institute”,
7 Bld. 2 Pyzhevskiy per., Moscow 119017, Russian Federation,
<https://orcid.org/0000-0002-2055-214X>, e-mail: a.e.kaganova@gmail.com.

Received 24.09.2021, Revised 20.10.2021, Accepted 16.12.2021

Abstract: The morphological structure of the profiles of two vertisols on microelevations of the gilgai complex of the Bolshoi liman (Svetloyarsk district of the Volgograd region) was studied. Despite the same microrelief position and equal relative heights of microelevations, morphological differences in the profiles at the subtype level were revealed. In one of the profiles, due to the higher humidity, the signs of vertisol genesis were less pronounced. Whereas in the second, more pronounced signs of vertic processes were described – slickensides with 15–30 cm length, smaller slickensides up to 10 cm, wedge-shaped aggregates. The proportion of the clay fraction in the mixed horizons, obtained by the Gorbunov method, was 45–52%. Analysis of the qualitative mineralogical composition of the clay (<1µm) fractions showed that the smectite phase is represented mainly by disordered and mixed-layered smectite-illite formations. Individual illite belongs to the biotite variety according to the filling of the octahedral layer. Analysis of the ratio of the main mineral phases showed the predominance of illite (53–87%) in all soil samples. In the first pit an increase in the proportion of the smectite component with depth (from 1 to 35%) is noted. In the second pit, there are no regularities in the distribution of mineral phases (fluctuations within 24–37%), which may be associated with the involvement of chocolate clays layers in the profile during soil formation. Mineralogical analysis of chocolate clays (parent rocks) showed their high heterogeneity depending on the depth of the studied layer. No correlation was found between the severity of the signs of vertic processes and the proportion of the swelling component. Illustration of the stages of the formation of the soil cover on the investigated plot of the liman is given. The main reasons that led to the formation of different soils on microelevations are the unevenness of the “squeezing out” of soil blocks upward in the process of microrelief formation in combination with local erosion.

Keywords: vertic processes, gilgai, swelling minerals, mixed-layered minerals, clay fraction.

ВВЕДЕНИЕ

Слитоземы (вертисоли) – глинистые набухающие почвы с рядом специфических морфологических признаков. К ним относятся сликенсайды (“зеркала скольжения”), клиновидные агрега-

ты, и зачастую – формирование микрорельефа гильгаи. Эти свойства, а также степень их выраженности обусловлены комплексом факторов ([Хитров, 2003](#)), из которых основными являются: климатический (гидротермический режим почв), геоморфологический (перераспределение осадков) и литологический (доля смектитовой фазы, ее качественный состав и, как следствие, потенциальная способность почв к усадке/набуханию).

Долгое время слитоземы считались почвами тропических и субтропических поясов. Наибольшие площади их распространения расположены в Австралии (11.5%, по данным <https://soe.environment.gov.au>), Индии (8.52% ([Bhattacharyya et al., 2013](#))), на Африканском континенте, в южной части Североамериканского континента и на территории отдельных стран Южной Америки. Последние десятилетия представления о вертисолях были значительно расширены: обнаружены новые ареалы формирования этих почв, получены сведения о разнообразии их минералогического состава. “Центральный образ” вертисолей, а также экстремальные условия их формирования подробно рассмотрены в статье Ковды ([Kovda, 2020](#)).

Во многих публикациях указан преимущественно смектитовый (монтмориллонитовый) состав илистых фракций слитых почв. Также ранее считалось, что именно монтмориллонитовый состав обеспечивает необходимую интенсивность процессов усадки/набухания для формирования диагностических признаков вертисолей – сликенсайдов и клиновидных агрегатов. При этом Coulombe с соавторами ([1996](#)) в обзоре описывает вертисоли каолинитового состава в Австралии, Сальвадоре, Судане, на Гавайях, в Кампучии. Также известны варианты с преобладанием в составе глинистых минералов иллита, например, в смолницах (вертисолях) Болгарии ([Kabaktschiew, Muckenhausen, 1969](#)), со смешанослойным или полиминеральным составом. Пример полиминерального состава – кислые вертисоли Тринидада, в которых доля смектита соответствует процентному содержанию иллита и каолинита, таким образом не превышая 15–24% ([Ahmad, 1985](#)). Также в литературе имеются сведения, что в определенных условиях степень набухания каолинита может быть достаточна для формирования вертикальных (слитых) признаков, а также незначительного коли-

чества смектитов в почве (при количественном доминировании каолинита) может быть достаточно для появления вертикальных свойств ([Bhattacharyya et al., 1997](#)).

Таким образом, минералогический состав вертисолей других стран изучен достаточно широко и подробно, в то время как слитые и слитизированные почвы России требуют более детального исследования. В настоящий момент выделены следующие основные ареалы распространения слитых и слитизированных почв ЕТР: Северный Кавказ ([Ковда, 1992](#); [Хитров, 2003](#)), Среднее и Нижнее Поволжье ([Хитров, Роговнева, 2014](#); [Гурсина, 1973](#)), Кубано-Приазовская низменность и Тамань ([Хитров, Роговнева, 2017](#); [Хитров и др., 2015](#)), а также Центрально-Черноземный регион ([Хитров и др., 2013](#)). Наиболее северной (экстремальной) точкой обнаружения слитых почв является Забайкалье ([Kovda, 2017](#)).

Среди перечисленных ареалов распространения слитоземов наибольшее количество работ по оценке минералогического состава относится к Ставропольскому краю ([Хитров, Чижикина, 1995](#); [Хитров, 2003](#); [Жукова, 2016](#); [Ковда и др., 1992](#)). В Волгоградской области, помимо детального изучения минералогии слитых почв Волго-Ахтубинской поймы ([Корнблум, 1966](#)), дана лишь минералогическая характеристика почв нескольких лиманов ([Травникова, Мясников, 1973](#); [Пак и др., 1973](#); Корнблум, Дементьева, 1976).

Таким образом, целью работы является пополнение данных о минералогическом составе слитых почв России, в частности почв лиманов Волгоградской области. Также в задачи исследования входит оценка связи между соотношением минеральных фаз и степенью выраженности признаков слитогенеза.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводились в Светлоярском районе Волгоградской области. Данная территория относится к Северной Сарпинской низменной равнине ([Доскач, 1979](#)).

Исследуемые почвы располагаются в центральной части лимана Большой (координаты 48°23'37.48" N; 44°52'3.80" E), который находится на правом берегу р. Волга в 3.5 км к юго-западу от с. Райгород. Лиман имеет выраженный гильгайный микрорельеф в

виде чередования округлых микроповышений и микрозападин, соответствующий решетчатому типу ([Хитров и др., 2020](#)). Почвообразующие породы представлены шоколадными глинами ([Хитров и др., 2020](#)).

Оба изученных профиля находятся на микроповышениях на расстоянии 4 м друг от друга. Отбор образцов проводился по генетическим горизонтам. Также на одном из микроповышений бурили до почвообразующих пород, отбирая образцы каждые 10 см. Почвы классифицированы в соответствии с Полевым определителем ([2008](#)) и WRB ([2015](#)).

Количественное выделение илистых фракций (<1 мкм) проводилось методом седиментации по Горбунову ([1971](#)). В случае вскипания почвы при полевом описании образцы предварительно обрабатывались 10% HCl для удаления карбонатов с последующим отмыванием от кислоты. Минералогический состав изучен рентгенодифрактометрическим методом с помощью универсального рентгенодифрактометра HZG-4a (Carl Zeiss, Jena). Режим съемки: излучение Cu, напряжение на трубке 30 кВ, сила тока 20 мА, угловая скорость движения счетчика 2θ град/мин. Расчеты произведены с применением программного обеспечения дифрактометра-авто, версия 2014, разработчик ООО “Ирис”. Съемка ориентированных препаратов из фракций, насыщенных магнием, выполнена в трех состояниях образца: а) воздушно-сухом; б) сольватированном этиленгликолем в течение 2 суток; в) после прокаливания при 550 °С в течение 2 ч. Соотношения основных минеральных фаз в илистой фракции рассчитываются по методу Бискайя ([1965](#)).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Подробное морфологическое описание исследованных разрезов приведено в таблице 1. Анализируя его можно выделить основные различия – профиль РЛ-1 характеризовался: 1) наличием элювиированного горизонта Q1e1,ox; 2) большей выраженностью процесса окисления железа (признак **ox**); 3) большей глубиной промытости от карбонатов; 4) более холодными (2,5Y) тонами окраски верхней части профиля (до 37–40 см), а также большей влажностью профиля в целом.

Таблица 1. Морфологическая характеристика исследованных разрезов
Table 1. Morphological characteristics of the investigated soil pits

Горизонт	Глубина	Влажность	Цвет по Манселлу	Гран-состав	Структура	Новообразования	Вскипание от HCl	Примечания
Разрез РЛ-1 Слитозем квазиглеевый элювиированный карбонатный окисленно-глеевый Haplic Vertisol (Gilgaic, Stagnic)								
Wp _{ir}	0-3	сухой	10YR 4/2	л/с	мелкокомковатая, порошистая	–	–	Темная окраска за счет присутствия тонкодисперсных углистых остатков
Q1 _{el, ox}	3-7(8)	сухой	2,5Y 5/2-6/2 (фон). 2,5 YR 6/2 (пятна)	л/с	чешуйчатый	Рыжие железистые пятна	–	Элювиированный горизонт
Q2 _{ox}	7(8)-24	свежий	2,5Y 4/2 (фон), 10YR 5/6-5/8 (пятна)	л/с-с/с	призмы→ уплощенные призмы→ орешки→ зерна	Обильные рыжие диффузные пятна, много орштейнов ~ 3мм Ø	–	Выраженная многопорядковая структура

Q3ox	24-37(40)	влаж-но-ватый	2,5Y 4/2 (фон), 10YR 5/6-5/8 (пятна)	с/с	аналогична Q2ox, призмы составляют крупные блоки (до 20 см)	–	–	Очень плотный и твердый (с трудом разламывается руками)
BCca,q	37(40)-65	влаж-но-ватый	10YR 4/3	с/с-т/с	призмовидная	–	слабое	–
BCca, q, v, nc	65-100	влаж-ный	10YR 4/3	т/с	призмовидная	Небольшие сликенсайды (3-5 см), редкие орштейны (4-5 мм Ø), редкие пятна карбонатов	сильное	–
BCca,q	100-130	влаж-ный	7,5YR 4/3	т/с	комковатая	Единичные пятна карбонатов	бурное	–

Разрез РЛ-2 Слитозем квазиглеевый сегрегационно-карбонатный окисленно-глеевый Calcic Vertisol (Gilgaic Protostagnic)								
Wca	0-1(2)	сухой	2.5Y 5/1-5/2	л/с-с/с	порошистый	–	сильное	–
Q1ca, ox	1(2)-7(8)	сухой	10YR 5/2-4/2	с/с	зернистый	Редкие мелкие железистые пятна	бурное	–
Q2ca, nc	7(8)-20	сухой	10YR 4/3-3/2	с/с	призмы→ орешки→ зерна	Обильная белоглазка (0,2-1 см Ø), железисто-марганцевые пятна и пленки	бурное	Многопорядковая структура с выраженными границами
Q3ca, nc	20-40	свежий	10YR 4/3	с/с	призмы> орешки> зерна	Обильная белоглазка (0,2-1 см Ø)	бурное	Горизонт с максимальным количеством белоглазки
Qca,nc, v	40-50	свежий	7,5YR 4/4	с/с	призматическая	Мелкие единичные сликенсайды, белоглазка	сильное	–

Q/V _{ca} , пс	50-90	влаж- но- ватый	7,5YR 4/4	с/с-т/с	призматическая, клиновидные агрегаты	Крупные сликенсаиды, единичная белоглазка	сильное	–
BC _{ca} , q,v	90-105	влаж- но- ватый	7,5YR 4/3	С/с	призмовидная	Мелкие сликенсаиды, мелкие Fe-Mn точки-примазки (~ 1-2 мм Ø)	сильное	–

Признаки слитогенеза выражены слабо.

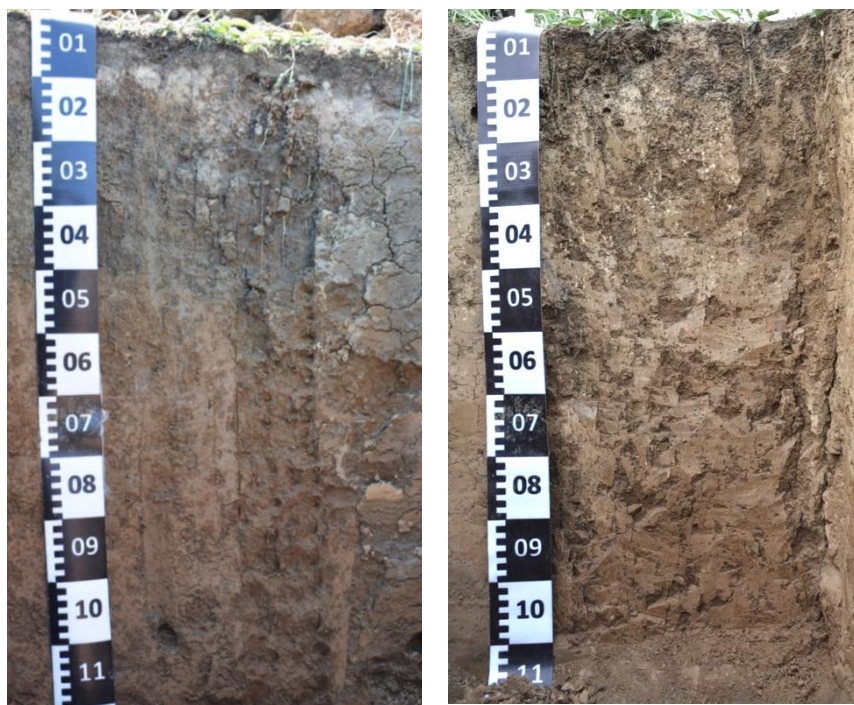
Разрез РЛ-2 (рис. 1Б) отличался: 1) бурным вскипанием всего материала с поверхности; 2) наличием обильной белоглазки; 3) наличием выраженного слитого горизонта со сликенсайдами протяженностью 15–30 см и клиновидными агрегатами на пересечениях поверхностей скольжения. Несмотря на более теплые тона окраски (7,5YR-10YR) в профиле отмечались признаки периодического переувлажнения – редкие железистые и железисто-марганцевые пятна, мелкие новообразования-примазки. При этом в целом профиль был более сухим, отмечены крупные магистральные трещины иссушения, идущие до глубины 80–100 см.

Важно отметить, что почва разреза РЛ-1 была классифицирована как слитозем, несмотря на мелкие размеры сликенсайдов. Это объясняется тем, что горизонты, в которых были описаны признаки слитогенеза имели более высокую влажность. Почва оказалась более липкой, что существенно затруднило диагностику сликенсайдов (практически невозможно их препарировать для оценки размеров).

Проведенная нивелирная съемка показала (рис. 2), что оба микроповышения находятся на равных относительных высотах.

По результатам рентгенографической съемки были выделены и рассчитаны соотношения основных минеральных фаз (смектитовая, иллитовая, а также сумма фаз хлорита и каолинита) в илистых фракциях каждого образца (табл. 2).

По распределению илистой фракции, полученной методом седиментации по Горбунову, профиль РЛ-1 характеризуется элювиально-иллювиальным распределением с максимумом в горизонте Q3ox (53%). Во втором профиле явных закономерностей не выявлено, происходит увеличение доли ила с глубиной (от 45 до 61%). При этом в срединных горизонтах профиля отмечается незначительное колебание в содержании ила. В целом профиль РЛ-2 более глинистый. Доля илистой фракции в образцах шоколадных глин сильно варьирует в зависимости от глубины отбора, что характерно для данных отложений в силу их полифазальности.



а)

б)

Рис. 1. Общий вид исследованных профилей. **а)** РЛ-1 – слитозем квазиглеевый элювиированный карбонатный окисленно-глеевый; **б)** РЛ-2 – слитозем квазиглеевый сегрегационно-карбонатный окисленно-глеевый.

Fig. 1. General view of the investigated soil pits. **a)** РЛ-1 – Haplic Vertisol (Gilgaic, Stagnic); **б)** РЛ-2 – Calcic Vertisol (Gilgaic Protostagnic).

Таблица 2. Соотношение основных минеральных фаз в илистых фракциях исследованных образцов. СМ – смектитовая фаза; И – иллитовая фаза; Хл + Кл – сумма фаз хлорита и каолинита

Table 2. Ratio of main mineral phases in silt fractions of investigated samples. СМ – smectite phase; И – illite phase; Хл + Кл – sum of chlorite and kaolinite phases

Глубина отбора	Горизонт	Содержание илистой фракции, %	Доля минеральных фаз в фракции <1 мкм			Доля минеральных фаз на почве в целом, %		
			СМ (1.8 нм)	И (1.0 нм)	Хл + Кл (0.7 нм)	СМ (1.8 нм)	И (1.0 нм)	Хл + Кл (0.7 нм)
Разрез РЛ-1 Слитозем квазиглеевый элювируемый карбонатный окисленно-глеевый								
0–6	Wpir	21	1	87	12	0,2	18.3	2.5
6–12	Q1el,ox/Q2ox	23	8	83	9	1,8	19.1	2.1
20–30	Q3ox	53	12	80	8	6,4	42.4	4.2
50–60	BCca,q	40	29	61	9	11,6	24.4	3.6
90–100	BCca,q,v, nc	42	35	56	9	14,7	23.5	3.8
Разрез РЛ-2 Слитозем квазиглеевый сегрегационно-карбонатный окисленно-глеевый								
0–9	Q1ca,ox	45	24	68	8	10,8	30.6	3.6
7(8)–20	Q2ca,nc	48	30	58	12	14,4	27.8	5.8
20–30	Q3ca,nc	41	32	59	9	13,1	24.2	3.7
40–50	Qca,nc,v	48	30	60	10	14,4	28.8	4.8
60–70	Q/Vca,nc	45	37	53	10	16,7	23.9	4.5
70–90	Q/Vca,nc	52	28	60	12	14,6	31.2	6.2
120–140	BCca,q,v	59	31	57	12	18,3	33.6	7.1
140–150	BCca,q,v	61	26	61	13	15,9	37.2	7.9

Продолжение таблицы 2
Table 2 continued

Глубина отбора	Горизонт	Содержание илистой фракции, %	Доля минеральных фаз в фракции <1 мкм			Доля минеральных фаз на почве в целом, %		
			СМ (1.8 нм)	И (1.0 нм)	Хл + Кл (0.7 нм)	СМ (1.8 нм)	И (1.0 нм)	Хл + Кл (0.7 нм)
Шоколадные глины								
175–190	Ccs,ca	19	44	47	9	8.4	8.9	1.7
220–230	Ccs,ca	60	19	66	15	11.4	39.6	9.0



Рис. 2. Нивелирный ход, проходящий через исследованные профили (отмечены точками).

Fig. 2. The levelling traverse running through the survey soil pits (marked with dots).

Распределение минеральных фаз по профилям

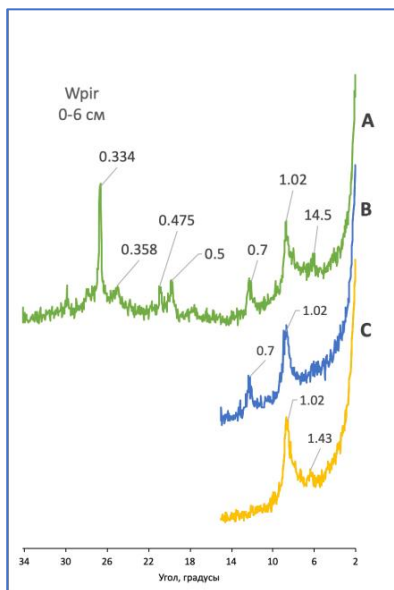
Во всех почвенных горизонтах значительно преобладает иллитовый компонент, при этом в разрезе РЛ-1 его доля несколько больше (56–87%) в сравнении с РЛ-2 (53–68%). В первом разрезе распределение данного компонента носит равномерно-аккумулятивный характер (постепенное уменьшение с глубиной). Тогда как во втором разрезе распределение иллита близко к равномерному с незначительными колебаниями по всему профилю. Сумма каолинита и хлорита варьирует от 9% до 12% в первом профиле и от 8% до 13% во втором.

Смектитовый компонент в наименьшем количестве выявлен в поверхностных горизонтах профиля РЛ-1 – в гумусово-слаборазвитом и квазиглеевом элювиированном – 1% и 8% соответственно. Максимальная доля этого компонента – в горизонтах с признаками слитогенеза в обоих профилях. В первом профиле происходит увеличение доли фазы с глубиной, тогда как во втором профиле можно отметить некоторую слоистость по ее доле в илистой фракции.

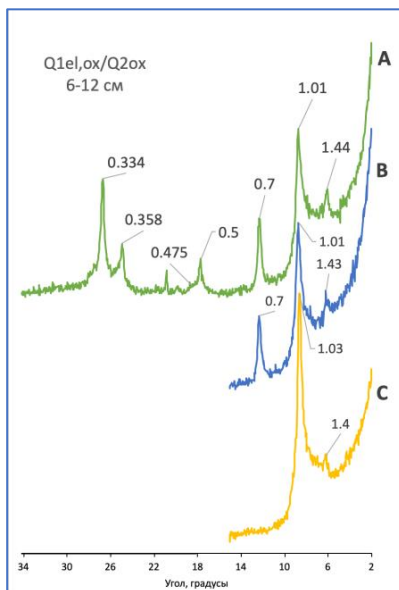
Отдельно стоит охарактеризовать соотношение фаз в образцах шоколадных глин. Помимо значительных различий в содержании илистой фракции – 19% (175–190 см) и 60% (220–230см) – отмечается существенное расхождение в долях минеральных фаз, особенно смектитовой – 44 и 19% соответственно.

Качественная характеристика минеральных фаз

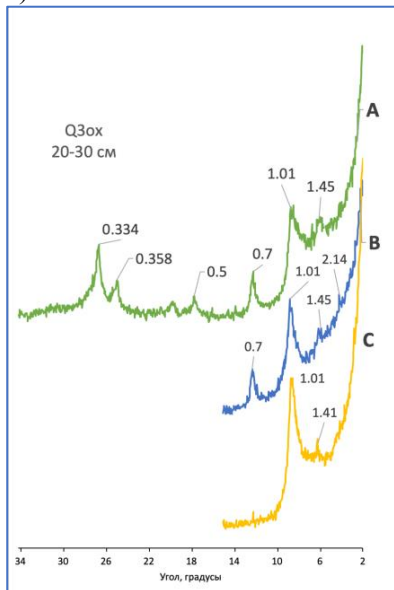
Смектитовая фаза включает в себя преимущественно смешанослойный компонент, диагностированный по наличию нецелочисленной серии базальных рефлексов в области 1.5–2.0 нм на дифрактограммах насыщенных этиленгликолем образцов. Смешанослойные образования неупорядоченные. “Площадка”, соединяющая рефлексы 1.4–1.45 и 1.0 нм (как при съемке воздушно-сухих фракций, так и насыщенных), говорит о смектит-иллитовом составе этого компонента. В верхних горизонтах, по-видимому, за счет высокой степени выветрелости и супердисперсности смешанослойная фаза при насыщении дает “гало” без выраженных рефлексов. С глубиной ее окристаллизованность повышается (рис. 3г, 3д, рис. 5д–з).



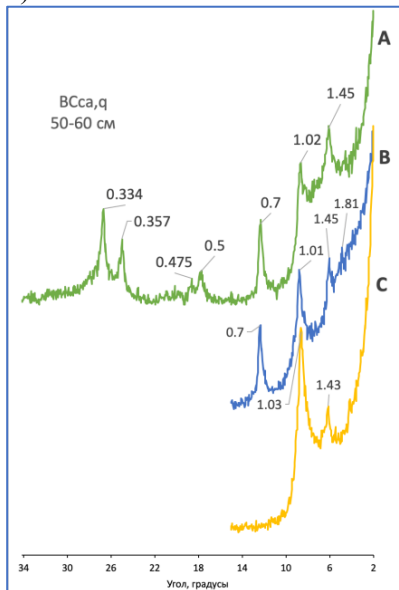
а)



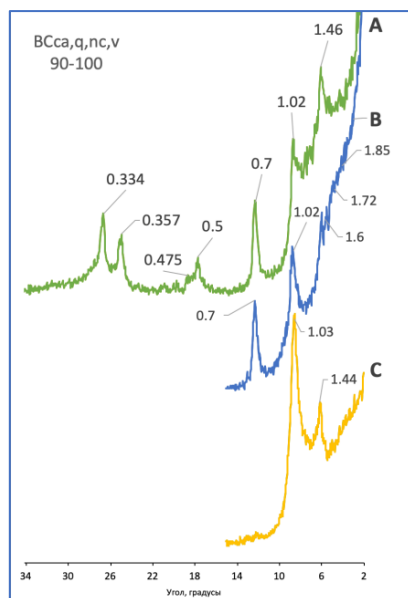
б)



в)



г)



д)

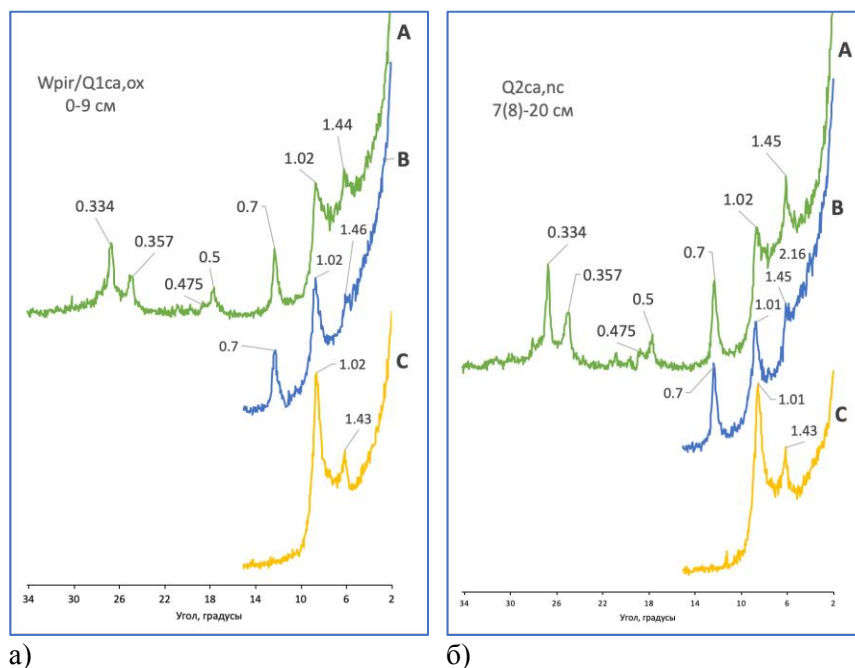
Рис. 3. Рентгендифрактограммы илистых фракций образцов профиля РЛ-1 (слитозем квазиглеевый элювиированный карбонатный окисленно-глеевый). А – воздушно-сухое состояние образца, В – после сольватации этиленгликолем, С – после прокаливания при 550 °С в течение 2 ч. Межплоскостные расстояния указаны в нанометрах.

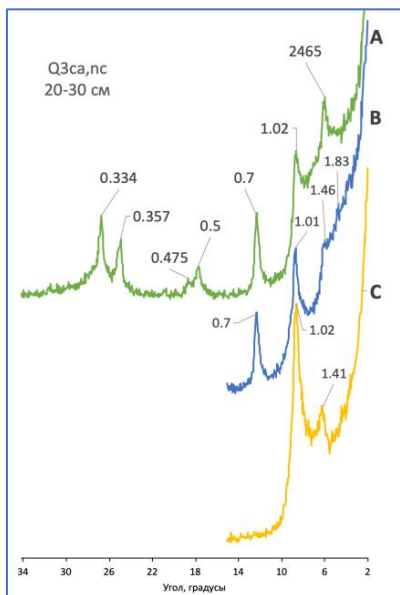
Fig. 3. X-ray diffractograms of clay (<math><1\ \mu\text{m}</math>) fractions of samples from soil pit PJ-1 (slitozem quasi-gley eluted carbonate oxidized-gley). А – air-dry state of the sample, В – after solvation with ethylene glycol, С – after heating at 550 °C for 2 h. The interplanar distances are given in nanometres.

Также увеличивается и доля смектитовых пакетов, что подтверждает возрастающая асимметрия пика 1.4–1.45 нм воздушно-сухих фракций в малоугловую область. Помимо смешанослойных образований в отдельных горизонтах (рис. 4з, рис. 5а, 5б) по наличию слабого рефлекса 0.8–0.9 нм (Лесовая, Чижикова, 2007) в незначительных количествах диагностирован индивидуальный смектит. Проведенная реакция калиевой контракции (тест Уивера, Weaver, 1958) говорит о принадлежности данного смектита (а

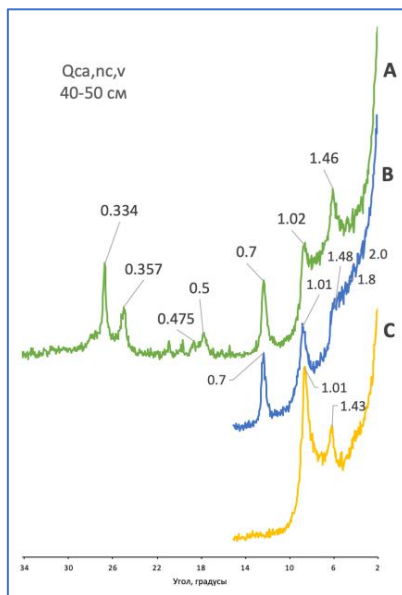
также смектитовых пакетов, участвующих в смешанослойных образованиях) к высокозарядному типу. При насыщении илистой фракции раствором хлорида калия происходит смещение рефлекса из положения 1.4 нм к 1.0 нм за счет необменной фиксации катиона.

Соотношение рефлексов первого (1.0 нм) и второго (0.5 нм) порядков **иллита** ($I_{001}/I_{002} > 4$) говорит о присутствии его биотитовой разновидности с триоктаэдрическим типом заполнения октаэдрического слоя (Соколова, Дронова, Толпешта, 2003). Стоит отметить более высокую окристаллизованность данного компонента в профиле РЛ-1, особенно в илистой фракции горизонта Q1e1,ox (рис. 3б).

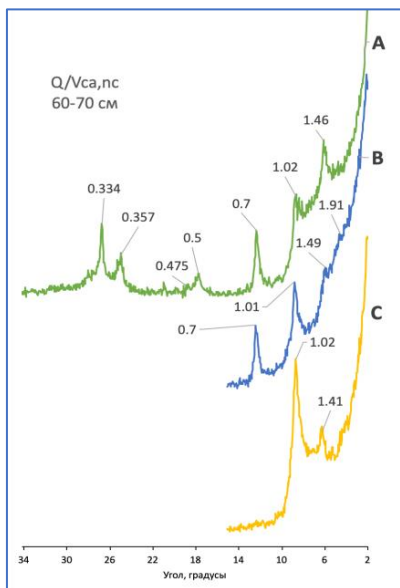




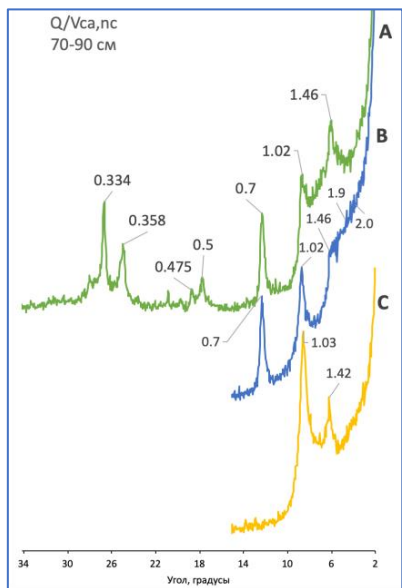
В)



Г)



Д)



е)

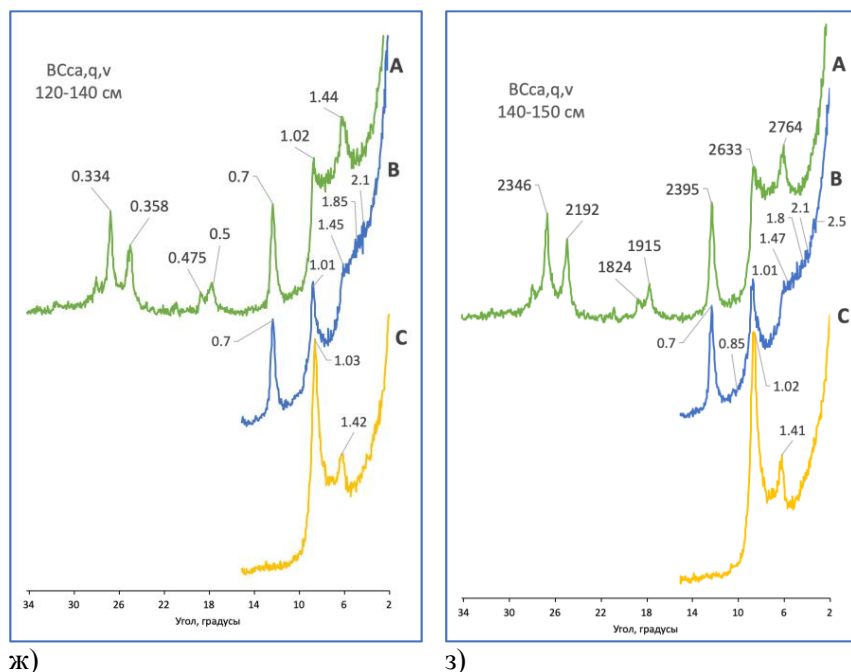


Рис. 4. Рентгендифрактограммы илстых фракций образцов профиля РЛ-2 (слитозем квазиглеевый сегрегационно-карбонатный окисленно-глеевый). А – воздушно- сухое состояние образца, В – после сольватации этиленгликолем, С – после прокаливания при 550°C в течение 2 ч. Межплоскостные расстояния указаны в нанометрах.

Fig. 4. X-ray diffractograms of clay (<1µm) fractions of samples from soil pit PJL-2 (slitozem quasi-gley segregated carbonate oxidised gley). А – air-dry state of the sample, В – after solvation with ethylene glycol, С – after heating at 550 °C for 2 h. The interplanar distances are given in nanometres.

По выраженному рефлексу 1.4–1.43 нм на рентгендифрактограммах прокаленных образцов (рис. 3–4) илстых фракций диагностирован **хлорит**, который не разрушается при 550 °C. В воздушно-сухом состоянии этот минерал дает рефлексы 1.4 (который совпадает со смектитовой фазой) и 0.475 нм. Так как нами не отмечено уменьшение межплоскостного расстояния при прокаливании, мы считаем, что в данном случае хлорит относится преиму-

щественно к магнезиальной разновидности (Соколова, Дронова, Толпешта, 2003).

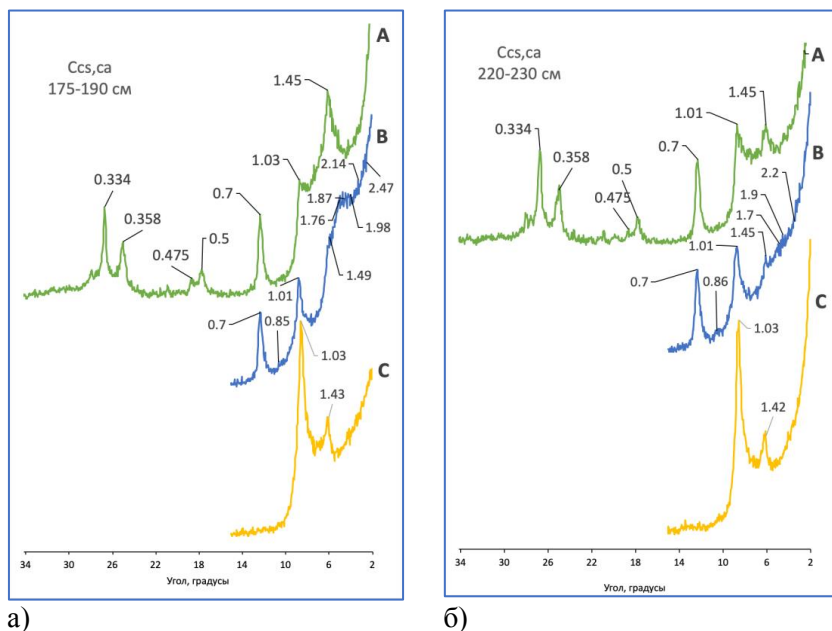


Рис. 5. Рентгендифрактограммы илстых фракций образцов шоколадных глин профиля РЛ-1. А – воздушно- сухое состояние образца, В – после сольватации этиленгликолем, С – после прокаливания при 550°C в течение 2 ч. Межплоскостные расстояния указаны в нанометрах.

Fig. 5. X-ray diffractograms of clay (<math><1\ \mu\text{m}</math>) fractions of samples from soil pit PJ-1 (slitozem quasi-gley eluted carbonate oxidized-gley). А – air-dry state of the sample, В – after solvation with ethylene glycol, С – after heating at 550 °C for 2 h. The interplanar distances are given in nanometres.

Каолинит диагностирован по рефлексу 0.7 нм (совмещенный с рефлексом хлорита) в воздушно-сухом состоянии. Рефлекс не изменяется при сольватации этиленгликолем (рис. 4а–ж, линия “С” на графиках), но при прокаливании минерал разрушается и не дает отражений. Форма основного диагностического рефлекса говорит о его несовершенной структуре. С глубиной рефлекс стано-

вится более узким и острым, что говорит о меньшем воздействии процесса почвообразования.

В целом кристаллохимическое состояние описанных выше минералов не различается между илистыми фракциями двух профилей.

Анализ илистых фракций шоколадных глин показал большую неоднородность почвообразующей породы в зависимости от глубины залегания исследуемого слоя. Это отражается не только на содержании илистой фракции и соотношении минеральных фаз (табл. 2), но и в их кристаллохимическом состоянии (рис. 5а, 5б).

В статьях, рассматривающих минералогический состав почв лиманов Волгоградской области, отсутствуют данные о морфологическом строении почв и морфометрические характеристики признаков слитогенеза (в случае, когда авторы называют почвы слитыми). Это может быть связано как с отсутствием слитогенеза в принципе, так и с недостаточной изученностью данного процесса в 70–80-е гг. прошлого века. Оценивая совокупность таких факторов как географическое положение, гидротермический режим и почвообразующие породы, мы допускаем, что для почв лиманов Рахинский и Большой Царын также характерны слитые и слитизированные почвы, и считаем сравнение данных минералогического анализа допустимым.

Полученные нами результаты тесно коррелируют с литературными данными по минералогическому составу аналогичных объектов. Почвы лимана Большой Царын ([Травникова, Мясников, 1973](#)) и Рахинский ([Пак и др., 1973](#)) также характеризуются преобладанием иллитовой фазы, при этом доля смектитовой фазы сопоставима с суммой каолинита и хлорита.

Колебания содержания илистой фракции и доли набухающей фазы, которое особенно хорошо прослеживается в профиле РЛ-2, мы связываем с включением в почвенный профиль слоев шоколадных глин. Несмотря на то, что на макроморфологическом уровне при полевом описании почв слоистость не прослеживалась, она могла сохраниться на уровне гранулометрического и минералогического составов. С одной стороны, слои шоколадных глин деформировались и “перерабатывались” в процессе почвообразования, в частности этому способствовали незначительные пе-

дотурбации при слитогенезе. С другой – указанные педотурбации (вопреки изначальным представлениям об этом процессе в верти-солях) не приводят к значительному перемешиванию материала ([Wilding, Tessier, 1988](#); [Mermut et. al., 1996](#)).

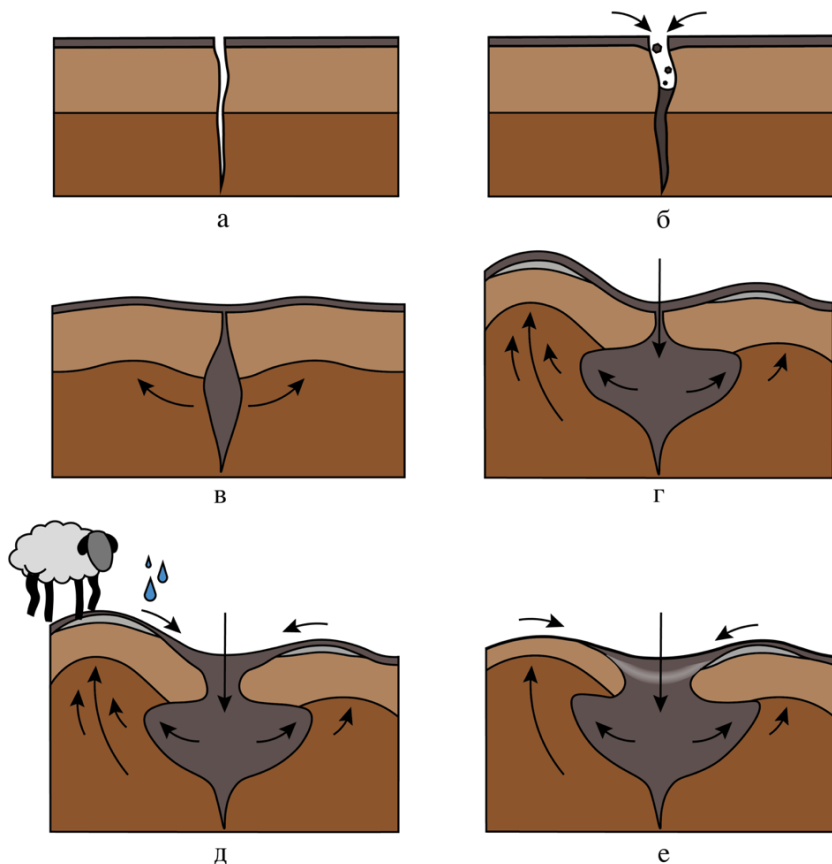


Рис. 6. Схема формирования микрорельефа на исследованном участке лимана Большого. Пояснения этапов в тексте.

Fig. 6. Diagram of microrelief formation in the investigated plot of the liman Bolshoi. Explanation of the stages are given in the text.

Этапы формирования почвенной комбинации лимана Большой подробно описаны Н.Б. Хитровым (2020): основные деформации поверхности были вызваны засыпками материала в трещины (рис. 6а–б), что при увлажнении и набухании привело к подъему материала и образованию микроповышений (рис. 6в). В данном случае можно лишь предложить несколько дополнений – локальные выдавливания происходили *неравномерно*, что приводило к появлению бугорков с *разными* относительными высотами (рис. 6г). При этом мы предполагаем, что изначально все микроповышения имели признаки элювиирования в верхней части профиля, но за счет локальной эрозии (выпас скота, выгорание растительности, перенос материала с током воды) с более высоких бугорков гумусовый и элювиированный материал удалялся (рис. 6д–е), накапливаясь в понижениях. Таким образом, рельеф постепенно выравнивался, и микроповышения оказались на одинаковой относительной высоте, при этом на отдельных повышениях ранее выдавленный глинистый материал оказался ближе к поверхности (рис. 6е). Последнее объясняет более тяжелый гранулометрический состав всего профиля РЛ-2, вскипание с поверхности и обилие белоглазки, так как изначально этот материал формировался из засоленных шоколадных глин, которые были сильно переработаны в процессе почвообразования.

Данное предположение подкрепляется данными минералогического анализа – верхние горизонты профиля РЛ-2, которые сейчас находятся в верхней части профиля, близки к нижней части профиля РЛ-2 как по содержанию ила, так и по соотношению минеральных фаз и их кристаллохимическому состоянию. Этот факт может свидетельствовать о произошедшей ранее эрозии близких к поверхности горизонтов профиля РЛ-1.

Оценка связи активности слитогенеза с количеством ила, а также с его минеральным составом показывает, что эти параметры не имеют прямой зависимости. В исследованных профилях присутствовали горизонты с высокой долей и илистой фракции, и смектитового компонента в ней, но при этом меньшей степенью выраженности признаков слитогенеза (к примеру, горизонты ВС обоих профилей, табл. 2). Кроме того, уже на этапе морфологического описания почв в поле можно отметить влияние такого

фактора как влажность почвы. Это говорит о динамичности выраженности признаков слитогенеза в течение года. Кроме того, вышесказанное еще раз подчеркивает важность комплексного подхода в оценке признаков, влияющих на активность слитогенеза в почвах.

ВЫВОДЫ

1. Почвы данного лимана представлены двумя подтипами слитоземов – элювиированными и сегрегационно-карбонатными, которые располагаются на одних и тех же элементах микрорельефа – микроповышениях.

2. В данном случае процессы слитогенеза возникают при наличии 26–37% смектитового компонента (преимущественно смектит-иллитовых смешанослойных образований) в илистой фракции. При этом доля илистой фракции в горизонтах с наиболее выраженными признаками составила 48–52%.

3. Степень выраженности слитогенеза не зависела от доли смектитового компонента, а была обусловлена, скорее всего, комплексом факторов. Именно комплексный подход необходимо использовать при оценке активности процессов слитогенеза.

4. Различия почв на уровне подтипа мы объясняем историей формирования микрорельефа, одним из этапов которого была локальная эрозия верхних горизонтов. Для подкрепления этой теории требуются дальнейшие исследования – сравнение данных химических анализов, а также микроморфологический анализ.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Горбунов Н.И.* Методика подготовки почв к минералогическим анализам. Методы минералогического и микроморфологического изучения почв. М.: Наука, 1971. С. 5.
2. *Доскач А.Г.* Природное районирование Прикаспийской полупустыни / Отв. ред. С.В. Зонн. М.: Наука, 1979, 142 с.
3. *Жукова Ю.А.* Геохимическая структура и процессы ее формирования в комплексах слитых почв: Диссертация на соискание степени кандидата биологических наук: 03.02.13. М. 2016. 139 с.
4. *Ковда И.В.* Географические закономерности проявления слитогенеза в почвах Центрального Предкавказья: Дисс. ... канд. геогр. н. М. 1992.

5. *Ковда И.В., Морзун Е.Г., Алексеева Т.В.* Формирование и развитие почвенного покрова гильгай (на примере Центрального Предкавказья) // Почвоведение. 1992. № 3. С. 19–34.
6. *Корнблом Э.А.* Минералогический состав тонкодисперсных фракций и генезис почв Волго-Ахтубинской поймы: Автореф. дисс. ... к. б. н. М. 1966.
7. *Корнблом Э.А., Дементьева Т.Г.* Химико-минералогические особенности лиманных солодей пустынно-степного Заволжья // Почвоведение. 1976. № 8. С. 107–121.
8. *Лесовая С.Н., Чижикова Н.П.* Пособие по изучению глинистых минералов в почвах. СПб: Изд-во Санкт-Петербургского Университета, 2007. 52 с.
9. *Пак К.П., Травникова Л.С., Цюрупа И.Г.* Химико-минералогические особенности слитых почв орошаемых районов Поволжья // Вестник сельскохозяйственной науки. 1973. № 10. С. 33–46.
10. *Полевой определитель почв.* М.: Почвенный ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.
11. *Соколова Т.И., Дронова Т.Я., Толпешта И.И.* Глинистые минералы в почвах. Тула: Гриф и К, 2005. 336 с.
12. *Травникова Л.С., Мясников В.В.* Особенности профиля глинистого материала почв солонцового комплекса лимана Б. Царын, Сарпинской низменности // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 1973. Вып. 6. С. 100–109.
13. *Турсина Т.В.* Почвы лиманов и их мелиоративная характеристика // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. Вып. 7. 1973. С. 71–103.
14. *Хитров Н.Б.* Генезис, диагностика, свойства и функционирование глинистых набухающих почв Центрального Предкавказья. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2003. 505 с.
15. *Хитров Н.Б., Власенко В.П., Рухович Д.И., Брызжесв А.В., Калинина Н.В., Роговнева Л.В.* География вертисолей и вертиковых почв Кубано-Приазовской низменности // Почвоведение. 2015. № 7. С. 771–790. DOI: [10.7868/S0032180X15070047](https://doi.org/10.7868/S0032180X15070047).
16. *Хитров Н.Б., Калинина Н.В., Роговнева Л.В., Рухович Д.И.* Слитоземы и слитизированные почвы России. М.: ИД Академии Жуковского, 2020. 516 с.
17. *Хитров Н.Б., Роговнева Л.В.* Вертисоли и вертиковые почвы Поволжья // Почвоведение. 2014. № 12. С. 1383–1403. DOI: [10.7868/S0032180X14090068](https://doi.org/10.7868/S0032180X14090068).
18. *Хитров Н.Б., Роговнева Л.В.* Гранулометрический состав вертисолей и вертиковых почв России // Почвоведение. 2017. № 3. С. 329–344. DOI:

[10.7868/S0032180X17030066](https://doi.org/10.7868/S0032180X17030066).

19. *Хитров Н.Б., Чевердин Ю.И., Чижикова Н.П., Роговнева Л.В.* Почвы Каменной Степи, имеющие признаки слитогенеза (вертигенеза) // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2013. Вып. 72. С. 3–25. DOI: [10.19047/0136-1694-2013-72-3-25](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2013-72-3-25).
20. *Хитров Н.Б., Чижикова Н.П.* Минералогический состав слитых почв Ставрополья // Почвоведение. 1995. № 8. С. 987–1002.
21. *Ahmad N.* Acid vertisols in Trinidad. Proc. of the 5th Int. Soil Classification workshop. Sudan: Soil Survey Administration, Khartoum, 1985. P. 97–115.
22. *Bhattacharyya T., Pal D.K., Deshpande S.B.* On kaolinitic and mixed mineralogy classes of shrink-swell soils // Aust. J. Soil Res. 1997. Vol. 35. P. 1245–1252.
23. *Bhattacharyya T., Pal D.K., Mandal C., Chandran P., Ray S.K., Dipak Sarkar, Velmourougane K., Srivastava A., Sidhu G.S., Singh R.S., Sahoo A.K., Dutta D., Nair K.M., Srivastava R., Tiwary P., Nagar A.P., Nimkhedkar S.S.* Soils of India: Historical Perspective, Classification and Recent Advances // Current Science 104. 2013. No. 10. P. 1308–323. URL: <http://www.jstor.org/stable/24092506>.
24. *Biscaye P.E.* Mineralogy and sedimentation of recent deep-sea clay in the Atlantic Oceans // Geol. Soc. Am. Bulletin. 1965. Vol. 76. No. 7. P. 803–832. DOI: [10.1130/0016-7606\(1965\)76\[803:MASORD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1965)76[803:MASORD]2.0.CO;2).
25. *Coulombe C.E., Dixon J.B., Wilding L.P.* Mineralogy and chemistry of vertisols. In: Ahmad N. and Mermut A. (Eds.) Vertisols and technologies for their management. Developments in Soil Science 24. Amsterdam; Elsevier, 1996. P. 115–200.
26. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. An international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports. 2014. No. 106.
27. *Kabaktschiew I., Mückenhausen E.* Die Tonminerale einiger Smolnitzen Bulgariens // Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 1969. Vol. 122. P. 97–111. DOI: [10.1002/jpln.19691220202](https://doi.org/10.1002/jpln.19691220202).
28. *Kovda I.* Vertisols: Extreme features and extreme environment // Geoderma Regional. 2020. Vol. 22. DOI: [10.1016/j.geodrs.2020.e00312](https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00312).
29. *Kovda I., Goryachkin S., Lebedeva M., Chizhikova N., Kulikov A., Badmaev N.* Vertic soils and Vertisols in cryogenic environments of southern Siberia, Russia // Geoderma. 2017. No. 288. P. 184–195. DOI: [10.1016/j.geoderma.2016.11.008](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.11.008).
30. *Mermut A.R., Dasog G.S., Dowuona G.N.* Chapter 4. Soil Morphology.

Vertisols and Technologies for Their Management. Ahmad N., Mermut A. (Eds). Amsterdam: Elsevier, 1996. P. 89–114.

31. Weaver C.E. The effect and geological significance of potassium “fixation” by expandable clay minerals derived from muscovite, biotite, chlorite, and volcanic material // *The American Mineralogist*. 1958. Vol. 43. No. 9–10. P. 839–861.

32. Wilding L.P., Tessier D. Genesis of Vertisols: shrink-swell phenomena. Vertisols: Their Distribution, Properties, Classification and Management. Wilding L.P., Puentes R. (Eds). Texas, 1988. P. 55–81.

REFERENCES

1. Gorbunov N.I., *Metody mineralogicheskogo i mikromorfologicheskogo izucheniya pochv* (Methods of mineralogical and micromorphological studies of soils), Moscow: Nauka, 1971, 515 p.
2. Doskach A.G., *Prirodnoe raionirovanie Prikaspijskoi polupustyni* (Natural zoning of the Caspian semi-desert), Moscow: Nauka, 1979, 142 p.
3. Zhukova Yu.A., *Geokhimicheskaya struktura i protsessy ee formirovaniya v kompleksakh slitykh pochv: Diss. ... kand. biol. nauk* (Geochemical structure and processes of its formation in vertic soils complexes, Cand. biol. sci. thesis), Moscow, 2016, 139 p.
4. Kovda I.V., *Geograficheskie zakonomernosti proyavleniya slitogeneza v pochvakh Tsentral'nogo Predkavkaz'ya: Diss. ... kand. geogr. nauk* (Geographical regularities of manifestation of vertic processes in Central Ciscaucasian soils, Cand. geogr. sci. thesis), Moscow, 1992, 315 p.
5. Kovda I.V., Morgun E.G., Alekseeva T.V., *Formirovanie i razvitie pochvennogo pokrova gil'gai (na primere Tsentral'nogo Predkavkaz'ya)* (Formation and development of soil landscape of gilgai (the case of Central Ciscaucasia), *Pochvovedenie*, 1992, Vol. 3, pp. 19–34.
6. Kornblyum E.A., *Mineralogicheskii sostav tonkodispersnykh fraktsii i genezis pochv Volgo-Akhtubinskoi poimy: Avtoref. diss. ... kand. biol. nauk* (Mineralogical composition of fine fractions and genesis of Volga-Akhtuba floodplain soils, Extended abstract of cand. biol. sci. thesis), Moscow, 1966.
7. Kornblyum E.A., Dement'eva T.G., *Khimiko-mineralogicheskie osobennosti limannykh solodei pustynno-stepnogo Zavolzh'ya* (Chemical and mineralogical features of liman malts in the desert-steppe of Trans-Volga region), *Pochvovedenie*, 1976, Vol. 8, pp. 107–121.
8. Lesovaja S.N., Chizhikova N.P., *Posobie po izucheniju glinistyh mineralov v pochvakh* (Guide for studying clay minerals in soils), Saint-Petersburg: Izd-vo Sankt-Peterburgskogo Universiteta, 2007, 52 p.

9. Pak K.P., Travnikova L.S., Tsyurupa I.G., Khimiko-mineralogicheskie osobennosti slitykh pochv oroshaemykh raionov Povolzh'ya (Chemico-mineralogical aspects of vertic soils in the irrigated areas of Volga region), *Vestnik sel'skokhozyaistvennoi nauki*, 1973, Vol. 10, pp. 33–46.
10. *Polevoi opredelitel' pochv* (Soil Field Guide), Moscow: Pochvennyi institut im. V.V. Dokuchaeva, 2008, 182 p.
11. Sokolova T.I., Dronova T.Ya., Tolpeshta I.I., *Glinistye mineraly v pochvakh* (Clay minerals in soils), Tula: Grif i K, 2005, 336 p.
12. Travnikova L.S., Myasnikov V.V., Osobennosti profilya glinistogo materiala pochv solontsovogo kompleksa limana B. Tsaryn, Sarpinskoi nizmennosti (Aspects of clay material profile of solonetz complexes of B. Tsaryn liman, Sarpinskaya lowland), *Dokuchaev Soil Bulletin*, 1973, Vol. 6, pp. 100–109.
13. Tursina T.V., Pochvy limanov i ikh meliorativnaya kharakteristika (Soils of limans and their characteristics), *Dokuchaev Soil Bulletin*, 1973, Vol. 7, pp. 71–103.
14. Khitrov N.B., *Genezis, diagnostika, svoistva i funktsionirovanie glinistyykh nabukhayushchikh pochv Tsentral'nogo Predkavkaz'ya*. (Genesis, diagnostics, properties and functioning of clayey swelling soils of Central Ciscaucasia), Moscow: Pochv. in-t im. V.V. Dokuchaeva, 2003, 505 p.
15. Khitrov N.B., Vlasenko V.P., Rukhovich D.I., Bryzzhev A.V., Kalinina N.V., Rogovneva L.V., Geografiya vertisolei i vertikovyykh pochv Kubano-Prizovskoi nizmennosti (Geography of Vertisols and soils with vertic features within Kuban'-Azov lowland), *Pochvovedenie*, 2015, No. 7, DOI: [10.7868/S0032180X15070047](https://doi.org/10.7868/S0032180X15070047).
16. Khitrov N.B., Kalinina N.V., Rogovneva L.V., Rukhovich D.I., *Slitozemy i slitizirovannye pochvy Rossii* (Vertisols and soils with vertic features of Russia), Moscow: ID Akademii Zhukovskogo, 2020, 516 p.
17. Khitrov N.B., Rogovneva L.V., Vertisoli i vertikovye pochvy Povolzh'ya (Vertisols and soils with vertic features of the Volga region), *Pochvovedenie*, 2014, No. 12, pp. 1383–1403, DOI: [10.7868/S0032180X14090068](https://doi.org/10.7868/S0032180X14090068).
18. Khitrov N.B., Rogovneva L.V., Granulometricheskii sostav vertisolei i vertikovyykh pochv Rossii (Granulometric composition of Vertisols and soils with vertic features of Russia), *Pochvovedenie*, 2017, No. 3, pp. 329–344, DOI: [10.7868/S0032180X17030066](https://doi.org/10.7868/S0032180X17030066).
19. Khitrov N.B., Cheverdin Yu.I., Chizhikova N.P., Rogovneva L.V., Pochvy Kamennoi Step'i, imeyushchie priznaki Slitogeneza (vertigeneza) (Soils of Kamennaya Steppe with signs of vertic processes), *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2013, Vol. 72, pp. 3–25, DOI: [10.19047/0136-1694-2013-72-3-25](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2013-72-3-25).

20. Khitrov N.B., Chizhikova N.P., Mineralogicheskii sostav slitykh pochv Stavropol'ya (Mineralogical composition of vertic soils of Stavropol region), *Pochvovedenie*, 1995, No. 8, pp. 987–1002.
21. Ahmad N., *Acid vertisols in Trinidad*, Proc. of the 5th Int. Soil Classification workshop, Sudan, 1982, Soil Survey Administration, Khartoum (Sudan), 1985, pp. 97–115.
22. Bhattacharyya T., Pal D.K., Deshpande S.B., On kaolinitic and mixed mineralogy classes of shrink-swell soils, *Aust. J. Soil Res.*, 1997, Vol. 35, pp. 1245–1252.
23. Bhattacharyya T., Pal D.K., Mandal C., Chandran P., Ray S.K., Dipak Sarkar, Velmourougane K., Srivastava A., Sidhu G.S., Singh R.S., Sahoo A.K., Dutta D., Nair K.M., Srivastava R., Tiwary P., Nagar A.P., Nimkhedkar S.S. Soils of India: Historical Perspective, Classification and Recent Advances, *Current Science* 104, 2013, No. 10, pp. 1308–323. URL: <http://www.jstor.org/stable/24092506>.
24. Biscaye P.E., Mineralogy and sedimentation of recent deep-sea clay in the Atlantic Oceans, *Geol. Soc. Am. Bulletin*, 1965, Vol. 76, No. 7, pp. 803–832, DOI: [10.1130/0016-7606\(1965\)76\[803:MASORD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1965)76[803:MASORD]2.0.CO;2).
25. Coulombe C.E., Dixon J.B., Wilding L.P., Mineralogy and chemistry of vertisols, In: Ahmad N. and Mermut A. (Eds.) *Vertisols and technologies for their management. Developments in Soil Science 24*, Amsterdam: Elsevier, 1996, pp. 115–200.
26. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015, An international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, World Soil Resources Reports, 2014, No. 106.
27. Kabaktschiew I., Mückenhausen E., Die Tonminerale einiger Smolnitzen Bulgariens, *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.*, 1969, Vol. 122, pp. 97–111, DOI: [10.1002/jpln.19691220202](https://doi.org/10.1002/jpln.19691220202).
28. Kovda I., Vertisols: Extreme features and extreme environment, *Geoderma Regional*, 2020, Vol. 22, DOI: [10.1016/j.geodrs.2020.e00312](https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00312).
29. Kovda I., Goryachkin S., Lebedeva M., Chizhikova N., Kulikov A., Badmaev N., Vertic soils and Vertisols in cryogenic environments of southern Siberia, Russia, *Geoderma*, 2017, No. 288, pp. 184–195, DOI: [10.1016/j.geoderma.2016.11.008](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.11.008).
30. Mermut A.R., Dasog G.S., Dowuona G.N., Chapter 4. *Soil Morphology, Vertisols and Technologies for Their Management*, Ahmad N., Mermut A. (Eds), Amsterdam: Elsevier, 1996, pp. 89–114.
31. Weaver C.E., The effect and geological significance of potassium “fixation” by expandable clay minerals derived from muscovite, biotite,

chlorite, and volcanic material, *The American Mineralogist*, 1958, Vol. 43, No. 9–10, pp. 839–861.

32. Wilding L.P., Tessier D., *Genesis of Vertisols: shrink-swell phenomena. Vertisols: Their Distribution, Properties, Classification and Management*, Wilding L.P., Puentes R. (Eds), Texas, 1988, pp. 55–81.

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2021-109-36-95



Ссылки для цитирования:

Романовская А.Ю., Савин И.Ю. Аэрозольная пыль почвенного происхождения в атмосфере: источники, количество, свойства (обзор) // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2021. Вып. 109. С. 36-95. DOI: 10.19047/0136-1694-2021-109-36-95

Cite this article as:

Romanovskaya A.Yu., Savin I.Yu., Soil dust aerosol in the atmosphere: sources, quantities, properties (overview), Dokuchaev Soil Bulletin, 2021, V. 109, pp. 36-95, DOI: 10.19047/0136-1694-2021-109-36-95

Благодарность:

Исследования выполнены при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 19-05-50063\20 на тему “Изучение эолового переноса микрочастиц с пахотных почв на основе спутниковых данных”.

Acknowledgments:

The studies were carried out with the financial support of the Russian Foundation for Basic Research (RFBR) in the framework of the scientific project No. 19-05-50063\20 “Studies on aeolian transport of microparticles from arable soils based on satellite data”.

Аэрозольная пыль почвенного происхождения в атмосфере: источники, количество, свойства (обзор)

© 2021 г. А. Ю. Романовская^{1**}, И. Ю. Савин^{1,2*}

¹ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева”, Россия, 119017, Москва, Пыжевский пер, 7, стр. 2,

*<https://orcid.org/0000-0002-8739-5441>, e-mail: savin_iyu@esoil.ru,
**e-mail: burmistrovaann13@mail.ru.

²Российский университет дружбы народов, Россия, 117198, Москва, ул. Миклухо-Маклая, 6.

Поступила в редакцию 7.12.2021, после доработки 15.12.2021,
принята к публикации 16.12.2021

Резюме: Пыль является одним из основных компонентов атмосферных аэрозолей – 75% глобальной аэрозольной нагрузки. Перечислены естественные и антропогенные источники, а также методы исследования пыли. По разным оценкам средняя запыленность атмосферы варьирует

от 20 до 33 Тг, а ежегодный выброс пыли – 1 200–5 900 Тг/год. В докладах Межправительственной группы экспертов по изменению климата (IPCC) сообщается о диапазоне общего прямого радиационного эффекта пыли от -0.56 до $+0.1$ Вт/м², при этом научное понимание процессов, приводящих к такому результату, недостаточное. По степени дисперсности выделяют мелкую (<5 мкм), среднюю (5–10(20) мкм) и крупную (>20 мкм) пыль. Мелкая пыль охлаждает глобальный климат, рассеивая солнечное излучение, в то время как пыль размером более 5 мкм способствует его потеплению за счет поглощения солнечного и теплового излучения. При этом вопрос содержания крупной пыли (более 20 мкм) остается слабоизученным, и данных о ее содержании и эмиссии крайне мало. Последние исследования свидетельствуют о том, что неучтенная в моделях крупная пыль (17 Тг) способствует нагреву атмосферы в среднем еще на 0.15 Вт/м² (от 0.10 до 0.24 Вт/м²), а также оказывает влияние на глобальное распределение облаков и осадков. Кроме того, почвенная пыль характеризуется сложной и разнообразной формой и структурой частиц, неоднородным минералогическим и химическим составом. Благодаря своей дисперсности и большой площади поверхности пыль вступает в реакции с другими видами аэрозолей, что приводит к образованию различных пленок на поверхности частиц или к внутреннему смешению. Все это существенно изменяет оптические свойства минеральной пыли и осложняет разработку моделей при ее исследовании.

Ключевые слова: почвенная пыль, форма и размер пылеватых частиц, минералогический состав пыли, химический состав пыли, лидарное сканирование минеральной пыли.

Soil dust aerosol in the atmosphere: sources, quantities, properties (overview)

© 2021 A. Yu. Romanovskaya^{2*}, I. Yu. Savin^{1*}

¹*Federal Research Centre “V.V. Dokuchaev Soil Science Institute”,
7 Bld. 2 Pyzhevskiy per., Moscow 119017, Russian Federation,
<https://orcid.org/0000-0002-8739-5441>, e-mail: savin_iyu@esoil.ru,

***e-mail: burmistrovaann13@mail.ru.*

²*Institute of Environmental Engineering of RUDN University,
8/2 Miklukho-Maklaya Str., Moscow 117198, Russian Federation.*

Received 7.12.2021, Revised 15.12.2021, Accepted 16.12.2021

Abstract: Dust is a major component of atmospheric aerosols – 75% of the global aerosol load. Natural and anthropogenic sources are listed, as well as dust research methods. According to different estimates, the average mineral dust load in the atmosphere ranges from 20 to 33 Tg, and the annual dust emission is 1 200–5 900 Tg/year. Reports from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) inform about the total direct radiative forcing of dust ranging from -0.56 to $+0.1$ W/m^2 , with little scientific understanding of the processes leading to this result. The particle size, including soil aerosol, is divided into fine (<5 μm), medium (5–10(20) μm) and coarse (>20 μm) dust. Fine dust cools the global climate due to dispersion of solar radiation, while coarse dust (greater than 5 μm) warms the climate by absorbing solar and thermal radiation. However, the coarse dust (above 20 μm) remains poorly investigated, with very little data on its content and emission. Recent studies suggest that coarse dust (17 Tg), missed by the global models, contributes on average 0.15 W/m^2 (0.10 to 0.24 W/m^2) to atmospheric heating and also affects the global distribution of clouds and precipitation. In addition, soil dust is characterised by a complex and diverse particle shape and structure, heterogeneous mineralogical and chemical composition; due to its dispersion ability and large surface area dust reacts with other types of aerosols, resulting in the formation of different films on the particle surface or internal mixing. All this significantly changes the optical properties of mineral dust and complicates the development of models for its investigation.

Keywords: mineral soil dust, shape and size of dust particles, mineralogical composition of dust, chemical composition of dust, lidar scanning of mineral dust.

ВВЕДЕНИЕ

Пыль является ключевым компонентом, формирующим климат на Земле. Когда пыль взаимодействует с облаками, океанами и солнечным излучением, она оказывает воздействие на живые системы нашей планеты, оказывая влияние на все – от погоды и осадков до глобального потепления.

В атмосфере существует два типа пыли, которые поднимаются сильными ветрами в засушливых районах. Мелкая пыль, как правило, приводит к понижению температуры, поскольку рассеивает солнечный свет подобно тому, как это происходит в облаках. Крупная пыль, возникающая, например, в пустыне Сахара, проявляет тенденцию к нагреву атмосферы подобно парниковым газам ([Mona et al., 2012](#); [Kok et al., 2017](#)).

Информация о количестве крупной минеральной пыли, содержащейся в атмосфере, необходима для понимания не только атмосферных явлений, на которые воздействует пыль, но и для оценки степени возможного потепления планеты (NSF – <https://www.nsf.gov/>).

Почвенная пыль является одним из основных компонентов атмосферных аэрозолей, на долю пылеватых частиц, образовавшихся на поверхности почвы, приходится около 75% глобальной аэрозольной нагрузки в атмосфере (Пирумов, 1974; Houghton et al., 2001; Mona et al., 2012; Bauer, Ganopolski, 2014; Егоров, Хабаров, 2016). Основными источниками почвенной пыли являются крупные засушливые районы мира: Африканский континент, особенно пустыня Сахара, Аравийский полуостров и Азия (восточные районы). Частицы почвенной пыли, возникшие в этих районах, могут переноситься на большие расстояния под действием сильных ветров и конвективных процессов (Mona et al., 2012; van der Does et al., 2018; Yu et al., 2019; Varga et al., 2021).

В докладах Межправительственной группы экспертов по изменению климата (IPCC) сообщается о диапазоне общего прямого радиационного эффекта минеральной пыли от -0.56 до $+0.1$ Вт/м², при этом научное понимание процессов, приводящих к такому результату, недостаточное. Косвенный эффект заключается в том, что пылевой аэрозоль изменяет свойства облаков. Частицы минеральной пыли могут действовать как ядра конденсации и таким образом определять образование первичных капель, альbedo капель, образование осадков и время жизни облаков. Все эти параметры влияют на способность облаков отражать и/или поглощать излучение и, таким образом, изменяют радиационный баланс Земли. Причиной неясности в вопросе влияния почвенных минеральных аэрозолей на радиационное воздействие является высокая изменчивость во времени и пространстве концентрации, формы частиц, распределения по размерам, показателя преломления и вертикального распределения пыли. Неполное понимание процессов образования, переноса, физико-химической эволюции и удаления минеральных аэрозолей в различных пространственных и временных масштабах является еще одним фактором, осложняю-

щим изучение влияния пыли на радиационный баланс ([Mona et al., 2012](#); [Kandler, Scheuvens, 2019](#)).

Пылеватые частицы представляют серьезную опасность для окружающей среды и здоровья человека. Сердечно-сосудистые, респираторные и легочные заболевания могут быть вызваны вдыханием частиц субмикронного радиуса, поскольку они могут проникать глубоко в организм человека. Случаи глазных инфекций и таких заболеваний, как менингит и лихорадка долины (кокцидиомикоз – инфекционное заболевание, вызываемое вдыханием спор грибка), были зарегистрированы во время и после сильных пылевых бурь в некоторых регионах ([Фукс, 1955](#); [Пирумов, 1974](#); [Mona et al., 2012](#); [Егоров, Хабаров, 2016](#)).

Кроме того, внезапные и сильные пыльные бури могут повлиять на безопасность воздушного транспорта и автомобильных дорог, снижая видимость. Такие явления приводят к нарушениям в работе аэропортов, а также к механическим проблемам, таким как эрозия и коррозия двигателей самолетов.

Цель статьи: провести анализ литературных данных по содержанию аэрозольных частиц почвенного происхождения в атмосфере, ее ежегодной эмиссии, источникам, размерам, форме, физическим, химическим, оптическим свойствам и методам исследования отдельных частиц и пылевого аэрозоля в целом.

ЗАПЫЛЕННОСТЬ АТМОСФЕРЫ, КОЛИЧЕСТВО ПЫЛИ

В настоящем обзоре будем руководствоваться следующим определением пыли (пылевого аэрозоля): **пыль в атмосфере** – мелкие, иногда микроскопические твердые частицы, взвешенные в атмосфере. Основным источником пыли является **поверхность почвы**, откуда пыль попадает в воздух при сильных ветрах, частицы органического происхождения (бактерии, споры, продукты распада), частицы пепла и дыма вулканических извержений, лесных пожаров, промышленного сжигания топлива ([Краткая географическая энциклопедия, 1962](#)).

Атмосферный мониторинг пыли – это сложная современная задача, требующая определенных знаний и надежных приборов. Атмосферный мониторинг позволяет получить информацию о:

- концентрации пыли в определенных точках;

- пространственном и временном распределении пыли на местности;
- химическом составе пыли;
- связи концентрации пыли с источниками выбросов (http://eurolabgas.ru/pyl_v_atmosfere_vozduhe).

Методы измерения пыли в атмосфере

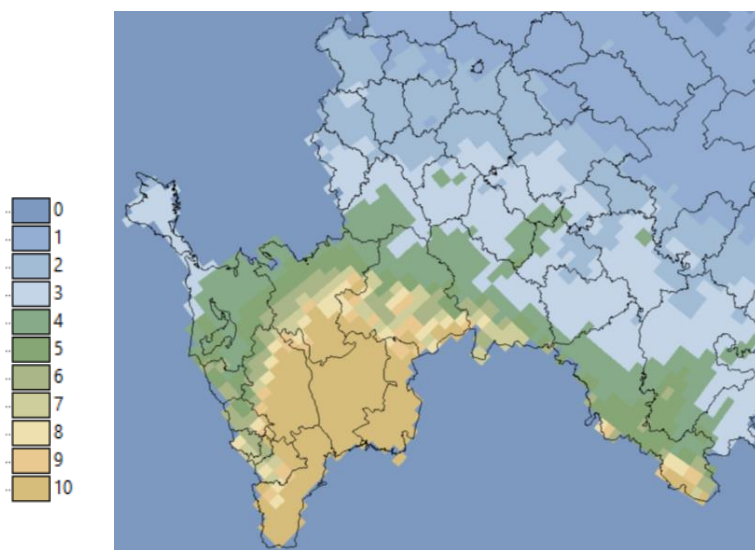
Методы исследования аэрозольных характеристик могут быть как контактными, так и дистанционными. Существует несколько основных методов измерения массовой концентрации аэрозолей в воздухе. Все способы измерения содержания пыли можно разделить на 2 группы: прямой метод (гравиметрический – взвешивание массы собранных на фильтре частиц; счетный (микроскопический) – определение общего количества пылевых частиц в единице объема воздуха (счетную концентрацию) и соотношения их размеров) и косвенный, который включает все остальные известные аппаратные методы (оптический, радиоизотопный, электроиндукционный) (<https://medwest.ru/catalog/14/903>). В свою очередь все приборы для количественного определения пыли в воздухе можно разделить на две группы: приборы для отбора проб и анализирующие приборы ([Kalashnikova, Sokolik, 2003](#); [Егоров, Хабаров, 2016](#); [Мамаева, 2016](#)). Методы исследования почвенной пыли, спровоцированной дефляционными процессами, рассмотрены в предыдущей работе авторов ([Романовская, Савин, 2020](#)).

Выбор метода зависит от конкретной цели исследований. В последнее время благодаря быстро развивающимся технологиям широко применяются оптические методы. Качественную характеристику пыли определяют фотометрическим методом с помощью ультрафиолетового фотометра.

В работах Пронина С.П. с соавторами приведен нестандартный оптический метод измерения массовой концентрации взвешенных частиц в атмосферном воздухе по измерению контраста в изображении тест-объекта. Предлагаемый метод может быть реализован на видеокамерах, устанавливаемых на улицах и уличных перекрестках городов ([Пронин и др., 2010](#); [Кононова, Пронин, 2017](#)).

К оптическому методу относятся спутниковые исследования аэрозолей по изменению оптической плотности атмосферы, а также лидарное зондирование атмосферы и контроль ее качества по изменению коэффициента ослабления лазерного излучения, который коррелирует с аэрозольной плотностью атмосферы. В связи с этим интенсивно развиваются методы моделирования оптических свойств пылевого аэрозоля.

С точки зрения мониторинга, спутниковые наблюдения посредством пассивных датчиков, таких как Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS), Spinning Enhanced Visible Infrared Imager (SEVIRI), Multiangle Imaging Spectrometer (MISR), Ozone Monitoring Instrument (OMI) и в последнее время Total Ozone Mapping Spectrometer (TOMS), являются очень важными инструментами для отслеживания пылевых шлейфов и идентификации источников пыли. Усовершенствованные алгоритмы поиска, разработанные для этих датчиков, в настоящее время предоставляют очень надежную информацию об оптической глубине аэрозоля (AOD) и его мелкой/крупной фракции ([Freedman et al., 2020](#); [She et al., 2018](#); [Mona et al., 2012](#)) (рис. 1).



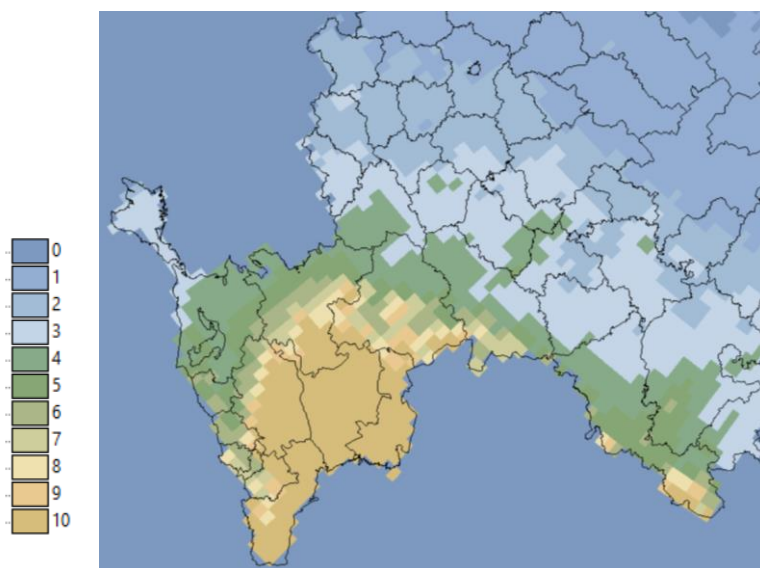


Рис. 1. Пример карт среднегодового содержания пыли в атмосфере (слева, Tg) и количество пыльных дней (справа, дни/год) над югом Европейской части России, полученных на основе анализа спутниковых данных (источник:

https://atmosphere.copernicus.eu/charts/cams/particulate-matter-forecasts?facets=Family,Aerosols&time=2021120200,3,2021120203&projection=classical_global&layer_name=composition_pm2p5).

Fig. 1. Example maps of average annual atmospheric dust content (left, Tg) and number of dusty days (right, days/year) over southern European Russia derived from satellite data analysis (source:

https://atmosphere.copernicus.eu/charts/cams/particulate-matter-forecasts?facets=Family,Aerosols&time=2021120200,3,2021120203&projection=classical_global&layer_name=composition_pm2p5).

Благодаря большому пространственному и временному охвату, спутниковые пассивные наблюдения используются для характеристики специфических циклических процессов пыли. Например, Кауфман с соавт. (Kaufman et al., 2005) оценили поток трансатлантического переноса и осаждения пыли с помощью наблюдений спектрорадиометра MODIS. Более того, используя

аэрозольные продукты MODIS Deep Blue, Ginoux et al. ([Ginoux et al., 2012](#)) разделили источники пыли на природные и антропогенные и оценили их вклад и интенсивность выбросов на глобальном уровне. Sun et al. ([2019](#)) предложили метод мониторинга пылевых бурь на основании данных MODIS (Lands Surface Reflectance Database), который был верифицирован с помощью наземных наблюдений MІCAPS (Система комплексного анализа и обработки метеорологической информации) и аэрозольного продукта для мониторинга озона OMI AІ. Хотя спутниковое дистанционное зондирование часто рассматривается как мощный инструмент для изучения оптических свойств аэрозолей ([Zhang et al., 2020](#); [Jin et al., 2019](#); [Kaufman et al., 2005](#)) и оценки циклического поведения пылевого аэрозоля ([Wang et al., 2021](#)), оно имеет несколько важных недостатков, в частности мониторингу пыли мешает облачность, а результаты мониторинга краев облаков, поверхности земли с высокой отражательной способностью и краев пыли нуждаются в улучшении ([Sun et al., 2019](#)).

Лидар (lidar – light detection and ranging) обеспечивает самое высокое вертикальное разрешение (порядка десятков метров) для исследования взаимодействия аэрозоля с облаками, его послойного распределения, и возможность выполнения ряд других сопутствующих измерений. В настоящее время лидары достигли высокой степени надежности и используются региональными сетями для проведения долгосрочных, самосогласованных и хорошо откалиброванных измерений свойств аэрозоля. Подобные сети включают федерацию нескольких европейских исследовательских групп, созданную для организации самосогласованной аэрозольной климатологии – European Aerosol Research Lidar Network (EARLINET) (<http://www.earlinet.org/>), the Asian Dust Network (AD-Net) (<http://www-lidar.nies.go.jp/AsiaNet/>), основанную в 1998 г. для получения 4D перспектив переноса пыли в Азии с использованием распределенных лидарных площадок в странах Азии; the Micro-pulse Lidar Network (MPL-Net) (<http://mplnet.gsfc.nasa.gov/>) – объединенная сеть систем микроимпульсных лидаров (MPL), предназначенная для измерения вертикальной структуры аэрозолей и облаков. Все эти сети включены в Global Atmosphere Watch (GAW) Global Aerosol Lidar Observation Network (GALION). Глобальная

информация о вертикальных профилях оптических свойств и слоистости аэрозолей и облаков предоставляется CALIOP (Cloud-Aerosol lidar with Orthogonal Polarization), а также лидаром CALIPSO (Cloud-Aerosol Lidar and Infrared Pathfinder Satellite Observation) установленным, на спутнике, который проводит измерения практически непрерывно с июня 2006 ([Mona et al., 2012](#)). CALIOP и другие спутниковые радиометры были использованы для оценки переноса и осаждения потока пылевых аэрозолей из Северной Африки по трансатлантическому направлению ([Yu et al., 2019](#)).

Huang et al. ([2015](#)), Ansmann et al. ([2011](#)) представили комбинированный лидарно-фотометрический подход для разделения оптических эффектов, вызванных слабо деполяризующими свет мелкими частицами и сильно деполяризующими свет крупными частицами пепла.

Wagner et al. ([2013](#)) оценили эффективность определенных настроек работы лидара и фотометра для определения оптических и микрофизических свойств пылевых частиц неправильной формы. Более того, работа Nemuc et al. ([2013](#)) подтверждает надежность комбинированного метода лидар + фотометр для оценки массовой концентрации пыли Сахары, сравнивая данные, полученные с помощью многоволнового деполяризационного лидара Raman lidar, и прогнозы, полученные с помощью Региональной атмосферной модели пыли – the Dust Regional Atmospheric Model (DRAM).

Mamouri и Ansmann ([2017](#)) усовершенствовали этот метод для разделения тонко- и крупнодисперсной пыли и далее выявили их соответствующие массовые концентрации.

Синергетический подход лидар/радар является весьма перспективным. Лидар Raman получает обратные сигналы от диоксида кремния, которые могут быть использованы в качестве индикатора (трассера) минеральной пыли. Показана общая применимость использования таких возвращающихся сигналов Raman для определения концентрации минеральной пыли в пылевых шлейфах Восточной Азии. Более подробное описание лидаров и актуальных лидарных технологий (Raman Lidar, Ceilometer, Backscatter

lidar, HSRL, Multi-wavelength HSRL/Raman lidar) приведено в обзоре L. Mona et al. (2012).

Содержание пыли в атмосфере

Оценить содержание минеральной пыли в планетарном масштабе – сложная задача, ученые пытаются ее решить с помощью глобальных моделей. Примером такого подхода может служить модель the Global Aerosol Climatology Project (GACP) (Tegen et al., 1997), разработанная Европейским центром среднесрочного прогнозирования погоды (ECMWF).

В дальнейшем была разработана ModelE AGCM, которая позволяет оценить глобальное распределение пыли с учетом метеорологических условий и особенностей поверхности и является продуктом NASA (Schmidt et al., 2006; Miller et al., 2006). Модель доступна на сайте NASA: <https://www.giss.nasa.gov/tools/modelE/>.

Эти и многие другие модели включены в комплекс AeroCom (*Aerosol Comparison between Observations and Model projects*): GISS, Global Ozone Chemistry Aerosol Radiation and Transport (GOCART), Community Atmosphere Model (CAM), Model for Atmospheric Transport and Chemistry (MATCH), Model for Ozone And Related chemical Tracers (MOZART), Integrated Massively Parallel Atmospheric Chemical Transport (IMPACT), Laboratoire d'Optique Atmo-sphérique (LOA) (Huneus et al., 2011).

Согласно модели GACP, ежегодный выброс пыли в мире составляет 1 200 Тг (Тг – тераграмм, 1 Тг = 10^9 кг = 10^{12} г), причем вклад естественных и антропогенных источников запыления считается одинаковым. Средняя годовая запыленность атмосферы Земли составляет 20.2 Тг, включая 8.9 Тг глинистых частиц (0.1–1.0 мкм) и 11.3 Тг илистых (1–10 мкм) (Miller et al., 2006; Tegen et al., 1997).

Согласно ModelE, ежегодный выброс пыли в атмосферу составляет 1 578 Тг, из них 189 Тг глинистых частиц и 1 390 Тг ила, среднегодовая запыленность атмосферы достигает 24.4 Тг. Илистые частицы составляют 80% от общего количества пыли, при этом наибольшая доля приходится на частицы размером 1–2 мкм (рис. 1) (Miller et al., 2006).

В работе Bauer, Ganiopolski (2014) отмечено среднегодовое содержание пыли 19.2 Тг, минеральная пыль составляет 60% от

сухой массы атмосферного аэрозоля в целом, среднее пребывание пыли (“время жизни” пылевого аэрозоля) в атмосфере около 4 дней, в среднем поток пылевых выбросов достигает 1 840 Тг в год ([Textor et al., 2006](#)). По данным [Houghton et al. \(2001\)](#), минеральная пыль – существенный компонент атмосферных аэрозолей, общий объем выбросов составляет от 1 000 до 5 900 Тг в год.

Однако по данным Национального научного фонда США (NSF), а также на основании научных исследований [A. Adebisi и J. Kok \(Adebisi, Kok, 2020\)](#), в атмосфере Земли содержится гораздо больше пыли, чем предполагает моделирование, причиной служит крупная пыль, масса которой достигает 17 Тг, что в 4 раза превышает количество, рассчитанное посредством современных климатических моделей AeroCom. Под крупной пылью авторы понимают минеральные частицы пыли размером 5–20 мкм, поскольку в большинстве моделей недооценивается вклад частиц, начиная с размера 5 мкм ([Kok et al., 2017](#)), а частицы размером более 20 мкм часто исключаются из расчетов, хотя в недавних исследованиях в атмосфере было измерено содержание частиц размером более 20 мкм ([Ryder et al., 2019](#)), однако подобных данных слишком мало для включения этой фракции в расчеты при моделировании.

По оценкам современных глобальных моделей, запыленность атмосферы частицами диаметром менее 10 мкм (PM₁₀) варьирует в широких пределах от ~6 до 30 Тг⁴⁻⁷ ([Kok et al., 2017](#)). Причины заниженных оценок при моделировании кроются в том, что крупные частицы быстро выводятся из расчетов, поскольку теоретически они должны быстрее оседать под действием гравитационных сил, однако, как говорилось выше, это не так ([Maring et al., 2003](#); [Ulanowski et al., 2007](#)). Исследования в Сахаре подтверждают, что турбулентное и конвекционное вертикальное перемешивание частиц в пылевом слое препятствует гравитационному осаждению крупной фракции пыли, тем самым продляя “время жизни” крупной пыли в атмосфере. Сильные ветры способны переносить крупные кварцевые частицы (> 100 мкм) в Арктику, так что и их можно обнаружить, например, в Исландии ([van der Does et al., 2018](#); [Varga et al., 2021](#)).

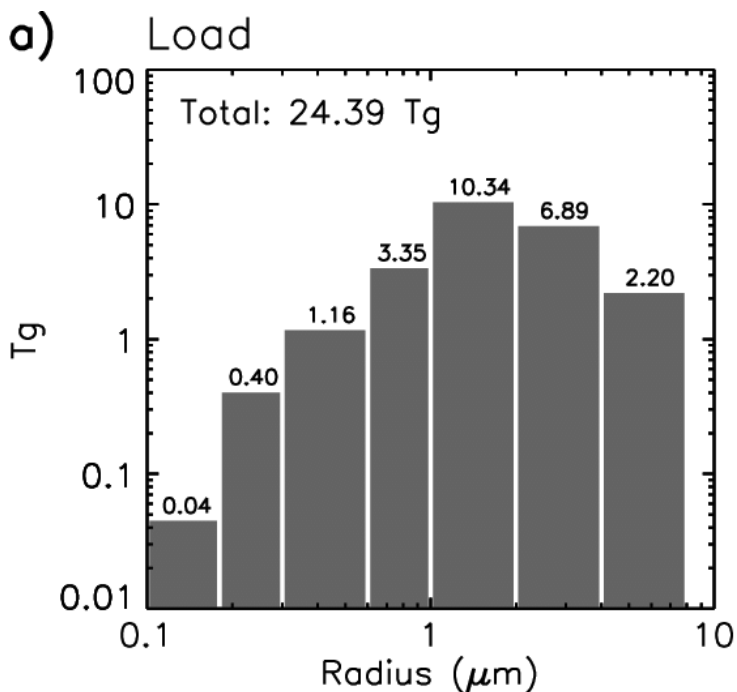


Рис. 2. Глобальная среднегодовая пылевая нагрузка (Tg) на атмосферу с учетом размера частиц ([Miller et al., 2006](#)).

Fig. 2. Global and annual average dust load (Tg) at the top of atmosphere as a function of particle size ([Miller et al., 2006](#)).

Еще одной причиной служит морфология частиц, а именно их форма, неоднородная структура и размеры, которые сложно параметризовать и ввести в уравнения. Большинство моделей строится на предположении, что частицы имеют сферическую или близкую к ней форму (теория Ми), что на самом деле далеко от реальности ([Kalashnikova, Sokolik, 2004](#)). Для частиц сферической формы расчетная скорость осаждения выше, чем для частиц неправильной формы.

Последние исследования ([Adebiyi, Kok, 2020](#); [Kok et al., 2017](#)) основываются на сравнительном анализе результатов, полученных с помощью комплекса самых распространенных и широко

используемых глобальных климатических моделей AeroCom, и компиляции данных десятков работ, основанных на прямом измерении (“in situ”) пыли, которые были опубликованы за последние годы и взяты за основу. Также непосредственные измерения “in situ” проводились авторами с летательных аппаратов.

В первом исследовании ([Kok et al., 2017](#)) было установлено, что доля глинистых частиц (0.1–1.0 мкм) в среднем составляет 4.3% (3.5–5.7% при доверительном интервале 95%) от массы пылевого аэрозоля с размером пылеватых частиц ≤ 20 мкм (PM₂₀), что существенно меньше, чем 5–35%, полученных в результате моделирования. Авторы также вычислили среднегодовые выбросы пыли в атмосферу для PM₁₀ – 1 700 (1 000–2 700) Тг в год, для PM₂₀ – 3 000 (1 700–4 900) Тг в год; запыленность атмосферы частицами PM₁₀ – 20 (13–29) Тг, а PM₂₀ – 23 (14–33) Тг.

В последнем исследовании Adebisi, Kok ([2020](#)) утверждают, что в среднем 58% (50–69%, доверительный интервал 95%) от общей массы пыли в атмосфере приходится на крупную пыль, и это существенно превышает оценки глобальных моделей, где вклад крупной пыли в среднем составляет 19% (6–31%). На рисунке 3 представлены гистограммы, позволяющие сравнить содержание крупной и мелкой пыли в атмосфере, рассчитанное по моделям AeroCom (голубой цвет), рассчитанное в предыдущем исследовании ([Kok et al., 2017](#)) на основании спутниковых, лидарных данных и прямых измерений (серый цвет), и рассчитанное в последнем исследовании ([Adebisi, Kok, 2020](#)). По последним данным, среднее содержание крупной пыли около 17 Тг (от 10 до 29 Тг), по моделям AeroCom – 4 Тг (от 3.5 до 6 Тг), то есть модели не учитывают три четверти крупной пыли. Согласно рисунку 2 среднее содержание мелкой пыли, по Adebisi и Kok ([2020](#)), около 12 Тг, общее содержание пыли (размером от 1 до 20 мкм) в среднем достигает 29 Тг.

Мелкая пыль охлаждает глобальный климат, рассеивая солнечное излучение, в то время как крупная пыль (более 5 мкм) способствует его потеплению за счет поглощения солнечного и теплового излучения ([Kok et al., 2017](#)). Учитывая этот факт, авторы пришли к заключению, что неучтенная в моделях крупная пыль (17 Тг) способствует нагреву атмосферы в среднем еще на 0.15

Вт/м² (от 0.10 до 0.24 Вт/м²), а также оказывает влияние на глобальное распределение облаков и осадков.

В работе Wang et al. (2021) использовался лидар Micro Pulse Lidar (MPL) и солнечный фотометр (CE318) Aerosol Robotic NETwork (AERONET) для изучения пыли пустынь северо-западного Китая. По результатам этих исследований выяснилось, что пыль концентрируется преимущественно в тропосфере на высоте <6 км, среднее массовое содержание пыли в приземном слое составляет 905 ± 635 мкг/м².

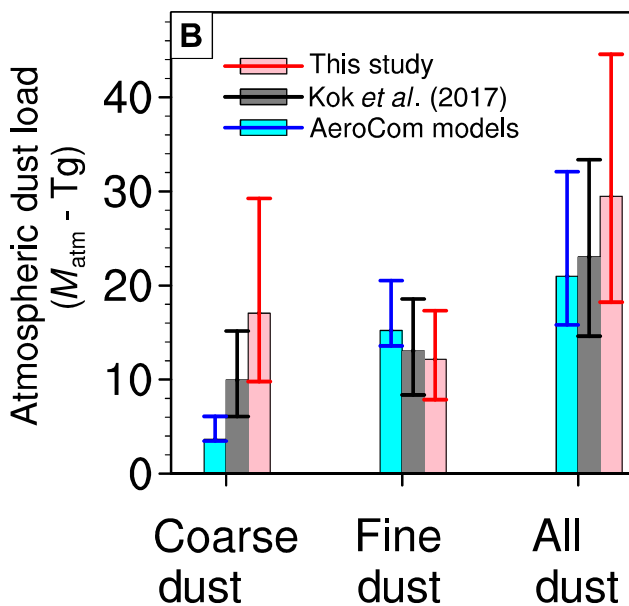


Рис. 3. Содержание пыли (Тг) разных фракций в атмосфере: крупная пыль – coarse dust ($D = 5.0\text{--}20$ мкм), мелкая пыль – fine dust ($D = 0.1\text{--}5.0$ мкм), общая пыль – all dust ($D = 0.1\text{--}20$ мкм). Панели погрешностей представлены для доверительного интервала 95% (Adebisi, Kok, 2020).

Fig. 3. The corresponding atmospheric dust load (Tg) integrated for the coarse dust ($D = 5.0\text{--}20$ μm), fine dust ($D = 0.1\text{--}5.0$ μm), and all dust ($D = 0.1\text{--}20$ μm). The error bars in represent the 95% confidence interval (Adebisi, Kok, 2020).

ОСНОВНЫЕ ИСТОЧНИКИ АЭРОЗОЛЬНОЙ ПЫЛИ В АТМОСФЕРЕ И ИХ ВКЛАД В ОБЩУЮ ЗАПЫЛЕННОСТЬ

Пыли по своему происхождению делятся на пыли естественного происхождения и искусственного (антропогенного) ([Трифонов, Девисилов, 2007](#); [Егоров, Хабаров, 2016](#); [Новиков, 2003](#); [Ивлев, Довгалоук, 1999](#); и многие др.).

Источниками пыли **естественного** происхождения являются: почвенная пыль, эрозия, пыльные бури, разрушение и выветривание горных пород, вулканические извержения (вулканическая пыль), лесные (мелкий пепел), степные, торфяные пожары, испарение с поверхности морей, а также космическая пыль.

Образование почвенной пыли – явление сальтации частиц. Минеральная “почвенная” пыль вносит основной вклад в глобальную аэрозольную нагрузку атмосферы ([Miller et al., 2006](#); [Andreae, 1995](#); [Tegen et al., 1997](#); [Фукс, 1955](#)). Поверхность суши Земли служит важным источником атмосферного аэрозоля (до 50% по массе всех аэрозольных частиц). Образование частиц от этого первичного источника сводится к механическому разрушению и выдуванию почвенного слоя (дефляции) и проявляется в так называемом сальтационном механизме движения частиц ([Береснев, Грязин, 2008](#); Кондратьев и др., 1983).

Известно, что вертикальные скорости турбулентных потоков в реальной атмосфере превышают 1.5 м/с, что оказывается достаточным, чтобы поднять частицу на неопределенно большую высоту, где ее дальнейшее движение будет определяться атмосферной циркуляцией. Пороговая скорость ветра, вызывающего сальтацию начально покоящихся частиц, должна быть пропорциональна их массе и размерам ([Береснев, Грязин, 2008](#); [Фукс, 1955](#)).

Все усиливающиеся удары сальтирующей частицы по мере ее перемещения в направлении ветра вызывают движение частиц более крупных и более мелких, чем она сама. Они также вовлекаются в прыжковые движения по направлению потока ветра. Песчинки иногда рикошетируют от поверхности, повторяя свой прыжок, иногда зарываются в песок и передают свой импульс другим песчинкам, которые начинают перекатываться или, в свою очередь, подсакивают вверх. Таким образом, процесс переноса ча-

стиц носит характер цепной реакции. Крупные частицы обычно перекатываются по поверхности, не испытывая прыжков, а самые крупные из них (размером более 1 мм) вообще остаются неподвижными. Самая тонкая фракция частиц испытывает эффективную сальтацию и переходит в конечном счете в аэрозольное состояние.

Почвы представляют собой наиболее мощный источник аэрозольных частиц. Вдали от моря и промышленных районов они практически полностью обуславливают химический состав аэрозольных частиц в нижних слоях атмосферы. Косвенные оценки позволяют предполагать, что по массе почва дает около 50% всех аэрозольных частиц в атмосфере ([Ивлев, Довгальук, 1999](#)). Значительное количество аэрозолей в атмосфере связано с пыльными бурями, которые заносят пыль далеко в океаны и даже переносят ее, например, из Африки через Атлантический океан в Америку ([Ивлев, Довгальук, 1999](#)). В Атлантике, начиная от побережья Западной Африки и почти до центра океана, существует значительная по масштабам постоянного выноса сахарской пыли область, которая именуется у мореплавателей “морем мрака” ([Трифонов, Девисилов, 2007](#)).

Абсолютная продукция почвенных частиц составляет не менее $1-5 \cdot 10^8$ т/год (100–500 Тг/год). Оценивая количество частиц горных пород и почвенных частиц, поступающих в атмосферу вследствие естественных процессов, Е. Гольдберг получил величины в пределах $1-5 \cdot 10^8$ т/год. Г. Робинсон и Е. Робинс оценили средний выброс частиц равным $2 \cdot 10^8$ т/год (200 Тг/год). Ж. Петерсон и Х. Юнге при экстраполяции количества естественной и образовавшейся в результате сельскохозяйственных работ пыли, поднятой ветром над США, получили близкую величину – $2.5 \cdot 10^8$ т/год (250 Тг/год) ([Ивлев, 1982](#)). Наиболее вероятно, что эти значения сильно занижены.

По оценкам О.П. Петренчук из почвы поступает в атмосферу $9.6 \cdot 10^8$ т/год аэрозольного вещества. Часть пыли, осевшей на земную поверхность, может попадать в атмосферу вторично. Эффективность вторичного ветрового захвата пылевых частиц не менее 10% ([Ивлев, 1982](#)).

По данным Adebisi, Kok (2020), пыль из пустынь является ключевым компонентом атмосферного аэрозоля, по массе она составляет около 70%, поглощает около 25% коротковолнового излучения.

Частицы почвенного происхождения с радиусами меньше 0.1 мкм могут образовываться, в частности, при кристаллизации на поверхности почвы солей, растворенных в грунтовых водах. С. Тумей оценил мощность генерации таких частиц, как 10^4 – 10^5 частиц/см² (Ивлев, Довгалюк, 1999; Twomey, 1977). Особенно интенсивно выделение мелких частиц в атмосферу происходит на солончаковых почвах. По измерениям, проведенным в пустыне Кара-Кумы, вклад солончаков в общее содержание аэрозолей составляет примерно 20–30% (Ивлев, Довгалюк, 1999).

Морская соль дает по массе приблизительно 20% вещества диспергированной фазы. Максимум в распределении по размерам приходится на солевые частицы диаметром около 0.3 мкм. Частицы морского происхождения могут проникать далеко в глубь суши. Образование и разрыв мелких пузырьков на морской поверхности приводит к тому, что кроме морских солей в воздух поступают также частицы из органического вещества. Они могут играть важную роль в оптических явлениях в приземном слое атмосферы (Трифонов, Девисилов, 2007; Ивлев, Довгалюк, 1999).

Мощными источниками пылевой материи являются **вулканы**. Эти частицы вместе с газами вулканического происхождения поднимаются в атмосферу на высоту более 20 км, причем самые мелкие частицы могут существовать в стратосфере на протяжении нескольких лет. Несмотря на эпизодичность извержений можно оценить их среднегодовую мощность примерно в 10^8 т (100 Тг) (Береснев, Грязин, 2008), 200 Тг, по данным Л.С. Ивлева (1982). По данным Kokhanovsky (2008), эта величина составляет 30 Тг в год. Е. Гольдберг оценил выброс продуктов вулканических извержений в атмосферу величиной в 150 Тг/год. Наименьшее значение равно 25 Тг/год. Наиболее мощные извержения вулканов сильно загрязняют верхние слои атмосферы, но для нижних слоев вулканы как загрязнители имеют лишь локальное значение (Ивлев, 1982; Трифонов, Девисилов, 2007).

Космическая пыль. В атмосферу попадает 100–200 млн метеоритов или около 1–5 Тг космического вещества в год, ряд оценок дает значительно меньшее количество – 0.01 Тг/год, без учета мелкодисперсной фракции ([Ивлев, Довгалюк, 1999](#)). Доля пылевой материи внеземного происхождения незначительна и составляет приблизительно 10% от общего содержания аэрозольных частиц в нижней стратосфере, с высотой увеличиваясь до 80–100% ([Kokhanovsky, 2008](#); [Ивлев, Довгалюк, 1999](#)).

Биологический компонент. Как правило, вклад биологического компонента (пыльца, споры, грибки, микробы, вирусы, насекомые, фрагменты растений и животных и т. д.) в общую массу взвешенных частиц атмосферы невелик. Тем не менее, эти аэрозоли могут играть важную роль как в региональном, так и в планетарном масштабе. В течение коротких периодов или в отдельных местах они могут составлять более 50% аэрозольной массы (например, при цветении в атмосферу почти одновременно попадает большое количество пыльцы). Вирусы и бактерии могут прикрепляться к минеральным частицам и перемещаться на большие расстояния, поглощать и рассеивать свет: они могут флуоресцировать при облучении пучком ультрафиолетового света. Все это еще больше осложняет моделирование оптических характеристик пыли ([Ивлев, 1982](#); [Cadle, 1966](#); [Wittmaack et al., 2005](#); [Kokhanovsky, 2008](#)).

Продукты сгорания растительности. В результате лесных пожаров (естественный источник) и сжигания отходов лесоразработок (антропогенный источник) образуется преимущественно сажа, которая может поглощать заметную долю падающей на Землю солнечной радиации, и пепел. В результате лесных, травяных и других видов пожаров образуется около 5 Тг взвешенных частиц в год ([Kokhanovsky, 2008](#)). Это небольшое количество, тем не менее, локально эти аэрозоли оказывают существенное влияние на жизнь людей (могут стать причиной заболеваний человека, животных и растений; снижают видимость; изменяют тепловой баланс), а также влияют и на глобальный климат. Сажа (black carbon) часто собирается в цепочкообразные структуры, что делает невозможным использование сферических моделей частиц при оценке их

свойств. Показатель преломления сажи варьирует в зависимости от ее структуры и образовавшейся цепочки.

При длительном совместном существовании сажа захватывается крупными частицами дисперсионных аэрозолей, в результате образуются частицы смешанных аэрозолей, спектр размеров которых подобен спектру размеров аэрозолей дисперсионного происхождения (Ивлев, 1982; Tegen et al., 1997). По оценке, полученной глобальной экстраполяцией данных о лесных пожарах в США, доля массы продуктов сгорания растительности по всему земному шару варьирует от 80 до 150 Тг/год.

Jaenicke (2005) оценивает вклад биологического компонента в образование атмосферных первичных частиц приблизительно в 1 000 Тг/год, минеральной пыли – 2 000 Тг/год и морской соли – 3 300 Тг/год. По данным Landolt-Bornstein (1988), опубликованном в книге А.А. Kokhanovsky (2008), поступление в атмосферу минеральной пыли составляет 7–1 800 Тг/год, биологическая компонента составляет 80 Тг/год, морская соль – 500–2 000 Тг/год, вулканический аэрозоль (включая твердые, жидкие и газообразные частицы) – 4–90 Тг/год, дым, пепел и сажа от лесных пожаров – 5–150 Тг/год. Tegen et al. (1997) получили следующие данные по ежегодной эмиссии пыли разными источниками и ее массовой концентрации в атмосфере (табл. 2).

К **антропогенным** источникам пылевых аэрозолей, в первую очередь, следует отнести сельскохозяйственное производство, затем промышленность и транспорт.

Сельскохозяйственное производство. Растущий спрос на товары сельхозпроизводства создает предпосылки для перевода естественных лесов и лугов в сельскохозяйственные поля и пастбища. Переход от естественной растительности к сельскохозяйственным культурам увеличивает подверженность почвы ветровой эрозии.

Половина верхнего слоя почвы на планете была потеряна за последние 150 лет в результате дефляции. Для оценки способности почвы противостоять сдуванию ветром широко используется дефлируемость в связи с относительной простотой ее определения. Дефлируемость характеризует скорее податливость почв ветровой эрозии, чем их сопротивляемость.

Ветровой эрозии обычно подвергаются несвязные почвы, обладающие свойством сыпучести. Связные почвы, не обладающие сыпучестью, редко подвергаются ветровой эрозии по причине весьма высокой противодефляционной стойкости.

Для качественной оценки противодефляционной стойкости почв по результатам определения критической скорости ветра Г.П. Глазуновым и Лимом в 1989 г. была предложена шкала.

Помимо эрозии на качество почвы влияют и другие аспекты сельского хозяйства. Эти воздействия включают уплотнение, потерю структуры почвы, деградацию питательных веществ и засоление почвы, что также способствует инициации процесса сальтации и последующей дефляции. Кроме образования почвенного аэрозоля (пыли) в атмосфере, увеличивается последующее отложение пылевых осадков в ручьях и реках, засоряя эти водные пути и вызывая сокращение численности рыбы и других видов (<https://www.worldwildlife.org/threats/soil-erosion-and-degradation>).

Таблица 2. Вклад различных источников в среднегодовой выброс пыли в атмосферу и массовые концентрации различных типов пылевых аэрозолей (Tegen et al., 1997)

Table 2. Contribution of different sources to the annual average atmospheric dust emission and mass concentrations of different types of dust aerosols (Tegen et al., 1997)

Тип	Ежегодный выброс, Тг/год	Средняя концентрация, мг/м ²	Оптическая толщина (средняя)	Оптическая толщина (максимальная)
Морская соль	5 900	22.4	0.007	0.02
Почвенная пыль (1–10 мкм)	1 000	21.6	0.007	0.59
Почвенная пыль (<1 мкм)	250	14.7	0.022	0.85
Сажистый углерод	12	0.3	0.003	0.05

Weiss et al. (2013) отметили снижение качества воды в озере Симко (Канада), связанное с чрезмерным поступлением фосфора в последние десятилетия. По оценкам различных исследований, 25–50% общего количества фосфора, поступающего в озеро, приходится на осаждение взвешенных частиц из атмосферы. Оголение почвы весной из-за отсутствия растительного покрова наряду с нарушением почвенного покрова в результате сельскохозяйственной деятельности приводит к повышенной подверженности почв ветровой эрозии и выбросу пыли в атмосферу. Данное исследование демонстрирует новый метод составления карты приоритетных областей для целенаправленного внедрения передовых методов борьбы с пылеобразованием (ветровой эрозией), которые могут быть полезны в сельскохозяйственных районах как в пределах, так и за пределами воздушного бассейна озера Симко. В работе представлена новая концепция, которая объединяет тип почвы и тип землепользования для определения эмиссии пыли в комбинации с системой прогнозирования ветровой эрозии (WEPS), учитывает почасовую вариацию скорости ветра и ежемесячные изменения почвенного покрова по мере роста культур.

Zucca et al. (2021), Muhs et al. (2014), Ginoux et al. (2012), Mahowald et al. (2004) выделяют в качестве мощного источника пыли временные (эфмерные) водоемы, имеющие как естественное, так и антропогенное происхождение, особенно если речь идет о временных ручьях, каналах, озерах и т. д., которые используются в целях орошения и обводнения территорий. После пересыхания подобных водоемов наблюдается локальное увеличение концентрации пыли в атмосфере. Несмотря на то, что сами районы источников являются засушливыми или гипераридными, действие воды очевидно по наличию эфмерных ручьев, рек, озер и пляжей. Большинство крупных источников на протяжении четвертичного периода были затоплены, о чем свидетельствуют глубокие аллювиальные отложения. Многие источники связаны с районами, где воздействие человека хорошо документировано, например, Каспийское и Аральское моря, бассейн реки Тигр-Евфрат, юго-запад Северной Америки и лёссовые земли в Китае (Prospero et al., 2002).

Промышленная пыль возникает в процессе производства. В зависимости от материала, из которого пыль образована, она может быть органической и неорганической. Органическая пыль бывает растительного (древесная, хлопковая, мучная, табачная, чайная) и животного (шерстяная, костяная) происхождения. Неорганическая пыль подразделяется на минеральную (кварцевая, цементная и т. д.) и металлическую (стальная, чугунная и т. д.).

Значительная часть промышленной пыли – смешанного происхождения, т. е. состоит из частиц неорганических и органических или, будучи органической, включает в себя частицы минеральной и металлической пыли. К смешанным видам пыли относят каменноугольную пыль, содержащую частицы угля, кварца и силикатов, а также пыли, образующиеся в химических и других производствах (Егоров, Хабарова, 2016; Петрянов-Соколов, 2007). Источниками интенсивного пылеобразования также является оборудование приготавительного отделения (дробилки, мельницы, сита и др.), транспортное оборудование и т. п.

В случае промышленных аэрозолей наибольшая доля выбрасываемых в атмосферу частиц приходится на продукты сгорания.

Транспорт. Особое внимание в работах, посвященных исследованию воздушных загрязнений, уделяется автомобильному транспорту. В выхлопных газах автомобиля обычно содержится очень большое количество разнообразных частиц диаметром 0.02–0.06 мкм и небольшое – крупных. Однако в среднем общая масса твердых частиц составляет около 0.08% от массы потребляемого двигателем горючего (Ивлев, 1982).

Гораздо больше частиц поступает в атмосферу в результате износа автомобильных шин, дорожного покрытия и тормозных колодок. По данным Emissions Analytics (<https://www.emissionsanalytics.com/news/pollution-tyre-wear-worse-exhaust-emissions>), только от легковых автомобилей в Европе и США ежегодно образуется около 0.3 Тг “резины”. Эти частицы попадают в воздух, почву и водотоки. Твердые частицы (NEE – non-exhaust emissions) – это частицы, попадающие в воздух в результате износа тормозов, шин, дорожного покрытия и взвеси дорожной пыли во время эксплуатации автомобиля. В настоящее

время считается, что NEE составляют большую часть первичных твердых частиц, выбрасываемых автомобильным транспортом: 60% от $PM_{2.5}$ и 73% от PM_{10} . По данным ученых ([Harrison et al., 2012](#); [Baensch-Baltruschat et al., 2020](#)), ежегодная эмиссия твердых частиц в результате износа шин составляет ~3.4 Тг, а вклад твердых частиц от шин и дорожного покрытия в PM_{10} достигает 11%.

Вклад различных источников в общее содержание пыли

Genoux et al. (2012) в своих исследованиях разделили источники пыли на две категории: естественные и антропогенные, – оценили вклад каждого источника в общую эмиссию пылевых частиц, сравнили полученные результаты с литературными данными. Под антропогенными преимущественно подразумевались источники сельскохозяйственного происхождения. Исследования проводились с помощью MODIS Deep Blue Aerosol Products и AERONET, полученные показатели оптической глубины аэрозоля и пыли и другие индексы сравнивались с результатами, полученными посредством TOMS и OMI. В качестве еще одного источника пыли авторы выделяют временные водоемы как естественного, так и антропогенного происхождения.

Авторы рассчитали выбросы от этих источников, глобальные годовые выбросы составляют 1 536 Тг. Было обнаружено, что 20% от общего объема приходится на территории, в той или иной мере покрытые растительностью. Эти территории включают Сахель, Казахстан, Индо-Гангский бассейн, восточный Китай, несколько штатов Австралии, Аргентина и высокогорные равнины США. Выявлено, что 30% глобальных выбросов пыли происходит с территорий с временными (эфемерными) водными объектами. В Западной Африке на их долю приходится только 18% региональных выбросов пыли, в то время как во всех других регионах их вклад как минимум в два раза больше. Процентные доли временных (эфемерных) водных объектов могли бы быть еще больше, если бы была возможность включить в исследование гидрологические объекты размером менее 1 км (например, временные ручьи, небольшие озера и пруды). Примечательно, что в Австралии временные (эфемерные) водные объекты, природные и антропогенные, вносят наибольший вклад в общий объем выбросов – 71% (рис. 4).

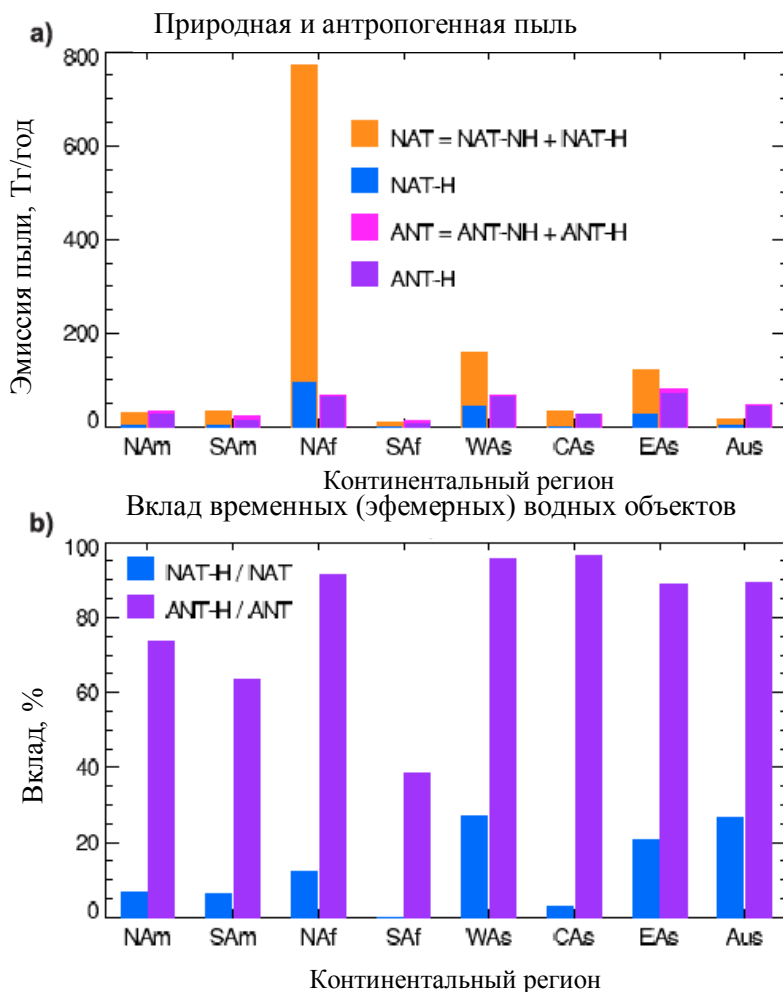


Рис. 4. а) Среднегодовой выброс пыли (Тг/год) в Северной Америке (NAm), Южной Америке (SAm), Северной Африке (NAf), Южной Африке (SAf), Западной и Средней Азии (WAs), Центральной Азии (CAs), Восточной Азии (EAs) и Австралии (Aus) от природных (NAT-H + NAT-NH), антропогенных (ANT-H + ANT-NH) источников, а также от природных (NAT-H) и антропогенных (ANT-H) источников с временными (эфемерными) водными объектами, покрывающими более

10% квадрата сетки; **б**) Процентный вклад временных (эфемерных) водных объектов в природные и антропогенные выбросы пыли для каждого континентального региона ([Ginoux et al., 2012](#)).

Fig. 4. a) Annual mean emission ($Tg\ yr^{-1}$) over North America (NAM), South America (SAM), North Africa (NAf), South Africa (SAf), West Asia-Middle East (WAs), Central Asia (CAs), East Asia (EAs), and Australia (Aus) from natural (NAT-H + NAT-NH), anthropogenic (ANT-H + ANT-NH), and natural (NAT-H) and anthropogenic (ANT-H) sources with more than 10% ephemeral water bodies per grid cell; **b)** The percentage contribution of ephemeral water bodies to natural and anthropogenic emissions for each continental region ([Ginoux et al., 2012](#)).

На долю природных источников пыли в мире приходится 75% выбросов, на антропогенные источники приходится 25%. Современный вклад землепользования (антропогенный) в выброс пыли остается предметом дискуссий, значения варьируются от 10% ([Teegen et al., 2004](#)) до 50% ([Teegen et al., 1996](#); [Mahowald et al., 2004](#)) из-за больших расхождений в моделировании. [Ginoux et al. \(2012\)](#) в качестве антропогенных источников пыли выделили регионы, где доля культивируемых земель превышала 30%, согласно атласу землепользования Klein Goldewijk (2001). Карты природных и возделываемых источников были введены в модель переноса пыли, и антропогенная доля современных выбросов пыли была оценена примерно в 25%. Однако разделение природных и антропогенных источников почвенной пыли остается неточным ([Ginoux et al., 2012](#)).

На Северную Африку приходится 55% глобальных выбросов пыли, но при этом только 8% из них имеют антропогенное происхождение, в основном из Сахеля. В других регионах процент антропогенных выбросов пыли значительно выше, но при этом оказывает незначительное влияние на мировой пылевой баланс.

Например, Австралия с 75% антропогенной пыли составляет всего 13% от глобальных антропогенных выбросов. Гидрологические источники пыли (например, эфемерные водные объекты) составляют 31% по всему миру, 15% из них являются естественными источниками пылеобразования, в то время как оставшиеся 85% являются результатом деятельности человека.

Это может быть связано с использованием водных ресурсов для пахотных земель, для городских нужд, а также для выпаса овец и крупного рогатого скота, следовательно активность этих источников может сильно изменяться при изменении климата. С другой стороны, природные источники пыли слабо связаны с временными (эфемерными) водными объектами, и тут важную роль играют палеозера как источники эоловой пыли.

В глобальном масштабе 20% выбросов приходится на поверхности, покрытые растительностью, в основном пустынными кустарниками, и на *сельскохозяйственные земли*, особенно в результате интенсивной обработки.

Поскольку антропогенные источники пыли связаны с землепользованием и эфемерными водными объектами, которые в свою очередь связаны с гидрологическим циклом, их выбросы подвержены воздействию климатических колебаний.

Улучшенные оценки выбросов пыли потребуют более точного картирования пороговых скоростей ветра, динамики растительности и состояния поверхности (влажность почвы и тип землепользования), особенно в регионах, подверженных ветровой эрозии. Кроме того, необходимо более подробно изучить мелко-масштабные конвективные процессы, производящие пыли (хауб – сильная пыльная буря), связанные со стремительным движением (до 60 км/ч) холодного атмосферного фронта, которые имеют место в муссонном климате.

ХИМИЧЕСКИЕ И ФИЗИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ПОЧВЕННОГО АЭРОЗОЛЯ В АТМОСФЕРЕ

Дисперсионные аэрозоли образуются при диспергировании (измельчении, распылении) твердых и жидких тел и при переходе порошкообразных тел во взвешенное состояние под действием воздушных потоков, сотрясений и т. д. Пылями Н.А. Фукс называет дисперсионные аэрозоли с твердыми частицами независимо от их дисперсности. Существующее мнение, что пылями следует называть лишь грубодисперсные системы, неправильно: путем искусственной или имеющей место в атмосфере естественной сепарации могут образовываться пыли с высокой степенью дисперсности.

По дисперсности пыли классифицированы на пять групп: 1) очень крупнодисперсная пыль, размеры более 140 мкм; 2) крупнодисперсная пыль (40–140 мкм); 3) среднедисперсная пыль (10–40 мкм); 4) мелкодисперсная пыль (1–10 мкм); 5) очень мелкодисперсная пыль (менее 1 мкм). Особую опасность для человека представляют мелкодисперсные пыли с размером частиц 0.5–10 мкм, поступающие в атмосферу с вентиляционными выбросами и легко проникающие в органы дыхания ([Петрянов-Соколов, 2007](#)). Поскольку почвенный аэрозоль является составной частью атмосферного аэрозоля, то в данном контексте придерживаются вышеуказанной классификации. Не стоит путать ее с классификацией элементарных почвенных частиц по Н.А. Качинскому, где под пылью подразумеваются частицы размером от 1 до 50 мкм. Под действием ветра в процессе дефляции в атмосферу поднимаются частицы и больших размеров, поэтому с точки зрения механического состава пылевой аэрозоль включает не только пыль, но и фракцию песка.

Форма и структура частиц

К основным морфологическим свойствам аэрозольных частиц относят их форму, структуру и характерные размеры. Твердые первичные частицы могут иметь разнообразные формы. Выделяют три основных класса таких частиц: изометрические (для которых в первом приближении все три размера совпадают – сферические), пластинчатые (которые имеют два “длинных” размера и один “короткий”), волокнистые (протяженные в одном направлении и имеющие сравнительно небольшие размеры в двух других – призмы, нити, волокна) ([Береснев, Грязин, 2008](#)).

Соль морского происхождения представлена в атмосфере частицами с размером от 0.1 до 1 мкм, их форма зависит от влажности: при низкой влажности частицы имеют кубическую форму, повторяя форму основного компонента морского аэрозоля – хлорида натрия; однако хлорид натрия хорошо растворим в воде и при высокой влажности частицы приобретают сферическую форму (рис. 4) ([Kokhanovsky, 2008](#)). Форма частиц существенно влияет на взаимодействие света с частицами, поэтому сложно разработать универсальную оптическую модель для солевых частиц. Как

минимум требуется два класса моделей (для условий с низкой и высокой влажностью) ([Kokhanovsky, 2008](#)).

Пылеватые частицы, образованные на поверхности земли, в большинстве случаев нерастворимы в воде (например, состоящие из кремния). В отличие от морской соли форма этих частиц не зависит от влажности. Хотя в условиях избыточного увлажнения минеральные ядра могут быть покрыты водной пленкой или ледяной коркой, что может оказать влияние на оптические свойства частиц. Как правило, у влажных частиц показатели преломления будут ниже по сравнению с сухими ([Kokhanovsky, 2008](#)). Уникальность и разнообразие форм твердых частиц значительно осложняет моделирование оптических свойств пылевых аэрозолей (рис. 5, 6, 7).

Оптические свойства пылеватых частиц

Оптические свойства – одни из самых типичных, но в тоже время важнейших характеристик аэродисперсных систем. Рассеивают излучение любые аэрозольные частицы. Некоторые частицы (например, сажевые) могут эффективно поглощать излучение. В запыленном воздухе затруднено проникание солнечного света: при $0,1 \text{ мг/м}^3$ – до 10%, при 1 мг/м^3 – до 55%.

Некоторые зерна пыли могут иметь правильную форму ([Kalashnikova, Sokolik, 2004](#)). Например, иллит обычно имеет округлую форму, голлоизит и апатит встречается в виде вытянутых трубчатых частиц, каолинит имеет шестиугольные очертания (шестисторонняя чешуйчатая форма), а кварц имеет остроугольную тетраэдроподобную или иногда прямоугольную форму. Авторы выделили несколько неправильных форм, называемых случайными зернами (рис. 8) и случайными пластинами (рис. 9), которые были использованы в анализе для учета угловатых частиц пыли с острыми краями, идентифицированными на изображениях SEM и TEM.

В работе Kalashnikova, Sokolik ([2004](#)) приводится характеристика почвенной пыли с точки зрения ее формы, размера и состава (composition–shape–size (CSS)).

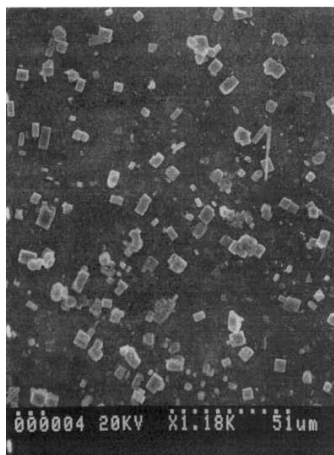
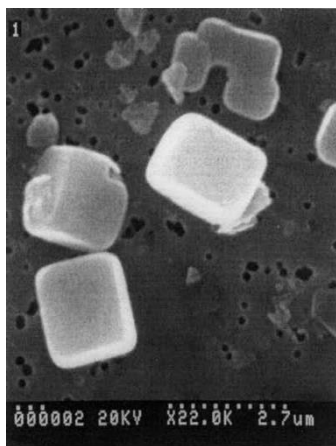


Рис. 5. Фотографии высушенных частиц морской соли, полученные с помощью электронного микроскопа, образцы отобраны на западном побережье Ирландии ([Kokhanovsky, 2008](#)).

Fig. 5. Scanning electron photographs of dried sea-salt particles for marine air conditions collected at Mace Head on the west coast of Ireland ([Kokhanovsky, 2008](#)).

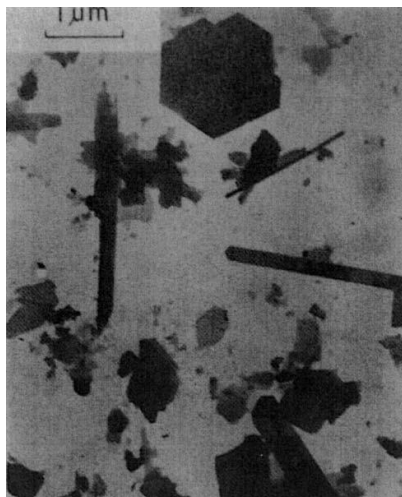


Рис. 6. Фотография правильных пылеватых частиц (СЭМ) ([Kalashnikova, Sokolik, 2004](#)).

Fig. 6. Examples of regular model shapes identified from SEM images. ([Kalashnikova, Sokolik, 2004](#)).

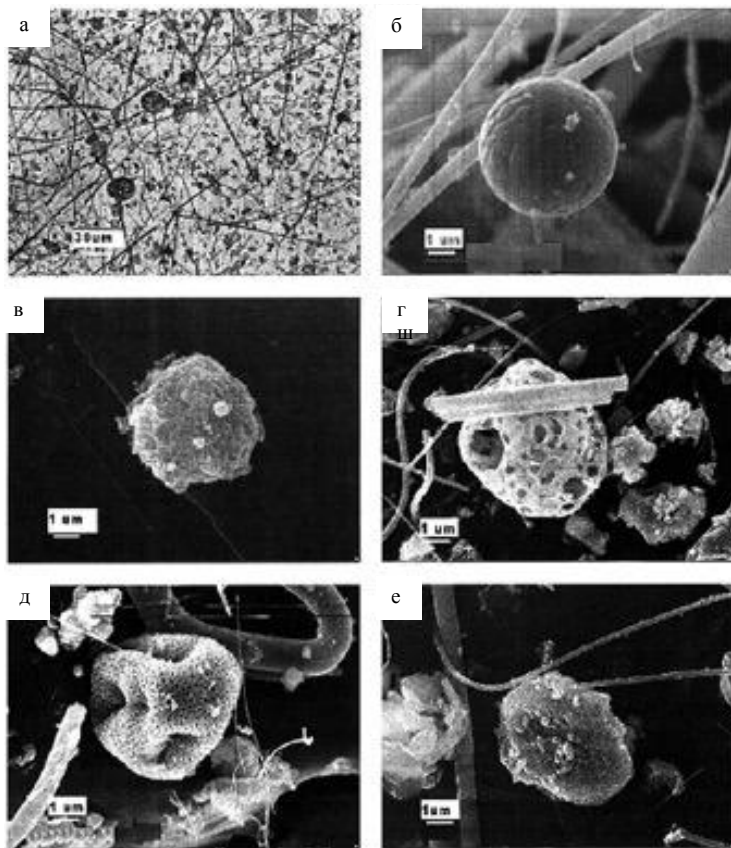


Рис. 7. Микрофотографии атмосферных частиц: **а)** частицы на фильтре РМ 10; **б)** углеродные частицы, образовавшиеся при горении; **в)** частица промышленных выбросов с высоким содержанием железа и меди; **г)** частица с большим содержанием ванадия; **д)** органическая частица; **е)** глинистая почвенная частица, содержащая алюминий, серу, железо и кальций ([Береснев, Грязин, 2008](#)).

Fig. 7. Microphotographs of atmospheric particles: **a)** particles on a PM 10 filter; **b)** carbon particles from combustion; **в)** particle of industrial emissions with high iron and copper content; **г)** particle with high vanadium content; **д)** organic particle; **е)** clay soil particle containing aluminium, sulphur, iron and calcium ([Beresnev, Gryazin, 2008](#)).

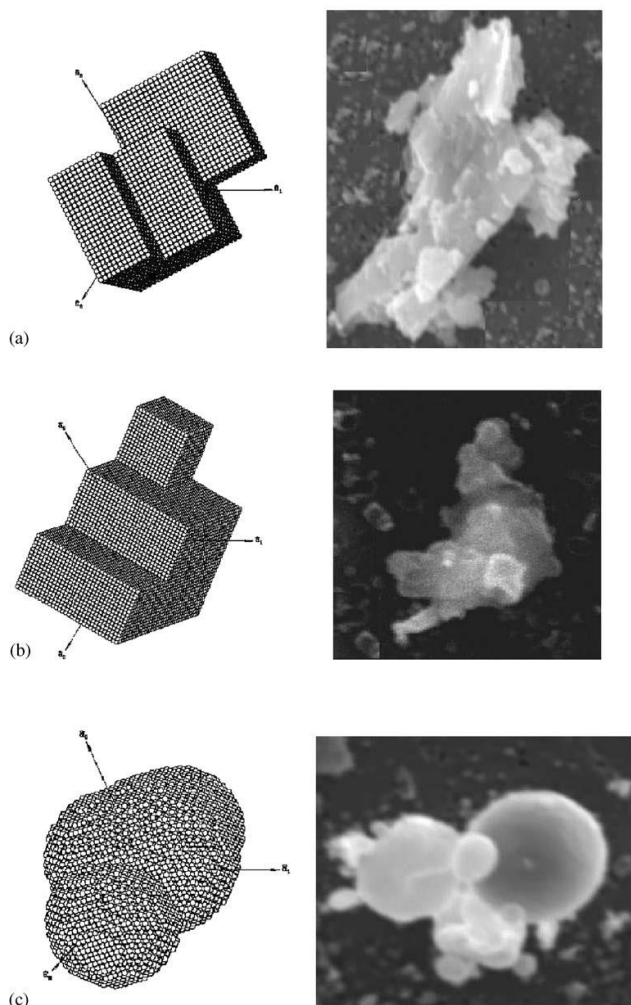


Рис. 8. Модели частиц неправильной формы, обнаруженных на изображении SEM, образцы почвенной пыли отобраны в Китае: (a) случайная 1; (b) случайная 2; (c) случайная 3 ([Kalashnikova, Sokolik, 2004](#)).

Fig. 8. Random model shapes identified in SEM image of dust samples collected in China: (a) random 1; (b) random 2; (c) random 3 ([Kalashnikova, Sokolik, 2004](#)).

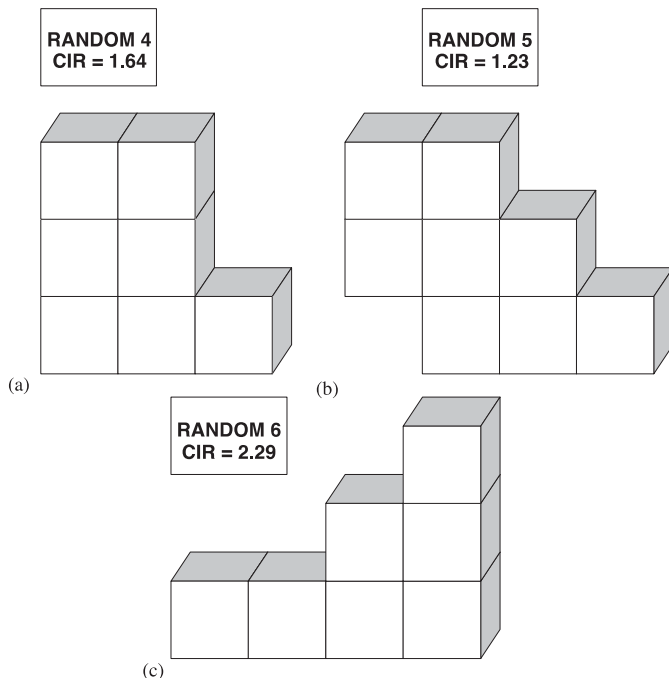


Рис. 9. Модели произвольных форм с различной округлостью: (а) случайная 4, (b) случайная 5 и (с) случайная 6 ([Kalashnikova, Sokolik, 2004](#)).
Fig. 9. Random model shapes with different circularities: (a) random 4, (b) random 5, and (c) random 6 ([Kalashnikova, Sokolik, 2004](#)).

Исследовались два типа глинисто-гематитовых (или кварц-гематитовых) агрегатов: один с 10% гематита (сильное поглощение, тип 1) и другой с 1% гематита (слабое поглощение, тип 2). Агрегаты 1-го типа представлены образцами пыли из Сахары (сильно поглощающая красная пыль), а 2-ой тип представлен слабо поглощающей азиатской пылью (слабо поглощающая желтая пыль). Обобщив различные данные и используя процедуру реконструкции, авторы ввели несколько классов формы и состава, а также репрезентативные распределения CSS. Соотношение сторон (которое определяется как максимальная проекция/ширина, предполагая, что частицы проецируются своей наибольшей поверхно-

стью) составляет 1.5, что является репрезентативным значением для минеральной пыли ([Kalashnikova, Sokolik, 2004](#)), и, по данным Okada et al. ([2001](#)), оно не зависит от размера частиц.

Например, часто предполагается, что частицы имеют сферическую форму, а распределение частиц по размеру считается лог-нормальным, если эффективный радиус частицы $a_{ef} = 10$ мкм, коэффициент вариации $C = 1.5$, геометрический радиус $a_0 = 0.5$ мкм, $\sigma = 1.1$. Значение действительной части индекса преломления пыли близко к 1.5 в видимой части спектра (например, 1.53 при 550 нм) и снижается в ближнем ИК-диапазоне.

Предполагается, что значение χ равно 0.008 как в видимом, так и в ближнем ИК-диапазонах. Необходимо учитывать, что данный показатель может существенно изменяться в зависимости от расположения источника пыли. Данные по индексу преломления и другие оптические константы для пылевого аэрозоля представлены в монографии А.А. Kokhanovsky ([2008](#)), а также в работах И.Н. Соколик ([Андропова, Соколик, 1992](#) и др.):

<http://irina.eas.gatech.edu/Data/data-ref-dust.htm>,

и

<http://www.astro.spbu.ru/staff/ilin2/ilin.html>.

В результате расчеты показали, что:

- Угловатые частицы, частицы с острыми краями характеризуются наибольшими различиями в оптических свойствах по сравнению со сферами и сфероидами.

- Увеличение количества остроугольных частиц в пылевой смеси увеличивает значение альбедо однократного рассеяния для данного состава. Влияние несферичности на однократное рассеяния сильнее выражено для сильно поглощающего материала.

- При одинаковом уровне запыленности частицы с острыми краями дают большую оптическую глубину, чем сферические частицы.

- Наличие тонких пылеватых частиц приводит к многообразным различиям в фазовой функции рассеяния по сравнению со сферами и сфероидами.

- Поскольку частицы с острыми краями часто являются основной частью пылевых смесей, влияние несферичности не нельзя игнорировать при моделировании радиации/климата и дистанционном зондировании.

Существует большой разрыв между оптическими измерениями и измерениями фундаментальных свойств пыли (например, состава, формы и распределения частиц по размерам), что существенно осложняет верификацию моделей с помощью результатов текущих наблюдений.

Химический состав пылеватых частиц

По химическому составу сильно различаются аэрозоли морские, континентальные, городские и стратосферные. Понятие морские аэрозоли в смысле химического состава имеет смысл при отсутствии вблизи мощных источников аэрозолей с другим химическим составом и лишь для нижних слоев атмосферы, так как для высот больше 5 км зависимость химического состава аэрозолей от местных источников очень мала. Хотя основной компонентой морских аэрозолей являются хлориды, содержание сульфатов и органики может быть также весьма существенным. Химический состав частиц морского аэрозоля примерно соответствует химическому составу сухого остатка морской воды: NaCl – 78%, MgCl₂ – 11%, CaSO₄, Na₂SO₄, K₂SO₄ – 11%, а также ряд органических соединений ([Трифонов, Девисилов, 2007](#); [Ивлев, Довгалюк, 1999](#)).

Наиболее хорошо изучен химический состав минеральной составляющей атмосферных аэрозолей над континентами (массовые %): SiO₂ – 40–50%; Al₂O₃ – 15%; Fe – 5.4–6.0%; CaO – 2.4–0.9%; Na₂O – 2–1.5%; K₂O – 1.9–1.1%; MgO – 1.5–1.2%; TiO – 1.0–0.2%; MnO – 0.08–0.05%. Кроме этих компонентов наблюдается относительно большое содержание Cu, Ba, Ni, Sc, Cr, Zn ([Ивлев, Довгалюк, 1999](#)).

Особенности поведения аэрозолей разной химической природы ответственны за различия в химическом составе аэрозолей в атмосфере на разных высотах. Вертикальная структура химического состава аэрозолей в тропосфере характеризуется, как правило, слабым убыванием массовой концентрации большинства элементов, входящих в состав неорганических аэрозолей. Для отдельных элементов, как, например, Fe, это убывание может отсутствовать. Наиболее сильно уменьшается с высотой концентрация SiO₂, что, по-видимому, связано с относительно большими размерами частиц, содержащих кремний.

Минеральная пыль поступает в атмосферу с поверхности Земли в результате различных процессов, в основном сальтационно-пескоструйного и агрегатного дробления. Поэтому в целом она может состоять из любого минерала (т. е. из 1 000 и более). Однако многие из них встречаются редко или приурочены к определенным географическим районам со специфической геологией. Более того, состав осадка и состав пыли не идентичны, поскольку в процессе выброса происходит фракционирование. В результате в атмосферной пыли обычно обнаруживается гораздо меньшее количество минеральных групп – около 20 ([Kandler, Scheuvens, 2019](#)). *Однако их химический состав не идентичен полностью химическому составу почв ввиду того, что не все минералы и другие почвенные продукты одинаково диспергируются.* Почвенная пыль очень обогащена окислами железа и марганца по сравнению с почвообразующей породой – ее источником. *Вероятно, при образовании мелкой пыли процессы физического и химического разделения действуют селективно, но это фракционирование пока не изучено.* Примерно одинаковый состав пыли обнаружен над разными местами с открытой земной поверхностью (в горах, пустынях, полупустынях, степях, над пахотой). В основном для аэрозолей почвенного происхождения характерно присутствие кварца и других соединений кремния, глиноземов, карбонатов и кальцитов, окислов железа. В относительно больших количествах в аэрозолях могут наблюдаться также соединения магния, натрия и калия.

Различные минералы и минеральные группы релевантны различным атмосферным процессам, поэтому имеет смысл классифицировать пыль соответствующим образом ([Kandler, Scheuvens, 2019](#)):

1. Глинистые минералы: глинистые минералы обычно составляют большую часть массы и количества атмосферной пыли. Поэтому они являются одними из наиболее важных для оптических аспектов, таких как рассеяние коротковолнового излучения, поглощение и излучение длинных волн, но менее важны для поглощения коротких волн из-за их низкой мнимой части показателя преломления. Наиболее распространенными глинистыми минера-

лами/группами минералов в составе атмосферной пыли являются каолинит, иллит, хлорит, смектиты и слюды.

2. Оксиды железа и окси-гидроксиды: они наиболее важны для поглощения света, поскольку их мнимая часть показателя преломления на порядок выше, чем у глинистых минералов. Они могут существовать в виде отдельных зерен, а также смешиваться с агрегатами глинистых минералов. По массе они чаще всего являются незначительными или следовыми соединениями пыли. Наиболее распространенными минеральными видами для природных источников являются гематит и гетит.

3. Карбонаты: они являются наиболее реактивными частицами среди пыли и могут легко взаимодействовать с кислотами, такими как серная или азотная. Таким образом они могут сильно повышать свою гигроскопичность. Вклад карбонатов сильно варьирует и главным образом зависит от источника пыли. Наиболее распространенными карбонатами являются кальцит и доломит.

4. Полевые шпаты: полевые шпаты недавно оказались в центре внимания, так как некоторые минералы класса полевых шпатов являются эффективными ядрами льда и поэтому могут влиять на облачные процессы. Полевые шпаты обычно составляют незначительную долю от общего количества пыли. Наиболее распространенными минералами в этой группе являются альбит, ортоклаз, микроклин и изменчивые плагиоклазы.

5. Каталитические вещества: некоторые соединения в пыли могут выступать в качестве катализаторов в химических или фотохимических процессах, в основном это оксиды железа и титана. Как и оксиды железа, оксиды титана обычно присутствуют лишь в следовых количествах. Наиболее распространенными минералами титана являются рутил/анатаз (обычно не различаются) и ильменит. Оксиды титана заслуживают внимания, поскольку они участвуют в фотокаталитических гетерогенных реакциях с различными компонентами атмосферы, включая летучие и полуметучие органические соединения, которые обнаруживаются в районах переноса минеральной пыли в результате выбросов при сжигании биомассы (Gustafsson et al., 2006; [Formenti et al., 2014](#)).

6. Питательные вещества: для морских экосистем обычно интерес представляют соединения железа и фосфора, тогда как

для наземных – фосфор, кальций и магний. Какое соединение может выступать в качестве эффективного питательного вещества, зависит от состояния экосистемы. Обычными фосфатными соединениями являются апатиты, магний может присутствовать в доломите или в различных глинистых минералах.

7. Другие вещества, такие как непосредственно токсичные или абразивные материалы: наиболее абразивным и все еще основным или незначительным соединением пыли является кварц. Однако из-за большого размера частиц он обычно не переносится далеко в этом потенциально абразивном диапазоне размеров. Другими веществами, о токсичности которых сообщалось, являются, например, соединения меди. Аспекты здоровья человека часто связаны с кварцем и асбестом по разным причинам, но также сообщается о таких токсичных веществах в природной пыли, как хром и другие тяжелые металлы.

Разные механические фракции (>0.001 и <0.001 мм) минеральной части почвообразующих пород и почв различаются между собой по минералогическому и химическому составу. В песке и крупной пыли преобладают кварц и полевые шпаты. В более мелких фракциях (средней и мелкой пыли) количество этих минералов уменьшается, а содержание слюд и роговых обманок увеличивается. Мелкодисперсная (<0.001 мм) илистая и коллоидная фракции состоят главным образом из вторичных (глинистых) минералов. Поскольку глинистые минералы имеют меньшие размеры, они легче поднимаются воздушными потоками и дольше пребывают в атмосфере, следовательно, поэтому почвенный аэрозоль преимущественно состоит из глинистых минералов.

Kandler и Scheuvens (2019) обобщили данные по химическому и минералогическому составу как в объеме, так и на уровне отдельных частиц, полученные в результате собственных исследований и из различных литературных источников.

Анализ методом рентгенографии показал, что в минералогическом составе пыли обычно преобладают силикаты, карбонаты и оксиды железа и титана. Наиболее важными силикатными фазами являются кварц, полевой шпат (плагиоклаз, К-полевой шпат) и различные филлосиликаты (слюда, хлорит, глинистые минералы). Другие силикаты (например, амфиболы, пироксены, палыгорскит)

встречаются лишь в незначительных или следовых количествах. Кварц является основной минералогической фазой атмосферной пыли и обычно составляет от 10 до 60% масс. минералогического состава. Минералы полевого шпата являются лишь незначительным компонентом и редко превышают 10% масс. Для того, чтобы связать образцы минеральной пыли (даже после транспортировки на большие расстояния) с потенциальным районом ее происхождения наиболее целесообразно использовать встречаемость и обилие хлорита, представителей группы иллита, каолина и смектита, а также палыгорскита. Последний представляет собой редко наблюдаемый магнево-алюминиевый филлосиликат, который характерен для районов-источников в северной (западной) части Африки и пыли, перенесенной в Средиземноморский регион и на Канарские острова ([Kandler, Scheuvens, 2019](#)).

Дополнительные минералы, обнаруженные с помощью рентгеновской дифракции в образцах минеральной пыли, включают (гидр)оксиды Fe в виде магнетита, гематита или гетита, а также солевые минералы в виде гипса или галита. Гетит в целом является доминирующим видом оксидов железа. На гетит приходится от 48 до 73% массы оксида железа, тогда как на гематит – от 27 до 52% ([Formenti et al., 2014](#)).

Доля органических веществ в аэрозолях почвенного происхождения невелика, не более 10% ([Ивлев, Довгалюк, 1999](#)).

Леппл и Брайн (1976) оценили, что содержание органики в минеральной пыли составляет порядка 3%. Исследования Formenti et al. ([2003](#)) не выявили измеримого органического углерода. Пылевые аэрозоли способны поглощать газы и взаимодействовать с ними. Таким образом, минеральная пыль может играть значительную, но в основном неизвестную роль в образовании вторичного органического аэрозоля в атмосфере.

Falkovich et al. ([2004](#)) исследовали перенос органических веществ почвенной пылью, в основном речь идет об эфирах, газах и водорастворимых веществах (низкомолекулярные карбоновые кислоты, ацетаты, фталаты и др.), которые адсорбируются на поверхности минеральных частиц из атмосферного аэрозоля, а также о пестицидах.

Помимо низкомолекулярных соединений органический аэрозоль включает высокомолекулярные гуминоподобные вещества (HULIS – Humic-Like Substances), которые образуют на поверхности минеральных частиц пленки, тем самым увеличивая их гидрофильность и способность поглощать воду, в результате чего минеральные частицы выступают в качестве ядер нуклеации облаков ([Hatch et al., 2008](#)). В качестве доминирующего источника HULIS выделяются вторичные процессы (38.9%) и сжигание угля и биотоплива (47.1% и 15.1% соответственно), на долю почвенной и дорожной пыли приходится не более 5% ([Zheng et al., 2013](#); [Li et al., 2019](#)).

Причины малого содержания почвенного органического вещества в пылевом аэрозоле не изучены, на данный момент можно лишь выдвинуть несколько предположений.

Как отмечалось выше, почвенные вещества диспергируются по-разному. Наибольшей степенью дисперсности характеризуются в первую очередь глинистые минералы, которые составляют основную массу почвенного аэрозоля. А гуминовые кислоты, например, наоборот, отличаются низкой полидисперсностью ([Мамонтов и др., 2020](#)). В связи с чем можно предположить, что само по себе органическое вещество слабо подвержено диспергации и попаданию в атмосферу. Кроме того, некоторые авторы приходят к выводу, что применение органических удобрений предотвращает переход ила в более лабильное состояние, разрушение смектитовой фазы (Скрябина, 2010). Агрегаты почвы являются вторичными структурными единицами, образованными комбинацией минеральных частиц с органическими и/или неорганическими связующими веществами. Компоненты органического вещества почвы физически и химически связывают первичные минеральные частицы в агрегаты, что в свою очередь повышает стабильность агрегатов и ограничивает их разрушение ([Когут и др., 2019](#)). Длительное применение минеральных удобрений и бесшумное парование приводят к уменьшению прочности связи между минеральными компонентами микронной размерности, разрушению слюда-смектитового образования с высоким содержанием смектитовых пакетов, активации процессов механической дезинтеграции кластогенных минералов. Наибольшая доля вклада

органического вещества в общее ОВ почвы (чернозема) приходится на агрегаты диаметром 2–1 мм ([Когут и др., 2019](#); [2012](#)), содержание ОВ в агрегатах меньшего размера ниже, а в исследованиях преимущественно приводятся данные по распределению частиц почвенной пыли размером до 20 мкм.

Около 40 % аэрозолей в тропосфере (самый низкий слой земной атмосферы) составляют частицы пыли от ветровой эрозии. Основными источниками этой минеральной пыли являются засушливые регионы Северной Африки, Аравийского полуострова, Центральной Азии и Китая. На Австралию, Америку и Южную Африку приходится сравнительно незначительный (<https://public.wmo.int/ru/>). Основные источники пыли сконцентрированы в северном полушарии в аридных зонах, где почвы характеризуются низким уровнем плодородия, поэтому почвенный аэрозоль состоит в основном из минеральных веществ ([Prospero et al., 2002](#); [Ginoux et al., 2012](#)). Сильные ветры переводят во взвешенное состояние минералы, отложенные в результате процессов смыва и последующей аккумуляции. Разрушительному действию ветра подвергаются обесструктуренные, рыхлые и пересушенные почвенные слои с низким содержанием органического вещества. Отсюда можно заключить, что органическое вещество поступает из почвы в атмосферу в виде органо-минеральных комплексов и в очень малых количествах ввиду его небольшого содержания в исходном материале.

Еще одной причиной низкого содержания органического вещества в почвенном аэрозоле может служить коррозия, т. е. процесс механической эрозии, обтачивания, истирания, шлифования почвенных частиц друг о друга при скачкообразном перемещении. Частицы, переносимые ветром, действуют в качестве природного “абразивного инструмента”, в процессе такого обтачивания происходит также образование нового обломочного материала, вовлекаемого в процесс дефляции. Таким образом, процессы коррозии и дефляции взаимосвязаны и протекают одновременно. Вероятно, пленки из органического вещества, покрывающие минеральные частицы, стираются в результате механического абразивного воздействия частиц при движении. Минеральная часть почвы имеет огромную суммарную поверхность, на которой про-

текают многие адсорбционные процессы. Взаимодействие гумусовых кислот или гуматов с обменными катионами Ca^{2+} и Mg^{+} глинистых минералов носит обменный характер. Образующийся вновь гумат не связан с кристаллической решеткой минералов, а лишь выпадает в осадок на ее поверхности (Ковда, Розанов, 1988).

Глинисто-гумусовые комплексы образуются не через главные валентности, а в процессе склеивания (адгезии) поверхностей при дегидратации компонентов. Процесс склеивания осуществляется за счет межмолекулярных сил. В таком случае закрепление гумуса пропорционально поверхности минеральных частиц. Вопрос о проникновении гумусовых кислот в межслоевое пространство глинистых минералов остается дискуссионным: Л.Н. Александрова отрицает такую возможность, Д.С. Орлов указывает на возможность проникновения фульвокислот в межплоскостное пространство монтмориллонита в условиях резко кислой реакции (pH 2.5). При взаимодействии с минеральной частью наиболее активно поглощаются низкомолекулярные фракции, т. е. происходит их фракционирование ([Ковда, Розанов, 1988](#)).

Еще одной причиной низкого содержания органического почвенного вещества в атмосферной пыли является то, что под воздействием атмосферных осадков и/или ирригации на поверхности пахотного горизонта почв часто образуется почвенная корка, которая состоит из тонких почвенных частиц и обеднена органическим веществом по отношению с его содержанием в пахотном горизонте ([Prudnikova, et al., 2021](#)), но которая и является основным источником пыли в атмосфере из пахотных почв.

Таким образом, минеральная пыль в атмосфере содержит очень малое количество ОВ, однако вступает в химические реакции, действует как катализатор и обеспечивает поверхность для гетерогенных реакций. Например, карбонатные соединения в пыли могут значительно снизить кислотность атмосферы, вступая в реакцию с азотной и серной кислотой. Соединения оксидов металлов в сочетании с фотохимическими процессами могут привести к каталитическому разложению озона и модифицировать циклы NO. На поверхности пыли могут происходить разнообразные органические и неорганические реакции, а на эффективность реакции, по-видимому, влияет состав пыли ([Kandler, Scheuvens, 2019](#)).

Однако почвы могут не только быть источником пыли, но и аккумулировать аэрозоли других типов. Например, соляные бури являются причиной подъема и переноса солей высохших территорий, занимаемых ранее морем, которые впоследствии оседают на поверхности почв. Снакин В.В. с соавторами (2000) описывают перенос солей высыхающего Аральского моря в сельскохозяйственные районы Средней Азии и низовий Волги.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В связи с многообразным воздействием почвенной пыли на различные сферы жизни людей отмечается повышенный интерес к координации наблюдений и усилий по исследованию пыли на международном уровне. Данные, получаемые в режиме реального времени с помощью моделирования, могут внести значительный вклад в снижение рисков различных воздействий. По этой причине основной целью в настоящий момент является совершенствование моделей образования, переноса, физико-химической эволюции и удаления минеральных аэрозолей в различных пространственных и временных масштабах путем оценки/валидации и ассимиляции результатов наблюдений.

Пылевой аэрозоль, являясь одним из основных компонентов тропосферных атмосферных аэрозолей, существенно влияет на радиационный баланс и способствует изменению климата. Минеральная почвенная пыль, несомненно, является одним из наиболее важных видов аэрозолей в системе Земли. Когда пыль взаимодействует с облаками, океанами и солнечным излучением, она оказывает воздействие на живые системы нашей планеты, оказывая влияние на все – от погоды и осадков до глобального потепления.

Основным источником пыли является поверхность почв, особенно при интенсивной обработке, и пустынь, такая пыль вносит основной вклад в глобальную нагрузку (50–75%), доминирует в климатических эффектах на значительных территориях мира. По данным последних исследований, значительная часть средней и крупной пыли (более 5–10 мкм, особенно более 20 мкм) слабо изучена, ее нагрузка и вклад в глобальные процессы недооценены, преимущественно исследования по почвенной пыли представлены для частиц размером до 5–10 мкм.

Поскольку пыль изучается как с точки зрения аэрозоля, так и отдельных частиц, то невозможно выделить какой-то один универсальный метод исследования. Наиболее точные оценки концентрации пыли в атмосфере и ее переноса дают комплексные подходы, включающие лидарное зондирование, спутниковый мониторинг, сеть наземных измерений; попытки моделирования предпринимаются регулярно, поскольку это единственный способ оценить вклад пыли в глобальном масштабе, однако модельные расчеты дают очень приближенные значения и требуют верификации с помощью измерений “in situ”, так же, как и другие дистанционные методы. Приведенные выше исследования подтверждают, что лидарно-фотометрический метод может точно определять вертикальные профили атмосферного столба, идентифицировать некоторые типы частиц (например, кремнийсодержащие), их оптические и микрофизические свойства, а также массовую концентрацию пыли. Для изучения свойств отдельных частиц обширно используются различные виды микроскопии, позволяющие получать 2-D модели, а в случае дорогостоящих исследований на атомно-силовом микроскопе – 3-D модели частиц. Это особенно важно для изучения формы и размеров частиц, определяющих оптические свойства пыли, потому что частицы минеральной пыли характеризуются огромным многообразием неправильных форм и широким диапазоном размеров. В результате теория Ми, применяемая для частиц сферической формы, имеет массу ограничений в случае с минеральной пылью, в том числе и почвенного происхождения.

Свойства почвенной пыли, включая оптические, во многом зависят от ее микрофизических и композиционных свойств. Пыль изменяет глобальный энергетический баланс своим прямым радиационным воздействием. В отношении солнечного воздействия, в частности, оксиды железа играют доминирующую роль в поглощении излучения. Минералогия пыли оказывает значительное влияние на баланс теплового излучения. Пыль изменяет облачные циклы макроскопически, изменяя условия стабильности атмосферы, и микроскопически, изменяя процессы конденсации облаков и зарождения льда, тем самым влияя на глобальный круговорот во-

ды и косвенно на климат. Очевидно, что последний эффект также зависит от состава пыли и состояния смешивания.

Кроме того, необходимо понимать, что благодаря своей дисперсности и большой площади поверхности пыль вступает в реакции с другими видами аэрозолей, что приводит к образованию различных пленок на поверхности частиц или к внутреннему смешению, и, следовательно, изменяет оптические свойства минеральной почвенной пыли. Также пыль может служить вектором для переноса различных биологических компонентов (вирусов и бактерий из-за их малых размеров) и питательных веществ, городских загрязняющих веществ. Все эти факторы, с одной стороны, осложняют изучение пылевого аэрозоля, а с другой – позволяют идентифицировать место ее происхождения и источник, как, например, в случае с пылью из Африки и Азии.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абдуллаев С.Ф.* Комплексные исследования пылевых и газовых примесей в аридных зонах и их влияние на региональный климатический режим юго-восточной части Центральной Азии: Дис. ... докт. физ.-мат. наук. 25.00.30. СПб, 2014. 315 с.
2. *Андропова А.В., Соколик И.Н.* Оптические постоянные пылевого аэрозоля // в сб. Советско-американский эксперимент по изучению аридного аэрозоля. Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 1992. С. 95–103.
3. *Береснев С.А., Грязин В.И.* Физика атмосферных аэрозолей: Курс лекций. Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2008. 227 с.
4. *Бретшнайдер Б., Курфюрст И.* Охрана воздушного бассейна от загрязнений: технология и контроль. Л.: Химия, 1989. 288 с.
5. *Вальдберг А.Ю.* Пыль и дым // Химия и жизнь. 1989. № 4. С. 71–76.
6. *Грин Х., Лейн В.* Аэрозоли – пыли, дымы и туманы. Л.: Химия, 1972. 428 с.
7. *Егоров В.Н., Хабаров Д.А.* Определение запыленности воздуха (Методические указания). М.: 2016.
8. *Ивлев Л.С.* Химический состав и структура атмосферных аэрозолей. Л.: Изд-во Ленинградского ун-та, 1982. 365 с.
9. *Ивлев Л.С., Довгалюк Ю.А.* Физика атмосферных аэрозольных систем. СПб.: НИИХ СПбГУ, 1999. 194 с.
10. *Исидоров В.А.* Экологическая химия. СПб.: Химиздат, 2001. 304 с.
11. *Ковда В.А., Розанов Б.Г.* Почвоведение. Часть 1. Почва и почвообразование. М.: Высшая школа, 1988. 400 с.

12. *Козут Б.М., Сысуев С.А., Холодов В.А.* Водопрочность и лабильные гумусовые вещества при разном землепользовании // Почвоведение. 2012. № 5. С. 555–561.
13. *Козут Б.М., Артемьева З.С., Кириллова Н.П., Яшин М.А., Сошникова Е.И.* Компонентный состав органического вещества воздушно-сухих и водоустойчивых макроагрегатов типичного чернозема в условиях контрастного землепользования // Почвоведение. 2019. № 2. С. 161–170.
14. *Кононова Е.С., Пронин С.П.* Обзор современных технических средств измерения и контроля взвешенных частиц в атмосферном воздухе // Ползуновский Альманах. 2017. Т. 3. № 4. С. 77–80.
15. Краткая географическая энциклопедия. Том 3 / Гл. ред. *Григорьев А.А.* М.: Советская энциклопедия, 1962. 580 с.
16. *Мамаева Н.Ю.* Инструкция по определению запыленности воздуха // Лабораторные методики и технологические инструкции в консервации документов. 2016. С. 28–38.
17. *Мамонтов В.Г.* Почвоведение: справочник. М.: ФОРУМ: ИНФРА-М, 2020. 365 с.
18. *Пронин С.П., Кононова Е.С., Кальной Д.Г.* Методическое и техническое обеспечение локальной системы экологического мониторинга атмосферы // Ползуновский Вестник. 2010. № 2. С. 188–192.
19. *Новиков В.Т.* Оборудование и основы проектирования систем охраны окружающей среды. Часть 1. Пыль, ее свойства и пылеулавливание. Томск: Изд. ТПУ, 2003. 176 с.
20. *Петрянов-Соколов И.В.* Избранные труды. Законы фильтрации аэрозолей. М.: Наука, 2007. 458 с.
21. *Пирумов А.И.* Обеспыливание воздуха. М.: Стройиздат, 1974. 207 с.
22. *Романовская А.Ю., Савин И.Ю.* Современные методы мониторинга ветровой эрозии почв // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2020 Вып. 104. С. 110–157. DOI: [10.19047/0136-1694-2020-104-110-157](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-104-110-157).
23. *Рудяк В.Я.* Статистическая механика гетерогенных сред. IV. Принципы классификации. Новосибирск, 1995. 19 с. (Препринт/Новосиб. гос. академия строительства; № 3(8)).
24. *Трифонов К.И., Девисилов В.А.* Физико-химические процессы в техносфере. Москва: ФОРУМ, 2007. 240 с.
25. *Фелленберг Г.* Загрязнение природной среды. Введение в экологическую химию. М.: Мир, 1997. 232 с.
26. *Фукс Н.А.* Механика аэрозолей. М.: Изд-во Мир, 1955. 369 с.
27. *Adebisi A.A., Kok J.F.* Climate models miss most of the coarse dust in the atmosphere // Science Advances. 2020. Vol. 6 (15). eaaz9507. DOI:

[10.1126/sciadv.aaz9507](https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz9507).

28. *Andreae M.O.* Climatic effects of changing atmospheric aerosol levels / In A. Henderson-Sellers (Ed.) *Future Climates of the World: A Modelling Perspective*. World Survey of Climatology. New York: Elsevier, 1995. Vol. 16. P. 347–398.

29. *Ansmann A., Müller D.* Lidar and Atmospheric Aerosol Particles / In: Weitkamp C. (Ed.) *Lidar*, Springer Series in Optical Sciences. 2005. Vol. 102. Springer. DOI: [10.1007/0-387-25101-4_4](https://doi.org/10.1007/0-387-25101-4_4).

30. *Ansmann A., Tesche M., Seifert P., Gross S., Freudenthaler V., Apituley A., Wilson K.M., Serikov I., Linne H., Heinold B. et al.* Ash and fine-mode particle mass profiles from EARLINET-AERONET observations over central Europe after the eruptions of the Eyjafjallajökull volcano in 2010 // *J. Geophys. Res. Atmos.* 2011. Vol. 116. D00U02. DOI: [10.1029/2010JD015567](https://doi.org/10.1029/2010JD015567).

31. *Attiya A.A., Jones B.G.* Assessment of mineralogical and chemical properties of airborne dust in Iraq // *SN Appl. Sci.* 2020. Vol. 2. 1614. DOI: [10.1007/s42452-020-03326-5](https://doi.org/10.1007/s42452-020-03326-5).

32. *Baensch-Baltruschat B., Kocher B., Stock F., Reifferscheid G.* Tyre and road wear particles (TRWP) – A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment // *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 733. 1378237. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2020.137823](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137823).

33. *Bauer E., Ganopolski A.* Sensitivity simulations with direct radiative forcing by aeolian dust during glacial cycles // *Climate of the Past*. 2014. Vol. 10 (4). P. 149–193. DOI: [10.5194/cp-10-1333-2014](https://doi.org/10.5194/cp-10-1333-2014).

34. *d'Almeida G.A. et al.* *Atmospheric Aerosols: Global Climatology and Radiative Characteristics*. New York: A. Deepak, 1991.

35. *Cadle R.D.* *Particles in the Atmosphere and Space*. New York: Reinhold, 1966. 226 p.

36. *Choi J.C., Lee M., Chun Y., Kim J., Oh S.* Chemical composition and source signature of spring aerosol in Seoul, Korea // *J. Geophys. Res.* 2001. Vol. 106. P. 18067–71.

37. *Falkovich A.H., Schkolnik G., Ganor E., Rudich Y.* Adsorption of organic compounds pertinent to urban environments onto mineral dust particles // *Journal of geophysical research. Atmospheres*. 2004. Vol. 109. Iss. D2. DOI: [10.1029/2003JD003919](https://doi.org/10.1029/2003JD003919).

38. *Freedman F.R., English P., Wagner J., Liu Y., Venkatram A., Tong D.Q., Al-Hamdan M.Z., Sorek-Hamer M., Chatfield R., Rivera A., Kinney P.L.* Spatial Particulate Fields during High Winds in the Imperial Valley // *California. Atmosphere*. 2020. Vol. 11. 88. DOI: [10.3390/atmos11010088](https://doi.org/10.3390/atmos11010088).

39. *Formenti P., Schütz L., Balkanski Y., Desboeufs K., Ebert M. et al.* Recent progress in understanding physical and chemical properties of African and

- Asian mineral dust // *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2011. Vol. 11 (16). P. 8231–8256. DOI: [10.5194/acp-11-8231-2011](https://doi.org/10.5194/acp-11-8231-2011).
40. *Formenti P., Caquiereau S., Desboeufs K., Klaver A., Chevaillier S., Journet E., Rajot J.L.* Mapping the physico-chemical properties of mineral dust in western Africa: mineralogical composition // *Atmos. Chem. Phys.* 2014. Vol. 14. P. 10663–10686. DOI: [10.5194/acp-14-10663-2014](https://doi.org/10.5194/acp-14-10663-2014).
41. *Ginoux P., Prospero J., Gill T., Hsu N., Zhao M.* Global-scale attribution of anthropogenic and natural dust sources and their emission rates based on MODIS Deep Blue aerosol products // *Rev. Geophys.* 2012. Vol. 50. RG3005. DOI: [10.1029/2012RG000388](https://doi.org/10.1029/2012RG000388).
42. *Goel V., Mishr S.K., Pal P., Ahlawat A., Vijayan N., Jain S., Sharma Ch.* Influence of chemical aging on physico-chemical properties of mineral dust particles: A case study of 2016 dust storms over Delhi // *Environmental Pollution*. 2020. Vol. 267. 115338. DOI: [10.1016/j.envpol.2020.115338](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115338).
43. *Harrison R.M., Jones A.M., Gietl J., Yin J., Green D.C.* Estimation of the Contributions of Brake Dust, Tire Wear, and Resuspension to Nonexhaust Traffic Particles Derived from Atmospheric Measurements // *Environmental Science & Technology*. 2012. Vol. 46 (12). P. 6523–6529. DOI: [10.1021/es300894r](https://doi.org/10.1021/es300894r).
44. *Hatch C., Gierlus K., Schuttlefield Christus J., Grassian V.* Water adsorption and cloud condensation nuclei activity of calcite and calcite coated with model humic and fulvic acids // *Atmospheric Environment*. 2008. Vol. 42. P. 5672–5684. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2008.03.005](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.03.005).
45. *Hess M., Koepke P., Schult I.* Optical properties of aerosols and clouds: the software package OPAC // *Bull. Am. Met. Soc.* 1998. Vol. 79. Iss. 5. P. 831–844.
46. *Houghton J.T., Ding Y., Griggs D.J., Noguer M., van der Linden P.J., Dai X., Maskell K., Johnson C.A.* *Climate Change 2001: the Scientific Basis*. Cambridge: Cambridge University Press, 2001.
47. *Huneus N. et al.* Global dust model intercomparison in AeroCom phase I // *Atmos. Chem. Phys.* 2011. Vol. 11. P. 7781–7816.
48. *Huang J., Liu J., Chen B., Nasiri S.* Detection of anthropogenic dust using CALIPSO lidar measurements // *Atmos. Chem. Phys.* 2015. Vol. 15. P. 11653–11665. DOI: [10.1126/science.1106335](https://doi.org/10.1126/science.1106335).
49. *Ibrahim S., Romanias M.N., Alleman L.Y., Zeineddine M.N., Angeli G.K., Trikalitis P.N., Thevenet F.* Water Interaction with Mineral Dust Aerosol: Particle Size and Hygroscopic Properties of Dust // *ACS Earth and Space Chemistry*. 2018. Vol. 2 (4). P. 376–386. DOI: [10.1021/acsearthspacechem.7b00152](https://doi.org/10.1021/acsearthspacechem.7b00152).
50. *Jaenicke R.* Abundance of cellular material and proteins in the atmosphere // *Science*. 2005. Vol. 308. 73. DOI: [10.1126/science.1106335](https://doi.org/10.1126/science.1106335).

51. *Jin S., Ma Y., Zhang M., Gong W., Dubovik O., Liu B., Shi Y., Yang C.* Retrieval of 500 m Aerosol Optical Depths from MODIS Measurements over Urban Surfaces under Heavy Aerosol Loading Conditions in Winter // *Remote Sens.* 2019. Vol. 11. 2218. DOI: [10.3390/rs11192218](https://doi.org/10.3390/rs11192218).
52. *Kalashnikova O.V., Sokolik I.N.* Modeling the radiative properties of nonspherical soil-derived mineral aerosols // *Journal of Quantitative Spectroscopy & Radiative Transfer.* 2004. Vol. 87. P. 137–166. DOI: [10.1016/j.jqsrt.2003.12.026](https://doi.org/10.1016/j.jqsrt.2003.12.026).
53. *Kandler K., Scheuevens D.* Asian and Saharan dust from a chemical/mineralogical point of view: differences and similarities from bulk and single particle measurements // *Central Asian Dust Conference (CADUC).* 2019. Vol. 99. 03001. DOI: [10.1051/e3sconf/20199903001](https://doi.org/10.1051/e3sconf/20199903001).
54. *Katra I.* Soil Erosion by Wind and Dust Emission in Semi-Arid Soils Due to Agricultural Activities // *Agronomy.* 2020. Vol. 10. 89, DOI: [10.3390/agronomy10010089](https://doi.org/10.3390/agronomy10010089).
55. *Kaufman Y.J., Koren I., Remer L.A., Tanre D., Ginoux P., Fan S.* Dust transport and deposition observed from the Terra-Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) spacecraft over the Atlantic Ocean // *J. Geophys. Res. Atmos.* 2005. Vol. 110. D10S12. DOI: [10.1029/2003JD004436](https://doi.org/10.1029/2003JD004436).
56. *Kok J.F., Ridley D.A., Zhou Q., Miller R.L., Zhao C., Heald C.L., Ward D.S., Albani S., Haustein K.* Smaller desert dust cooling effect estimated from analysis of dust size and abundance // *Nature Geoscience.* 2017. Vol. 10 (4). P. 274–278. DOI: [10.1038/ngeo2912](https://doi.org/10.1038/ngeo2912).
57. *Kokhanovsky A.A.* *Aerosol Optics. Light Absorption and Scattering by Particles in the Atmosphere.* Springer, 2008. 146 p.
58. *Kokhanovsky A.A., Leeuw G.* *Satellite Aerosol Remote Sensing Over Land.* Springer, 2009. 388 p.
59. *Lafon S., Rafot J.L., Alfaro S.C., Gomes L., Maill M., Gaudichet A.* Iron status in mineral desert aerosols / In: *IAMAS Congress. No. 2 in 5.* AMS. 2001.
60. *Li X., Yang K., Han J., Ying Q., Hopke P.K.* Sources of humic-like substances (HULIS) in PM_{2.5} in Beijing: Receptor modeling approach // *Sci Total Environ.* 2019. Vol. 671. P. 765–775. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2019.03.333](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.333).
61. *Mahowald N.M., Rivera G.D.R., Luo C.* Comment on “Relative importance of climate and land use in determining present and future global soil dust emission” by I. Tegen et al. // *Geophysical Research Letters.* 2004. Vol. 31. DOI: [10.1029/2004GL021272](https://doi.org/10.1029/2004GL021272).
62. *Mamouri R.E., Ansmann A.* Potential of polarization / Raman lidar to separate fine dust, coarse dust, maritime, and anthropogenic aerosol profiles //

Atmos. Meas. Tech. 2017. Vol. 10. P. 3403–3427. DOI: [10.5194/amt-10-3403-2017](https://doi.org/10.5194/amt-10-3403-2017).

63. *Maring H., Savoie D.L., Izaguirre M.A., Custals L.* Mineral dust aerosol size distribution change during atmospheric transport // Journal of Geophysical Research Atmospheres. 2003. Vol. 108 (19). DOI: [10.1029/2002JD002536](https://doi.org/10.1029/2002JD002536).

64. *Miller R.L., Cakmur R.V., Perlwitz J., Geogdzhayev I.V., Ginoux P., Koch D., Kohfeld K.E., Prigent C., Ruedy R., Schmidt G.A., Tegen I.* Mineral dust aerosols in the NASA Goddard Institute for Space Sciences ModelE atmospheric general circulation model // Journal of Geophysical Research Atmospheres. 2006. Vol. 111. D06208. DOI: [10.1029/2005JD005796](https://doi.org/10.1029/2005JD005796).

65. *Minoz O., Volten H., de Haan J., Vassen W., Hovenier J.* Experimental determination of scattering matrices of randomly oriented fly ash at 442 and 633 nm // J. Geophys. Res. 2001. Vol. 106. P. 22833–45.

66. *Mona L., Liu Z., Müller D., Omar A., Papayannis A., Pappalardo G., Sugimoto N., Vaughan M.* Lidar Measurements for Desert Dust Characterization: An Overview // Advances in Meteorology. 2012. Article ID 356265. DOI: [10.1155/2012/356265](https://doi.org/10.1155/2012/356265).

67. *Muhs D.R., Prospero J.M., Baddock M.C., Gill T.E.* Identifying sources of aeolian mineral dust: Present and past / In: Mineral dust: A key player in the earth system. 2014. P. 51–74. DOI: [10.1007/978-94-017-8978-3](https://doi.org/10.1007/978-94-017-8978-3).

68. *Nemuc A., Vasilescu J., Talianu C., Belegante L., Nicolae D.* Assessment of aerosol's mass concentrations from measured linear particle depolarization ratio (vertically resolved) and simulations // Atmos. Meas. Tech. 2013. Vol. 6. P. 3243–3255. DOI: [10.5194/amt-6-5923-2013](https://doi.org/10.5194/amt-6-5923-2013).

69. *Okada K., Heintzenberg J., Kai K., Qin Y.* Shape of atmospheric mineral particles collected in three Chinese arid-regions // Geophys. Res. Lett. 2001. Vol. 28. 3123–3126. DOI: [10.1029/2000GL012798](https://doi.org/10.1029/2000GL012798).

70. *Prospero J.M., Ginoux P., Torres O., Nicholson S., Gill T.* Environmental characterization of global sources of atmospheric soil dust derived from the Nimbus 7 total ozone mapping spectrometer (TOMS) absorbing aerosol product // Rev. Geophys. 2002. Vol. 40 (1). 1002. DOI: [10.1029/2000RG000095](https://doi.org/10.1029/2000RG000095).

71. *Prudnikova E.Y., Savin I.Y., Lebedeva M.P. et al.* Transformation of the Surface Layer in the Arable Soil Horizon under the Impact of Atmospheric Precipitation // Eurasian Soil Sc. 2021. Vol. 54. P. 1770–1781. DOI: [10.1134/S1064229321110119](https://doi.org/10.1134/S1064229321110119).

72. *Reid J.S. et al.* Comparison of size and morphological measurements of coarse mode dust particles from Africa // J. Geophys. Res. 2003. 108. 8593. DOI: [10.1029/2002JD002485](https://doi.org/10.1029/2002JD002485).

73. *Ryder C.L., Highwood E.J., Walser A., Seibert P., Philipp A., Weinzierl B.*

- Coarse and giant particles are ubiquitous in saharan dust export regions and are radiatively significant over the Sahara // *Atmos. Chem. Phys.* 2019. Vol. 19. P. 15353–15376. DOI: [10.5194/acp-19-15353-2019](https://doi.org/10.5194/acp-19-15353-2019).
74. *Sharratt B., Auvermann B.* Dust Pollution from Agriculture / In: *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems*. 2014. P. 487–504. DOI: [10.1016/B978-0-444-52512-3.00089-9](https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52512-3.00089-9).
75. *She L., Xue Y., Yang X., Guang J., Li Y., Che Y., Fan C., Xie Y.* Dust Detection and Intensity Estimation Using Himawari-8/AHI Observation // *Remote Sens.* 2018. Vol. 10. 490. DOI: [10.3390/rs10040490](https://doi.org/10.3390/rs10040490).
76. *Sullivan R.C., Sergio A., Guazzotti S.A., Sodeman D.A., Tang Y., Carmichael G.R., Prather K.A.* Mineral dust is a sink for chlorine in the marine boundary layer // *Atmospheric Environment*. 2007. Vol. 41. Iss. 34. P. 7166–7179. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2007.05.047](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.05.047).
77. *Sun K., Su Q., Ming Y.* Dust Storm Remote Sensing Monitoring Supported by MODIS Land Surface Reflectance Database // *Remote Sens.* 2019. Vol. 11. 1772. DOI: [10.3390/rs11151772](https://doi.org/10.3390/rs11151772).
78. *Taheria F., Forouzani M., Yazdanpanah M., Ajilib A.* How farmers perceive the impact of dust phenomenon on agricultural production activities: A Q-methodology study // *Journal of Arid Environments*. 2020. Vol. 173. 104028. DOI: [10.1016/j.jaridenv.2019.104028](https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.104028).
79. *Tegen I., Hollrig P., Chin M., Fung I., Jacob D., Penner J.* Contribution of different aerosol species to the global aerosol extinction optical thickness: Estimates from model results // *J. Geophys. Res.* 1997. Vol. 102. P. 23895–23915.
80. *Tegen I., Werner M., Harrison S.P., Kohfeld K.E.* Relative importance of climate and land use in determining present and future global soil dust emission // *Geophys. Res. Lett.* 2004. Vol. 31. L05105. DOI: [10.1029/2003GL019216](https://doi.org/10.1029/2003GL019216).
81. *Textor C. et al.* Analysis and quantification of the diversities of aerosol life cycles within AeroCom // *Atmos. Chem. Phys.* 2006. Vol. 6. P. 1777–1813.
82. *Twomey S.* *Atmospheric Aerosols*. Amsterdam: Elsevier, 1977. 348 p.
83. *Ulanowski Z., Bailey J., Lucas P.W., Hough J.H., Hirst E.* Alignment of atmospheric mineral dust due to electric field // *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2007. No. 7. P. 6161–6173.
84. *Varga G., Dagsson-Waldhauserová P., Gresina F. et al.* Saharan dust and giant quartz particle transport towards Iceland // *Sci. Rep.* 2021. Vol. 11. 11891. DOI: [10.1038/s41598-021-91481-z](https://doi.org/10.1038/s41598-021-91481-z).
85. *van der Does M., Knippertz P., Zschenderlein P., Giles Harrison R., Stuut J.-B. W.* The mysterious long-range transport of giant mineral dust particles // *Sci. Adv.* 2018. Vol. 4. No. 12. eaau2768. DOI: [10.1126/sciadv.aau2768](https://doi.org/10.1126/sciadv.aau2768).
86. *Volten H., Minoz O., Rol E., de Haan J., Vassen W., Hovenier J.*

Laboratory measurements of mineral dust scattering phase function and linear polarization // *J. Geophys. Res.* 2001. Vol. 106. P. 17375–401.

87. *Wagner J., Ansmann A., Wandinger U., Seifert P., Schwarz A., Tesche M., Chaikovskiy A., Dubovik O.* Evaluation of the Lidar/Radiometer Inversion Code (LIRIC) to determine microphysical properties of volcanic and desert dust // *Atmos. Meas. Tech.* 2013. Vol. 6. P. 1707–1724. DOI: [10.5194/amt-6-1707-2013](https://doi.org/10.5194/amt-6-1707-2013).

88. *Wang T., Han Y., Hua W., Tang J., Huang J., Zhou T., Huang Zh., Bi J., Xie H.* Profiling Dust Mass Concentration in Northwest China Using a Joint Lidar and Sun-Photometer Setting // *Remote Sens.* 2021. Vol. 13 (6). 1099. DOI: [10.3390/rs13061099](https://doi.org/10.3390/rs13061099).

89. *Weiss L., Stainsby E.A., Gharabaghi B., Thé J., Winter J.G.* Mapping key agricultural sources of dust emissions within the Lake Simcoe airshed // *Inland Waters.* 2013. Vol. 3 : 2. P. 153–166. DOI: [10.5268/IW-3.2.516](https://doi.org/10.5268/IW-3.2.516).

90. *Wittmaack K., Wehnes H., Heinzmann U., Agerer R.* An overview on bioaerosols viewed by scanning electron microscopy // *Science of The Total Environment.* 2005. Vol. 346. Iss. 1–3 (15). P. 244–255.

91. *Yu H., Tan Q., Chin M., Remer L.A., Kahn R.A., Bian H., Kim D., Zhang Z., Yuan T., Omar A.H. et al.* Estimates of African Dust Deposition Along the Trans-Atlantic Transit Using the Decadelong Record of Aerosol Measurements from CALIOP, MODIS, MISR, and IASI // *J. Geophys. Res. Atmos.* 2019. Vol. 124. P. 7975–7996.

92. *Zhang M.X., Zhao C., Cong Z.Y., Du Q.Y., Xu M.Y., Chen Y., Chen M., Li R., Fu Y.F., Zhong L. et al.* Impact of topography on black carbon transport to the southern Tibetan Plateau during the pre-monsoon season and its climatic implication // *Atmos. Chem. Phys.* 2020. Vol. 20. P. 5923–5943. DOI: [10.5194/acp-20-5923-2020](https://doi.org/10.5194/acp-20-5923-2020).

93. *Zheng G., He K., Duan F., Cheng Yu., Ma Y.* Measurement of humic-like substances in aerosols: A review // *Environmental Pollution.* 2013. Vol. 181. P. 301–314. DOI: [10.1016/j.envpol.2013.05.055](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.055).

94. *Zucca C., Middleton N., Kang U., Liniger H.* Shrinking water bodies as hotspots of sand and dust storms: The role of land degradation and sustainable soil and water management // *CATENA.* 2021. Vol. 207. 105669. DOI: [10.1016/j.catena.2021.105669](https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105669).

REFERENCES

1. Abdullaev S.F., *Kompleksnye issledovaniya pylevykh i gazovykh primesei v aridnykh zonakh i ikh vliyanie na regional'nyi klimaticheskii rezhim yugo-vostochnoi chasti Tsentral'noi Azii: Dis. ... dok. fiz.-mat. nauk* (Complex studies of dust and gas impurities in arid zones and their influence on regional

- climatic regime of South-Eastern part of Central Asia, Dr. phys. and math. sci. thesis), 25.00.30, St. Petersburg, 2014, 315 p.
2. Andronova A.V., Sokolik I.N., Opticheskie postoyannye pylevogo aerizolya (Optical constants of dust aerosol), In: *Sovetsko-amerikanskii eksperiment po izucheniyu aridnogo aerizolya* (Soviet-American experiment on arid aerosol studies), St. Petersburg: Gidrometeoizdat, 1992, pp. 95–103.
 3. Beresnev S.A., Gryazin V.I., Fizika atmosferykh aerizolei: Kurs lektsii (Physics of atmospheric aerosols: Course of lectures), Ekaterinburg: Izd-vo Ural. un-ta, 2008, 227 p.
 4. Bretshnaider B., Kurfyurst I., *Okhrana vozdušnogo basseina ot zagryaznenii: tekhnologiya i kontrol'* (Protection of air basin from pollution: technology and control), Leningrad: Khimiya, 1989, 288 p.
 5. Val'dberg A.Yu., Pyl' i dym (Dust and smoke), *Khimiya i zhizn'*, 1989, No. 4, pp. 71–76.
 6. Grin Kh., Lein V., *Aerizoli – pyli, dymy i tumany* (Aerosols – dusts, fumes and mists), Leningrad: Khimiya, 1972, 428 p.
 7. Egorov V.N., Khabarov D.A., *Opredelenie zapylennosti vozdukh (Metodicheskie ukazaniya)* (Determination of air dustiness (Methodological instructions)), Moscow: 2016.
 8. Ivlev L.S., *Khimicheskii sostav i struktura atmosferykh aerizolei* (Chemical composition and structure of atmospheric aerosols), Leningrad: Izd-vo Leningradskogo un-ta, 1982, 365 p.
 9. Ivlev L.S., Dovgalyuk Yu.A., *Fizika atmosferykh aerizol'nykh sistem* (Physics of Atmospheric Aerosol Systems), St. Petersburg: NIIKh SPbGU, 1999, 194 p.
 10. Isidorov V.A., *Ekologicheskaya khimiya* (ecological Chemistry), St. Petersburg: Khimizdat, 2001, 304 p.
 11. Kovda V.A., Rozanov B.G., *Pochvovedenie. Chast' I. Pochva i pochvoobrazovanie*. (Soil Science. Part 1. Soil and soil formation), Moscow: Vysshaya shkola, 1988, 400 p.
 12. Kogut B.M., Sysuev S.A., Kholodov V.A., *Vodoprochnost' i labil'nye gumusovye veshchestva pri raznom zemlepol'zovanii* (Water resistance capacity and labile humus substances under different land use), *Pochvovedenie*, 2012, No. 5, pp. 555–561.
 13. Kogut B.M., Artem'eva Z.S., Kirillova N.P., Yashin M.A., Soshnikova E.I., *Komponentnyi sostav organicheskogo veshchestva vozdušno-sukhikh i vodoustoichivnykh makroagregatov tipichnogo chernozema v usloviyakh kontrastnogo zemlepol'zovaniya* (Component composition of organic matter of air-dry and water-stable macroaggregates of typical chernozem under contrasting land use), *Pochvovedenie*, 2019, No. 2, pp. 161–170.

14. Kononova E.S., Pronin S.P., *Obzor sovremennykh tekhnicheskikh sredstv izmereniya i kontrolya vzheshennykh chastits v atmosfernom vozdukh*e (Review of modern technical means of measurement and control of suspended solids in atmospheric air), *Polzunovskii Al'manakh*, 2017, Vol. 3, No. 4, pp. 77–80.
15. Grigor'ev A.A., *Kratkaya geograficheskaya entsiklopediya* (Concise Geographic Encyclopedia), Vol. 3, Moscow: Sovetsvkaya entsiklopediya, 1962, 580 p.
16. Mamaeva N.Yu., *Instruktsiya po opredeleniyu zapylennosti vozdukha* (Instruction for determining air dustiness), In: *Laboratornye metodiki i tekhnologicheskie instruktsii v konservatsii dokumentov* (Laboratory techniques and technological instructions in document conservation), 2016, pp. 28–38.
17. Mamontov V.G., *Pochvovedenie: spravochnik* (Soil Science: Handbook), Moscow: FORUM: INFRA-M, 2020, 365 p.
18. Pronin S.P., Kononova E.S., Kal'noi D.G., *Metodicheskoe i tekhnicheskoe obespechenie lokal'noi sistemy ekologicheskogo monitoringa atmosfery* (Methodological and technical support of local system of ecological monitoring of atmosphere), *Polzunovskii Vestnik*, 2010, No. 2, pp. 188–192.
19. Novikov V.T., *Oborudovanie i osnovy proektirovaniya sistem okhrany okruzhayushchei sredy. Chast' I. Pyl', ee svoystva i pyleulavliwanie* (Equipment and basics of designing environmental protection systems. Part 1. Dust, its properties and dust collection), Tomsk: Izd. TPU, 2003, 176 p.
20. Petryanov-Sokolov I.V., *Izbrannye trudy. Zakony fil'tratsii aerolei* (Selected Works. Laws of aerosol filtration), Moscow: Nauka, 2007, 458 p.
21. Pirumov A.I., *Obespylivanie vozdukha* (Air cleaning from dust), Moscow: Stroiizdat, 1974, 207 p.
22. Romanovskaya A.Yu., Savin I.Yu., *Modern techniques for monitoring wind soil erosion*, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2020, Vol. 104, pp. 110–157, DOI: [10.19047/0136-1694-2020-104-110-157](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-104-110-157).
23. Rudyak V.Ya., *Statisticheskaya mekhanika geterogennykh sred. IV. Printsipy klassifikatsii* (Statistical mechanics of heterogeneous medium. IV. Principles of classification.), Novosibirsk, 1995, 19 p. (Preprint / Novosib. gos. akademiya stroitel'stva; No. 3(8)).
24. Trifonov K.I., Devisilov V.A., *Fiziko-khimicheskie protsessy v tekhnosfere* (Physical and chemical processes in technosphere), Moscow: FORUM, 2007, 240 p.
25. Fellenberg G., *Zagryaznenie prirodnoi sredy. Vvedenie v ekologicheskuyu khimiyu* (Pollution of the natural environment. Introduction to ecological chemistry), Moscow: Mir, 1997, 232 p.
26. Fuks N.A., *Mekhanika aerolei* (Aerosol Mechanics), Moscow: Izd-vo:

М.: Mir, 1955, 369 p.

27. Adebisi A.A., Kok J.F. Climate models miss most of the coarse dust in the atmosphere, *Science Advances*, 2020, Vol. 6 (15), eaaz9507, DOI: [10.1126/sciadv.aaz9507](https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz9507).

28. Andreae M.O., Climatic effects of changing atmospheric aerosol levels, In A. Henderson-Sellers (Ed.) *Future Climates of the World: A Modelling Perspective, World Survey of Climatology*, 1995, Vol. 16, New York: Elsevier, pp. 347–398.

29. Ansmann A., Müller D., Lidar and Atmospheric Aerosol Particles, In: Weitkamp C. (Ed.) *Lidar, Springer Series in Optical Sciences*, 2005, Vol. 102, Springer, DOI: [10.1007/0-387-25101-4_4](https://doi.org/10.1007/0-387-25101-4_4).

30. Ansmann A., Tesche M., Seifert P., Gross S., Freudenthaler V., Apituley A., Wilson K.M., Serikov I., Linne H., Heinold B. et al., Ash and fine-mode particle mass profiles from EARLINET-AERONET observations over central Europe after the eruptions of the Eyjafjallajökull volcano in 2010, *J. Geophys. Res. Atmos.*, 2011, Vol. 116, D00U02, DOI: [10.1029/2010JD015567](https://doi.org/10.1029/2010JD015567).

31. Attiya A.A., Jones B.G., Assessment of mineralogical and chemical properties of airborne dust in Iraq, *SN Appl. Sci.*, 2020, Vol. 2, 1614, DOI: [10.1007/s42452-020-03326-5](https://doi.org/10.1007/s42452-020-03326-5).

32. Baensch-Baltruschat B., Kocher B., Stock F., Reifferscheid G., Tyre and road wear particles (TRWP) – A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment, *Science of the Total Environment*, 2020, Vol. 733, 1378237, DOI: [10.1016/j.scitotenv.2020.137823](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137823).

33. Bauer E., Ganopolski A., Sensitivity simulations with direct radiative forcing by aeolian dust during glacial cycles, *Climate of the Past.*, 2014, Vol. 10 (4), pp. 149–193, DOI: [10.5194/cp-10-1333-2014](https://doi.org/10.5194/cp-10-1333-2014).

34. d’Almeida G.A. et al., *Atmospheric Aerosols: Global Climatology and Radiative Characteristics*, New York: A. Deepak, 1991.

35. Cadle R.D., *Particles in the Atmosphere and Space*, New York: Reinhold, 1966, 226 p.

36. Choi J.C., Lee M., Chun Y., Kim J., Oh S., Chemical composition and source signature of spring aerosol in Seoul, Korea, *J. Geophys. Res.*, 2001, Vol. 106, pp. 18067–71.

37. Falkovich A.H., Schkolnik G., Ganor E., Rudich Y., Adsorption of organic compounds pertinent to urban environments onto mineral dust particles, *Journal of geophysical research. Atmospheres*, 2004, Vol. 109, Iss. D2, DOI: [10.1029/2003JD003919](https://doi.org/10.1029/2003JD003919).

38. Freedman F.R., English P., Wagner J., Liu Y., Venkatram A., Tong D.Q., Al-Hamdan M.Z., Sorek-Hamer M., Chatfield R., Rivera A., Kinney P.L., Spatial Particulate Fields during High Winds in the Imperial Valley,

California. Atmosphere, 2020, Vol. 11, 88, DOI: [10.3390/atmos11010088](https://doi.org/10.3390/atmos11010088).

39. Formenti P., Schütz L., Balkanski Y., Desboeufs K., Ebert M. et al., Recent progress in understanding physical and chemical properties of African and Asian mineral dust, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2011, Vol. 11 (16), pp. 8231–8256, DOI: [10.5194/acp-11-8231-2011](https://doi.org/10.5194/acp-11-8231-2011).

40. Formenti P., Caquineau S., Desboeufs K., Klaver A., Chevaillier S., Journet E., Rajot J.L., Mapping the physico-chemical properties of mineral dust in western Africa: mineralogical composition, *Atmos. Chem. Phys.*, 2014, Vol. 14, pp. 10663–10686, DOI: [10.5194/acp-14-10663-2014](https://doi.org/10.5194/acp-14-10663-2014).

41. Ginoux P., Prospero J., Gill T., Hsu N., Zhao M., Global-scale attribution of anthropogenic and natural dust sources and their emission rates based on MODIS Deep Blue aerosol products, *Rev. Geophys.*, 2012, Vol. 50, RG3005, DOI: [10.1029/2012RG000388](https://doi.org/10.1029/2012RG000388).

42. Goel V., Mishr S.K., Pal P., Ahlawat A., Vijayan N., Jain S., Sharma Ch., Influence of chemical aging on physico-chemical properties of mineral dust particles: A case study of 2016 dust storms over Delhi, *Environmental Pollution*, 2020, Vol. 267, 115338, DOI: [10.1016/j.envpol.2020.115338](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115338).

43. Harrison R.M., Jones A.M., Gietl J., Yin J., Green D.C., Estimation of the Contributions of Brake Dust, Tire Wear, and Resuspension to Nonexhaust Traffic Particles Derived from Atmospheric Measurements, *Environmental Science & Technology*, 2012, Vol. 46 (12), pp. 6523–6529, DOI: [10.1021/es300894r](https://doi.org/10.1021/es300894r).

44. Hatch C., Gierlus K., Schuttlefield Christus J., Grassian V., Water adsorption and cloud condensation nuclei activity of calcite and calcite coated with model humic and fulvic acids, *Atmospheric Environment*, 2008, Vol. 42, pp. 5672–5684, DOI: [10.1016/j.atmosenv.2008.03.005](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.03.005).

45. Hess M., Koepke P., Schult I., Optical properties of aerosols and clouds: the software package OPAC, *Bull. Am. Met. Soc.*, 1998, Vol. 79, Iss. 5, pp. 831–844.

46. Houghton J.T., Ding Y., Griggs D.J., Noguer M., van der Linden P.J., Dai X., Maskell K., Johnson C.A., *Climate Change 2001: the Scientific Basis*, Cambridge: Cambridge University Press, 2001.

47. Huneus N. et al., Global dust model intercomparison in AeroCom phase I, *Atmos. Chem. Phys.*, 2011, Vol. 11, pp. 7781–7816.

48. Huang J., Liu J., Chen B., Nasiri S., Detection of anthropogenic dust using CALIPSO lidar measurements, *Atmos. Chem. Phys.*, 2015, Vol. 15, pp. 11653–11665, DOI: [10.1126/science.1106335](https://doi.org/10.1126/science.1106335).

49. Ibrahim S., Romanias M.N., Alleman L.Y., Zeineddine M.N., Angeli G.K., Trikalitis P.N., Thevenet F., Water Interaction with Mineral Dust Aerosol: Particle Size and Hygroscopic Properties of Dust, *ACS Earth and Space Chemistry*, 2018, Vol. 2 (4), pp. 376–386, DOI:

[10.1021/acsearthspacechem.7b00152](https://doi.org/10.1021/acsearthspacechem.7b00152).

50. Jaenicke R., Abundance of cellular material and proteins in the atmosphere, *Science*, 2005, Vol. 308, 73, DOI: [10.1126/science.1106335](https://doi.org/10.1126/science.1106335).

51. Jin S., Ma Y., Zhang M., Gong W., Dubovik O., Liu B., Shi Y., Yang C., Retrieval of 500 m Aerosol Optical Depths from MODIS Measurements over Urban Surfaces under Heavy Aerosol Loading Conditions in Winter, *Remote Sens.*, 2019, Vol. 11, 2218, DOI: [10.3390/rs11192218](https://doi.org/10.3390/rs11192218).

52. Kalashnikova O.V., Sokolik I.N., Modeling the radiative properties of nonspherical soil-derived mineral aerosols, *Journal of Quantitative Spectroscopy & Radiative Transfer*, 2004, Vol. 87, pp. 137–166, DOI: [10.1016/j.jqsrt.2003.12.026](https://doi.org/10.1016/j.jqsrt.2003.12.026).

53. Kandler K., Scheuevens D., Asian and Saharan dust from a chemical/mineralogical point of view: differences and similarities from bulk and single particle measurements, *Central Asian Dust Conference (CADUC)*, 2019, Vol. 99, 03001, DOI: [10.1051/e3sconf/20199903001](https://doi.org/10.1051/e3sconf/20199903001).

54. Katra I., Soil Erosion by Wind and Dust Emission in Semi-Arid Soils Due to Agricultural Activities, *Agronomy*, 2020, Vol. 10, 89, DOI: [10.3390/agronomy10010089](https://doi.org/10.3390/agronomy10010089).

55. Kaufman Y.J., Koren I., Remer L.A., Tanre D., Ginoux P., Fan S. Dust transport and deposition observed from the Terra-Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) spacecraft over the Atlantic Ocean, *J. Geophys. Res. Atmos.*, 2005, Vol. 110, D10S12, DOI: [10.1029/2003JD004436](https://doi.org/10.1029/2003JD004436).

56. Kok J.F., Ridley D.A., Zhou Q., Miller R.L., Zhao C., Heald C.L., Ward D.S., Albani S., Haustein K. Smaller desert dust cooling effect estimated from analysis of dust size and abundance, *Nature Geoscience*, 2017, Vol. 10 (4), pp. 274–278, DOI: [10.1038/ngeo2912](https://doi.org/10.1038/ngeo2912).

57. Kokhanovsky A.A., *Aerosol Optics. Light absorption and scattering by particles in the atmosphere*, Springer, 2008, 146 p.

58. Kokhanovsky A.A., Leeuw G., *Satellite aerosol remote sensing over land*, 2009, Springer, 388 p.

59. Lafon S., Rafot J.L., Alfaro S.C., Gomes L., Maill M., Gaudichet A., Iron status in mineral desert aerosols, In: *IAMAS Congress*, No. 2 in 5, AMS, 2001.

60. Li X., Yang K., Han J., Ying Q., Hopke P.K., Sources of humic-like substances (HULIS) in PM_{2.5} in Beijing: Receptor modeling approach, *Sci Total Environ.*, 2019, Vol. 671, pp. 765–775, DOI: [10.1016/j.scitotenv.2019.03.333](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.333).

61. Mahowald N.M., Rivera G.D.R., Luo C., Comment on “Relative importance of climate and land use in determining present and future global soil dust emission” by I. Tegen et al., *Geophysical Research Letters*, 2004, Vol. 31, DOI: [10.1029/2004GL021272](https://doi.org/10.1029/2004GL021272).

62. Mamouri R.E., Ansmann A., Potential of polarization. Raman lidar to separate fine dust, coarse dust, maritime, and anthropogenic aerosol profiles, *Atmos. Meas. Tech.*, 2017, Vol. 10, 3403–3427, DOI: [10.5194/amt-10-3403-2017](https://doi.org/10.5194/amt-10-3403-2017).
63. Maring H., Savoie D.L., Izaguirre M.A., Custals L., Mineral dust aerosol size distribution change during atmospheric transport, *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 2003, Vol. 108 (19), DOI: [10.1029/2002JD002536](https://doi.org/10.1029/2002JD002536).
64. Minoz O., Volten H., de Haan J., Vassen W., Hovenier J., Experimental determination of scattering matrices of randomly oriented fly ash at 442 and 633 nm, *J. Geophys. Res.*, 2001, Vol. 106, pp. 22833–45.
65. Miller R.L., Cakmur R.V., Perlwitz J., Geogdzhayev I.V., Ginoux P., Koch D., Kohfeld K.E., Prigent C., Ruedy R., Schmidt G.A., Tegen I., Mineral dust aerosols in the NASA Goddard Institute for Space Sciences ModelE atmospheric general circulation model, *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 2006, Vol. 111, D06208, DOI: [10.1029/2005JD005796](https://doi.org/10.1029/2005JD005796).
66. Mona L., Liu Z., Müller D., Omar A., Papayannis A., Pappalardo G., Sugimoto N., Vaughan M., Lidar Measurements for Desert Dust Characterization: An Overview, *Advances in Meteorology*, 2012, Article ID 356265, DOI: [10.1155/2012/356265](https://doi.org/10.1155/2012/356265).
67. Muhs D.R., Prospero J.M., Baddock M.C., Gill T.E., Identifying sources of aeolian mineral dust: Present and past, In: *Mineral dust: A key player in the earth system*, 2014, pp. 51–74, DOI: [10.1007/978-94-017-8978-3](https://doi.org/10.1007/978-94-017-8978-3).
68. Nemuc A., Vasilescu J., Talianu C., Belegante L., Nicolae D., Assessment of aerosol's mass concentrations from measured linear particle depolarization ratio (vertically resolved) and simulations, *Atmos. Meas. Tech.*, 2013, Vol. 6, pp. 3243–3255, DOI: [10.5194/amt-6-3243-2013](https://doi.org/10.5194/amt-6-3243-2013).
69. Okada K., Heintzenberg J., Kai K., Qin Y., Shape of atmospheric mineral particles collected in three Chinese arid-regions, *Geophys. Res. Lett.*, 2001, Vol. 28, 3123–3126, DOI: [10.1029/2000GL012798](https://doi.org/10.1029/2000GL012798).
70. Prospero J.M., Ginoux P., Torres O., Nicholson S., Gill T., Environmental characterization of global sources of atmospheric soil dust derived from the Nimbus 7 total ozone mapping spectrometer (TOMS) absorbing aerosol product, *Rev. Geophys.*, 2002, Vol. 40 (1), 1002, DOI: [10.1029/2000RG000095](https://doi.org/10.1029/2000RG000095).
71. Prudnikova E.Y., Savin I.Y., Lebedeva M.P. et al., Transformation of the Surface Layer in the Arable Soil Horizon under the Impact of Atmospheric Precipitation, *Eurasian Soil Sc.*, 2021, Vol. 54, pp. 1770–1781, DOI: [10.1134/S1064229321110119](https://doi.org/10.1134/S1064229321110119).
72. Reid J.S. et al., Comparison of size and morphological measurements of coarse mode dust particles from Africa, *J. Geophys. Res.*, 2003, Vol. 108, 8593, DOI: [10.1029/2002JD002485](https://doi.org/10.1029/2002JD002485).

73. Ryder C.L., Highwood E.J., Walser A., Seibert P., Philipp A., Weinzierl B., Coarse and giant particles are ubiquitous in saharan dust export regions and are radiatively significant over the Sahara, *Atmos. Chem. Phys.*, 2019, Vol. 19, pp. 15353–15376, DOI: [10.5194/acp-19-15353-2019](https://doi.org/10.5194/acp-19-15353-2019).
74. Sharratt B., Auvermann B., Dust Pollution from Agriculture, In: *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems*, 2014, pp. 487–504, DOI: [10.1016/B978-0-444-52512-3.00089-9](https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52512-3.00089-9).
75. She L., Xue Y., Yang X., Guang J., Li Y., Che Y., Fan C., Xie Y., Dust Detection and Intensity Estimation Using Himawari-8/AHI Observation, *Remote Sens.*, 2018, Vol. 10, 490, DOI: [10.3390/rs10040490](https://doi.org/10.3390/rs10040490).
76. Sullivan R.C., Sergio A., Guazzotti S.A., Sodeman D.A., Tang Y., Carmichael G.R., Prather K.A., Mineral dust is a sink for chlorine in the marine boundary layer, *Atmospheric Environment*, 2007, Vol. 41, Iss. 34, pp. 7166–7179, DOI: [10.1016/j.atmosenv.2007.05.047](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.05.047).
77. Sun K., Su Q., Ming Y., Dust Storm Remote Sensing Monitoring Supported by MODIS Land Surface Reflectance Database, *Remote Sens.*, 2019, Vol. 11, 1772, DOI: [10.3390/rs11151772](https://doi.org/10.3390/rs11151772).
78. Taheria F., Forouzani M., Yazdanpanah M., Ajilib A., How farmers perceive the impact of dust phenomenon on agricultural production activities: A Q-methodology study, *Journal of Arid Environments*, 2020, Vol. 173, 104028, DOI: [10.1016/j.jaridenv.2019.104028](https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.104028).
79. Tegen I., Hollrig P., Chin M., Fung I., Jacob D., Penner J., Contribution of different aerosol species to the global aerosol extinction optical thickness: Estimates from model results, *J. Geophys. Res.*, 1997, Vol. 102, pp. 23895–23915.
80. Tegen I., Werner M., Harrison S.P., Kohfeld K.E., Relative importance of climate and land use in determining present and future global soil dust emission, *Geophys. Res. Lett.*, 2004, Vol. 31, L05105, DOI: [10.1029/2003GL019216](https://doi.org/10.1029/2003GL019216).
81. Textor C. et al., Analysis and quantification of the diversities of aerosol life cycles within AeroCom, *Atmos. Chem. Phys.*, 2006, Vol. 6, pp. 1777–1813.
82. Twomey S., *Atmospheric Aerosols*, Amsterdam: Elsevier, 1977, 348 p.
83. Ulanowski Z., Bailey J., Lucas P.W., Hough J.H., Hirst E., Alignment of atmospheric mineral dust due to electric field, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2007, No. 7, pp. 6161–6173.
84. Varga G., Dagsson-Waldhauserová P., Gresina F. et al., Saharan dust and giant quartz particle transport towards Iceland, *Sci. Rep.*, 2021, Vol. 11, 11891, DOI: [10.1038/s41598-021-91481-z](https://doi.org/10.1038/s41598-021-91481-z).
85. van der Does M., Knippertz P., Zschenderlein P., Giles Harrison R., Stuut J.-B. W., The mysterious long-range transport of giant mineral dust particles,

Sci. Adv., 2018, Vol. 4, No. 12, eaau2768, DOI: [10.1126/sciadv.aau2768](https://doi.org/10.1126/sciadv.aau2768).

86. Volten H., Minoz O., Rol E., de Haan J., Vassen W., Hovenier J., Laboratory measurements of mineral dust scattering phase function and linear polarization, *J. Geophys. Res.*, 2001, Vol. 106, pp. 17375–401.

87. Wagner J., Ansmann A., Wandinger U., Seifert P., Schwarz A., Tesche M., Chaikovsky A., Dubovik O., Evaluation of the Lidar/Radiometer Inversion Code (LIRIC) to determine microphysical properties of volcanic and desert dust, *Atmos. Meas. Tech.*, 2013, Vol. 6, pp. 1707–1724, DOI: [10.5194/amt-6-1707-2013](https://doi.org/10.5194/amt-6-1707-2013).

88. Wang T., Han Y., Hua W., Tang J., Huang J., Zhou T., Huang Zh., Bi J., Xie H., Profiling Dust Mass Concentration in Northwest China Using a Joint Lidar and Sun-Photometer Setting, *Remote Sens.*, 2021, Vol. 13 (6), 1099, DOI: [10.3390/rs13061099](https://doi.org/10.3390/rs13061099).

89. Weiss L., Stainsby E.A., Gharabaghi B., Thé J., Winter J.G., Mapping key agricultural sources of dust emissions within the Lake Simcoe airshed, *Inland Waters*, 2013, Vol. 3 : 2, pp. 153–166, DOI: [10.5268/IW-3.2.516](https://doi.org/10.5268/IW-3.2.516).

90. Wittmaack K., Wehnes H., Heinzmann U., Agerer R., An overview on bioaerosols viewed by scanning electron microscopy, *Science of The Total Environment*, 2005, Vol. 346, Vol. 1–3, 15, pp. 244–255.

91. Yu H., Tan Q., Chin M., Remer L.A., Kahn R.A., Bian H., Kim D., Zhang Z., Yuan T., Omar A.H. et al., Estimates of African Dust Deposition Along the Trans-Atlantic Transit Using the Decadelong Record of Aerosol Measurements from CALIOP, MODIS, MISR, and IASI, *J. Geophys. Res. Atmos.*, 2019, Vol. 124, pp. 7975–7996.

92. Zhang M.X., Zhao C., Cong Z.Y., Du Q.Y., Xu M.Y., Chen Y., Chen M., Li R., Fu Y.F., Zhong L. et al., Impact of topography on black carbon transport to the southern Tibetan Plateau during the pre-monsoon season and its climatic implication, *Atmos. Chem. Phys.*, 2020, Vol. 20, pp. 5923–5943, DOI: [10.5194/acp-20-5923-2020](https://doi.org/10.5194/acp-20-5923-2020).

93. Zheng G., He K., Duan F., Cheng Yu., Ma Y., Measurement of humic-like substances in aerosols: A review, *Environmental Pollution*, 2013, Vol. 181, pp. 301–314, DOI: [10.1016/j.envpol.2013.05.055](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.055).

94. Zucca C., Middleton N., Kang U., Liniger H., Shrinking water bodies as hotspots of sand and dust storms: The role of land degradation and sustainable soil and water management, *CATENA*, 2021, Vol. 207, 105669, DOI: [10.1016/j.catena.2021.105669](https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105669).

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2021-109-96-128



Ссылки для цитирования:

Матвеева Н.В., Милановский Е.Ю., Рогова О.Б. Изменение гидрофобно-гидрофильных свойств черноземов под действием и после действия минеральных удобрений // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2021. Вып. 109. С. 96-128. DOI: 10.19047/0136-1694-2021-109-96-128

Cite this article as:

Matveeva N.V., Milanovsky E.Yu., Rogova O.B., Changes in hydrophobic-hydrophilic properties of chernozems under the influence of mineral fertilizers and their aftereffect, Dokuchaev Soil Bulletin, 2021, V. 109, pp. 96-128, DOI: 10.19047/0136-1694-2021-109-96-128

Изменение гидрофобно-гидрофильных свойств черноземов под действием и после действия минеральных удобрений

© 2021 г. Н. В. Матвеева^{1*}, Е. Ю. Милановский²,
О. Б. Рогова¹

¹ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева”, Россия,
119017, Москва, Пыжевский пер, 7, стр. 2,

* <https://orcid.org/0000-0003-4335-3407>, e-mail: Nataliy_Matveeva@list.ru.

²МГУ им. М.В. Ломоносова, Россия,
119991, Москва, Ленинские горы, 1.

Поступила в редакцию 02.06.2021, после доработки 09.11.2021,
принята к публикации 16.12.2021

Резюме: Исследовали образцы почв и выделенные из них гранулоденсиметрические фракции (илистую с размером частиц менее 1 мкм, легкую (ЛФ) с плотностью менее 2 г/см³ и фракцию остатка) чернозема обыкновенного опытных полей агроландшафта Каменная Степь Воронежской области. Основные отличия вариантов опыта заключаются в применении или прекращении внесения минеральных удобрений, а также в последствии орошения (13 лет). Наблюдается увеличение содержания ЛФ при применении минеральных удобрений, а также изменение состава гранулоденсиметрических фракций, выражающееся в различном содержании С и N и гидрофобно-

гидрофильных компонентов гумусовых веществ (ГВ) почв, ила и ЛФ. Влияние орошения практически не отразилось на гидрофобно-гидрофильном составе ГВ исходных почв, в то время как относительное содержание гидрофильных компонентов ГВ их илистой фракции увеличилось, а ГВ ЛФ снизилось. Применение минеральных удобрений привело к значительному варьированию степени гидрофильности ГВ ила и ЛФ при меньшем изменении этого показателя для ГВ почвы в целом. Отмена применения удобрений, напротив, отразилась как на изменении гидрофобно-гидрофильного состава ГВ самой почвы, так и на составе ГВ ила и ЛФ. Увеличение доли гидрофильных компонентов в составе ГВ почв, а также в составе ГВ ила и ЛФ происходило одновременно с увеличением гидрофобности поверхности твердой фазы почв и при увеличении содержания углерода в почве, что свидетельствует об устойчивости системы в целом. Так как физические фракции почв интенсивнее реагировали на изменения агрогенной нагрузки, по сравнению с образцами нативных почв, и изменения в их качественном составе прослеживались в двух вариантах опыта, мониторинг гидрофобно-гидрофильных компонентов ГВ почв и почвенных гранулоденсиметрических фракций целесообразно проводить для контроля и диагностики изменений почв при сельскохозяйственном использовании.

Ключевые слова: жидкостная хроматография гидрофобного взаимодействия, гранулоденсиметрическое фракционирование почв, гидрофильность, гидрофобность, краевой угол смачивания.

Changes in hydrophobic-hydrophilic properties of chernozems under the influence of mineral fertilizers and their aftereffect

© 2021 N. V. Matveeva^{1*}, E. Yu. Milanovsky², O. B. Rogova¹

¹*Federal Research Centre “V.V. Dokuchaev Soil Science Institute”,
7 Bld. 2 Pyzhevskiy per., Moscow 119017, Russian Federation,*

^{*}<https://orcid.org/0000-0003-4335-3407>, e-mail: Nataliy_Matveeva@list.ru.

²*Lomonosov Moscow State University,
1 Leninskie Gori, Moscow 119234, Russian Federation.*

Received 02.06.2021, Revised 09.11.2021, Accepted 16.12.2021

Abstract: Soil samples and granulodensimetric fractions isolated from them ((silt particle size less than 1 μm , light fraction (LF) with a density of less than 2 g/cm^3 and a fraction of the residues) of ordinary chernozem from

experimental fields of the Kamennaya Steppe agricultural landscape of the Voronezh region were studied. The main differences between the variants of the experiment are introducing or stopping mineral fertilizers, and in the aftereffect of irrigation (13 years). There is an increase in the content of LF when using mineral fertilizers, as well as a change in the composition of size-density fractionations, expressed in different content of C and N and hydrophobic-hydrophilic components of humus substances (HS) of soils, silt and LF. The irrigation had practically no effect on the hydrophobic-hydrophilic composition of the initial soils, while the relative content of the hydrophilic components of the silt fraction of the soil increased, and the hydrophilic composition of HS LF decreased. The use of mineral fertilizers led to a significant variation in the degree of hydrophilicity of HS in silt and LF with a smaller change of this indicator for the HS of the soil as a whole. The abolition of fertilizers application, on the contrary, affected the hydrophobic-hydrophilic composition of the soil as a whole, and the composition of the soil silt and LF. The increase in the proportion of hydrophilic components in the composition of soil HS, as well as in the composition of HS silt and LF occurred simultaneously with an increase in the hydrophobicity of the surface of the solid phase of soil and with an increase in the carbon content in the soil, which indicates the stability of the system as a whole. Since the physical fractions of soils reacted more intensively to changes in the agrogenic load, compared with native soil samples, and changes in their qualitative composition were traced in two versions of the experiment, monitoring of hydrophobic-hydrophilic components of soil and soil granulodensimetric fractions is advisable to monitor and diagnose soil changes during agricultural use.

Keywords: liquid chromatography of hydrophobic interaction, size-density fractionation of soils, hydrophilicity, hydrophobicity, contact angle of wetting.

ВВЕДЕНИЕ

Характеристика смачиваемости твердой фазы сельскохозяйственных земель является актуальной задачей во всем мире ([Fidanza et al., 2020](#)). Прежде всего это связано с водной и ветровой эрозией, с борьбой с последствиями засух и ухудшением структуры почв. Способность почвы смачиваться определяет большинство почвенных процессов: потоки воды в почвенном профиле, доступность элементов питания для растений и почвенной биоты, устойчивость почвенной структуры и направленность деградационных процессов. Большое количество исследований, посвященных гидрофобности почв, направлено на изучение влия-

ния конкретных сельскохозяйственных культур на гидрофобно-гидрофильные свойства почв, отдельно рассматривается влияние пожаров и различные виды механической обработки земель ([Roper et al., 2013](#); [Bughici, Wallach, 2016](#); [Mao et al., 2019](#); [Chen et al., 2020](#)). Изучение гидрофобно-гидрофильных свойств твердой фазы проводят в модельных экспериментах с использованием смесей песка, глины, растительных остатков и корневых выделений различных сельскохозяйственных культур ([Benard et al., 2018](#)). В лабораторных условиях гидрофобно-гидрофильные свойства твердой фазы почв определяют путем измерения краевого угла смачивания (КУС) – методом подъема капиллярной каймы ([Adamson, 1990](#)) или же методом сидячей капли ([Ryley, Khoshaim, 1977](#)). В полевых условиях смачиваемость почв часто оценивают по времени инфильтрации (water drop penetration time, WDPT) ([Bahrani et al., 1973](#); [Doerr, 1998](#)). Регулирование смачиваемости почв является важной задачей современного почвоведения и сельского хозяйства. Исследователи рассматривают множество способов регулирования смачиваемости почв: применение поверхностно активных веществ, глины, модифицированных гуминовых кислот из бурого угля, удобрений, использование дождевых червей, адаптивной растительности, орошения, аэрации/уплотнения почвы ([Müller, Deurer, 2011](#); [Cihlár et al., 2014](#); [Daniel et al., 2019](#); [Ogunmokun et al., 2020](#)). Однако несмотря на разработку и применение большого количества веществ, регулирующих смачиваемость почв, естественная регуляция этого явления остается актуальной фундаментальной задачей ([Oostindie et al., 2010](#); [Tadayonnejad et al., 2017](#); [Fidanza et al., 2020](#)).

Как известно, смачиваемость поверхности твердой фазы гумусовых горизонтов почв во многом зависит от состава и свойств компонентов органического вещества (ОВ) почв ([Doerr et al., 2000](#); [Ellerbrock et al., 2005](#); [Mao et al., 2014](#)). При этом комплексных исследований изменения гидрофобно-гидрофильных свойств поверхности твердой фазы почв и изменения состава и свойств ОВ почв сравнительно мало ([Mao et al., 2019](#); [Drahorad et al., 2020](#); [Miller et al., 2020](#)). В природе ОВ почв находится в гидратированном виде, поэтому наличие в его структуре гидрофобных и гидрофильных функциональных групп определяет пространственную

конфигурацию ОВ и характер его взаимодействия с минеральной частью почвы. Гидрофобным зонам молекул ОВ энергетически более выгодно минимизировать площадь контакта с водой, в то время как гидрофильные части молекул ОВ будут обращены в водную среду. В работе Cihlár ([Cihlár et al., 2014](#)) к гуминовым кислотам, выделенным из бурого угля, применили процедуру формальдегидного сшивания, основанную на ковалентном связывании фрагментов ароматических гуминовых кислот, с целью создания добавки для регулирования гидрофобно-гидрофильных свойств почвы. Авторы пришли к выводу, что расстояние между функциональными группами гуминовых кислот является решающим фактором, определяющим количество сконденсированной на них воды. Даже небольшое изменение в строении гуминовых кислот в микроскопическом масштабе может иметь большие последствия в макромире, что по-прежнему важно учитывать при планировании стратегий охраны окружающей среды, сельского хозяйства и защиты почв. Состав ГВ чувствителен к видам агрогенной нагрузки, при этом любые изменения в строении ГВ повлияют на их амфифильные свойства. Влияние распашки, поступления или отсутствия свежего растительного материала и экссудатов корней на состав и свойства ГВ почв подробно описано ранее ([Матвеева и др., 2021](#)). Цель данной работы – выявить изменения ГВ почв ила и ЛФ под действием и после действия минеральных удобрений. Применение удобрений способствует смещению равновесия в происходящих в почве процессах. Отмечается снижение рН при применении минеральных удобрений ([Głab, Gondek, 2014](#); [Wang et al., 2019](#)). Наблюдается снижение обменного Ca^{2+} при увеличении доли Mg^{2+} и Na^+ . При долгосрочном применении минеральных удобрений без органических может ускориться минерализация ГВ, снизиться качество почвы за счет изменения микробиологической активности и повышения доступности токсичных элементов для растений ([Menšík et al., 2018](#)). Многочисленные долгосрочные эксперименты на разных сельскохозяйственных почвах (Китай ([Su et al., 2006](#); [Hai et al., 2010](#)), Австрия ([Dersch, Böhm, 2001](#)), Чехия ([Menšík et al., 2018](#))) показывают, что поддержание и увеличение содержания ОВ в почве дает совместное применение неорганических удобрений с органическими ([Hao et al., 2008](#); [Hai et al., 2010](#);

[Šimon, Czakó, 2014](#); [Wei et al., 2016](#)). Однако помимо количества ОВ в сельскохозяйственных почвах меняется и качественный состав ОВ при применении удобрений ([Zimmermann et al., 2007](#); [Kaur et al., 2008](#)). Удобрения прежде всего влияют на продуктивность растений и пул микроорганизмов, которые, в свою очередь, изменяют количество и качество поступаемого в почву ОВ, а также скорость его минерализации. Отмечается, что сельскохозяйственное использование почв, при котором повышается содержание органического С в почве, повышает гидрофобность (водоотталкивающую способность) и снижает смачиваемость почвы ([Šimon, Czakó, 2014](#)).

ОВ в почве может находиться в свободном или окклюдированном виде, а также быть сорбировано на минеральных поверхностях. Различия в формах ОВ отражаются на скорости его трансформации. Качественный анализ почвенного ОВ проводят с учетом его принадлежности к определенной физической фракции, основные отличия между фракциями обусловлены особенностями органо-минеральных взаимодействий. Существует большое количество методов фракционирования почв, однако ни один из них не способен выделить свежее ОВ, а также полностью отделить органо-минеральную фракцию. Авторы обзора современных методов фракционирования почв ([Poeplau et al., 2018](#)) подчеркивают, что выбор метода обычно обусловлен множеством факторов, начиная от цели исследования и заканчивая возможными ресурсами. Нами была выбрана методика гранулоденсиметрического фракционирования по М.Ш. Шаймухаметову ([Шаймухаметов и др., 1984](#)). Данная методика предполагает отделение фракции ила с размером частиц меньше 1 мкм, преимущественно состоящую из органо-минеральных компонентов, ЛФ с плотностью меньше 2 г/см³, представленную как свободным ОВ, так и органо-минеральными соединениями устойчивыми к ультразвуковой обработке, а также фракцию остатка с плотностью больше 2 г/см³. Выделение меньшего количества фракций, которые при этом принципиально отличаются по своему составу, снижает погрешность при выделении фракций, что позволяет сравнивать результаты разных экспериментов.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектом исследования является чернозем территории Воронежского НИИСХ: Центрально-Черноземной полосы им. В.В. Докучаева Каменная Степь, Россия. Объект расположен в Таловском районе Воронежской области в центральной части водораздела рек Хопер и Битюг, левых притоков реки Дон. Почвообразующей породой данной территории являются четвертичные покровные лёссовидные глины и суглинки различной мощности ([Басов, Грищенко, 1963](#)). Климат Каменной Степи умеренно континентальный с холодной зимой и теплым (нередко жарким и засушливым) летом, что типично для степей. Водный режим черноземов Каменной Степи периодически промывной с дополнительным грунтовым увлажнением ([Лебедева и др., 2016](#)).

Исследованы почвенные образцы 7 делянок из слоя 0–20 см, двух вариантов использования:

а – варианты с постоянным внесением минеральных удобрений в соответствии с требованием севооборота (действия), удобрения вносили с 1992 г., и последствием орошения (13 лет);

б – после прекращения внесения (последствия) минеральных удобрений NPK, удобрения вносили с 1992 по 2009 гг.

Опытные делянки расположены на полях отдела Агрохимии и Кормопроизводства ФГБНУ Воронежского федерального аграрного научного центра им. В.В. Докучаева. На каждой делянке отобрано от 3 до 5 смешанных образцов с помощью бура (2013 г.). Удобрения вносили под культуры севооборота таким образом, что в каждом варианте опыта (а и б) были сформированы делянки, отличающиеся между собой по степени удобренности в два раза, обозначенные NPK и 2NPK соответственно. Диапазоны вносимых доз удобрений указаны в таблице 1.

Исследуемая почва, по классификации 1977 г. ([Егоров и др., 1977](#)), – чернозем обыкновенный среднегумусный среднемощный глинистый на покровной карбонатной лёссовидной глине; по классификации 2004 г. ([Шишов и др., 2004](#)), – агрочернозем; согласно классификации WRB, исследуемая почва – Anthrosols ([WRB, 2014](#)).

Таблица 1. Схема вариантов опыта
Table 1. Scheme of experience options

Делянка		Удобрения	Орошение	Севооборот
a	Контроль (К)	-	-	Кормовой: ячмень, кукуруза на силос, кормовая свекла, горох + овес + эспарцет, эспарцет 1-го года, эспарцет 2-го года, эспарцет 3-го года, ячмень, кукуруза на силос, кормовая свекла, козлятник, козлятник.
	Контроль (Ко)	-	30 лет до 2000 г.	
	NPКо	от N ₃₀ P ₃₀ K ₃₀ до N ₉₀ P ₉₀ K ₁₀₀	30 лет до 2000 г.	
	2NPКо	от N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀ до N ₁₂₀ P ₁₅₀ K ₁₅₀	30 лет до 2000 г.	
b	Контроль (К)	-	-	Зерно-пропашной: горох, озимая пшеница, сахарная свекла, ячмень, кукуруза на зерно, горох, тритикале, просо, ячмень, кукуруза на зерно.
	НПК	от 0 до N ₁₀₅ P ₁₀₅ K ₁₀₅	-	
	2НПК	от N ₃₀ P ₆₀ K ₆₀ до N ₁₀₅ P ₁₀₅ K ₁₀₅	-	

Примечание. о – последствие орошения.

Аналитическая характеристика образцов почв включала: общее содержание С и N методом сухого сжигания на автоматическом CNSH-анализаторе Vario Isotope ЦКП Института Географии РАН. Погрешность измерения составляла $<0.5\%$. Разделение фракций ОВ по степени связи с минеральной матрицей почв проводилось методом гранулоденсиметрического фракционирования воздушно-сухих образцов почв ([Шаймухаметов и др., 1984](#)). Выделены 3 фракции: фракция ила с размером частиц менее 1 мкм, легкая фракция (ЛФ) с плотностью $<2 \text{ г/см}^3$ и фракция остатка с плотностью $>2 \text{ г/см}^3$. Фракционирование включало 2 основные операции:

1. Выделение илистых частиц путем обработки суспензии почвы ультразвуком (УЗ) Branson Digital с последующим центрифугированием в Eppendorf Centrifuge 5810 R. Для этого навеска почвы равная 40 г помещалась в пластмассовую бутылку объемом 450 мл и заливалась 400 мл дистиллированной воды. УЗ обработка при мощности 40% длилась 2 минуты, энергия диспергации достигала 450 Дж/мл. Центрифугировали с относительным ускорением 783 g 3 минуты. Для каждого образца было проведено 10 циклов обработки УЗ и 20 циклов центрифугирования. Всю надосадочную жидкость сливали в стеклянные банки и выпаривали на водяной бане при 80 °C в фарфоровых чашках.

2. Выделение легкой фракции (ЛФ) проводилось с помощью бромформ-этанольной смеси с плотностью 2 г/см³. Почвенные образцы, оставшиеся после выделения ила, количественно переносили в центрифужные пробирки на 50 мл, которые заполнялись тяжелой жидкостью. Пробирки взбалтывали на ротаторе US-1350L ULAB 10 минут на максимальной скорости (350 оборотов в минуту) для гомогенизации раствора, затем центрифугировали с относительным ускорением 1 509 g в течение 5 минут. ЛФ с плотностью $<2 \text{ г/см}^3$ оказывалась сверху, образуя на поверхности плотный темноокрашенный слой (“пробку”), и отделялась от тяжелой фракции (ТФ) с плотностью $>2 \text{ г/см}^3$, так называемой фракции остатка. Взбалтывание и центрифугирование повторяли до прекращения выделения ЛФ, в среднем 10 циклов. Выделенную ЛФ переносили в делительные воронки, которые заполняли дистиллированной водой, интенсивно взбалтывали и оставляли на

ночь. В делительной воронке происходило следующее разделение по плотности: вниз перемещался бромформ, не смешивающийся с водой, над ним был слой ЛФ, выше – водно-спиртовая смесь. Бромформ сливали отдельно для последующей регенерации. ЛФ переносили в центрифужные пробирки, заливали этанолом (с концентрацией 98%) и повторяли циклы взбалтывания-центрифугирования с целью промывки фракции от остатков бромформа. С фракцией остатка проводили аналогичную процедуру. ЛФ и фракция остатка были высушены на водяной бане при 80 °С, чтобы избежать изменения их свойств.

В выделенных фракциях ила и остатка был проведен анализ гранулометрического состава методом лазерной дифракции на приборе Mastersizer 3 000 ([Yudina et al., 2018](#)) с целью проверки полноты фракционирования. Фракция ила более чем на 90% представлена частицами <1 мкм, фракция остатка имеет размер частиц преимущественно 2–50 мкм.

Изучение качественного состава ГВ щелочных экстрактов из образцов почв и гранулоденсиметрических фракций проведено с помощью метода жидкостной хроматографии гидрофобного взаимодействия ([Милановский, 2000](#)). Экстракцию ГВ почв проводили щелочным раствором пирофосфата натрия (0.1 н NaOH + 0.1 н Na₄P₂O₇) при соотношении образец : раствор 1 : 10 (40 °С, 24 часа). От минеральных примесей экстракт ГВ очищали центрифугированием (12 000 об/мин, 15 мин). Жидкостная хроматография гидрофобного взаимодействия проведена на хроматографе среднего давления Bio Rad. Хроматографическая матрица Octyl Sepharosa CL-4B (SIGMA, Германия), колонка 1 × 10 см, скорость фильтрации 1.5 мл/мин, детектирование оптической плотности элюата при длине волны 280 нм. Площадь пиков хроматографических фракций рассчитывали при помощи программы Мульти-Хром. Площадь пика хроматографической фракции, выраженная в процентах от общей площади хроматограммы, дает представление об относительном содержании компонентов ГВ, различающихся по гидрофобно-гидрофильным свойствам. На рисунке 1 представлен пример получаемых хроматограмм для ГВ почвы, ила и ЛФ.

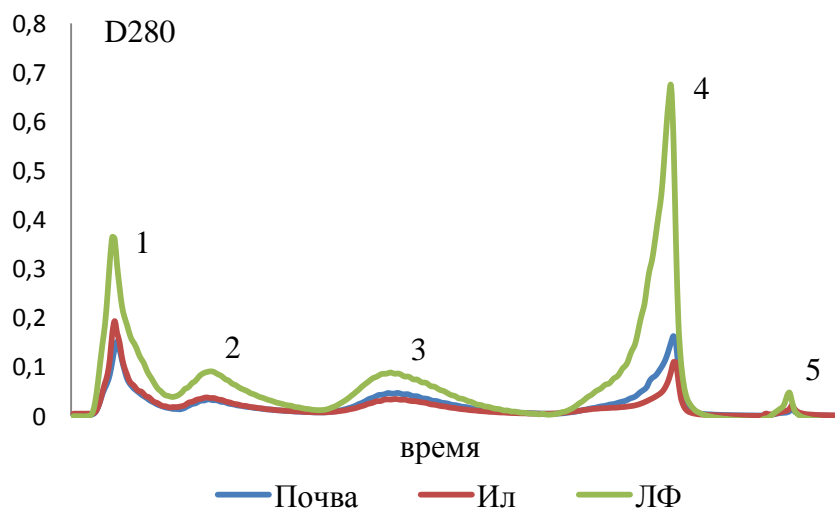


Рис. 1. Хроматографические кривые ГВ почвы, ила и ЛФ чернозема.
Fig. 1. The chromatographic curves of soil, clay and LF of chernozem.

Хроматографические фракции (1, 2, 3, 4 и 5) содержат компоненты ГВ, различающиеся способностью вступать в гидрофобные взаимодействия с матрицей геля (рис. 1).

1-я фракция ГВ содержит гидрофильные соединения, не взаимодействующие с матрицей геля, элюируется с потоком стартового буфера (0.05 М ТРИС-НСl буфер, 2.0 М $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, pH 8.0).

2-я фракция ГВ элюируется при негативном градиенте концентрации сульфата аммония.

3-я фракция ГВ элюируется 0.05 М ТРИС-НСl буфером, pH 8.0.

4-я фракция содержит гидрофобные компоненты ГВ, выделяется путем добавления к буферу поверхностно-активного вещества (0.1% додецилсульфат Na).

5-я фракция вымывается щелочным раствором ЭДТА (1.0 н NaOH, 0.001 н ЭДТА, pH 12.0).

Полноту смыва с колонки внесенных в нее ГВ определяли

по величине оптической плотности, а именно по возвращению к исходным значениям (до введения пробы) после выделения последней хроматографической фракции. ГВ в составе первых двух хроматографических фракций относятся к гидрофильным, а последних трех фракций – к гидрофобным.

Результаты сравнивали с данными, полученными для этих же почв ранее. В работе ([Матвеева и др., 2020](#)) определяли гидрофобно-гидрофильные свойства поверхности твердой фазы чернозема с помощью измерения КУС методом статической сидящей капли ([Ryley, Khoshaim, 1977](#)). Ровную поверхность образца для измерения КУС получали на мембранном фильтре путем осаждения на нем почвенной суспензии и размещения фильтра с осадком на предметном стекле. Для приготовления почвенной суспензии использовали растертые воздушно-сухие образцы почв, просеянные через сито $d = 0.25$ мм. Для гомогенизации водную суспензию образца подвергали воздействию ультразвука (Branson Digital Sonifier 250) с энергией 450 Дж/мл. Концентрация почвенного образца на мембранном фильтре составляла 1.6 мг/см^2 .

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В таблице 2 представлено распределение гранулоденсиметрических фракций чернозема исследуемых делянок. В виду трудоемкости гранулоденсиметрического фракционирования анализ был проведен на смешанных образцах каждого варианта использования в двухкратной повторности. Поэтому говорить о статистической достоверности количественного содержания фракций мы не можем, однако, можем отметить тенденцию увеличения содержания ЛФ при применении.

Чувствительность ЛФ к системе землепользования объясняется ее составом: наличием легкоразлагаемого ОВ, постоянного источника легкодоступных элементов для растений, и термодинамически устойчивых гумусовых веществ (металлгуминовых комплексных соединений) – источника физиологически активных веществ ([Травникова, 2002](#)).

Таблица 2. Содержание гранулоденсиметрических фракций в слое 0–20 см чернозема разных вариантов использования

Table 2. Content of size-density fractions in a layer of 0–20 cm of chernozem of different use cases

Делянка		Содержание гранулоденсиметрических фракций, %					
		Ил, <1 мкм		ЛФ, <2 г/см ³		Остаток, >2 г/см ³	
		Среднее	Станд. Откл.	Среднее	Станд. Откл.	Среднее	Станд. Откл.
a	К	39.8	0.3	8.9	0.1	50.7	0.4
	Ко	40.0	0.5	9.4	0.1	49.7	0.6
	НРКо	39.2	0.3	10.9	0.1	49.4	0.4
	2НРКо	40.1	0.1	11.9	0.0	48.1	0.1
b	К	40.1	0.4	10.4	0.1	50.3	0.5
	НРК	39.3	0.4	10.4	0.1	49.5	0.5
	2НРК	40.0	0.3	9.9	0.4	50.2	0.2

Легкие фракции (табл. 3) наиболее обогащены углеродом. Содержание в них С (%) в 4.5–5.2 раза больше, чем в илистой фракции. При этом содержание N (%) в ЛФ в 3–3.4 раза превышало долю N в илистой фракции. Помимо общего содержания С и N в почве и в гранулоденсиметрических фракциях важным является соотношение С : N, которое показывает степень обогащенности ОВ азотом. Наиболее обогащено азотом ОВ илистой фракции (9.4–10.8), менее всего – ЛФ (14.2–15.6). Чем меньше соотношение С : N, тем сильнее выражена трансформация ОВ при разложении растительных остатков. При сравнении степени обогащенности азотом гранулоденсиметрических фракций и исходной почвы, отмечается большая минерализация ОВ илистой фракции, по сравнению с ОВ почвы, а также наименьшая степень разложенности ОВ ЛФ. Применение удобрений способствовало повышению соотношения С : N (вариант **а**) в почве, иле и ЛФ. Отмена удобрений (вариант **б**) снизила варьирование этого показателя для почв за счет снижения соотношения С : N во фракции ила и ЛФ.

Изучение качественного состава ОВ чернозема и гранулоденсиметрических фракций, проведенное с помощью жидкостной хроматографии гидрофобного взаимодействия, показало изменение относительного содержания амфифильных компонентов ГВ, экстрагируемых из почв и почвенных фракций. Результаты хроматографического фракционирования щелочных экстракций ГВ из почв, ила и ЛФ представлены в таблице 4.

ГВ ила содержат приблизительно равное количество гидрофильных (1-я и 2-я фракции) и гидрофобных (3-я, 4-я и 5-я фракция) компонентов. ГВ ЛФ содержат в 1.6–2 раза больше гидрофобных соединений, чем гидрофильных. При этом для ГВ почвы в целом соотношение гидрофобных хроматографических фракций к гидрофильным лежало в диапазоне от 1.3 до 1.6, и было обусловлено вкладом ГВ ила и ЛФ.

Изменение относительного содержания хроматографических фракций при разном воздействии на почву свидетельствует о трансформации качественного состава экстрагируемых щелочью ГВ как почв в целом, так и почвенных фракций.

Таблица 3. Содержание углерода и азота в образцах почв и гранулоденсиметрических фракциях чернозема
Table 3. The contents of carbon and nitrogen in samples of soils and size-density fractions of chernozem

Делянка		Почва			Ил, <1 мкм			ЛФ, <2 г/см ³			Остаток, >2 г/см ³		
		С,%	N,%	C/N	С,%	N,%	C/N	С,%	N,%	C/N	С,%	N,%	C/N
а	К	4.27	0.37	11.5	4.81	0.48	10.0	24.78	1.59	15.5	0.64	0.07	8.6
	К ₀	4.56	0.40	11.5	4.50	0.46	9.8	22.93	1.58	14.5	0.63	0.07	9.0
	НПК ₀	4.44	0.38	11.7	4.81	0.50	9.6	21.58	1.48	14.6	0.56	0.06	9.0
	2НПК ₀	4.67	0.39	12.1	4.88	0.52	9.4	21.82	1.46	14.9	0.54	0.07	8.2
б	К	4.35	0.36	12.2	4.74	0.44	10.8	24.23	1.57	15.4	0.71	0.08	9.4
	НПК	4.67	0.38	12.3	4.62	0.43	10.8	24.18	1.55	15.6	0.67	0.07	9.1
	2НПК	4.33	0.35	12.4	4.99	0.48	10.5	23.35	1.64	14.2	0.64	0.07	9.5

Таблица 4. Относительное содержание хроматографических фракций щелочных экстрактов ГВ из почв, ила и ЛФ чернозема. Стандартное отклонение рассчитано по 4 повторностям

Table 4. Relative content of chromatographic fractions of alkaline extracts of HS from soils, clay and LF of chernozem. The standard deviation is calculated for 4 repetitions

		Почва					Ил, <1 мкм					ЛФ, <2 г/см ³				
		Содержание хроматографических фракций, %														
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
a	К	23.4	16.5	28.4	30.9	0.8	31.0	16.4	19.1	31.3	2.2	23.9	14.3	22.0	37.0	2.8
		0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.2	0.1	0.1	0.0	0.1	1.0	1.0	0.0	0.1	0.0
	К ₀	23.0	15.5	29.5	31.2	0.8	31.9	17.9	26.4	22.7	1.0	21.4	13.5	22.5	41.2	1.3
		0.1	0.3	0.0	0.2	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.1	0.0	0.3	0.3	0.1
NPK ₀	27.2	15.5	22.8	33.3	1.2	38.3	16.3	23.2	21.3	0.9	22.0	12.9	20.4	43.1	1.5	
	1.2	1.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.0	0.9	1.0	0.2	0.4	0.0	
2NPK ₀	25.0	15.7	26.4	31.9	0.9	32.4	16.6	25.9	24.7	0.5	23.1	13.8	23.2	38.5	1.3	
	4.4	1.3	5.1	1.8	0.2	0.4	0.4	0.2	0.1	0.3	0.0	0.1	0.1	0.2	0.0	
b	К	27.0	16.3	23.3	32.3	1.0	30.8	18.3	23.2	25.8	1.9	19.2	13.5	23.3	42.7	1.3
		1.5	2.2	0.8	1.4	0.1	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.2	0.2	0.3	0.0
	NPK	21.4	16.9	26.7	33.8	1.2	29.2	17.6	23.9	28.3	1.0	19.9	15.1	21.5	42.3	1.2
		0.2	0.2	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2NPK	26.6	16.3	30.1	26.2	0.8	32.2	16.5	23.1	27.0	1.2	22.9	13.3	19.5	42.2	2.0	
	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	1.3	0.9	0.7	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	

Примечание. Верхнее значение – среднее по 4 повторностям, нижнее – стандартное отклонение.

По данным таблицы 4 видно, что наиболее стабильной оказалась вторая хроматографическая фракция. Ее содержание в разных вариантах опыта изменялось меньше всего как в ГВ почвы, так и в ГВ ила и ЛФ. При этом в ГВ почвы наиболее сильно выражены изменения в относительном содержании первой и третьей фракции. Анализ хроматографии ГВ ЛФ показывает большие изменения в содержании четвертой фракции – гидрофобной составляющей ГВ. Трансформация ГВ ила прослеживается в изменении относительного содержания всех фракций. Разница во фракционном составе ГВ обусловлена как природой ОВ в почве и в почвенных фракциях, так и внешним воздействием при разной нагрузке на почву исследуемых делянок. Под действием удобрений (**a**) наблюдается относительное увеличение первой хроматографической фракции и одновременное уменьшение доли третьей хроматографической фракции при исследовании почв (табл. 4). ГВ ила показали меньшее изменение доли второй хроматографической фракции при варьировании содержания первой. Наиболее постоянным было относительное содержание гидрофильных компонентов ГВ ЛФ. Вариант последствия удобрений (**b**) при хроматографическом фракционировании ГВ почв показал обратную картину – при увеличении доли второй хроматографической фракции уменьшалась первая. Относительное содержание гидрофильных фракций ГВ ила и ЛФ было выражено слабее, чем для почвы в целом.

Для оценки происходящих изменений в ГВ почв и почвенных фракций и сравнения вариантов опыта друг с другом нами была рассчитана степень гидрофильности ГВ почв, ила и ЛФ. Отношение наиболее гидрофильной хроматографической фракции к наиболее гидрофобной, т. е. 1 и 4 пиков хроматографической кривой. Чем выше это соотношение, тем больше выражена гидрофильность компонентов ГВ ([Милановский и др., 2005](#); [Дымов и др., 2015](#)). Соотношение первой и четвертой хроматографической фракции для разных вариантов использования чернозема представлено на рисунке 3.

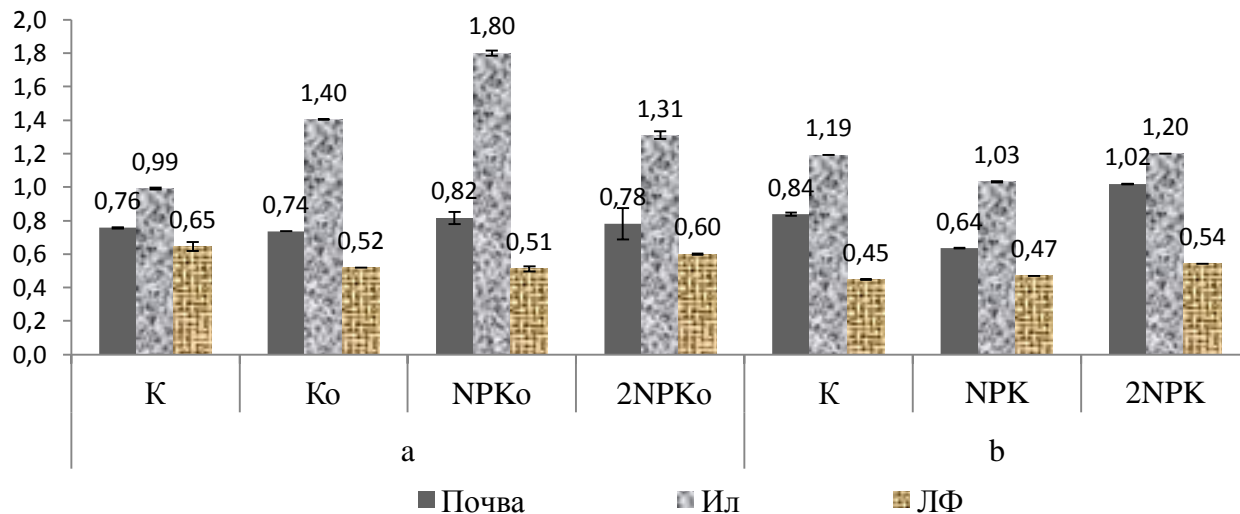


Рис. 3. Степень гидрофильности ГВ чернозема при различных вариантах использования. **а** – действие удобрений, **б** – последствие удобрений; **о** – последствие орошения.

Fig. 3. Degree of hydrophilicity of chernozem soil in different use cases. **a** – the effect of fertilizers, **b** – the aftereffect of fertilizers; **o** – irrigation aftereffect.

При одинаковой направленности изменения степени гидрофильности ГВ как почв, так и почвенных фракций интенсивность изменений различна (рис. 3). Так ГВ почв контрольных участков варианта действия удобрений (**а**) значительно не отличались по степени гидрофильности. ГВ ила контроля без орошения (К) содержали равное количество наиболее гидрофильных (1-я фракция) и наиболее гидрофобных (4-я фракция) компонентов. В то время как ГВ ила орошаемого контроля (Ко) имели меньшее содержание гидрофобных компонентов (доля 4-й фракции составила 22.8%), что увеличило степень гидрофильности ГВ ила делянки Ко более чем на 40% по сравнению с этим же показателем для ГВ ила делянки К. Степень гидрофильности ГВ ЛФ делянки Ко, напротив, на 20% оказалась ниже, чем на делянке К. Если сравнивать делянки последействия орошения с применением одной дозы минеральных удобрений с контролем, то тут уже для каждого из вариантов гидрофобных компонентов ГВ ЛФ было в два раза больше, чем гидрофильных. Степень гидрофильности ГВ ЛФ делянок Ко и НРКо составила – 0.51–0.52 соответственно. При этом для ГВ почвы доля первой хроматографической фракции увеличилась с 23.1 до 28.1% при изменении доли четвертой фракции с 31.4 до 33.3 (табл. 4), что привело к увеличению степени гидрофильности на 10% (рис. 2). Изменение гидрофобно-гидрофильного состава почвы данного варианта опыта обусловлено в большей мере трансформацией ГВ илистой фракции, степень гидрофильности которой увеличилась на 28.5%, а также увеличением содержания ЛФ в почве. ГВ чернозема с внесением 2 доз минеральных удобрений показали более сложное распределение гидрофобно-гидрофильных компонентов в ГВ гранулоденсиметрических фракций. Так степень гидрофильности ГВ исходной почвы делянки 2НРКо значительно не отличалась от степени гидрофильности ГВ почв других делянок действия удобрений (**а**). Отношение доли наиболее гидрофильной фракции к доле наиболее гидрофобной находилось в диапазоне от 0.74 до 0.82.

При этом степень гидрофильности ГВ ЛФ увеличилась на 15.4% и приблизилась к этому показателю, определенному для делянки контроля без орошения (К), в то время как степень гид-

рофильности ГВ илистой фракции была ниже на 28% по сравнению с делянкой применения одной дозы удобрений (НРКо).

Как видно по рисунку 2, изменение гидрофильности ГВ почв в целом между делянкой контроля Ко и делянкой применения одной дозы удобрений НРКо определялось изменением соотношения гидрофильных и гидрофобных компонентов в ГВ ила. А при сравнении контрольного участка Ко с участком применения двойной дозы удобрений 2НРКо больший вклад вносят ГВ ЛВ, что может быть обусловлено как изменением состава поступающего свежего ОВ, так и увеличением количества ЛФ при большей продуктивности культур севооборота при использовании повышенных доз удобрений.

Если вариант действия удобрений (**а**) показывает значительное варьирование в соотношении гидрофильной и гидрофобной фракции ГВ ила и ЛФ при меньшем изменении этого показателя для ГВ почвы в целом, то на участке последствия удобрений (**б**) была выявлена обратная картина. Степень гидрофильности ГВ ила контрольной делянки (К) и делянки прекращения внесения двойной дозы удобрений (2НРК) находится на одном уровне – наиболее гидрофильной фракции ГВ было на 20% больше, чем наиболее гидрофобной. При этом анализ ГВ ила делянки последствия одной дозы удобрений (НРК) показал равное содержание гидрофильных и гидрофобных компонентов. ГВ ЛФ, напротив, не показали различий в соотношении 1-й и 4-й хроматографической фракции между делянками контроля (К) и НРК. А для делянки 2НРК было выявлено увеличение доли гидрофильной фракции с 19.1 до 22.9%. Также можно отметить, что степень гидрофильности ГВ ила изменялась за счет изменения доли наиболее гидрофобных компонентов при постоянстве доли наиболее гидрофильных, в то время как в ГВ ЛФ изменялась доля наиболее гидрофильных компонентов при постоянстве наиболее гидрофобных (табл. 4). Суммарный вклад ГВ почвенных фракций в гидрофобно-гидрофильный состав ГВ почв привел к снижению степени гидрофильности ГВ на делянке НРК и ее увеличению на делянке 2НРК.

Нельзя не отметить различия в динамике изменения гидрофобно-гидрофильных свойств ГВ почв и почвенных фракций ва-

риантов действия и последствия удобрений (рис. 2а, б). Если в первом варианте изменения в свойствах почв менее заметны, в то время как для почвенных фракций различия очевидны, то исследование участка последствия удобрений показывает обратную картину. Из чего можно сделать вывод, что отмена применения удобрений при сохранении действующего севооборота является стрессом для почвы, т. к. изменения качественного состава ГВ можно наблюдать уже на образцах исходных почв, а не в ГВ гранулоденсиметрических фракций.

В более ранней работе ([Матвеева и др., 2020](#)) гидрофобно-гидрофильные свойства поверхности твердой фазы этих же почв определялись путем измерения краевого угла смачивания (КУС) методом сидячей капли на мембранных фильтрах (рис. 4). Для каждого исследуемого образца подготовлено по 2 мембранных фильтра, число измерений КУС на одном фильтре – 6, образцов на делянке 3–5.

Как и при определении гидрофобно-гидрофильных свойств ГВ с помощью хроматографии гидрофобного взаимодействия, направленность изменения изучаемых показателей для варианта действия удобрений и варианта последствия удобрений совпала (рис. 3 и рис. 4).

Увеличение гидрофобности поверхности твердой фазы почв отражается в увеличении КУС и было выявлено в варианте применения удобрений (**а**). Смачиваемость поверхности твердой фазы почв варианта последствия удобрений (**б**) не показала значимых отличий для чернозема с 1 и 2 дозами NPK. Таким образом, результаты показывают увеличение гидрофобности поверхности твердой фазы почв при одновременном увеличении гидрофильности ГВ как почв, так и ила, и ЛФ. Как уже отмечалось ранее, гидрофобные компоненты ГВ предохраняют гидрофильные от микробной минерализации, а также выноса с водой вниз по почвенному профилю. Поэтому соотношение гидрофобных и гидрофильных компонентов ГВ может указывать на наличие или отсутствие деградационных процессов в почве.

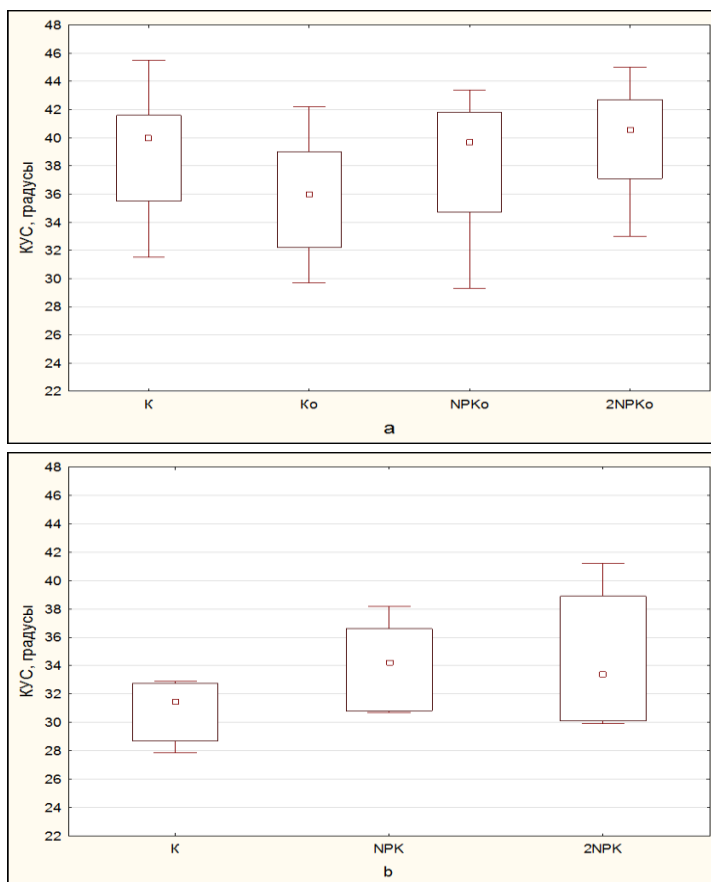


Рис. 4. Краевой угол смачивания чернозема. **a** – действие удобрений, **b** – последствие удобрений. К – контроль, NPK и 2NPK – одна и две дозы вносимых минеральных удобрений соответственно, **o** – последствие орошения. Размах обусловлен пространственным варьированием.

Fig. 4. Contact angle of the studied soils of chernozem. **a** – effect of fertilizers, **b** – aftereffect of fertilizers. K – control, NPK and 2NPK – one and two doses of mineral fertilizers, respectively; **o** – irrigation aftereffect. The spread is due to spatial variation.

Результаты корреляционного анализа между гидрофобно-гидрофильными свойствами поверхности твердой фазы чернозема, определенными путем измерения КУС, и гидрофобно-гидрофильными свойствами ГВ исходной почвы и почвенных гранулоденсиметрических фракций представлены в таблице 5.

Таблица 5. Коэффициенты корреляции между величиной КУС и отношением 1-го и 4-го пиков хроматограмм ГВ чернозема, ила и ЛФ

Table 5. Correlation coefficients between CA and the ratio of 1/4 peaks of chromatograms of HS of chernozem, CF and LF

Группировка вариантов опыта	Число делянок	Почва	Ил	ЛФ
Все варианты	7	-0.03	0.22	0.87
Действие удобрений	4	0.53	-0.44	0.79
Действие удобрений Последствие орошения	3	0.85	-0.22	0.91
Последствие удобрений	3	0.13	-0.29	0.80

Примечание. Жирным шрифтом выделены значимые коэффициенты корреляции.

Коэффициенты корреляции рассчитывали между средними значениями величин для каждой делянки, при этом среднее значение КУС рассчитывали по 36–60 измерениям для каждой делянки, а степень гидрофильности – по 4 повторностям.

Чем выше соотношение 1-го пика к 4-му, тем больше выражена гидрофильность ГВ. Положительная корреляция между величиной КУС и этим соотношением указывает на то, что увеличение гидрофобности поверхности твердой фазы почв происходит одновременно с увеличением доли гидрофильных компонентов в составе ГВ почв или почвенных фракций. Как видно из таблицы 5, положительная корреляция между исследуемыми показателями отмечается в варианте действия удобрений при анализе ГВ почв и ЛФ, в варианте последствия удобрений положительная корреляция между гидрофобностью поверхности твердой фазы почв и гидрофильностью ГВ наблюдается только для ЛФ. Кроме того, увеличение гидрофильности ГВ как исходной почвы, так и поч-

венных фракций происходит с увеличением содержания углерода как в почве, так и во фракциях, что свидетельствует об устойчивости системы. Разный отклик ГВ ила и ЛФ обусловлен особенностями их строения, а именно органо-минеральным взаимодействием, которое и определяет скорость их трансформации и отклика на изменения внешних условий.

Как показало наше исследование, с помощью анализа гидрофобного-гидрофильного состава ГВ почвенных фракций можно раньше обнаружить происходящие с ОВ изменения, по сравнению с изучением ОВ, выделенного из почвы в целом. Поэтому для контроля и предотвращения деграционных изменений почв рекомендуется проводить мониторинг гидрофобно-гидрофильного состава ОВ гранулоденсиметрических фракций почв.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ полученных результатов свидетельствует, что гидрофобно-гидрофильные свойства ГВ чернозема могут служить маркером происходящих в почве процессов, в том числе деграционных, при агрогенной нагрузке. Помимо вида нагрузки значимую роль играет ее интенсивность либо отмена. Применение минеральных удобрений способствует повышению поступления растительных остатков, корневых выделений и микробиологической активности, что проявляется в увеличении содержания углерода в почве, и приводит к увеличению гидрофобности поверхности твердой фазы почв. Одновременно с повышением гидрофобности поверхности твердой фазы происходит увеличение степени гидрофильности ГВ как почв, так и выделенных гранулоденсиметрических фракций. Относительное накопление гидрофильных компонентов в составе ГВ при одновременном увеличении гидрофобности поверхности твердой фазы почвы свидетельствует об устойчивости почвы в целом. ГВ почвенных фракций интенсивнее реагировали на агрогенную нагрузку в виде применения минеральных удобрений или их отмены, чем сама почва, поэтому изучение гидрофобно-гидрофильных ГВ различных по характеру органо-минеральных взаимодействий следует использовать при мониторинге изменений сельскохозяйственных почв.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Адамсон А., Абидор И.Г., Дерягин Б.В.* Физическая химия поверхностей. М.: Мир, 1979. 568 с.
2. *Басов Г.Ф., Грищенко М.Н.* Гидрологическая роль лесных полос (по данным исследований, проведенных в Каменной Степи). М.: Гослесбумиздат, 1963. 201 с.
3. *Дымов А.А., Дубровский Ю.А., Габов Д.Н., Жангуров Е.В., Низовцев Н.А.* Влияние пожара в северотаежном ельнике на органическое вещество почвы // Лесоведение. 2015. № 1. С. 52–62.
4. *Егоров В.В., Иванова Е.Н., Фридланд В.М., Розов Н.И.* Классификация и диагностика почв СССР. М.: Рипол Классик, 1977. 221 с.
5. *Когут Б.М., Шульц Э., Титова Н.А., Холодов В.А.* Органическое вещество гранулоденсиметрических фракций целинного и пахотного типичного чернозема // Агрохимия. 2010. № 8. С. 3–9.
6. *Лебедева И.И., Базыкина Г.С., Гребенников А.М., Чевердин Ю.И., Беспалов В.А.* Опыт комплексной оценки влияния длительности земледельческого использования на свойства и режимы агрочерноземов Каменной степи // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2016. Вып. 83. С. 77–102. DOI: [10.19047/0136-1694-2016-83-77-102](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2016-83-77-102).
7. *Матвеева Н.В., Милановский Е.Ю., Хайдапова Д.Д., Рогова О.Б.* Краевой угол смачивания как интегральный показатель физико-химических свойств черноземов Каменной степи // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2020. Вып. 101. С. 76–123. DOI: [10.19047/0136-1694-2020-101-76-123](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-101-76-123).
8. *Матвеева Н.В., Милановский Е.Ю., Рогова О.Б.* Изменение гидрофобно-гидрофильных свойств органического вещества черноземов Каменной Степи // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2021. Вып. 106. С. 49–76. DOI: [10.19047/0136-1694-2021-106-49-76](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2021-106-49-76).
9. *Милановский Е.Ю.* Амфифильные компоненты гумусовых веществ почв // Почвоведение. 2000. № 6. С. 706–715.
10. *Милановский Е.Ю., Шеин Е.В., Русанов А.М., Засыпкина Д.И., Николаева Е.И., Анилова Л.В.* Почвенная структура и органическое вещество типичных черноземов Предуралья под лесом и многолетней пашней // Вестник Оренбургского государственного университета. 2005. № 2. С. 113–117.
11. *Травникова Л.С.* Закономерности гумусонакопления: новые данные и их интерпретация // Почвоведение. 2002. № 7. С. 832–843.

12. *Шаймухаметов М.Ш., Титова Н.А., Травникова Л.С.* Применение физических методов фракционирования для характеристики органического вещества почв // Почвоведение. 1984. № 8. С. 131–141.
13. *Шишов Л.Л., Тонконогов В.Д., Лебедева И.И., Герасимова М.И.* Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 341 с.
14. *Bahrani B., Mansell R.S., Hammond L.C.* Using infiltrations of heptane and water into soil columns to determine soil-water contact angles // Soil Science Society of America Journal. 1973. Vol. 37(4). P. 532–534.
15. *Baldock J.A., Beare M.H., Curtin D., Hawke B.* Stocks, composition and vulnerability to loss of soil organic carbon predicted using mid-infrared spectroscopy // Soil Research. 2018. Vol. 56(5). P. 468–480.
16. *Benard P., Zarebanadkouki M., Hedwig C., Holz M., Ahmed M., Carminati A.* Pore-scale distribution of mucilage affecting water repellency in the rhizosphere // Vadose Zone Journal. 2018. Vol. 17(1). P 1–9.
17. *Bughici T., Wallach R.* Formation of soil–water repellency in olive orchards and its influence on infiltration pattern // Geoderma. 2016. Vol. 262. P. 1–11.
18. *Chen H., Rhoades C.C., Chow A.T.* Characteristics of soil organic matter 14 years after a wildfire: A pyrolysis-gas-chromatography mass spectrometry (Py-GC-MS) study // Journal of Analytical and Applied Pyrolysis. 2020. Vol. 152. P. 1–8.
19. *Cihlář Z., Vojtová L., Conte P., Nasir S., Kučerik J.* Hydration and water holding properties of cross-linked lignite humic acids // Geoderma. 2014. Vol. 230. P. 151–160.
20. *Daniel N.R., Uddin S.M., Harper R.J., Henry D.J.* Soil water repellency: A molecular-level perspective of a global environmental phenomenon // Geoderma. 2019. Vol. 338. P. 56–66.
21. *Dersch G., Böhm K.* Effects of agronomic practices on the soil carbon storage potential in arable farming in Austria // Nutrient Cycling in Agroecosystems. 2001. Vol. 60(1). P. 49–55.
22. *Doerr S.H.* On standardizing the ‘water drop penetration time’ and the ‘molarity of an ethanol droplet’ techniques to classify soil hydrophobicity: a case study using medium textured soils // Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Group. 1998. Vol. 23(7). P. 663–668.
23. *Doerr S.H., Shakesby R.A., Walsh R.P.D.* Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance // Earth-Science Reviews. 2000. Vol. 51(1–4). P. 33–65.
24. *Drahorad S.L., Jehn F.U., Ellerbrock R.H., Siemens J., Felix-Henningsen P.* Soil organic matter content and its aliphatic character define the

- hydrophobicity of biocrusts in different successional stages // *Ecohydrology*. 2020. Vol. 13(6). P. 1–8.
25. *Ellerbrock R.H., Gerke H.H., Bachmann J., Goebel M.O.* Composition of organic matter fractions for explaining wettability of three forest soils // *Soil Science Society of America Journal*. 2005. Vol. 69(1). P. 57–66.
26. *Fidanza M., Kostka S., Bigelow C.* Communication of soil water repellency causes, problems, and solutions of intensively managed amenity turf from 2000 to 2020 // *Journal of Hydrology and Hydromechanics*. 2020. Vol. 68(4). P. 306–312.
27. *Glqb T., Gondek K.* The influence of soil compaction and N fertilization on physico-chemical properties of Mollic Fluvisol soil under red clover/grass mixture // *Geoderma*. 2014. Vol. 226. P. 204–212.
28. *Hai L., Li X.G., Li F.M., Suo D.R., Guggenberger G.* Long-term fertilization and manuring effects on physically-separated soil organic matter pools under a wheat–wheat–maize cropping system in an arid region of China // *Soil Biology and Biochemistry*. 2010. Vol. 42(2). P. 253–259.
29. *Hao X., Liu S., Wu J., Hu R., Tong C., Su Y.* Effect of long-term application of inorganic fertilizer and organic amendments on soil organic matter and microbial biomass in three subtropical paddy soils // *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 2010. Vol. 81(1). P. 17–24.
30. *Kaur T., Brar B., Dhillon N.* Soil organic matter dynamics as affected by long-term use of organic and inorganic fertilizers under maize–wheat cropping system // *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 2008. Vol. 81(1). P. 59–69.
31. *Liu Z., Yu X., Wan L.* Capillary rise method for the measurement of the contact angle of soils // *Acta Geotechnica*. 2016. Vol. 11(1). P. 21–35.
32. *Mao J., Nierop K.G.J., Sinninghe Damsté J.S., Dekker S.C.* Roots induce stronger soil water repellency than leaf waxes // *Geoderma*. 2014. 232–234. P. 328–340
33. *Mao J., Nierop K.G., Dekker S.C., Dekker L.W., Chen B.* Understanding the mechanisms of soil water repellency from nanoscale to ecosystem scale: a review // *Journal of Soils and Sediments*. 2019. Vol. 19(1). P. 171–185.
34. *Menšík L., Hlišnikovský L., Pospíšilová L., Kunzová E.* The effect of application of organic manures and mineral fertilizers on the state of soil organic matter and nutrients in the long-term field experiment // *Journal of soils and sediments*. 2018. Vol. 18(8). P. 2813–2822.
35. *Miller J., Owen M., Yang X., Drury C., Reynolds W., Chanasyk D.* Long-term cropping and fertilization influences soil organic carbon, soil water repellency, and soil hydrophobicity // *Canadian Journal of Soil Science*. 2020. Vol. 100(3). P. 234–244.

36. Müller K., Deurer M. Review of the remediation strategies for soil water repellency // *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2011. Vol. 144(1). P. 208–221.
37. Ogunmokun F.A., Liu Z., Wallach R. The influence of surfactant-application method on the effectiveness of water-repellent soil remediation // *Geoderma*. 2020. Vol. 362. P. 1–12.
38. Oostindie K., Dekker L., Wesseling J., Ritsema C., Moore D. Influence of a single soil surfactant application on potato ridge moisture dynamics and crop yield in a water repellent Sandy soil. Proc. XXVIII International Horticultural Congress on Science and Horticulture for People (IHC2010): International Symposium on 938. 2010. P. 341–346.
39. Poeplau C., Don A., Six J., Kaiser M., Benbi D., Chenu C., Cotrufo M.F., Derrien D., Gioacchini P., Grand S., Gregorich E., Griepentrog M., Gunina A., Haddix M., Kuzyakov Y., Kühnel A., Macdonald L.M., Soong J., Trigalet S., Vermeire M-L., Rovira P., van Wesemael B., Wiesmeier M., Yeasmin S., Yevdokimov I., Nieder R. Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison // *Soil Biology and Biochemistry*. 2018. Vol. 125. P. 10–26.
40. Roper M., Ward P., Keulen A., Hill J. Under no-tillage and stubble retention, soil water content and crop growth are poorly related to soil water repellency // *Soil and Tillage Research*. 2013. Vol. 126. P. 143–150.
41. Ryley D.J., Khoshaim B.H. New method of determining contact-angle made by a sessile drop upon a horizontal surface (sessile drop contact-angle) // *Journal of Colloid and Interface Science*. 1977. Vol. 59(2). P. 243–251.
42. Šimon T., Czako A. Influence of long-term application of organic and inorganic fertilizers on soil properties // *Plant, Soil and Environment*. 2014. Vol. 60(7). P. 314–319.
43. Su Y.-Z., Wang F., Suo D.-R., Zhang Z.-H., Du M.-W. Long-term effect of fertilizer and manure application on soil-carbon sequestration and soil fertility under the wheat–wheat–maize cropping system in northwest China // *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 2016. Vol. 75(1). P. 285–295.
44. Tadayonnejad M., Ghorbani Dashtaki S., Mosadeghil M.R., Mohammadi J., Panahi M. The effect of long-term drip irrigation and polyacrylamide application on soil water repellency in the quince orchard garden // *Journal of Soil Management and Sustainable Production*. 2017. Vol. 7(2). P. 85–102.
45. Wang H., Xu J., Liu X., Zhang D., Li L., Li W., Sheng L. Effects of long-term application of organic fertilizer on improving organic matter content and retarding acidity in red soil from China // *Soil and Tillage Research*. 2019. Vol. 195. P. 1–9.
46. Wei W., Yan Y., Cao J., Christie P., Zhang F., Fan M. Effects of combined application of organic amendments and fertilizers on crop yield and soil

organic matter: an integrated analysis of long-term experiments // *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2016. Vol. 225. P. 86–92.

47. *World Reference Base for soil resources 2014*: international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, World Soil Resources Report (106).

48. *Yudina A.V., Fomin D.S., Kotelnikova A.D., Milanovskii E.Yu.* From the notion of elementary soil particle to the particle-size and microaggregate-size distribution analyses: A review // *Eurasian soil science*. 2018. Vol. 51. Iss. 11. P. 1326–1347.

49. *Zimmermann M., Leifeld J. Schmidt M., Smith P., Fuhrer J.* Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model // *European Journal of Soil Science*. 2007. Vol. 58(3). P. 658–667.

REFERENCES

1. Adamson A., Abidor I.G., Deryagin B.V., *Fizicheskaya khimiya poverkhnosti* (Physical chemistry of surfaces), Moscow: Mir, 1979, 568 p.

2. Basov G.F., Grishchenko M.N., *Gidrologicheskaya rol' lesnyh polos (po dannym issledovaniy, provedennyh v Kamennoy stepi)* (Hydrological role of forest belts (according to research carried out in the Stone Steppe)), Moscow: Goslesbumizdat, 1963, 201 p.

3. Dymov A.A., Dubrovskij Yu.A., Gabov D.N., ZHangurov E.V., Nizovcev N.A., Vliyanie pozhara v severotaeznom el'nike na organicheskoe veshchestvo pochvy (Effects of fire in northern taiga spruce forest on soil organic matter), *Lesovedenie*, 2015, No. 1, pp. 52–62.

4. Egorov V.V., Ivanova E.N., Fridland V.M., Rozov N.I., *Klassifikaciya i diagnostika pochv SSSR* (Classification and diagnosis of soils of the USSR), Moscow: Ripol Klassik, 1977, 221 p.

5. Kogut B.M., SHul'c E., Titova N.A., Holodov V.A., Organicheskoe veshchestvo granulodensimetricheskikh frakcij celinnogo i pahotnogo tipichnogo chernozema (Organic matter of granulodensimetric fractions of virgin and arable typical chernozem), *Agrohimiya*, 2010, No. 8, pp. 3–9.

6. Lebedeva I.I., Bazykina G.S., Grebennikov A.M., Cheverdin Yu.I., Bespalov V.A., The experience of the complex assessment of the impact of the length of agricultural use on properties and regimes of agrochernozems of the Stone Steppe agrochernozems of the Stone Steppe, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2016, Vol. 83, pp. 77–102, DOI: [10.19047/0136-1694-2016-83-77-102](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2016-83-77-102).

7. Matveeva N.V., Milanovsky E.Yu., Khaidapova D.D., Rogova O.B., The contact angle of wetting as an integral indicator of physical-chemical properties of Chernozems of Kamennaya Steppe, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2020, Vol. 101, pp. 76–123, DOI: [10.19047/0136-1694-2020-101-76-123](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-101-76-123).

8. Matveeva N.V., Milanovsky E.Yu., Rogova O.B., Changes in the hydrophobic-hydrophilic properties of the organic matter of the chernozems of the Kamennaya Steppe, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2021, Vol. 106, pp. 49–76, DOI: [10.19047/0136-1694-2021-106-49-76](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2021-106-49-76).
9. Milanovskij E.Yu., Amfifil'nye komponenty gumusovyh veshchestv pochv (Amphiphilic components of humus substances of soils), *Pochvovedenie*, 2000, Iss. 6, pp. 706–715.
10. Milanovskij E.Yu., Shein E.V., Rusanov A.M., Zasyapkina D.I., Nikolaeva, E.I., Anilova L.V., Pochvennaya struktura i organicheskoe veshchestvo tipichnyh chernozemo Predural'ya pod lesom i mnogoletnej pashnej (Soil structure and organic matter of typical chernozems of the Urals under forest and perennial arable land. Humus substances of soils as natural hydrophobic-hydrophilic compounds), *Vestnik Orenburgskogo gosudarstvennogo universiteta*, 2005, Vol. 2, pp. 113–117.
11. Travnikova L.S., Zakonomernosti gumusonakopleniya: novye dannye i ih interpretaciya (Regularities of humus accumulation: new data and their interpretation), *Pochvovedenie*, 2002, No. 7, pp. 832–843.
12. Shajmuhametov M.Sh., Titova N.A., Travnikova L.S., Primenenie fizicheskikh metodov frakcionirovaniya dlya harakteristiki organicheskogo veshchestva pochv (Application of physical fractionation methods to characterize soil organic matter), *Pochvovedenie*, 1984, Vol. 8, pp. 131–141.
13. Shishov L.L., Tonkonogov V.D., Lebedeva I.I., Gerasimova M.I., *Klassifikaciya i diagnostika pochv Rossii* (Classification and diagnosis of soils in Russia), Smolensk: Ojkumena, 2004, 341 p.
14. Bahrani B., Mansell R.S., Hammond L.C., Using infiltrations of heptane and water into soil columns to determine soil-water contact angles, *Soil Science Society of America Journal*, 1973, Vol. 37(4), pp. 532–534.
15. Baldock J.A., Beare M.H., Curtin D., Hawke B., Stocks, composition and vulnerability to loss of soil organic carbon predicted using mid-infrared spectroscopy, *Soil Research*, 2018, Vol. 56(5), pp. 468–480.
16. Benard P., Zarebanadkouki M., Hedwig C., Holz M., Ahmed M., Carminati A., Pore-scale distribution of mucilage affecting water repellency in the rhizosphere, *Vadose Zone Journal*, 2018, Vol. 17(1), pp 1–9.
17. Bughici T., Wallach R., Formation of soil–water repellency in olive orchards and its influence on infiltration pattern, *Geoderma*, 2016, Vol. 262, pp. 1–11.
18. Chen H., Rhoades C.C., Chow A.T., Characteristics of soil organic matter 14 years after a wildfire: A pyrolysis-gas-chromatography mass spectrometry (Py-GC-MS) study, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 2020, Vol. 152, pp. 1–8.

19. Cihlář Z., Vojtová L., Conte P., Nasir S., Kučerík J., Hydration and water holding properties of cross-linked lignite humic acids, *Geoderma*, 2014, Vol. 230, pp. 151–160.
20. Daniel N.R., Uddin S.M., Harper R.J., Henry D.J., Soil water repellency: A molecular-level perspective of a global environmental phenomenon, *Geoderma*, 2019, Vol. 338, pp. 56–66.
21. Dersch G., Böhm K., Effects of agronomic practices on the soil carbon storage potential in arable farming in Austria, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2001, Vol. 60(1), pp. 49–55.
22. Doerr S.H., On standardizing the ‘water drop penetration time’ and the ‘molarity of an ethanol droplet’ techniques to classify soil hydrophobicity: a case study using medium textured soils, *Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Group*, 1998, Vol. 23(7), pp. 663–668.
23. Doerr S.H., Shakesby R.A., Walsh R.P.D., Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance, *Earth Science Reviews*, 2000, Vol. 51(1–4), pp. 33–65.
24. Drahorad S.L., Jehn F.U., Ellerbrock R.H., Siemens J., Felix-Henningsen P., Soil organic matter content and its aliphatic character define the hydrophobicity of biocrusts in different successional stages, *Ecohydrology*, 2020, Vol. 13(6), pp. 1–8.
25. Ellerbrock R.H., Gerke H.H., Bachmann J., Goebel M.O., Composition of organic matter fractions for explaining wettability of three forest soils, *Soil Science Society of America Journal*, 2005, Vol. 69(1), pp. 57–66.
26. Fidanza M., Kostka S., Bigelow C., Communication of soil water repellency causes, problems, and solutions of intensively managed amenity turf from 2000 to 2020, *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, Vol. 68(4), pp. 306–312.
27. Głąb T., Gondek K., The influence of soil compaction and N fertilization on physico-chemical properties of Mollic Fluvisol soil under red clover/grass mixture, *Geoderma*, 2014, Vol. 226, pp. 204–212.
28. Hai L., Li X.G., Li F.M., Suo D.R., Guggenberger G., Long-term fertilization and manuring effects on physically-separated soil organic matter pools under a wheat–wheat–maize cropping system in an arid region of China, *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, Vol. 42(2), pp. 253–259.
29. Hao X., Liu S., Wu J., Hu R., Tong C., Su Y., Effect of long-term application of inorganic fertilizer and organic amendments on soil organic matter and microbial biomass in three subtropical paddy soils, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2010, Vol. 81(1), pp. 17–24.

30. Kaur T., Brar B., Dhillon N., Soil organic matter dynamics as affected by long-term use of organic and inorganic fertilizers under maize–wheat cropping system, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2008, Vol. 81(1), pp. 59–69.
31. Liu Z., Yu X., Wan L., Capillary rise method for the measurement of the contact angle of soils, *Acta Geotechnica*, 2016, Vol. 11(1), pp. 21–35.
32. Mao J., Nierop K.G.J., Sinninghe Damsté J.S., Dekker S.C., Roots induce stronger soil water repellency than leaf waxes, *Geoderma*, 2014, Vol. 232–234, pp. 328–340.
33. Mao J., Nierop K.G., Dekker S.C., Dekker L.W., Chen B., Understanding the mechanisms of soil water repellency from nanoscale to ecosystem scale: a review, *Journal of Soils and Sediments*, 2019, Vol. 19(1), pp. 171–185.
34. Menšík L., Hlisnikovský L., Pospíšilová L., Kunzová E., The effect of application of organic manures and mineral fertilizers on the state of soil organic matter and nutrients in the long-term field experiment, *Journal of soils and sediments*, 2018, Vol. 18(8), pp. 2813–2822.
35. Miller J., Owen M., Yang X., Drury C., Reynolds W., Chanasyk D., Long-term cropping and fertilization influences soil organic carbon, soil water repellency, and soil hydrophobicity, *Canadian Journal of Soil Science*, 2020, Vol. 100(3), pp. 234–244.
36. Müller K., Deurer M., Review of the remediation strategies for soil water repellency, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2011, Vol. 144(1), pp. 208–221.
37. Ogunmokun F.A., Liu Z., Wallach R., The influence of surfactant-application method on the effectiveness of water-repellent soil remediation, *Geoderma*, 2020, Vol. 362, pp. 1–12.
38. Oostindie K., Dekker L., Wesseling J., Ritsema C., Moore D., Influence of a single soil surfactant application on potato ridge moisture dynamics and crop yield in a water repellent Sandy soil, *Proc. XXVIII International Horticultural Congress on Science and Horticulture for People (IHC2010): International Symposium on 938*, 2010, pp. 341–346.
39. Poelplau C., Don A., Six J., Kaiser M., Benbi D., Chenu C., Cotrufo M.F., Derrien D., Gioacchini P., Grand S., Gregorich E., Griepentrog M., Gunina A., Haddix M., Kuz'yakov Y., Kühnel A., Macdonald L.M., Soong J., Trigalet S., Vermeire M-L., Rovira P., van Wesemael B., Wiesmeier M., Yeasmin S., Yevdokimov I., Nieder R., Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison, *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, Vol. 125, pp. 10–26.
40. Roper M., Ward P., Keulen A., Hill J., Under no-tillage and stubble retention, soil water content and crop growth are poorly related to soil water repellency, *Soil and Tillage Research*, 2013, Vol. 126, pp. 143–150.

41. Ryley D.J., Khoshaim B.H., New method of determining contact-angle made by a sessile drop upon a horizontal surface (sessile drop contact-angle), *Journal of Colloid and Interface Science*, 1977, Vol. 59(2), pp. 243–251.
42. Šimon T., Czako A., Influence of long-term application of organic and inorganic fertilizers on soil properties, *Plant, Soil and Environment*, 2014, Vol. 60(7), pp. 314–319.
43. Su Y.-Z., Wang F., Suo D.-R., Zhang Z.-H., Du M.-W., Long-term effect of fertilizer and manure application on soil-carbon sequestration and soil fertility under the wheat–wheat–maize cropping system in northwest China, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2016, Vol. 75(1), pp. 285–295.
44. Tadayonnejad M., Ghorbani Dashtaki S., Mosadeghi M.R., Mohammadi J., Panahi M., The effect of long-term drip irrigation and polyacrylamide application on soil water repellency in the quince orchard garden, *Journal of Soil Management and Sustainable Production*, 2017, Vol. 7(2), pp. 85–102.
45. Wang H., Xu J., Liu X., Zhang D., Li L., Li W., Sheng L., Effects of long-term application of organic fertilizer on improving organic matter content and retarding acidity in red soil from China, *Soil and Tillage Research*, 2019, Vol. 195, pp. 1–9.
46. Wei W., Yan Y., Cao J., Christie P., Zhang F., Fan M., Effects of combined application of organic amendments and fertilizers on crop yield and soil organic matter: an integrated analysis of long-term experiments, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2016, Vol. 225, pp. 86–92.
47. *World Reference Base for soil resources 2014: international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*, World Soil Resources Report (106).
48. Yudina A.V., Fomin D.S., Kotelnikova A.D., Milanovskii E.Yu., From the notion of elementary soil particle to the particle-size and microaggregate-size distribution analyses: A review, *Eurasian soil science*, 2018, Vol. 51, Iss. 11, pp. 1326–1347.
49. Zimmermann M., Leifeld J., Schmidt M., Smith P., Fuhrer J. Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model, *European Journal of Soil Science*, 2007, Vol. 58(3), pp. 658–667.

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2021-109-129-164



Ссылки для цитирования:

Борисочкина Т.И., Когут Б.М., Хаматнуров Ш.А. Эколого-геохимическое состояние почв и грунтов зеленых насаждений Москвы (аналитический обзор) // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2021. Вып. 109. С. 129-164. DOI: 10.19047/0136-1694-2021-109-129-164

Cite this article as:

Borisochkina T.I., Kogut B.M., Khamatnurov Sh.A., Ecological and geochemical state of soils and grounds of Moscow green spaces (analytical review), Dokuchaev Soil Bulletin, 2021, V. 109, pp. 129-164, DOI: 10.19047/0136-1694-2021-109-129-164

Эколого-геохимическое состояние почв и грунтов зеленых насаждений Москвы (аналитический обзор)

© 2021 г. Т. И. Борисочкина, Б. М. Когут, Ш. А. Хаматнуров *

*ФИЦ “Почвенный институт им. В.В. Докучаева”, Россия,
119017, Москва, Пыжевский пер, 7, стр. 2,*

* <https://orcid.org/0000-0001-6123-4407>, e-mail: Lab.esoil@yandex.ru.

*Поступила в редакцию 23.08.2021, после доработки 19.10.2021,
принята к публикации 16.12.2021*

Резюме: Дана оценка загрязнения почв и грунтов зеленых насаждений Москвы тяжелыми металлами и противогололедными реагентами. Анализ литературных источников свидетельствует о произошедшем за последние годы снижении суммарного показателя загрязнения почв и грунтов зеленых насаждений города. Уменьшение суммарного показателя загрязнения обусловлено сокращением выбросов промышленных предприятий и проведением рекультивационных работ с заменой верхних слоев грунта. При этом зафиксирован рост содержания свинца в компонентах городских ландшафтов, обусловленный возросшей интенсивностью движения автотранспорта. Выявлена недостаточная озелененность районов центральной части мегаполиса, которая ниже нормы, рекомендованной ВОЗ, составляющей 50 м² древесных насаждений на человека. Описаны процессы засоления почв и угнетения городской растительности, вызванные применением антигололедных

реагентов. Приведены литературные данные по антропогенной трансформации физико-химических свойств почв и форм нахождения тяжелых металлов в почвах. Указано на перспективность изучения этих вопросов для решения эколого-гигиенических задач мегаполиса. С учетом генезиса и эколого-геохимического состояния почвы зеленых насаждений Москвы предложено разделить на три группы: 1) почвы на насыпных грунтах сконструированных ландшафтов, 2) трансформированные почвы со следами прошлого антропогенного воздействия (постагрогенные почвы, почвы постселитебных территорий), 3) почвы на территориях парков, лесопарков и лесных массивов, слабо затронутые антропогенным воздействием и сохранившие свойства природных зональных почв.

Ключевые слова: зеленые насаждения Москвы, антропогенная трансформация, загрязнение почв, тяжелые металлы.

Ecological and geochemical state of soils and grounds of Moscow green spaces (analytical review)

© 2021 T. I. Borisochkina, B. M. Kogut, Sh. A. Khamatnurov*

*Federal Research Centre “V.V. Dokuchaev Soil Science Institute”,
7 Bld. 2 Pyzhevskiy per., Moscow 119017, Russian Federation,
<https://orcid.org/0000-0001-6123-4407>, e-mail: Lab.esoil@yandex.ru.

Received 23.08.2021, Revised 19.10.2021, Accepted 16.12.2021

Abstract: The paper assesses the pollution of soils and grounds of green spaces in Moscow with heavy metals and de-icing agents. The analysis of literature sources indicates a decrease in integral pollution index of soils and grounds of green spaces in the city in recent years. The decrease in the integral pollution index is determined by the reduction of emissions from industrial enterprises and by the land reclamation with the replacement of the upper soil layer. At the same time, an observed increase in the lead concentrations in urban landscapes was caused by intensive automobile traffic. The lack of green territories was noted in central part of the metropolis, which is below the norm recommended by WHO (50 m² of tree plantations per person). The processes of soil salinization and suppression of urban vegetation caused by the use of de-icing reagents are described. The literature data on the anthropogenic transformation of physical and chemical properties of soils and forms of heavy metal compounds in soils are presented. It is indicated that the study of these issues is promising for solving ecological-hygienic problems of the megalopolis. Soils of green spaces in Moscow are proposed to be divided

into three groups, taking into account the genesis, ecological and geochemical state: 1) soils on artificial bulk ground of designed landscapes, 2) transformed soils with traces of past anthropogenic impact (postagrogenic soils, soils of post-settlement territories, 3) soils on the territories of parks, forest parks and forests, slightly affected by human activities and retaining the properties of natural zonal soils.

Keywords: Moscow green spaces, anthropogenic transformation, soil pollution, heavy metals.

ВВЕДЕНИЕ

Ландшафты Москвы систематически претерпевают различные антропогенные воздействия, характер которых зависит от огромного количества факторов. В урбанизированных ландшафтах одним из главных показателей экологической сбалансированности проявлений техногенеза и природной составляющей являются зеленые насаждения, играющие важнейшую роль в формировании благоприятных условий жизни городского населения ([Горохов, 2005](#)). Почва (как один из компонентов городского ландшафта) определяет развитие и физиологическое состояние зеленых насаждений и, следовательно, принимает участие в формировании качества жизни города. При этом необходимо отметить, что почва может являться вторичным источником загрязнения приземного слоя атмосферного воздуха и опосредованно оказывать влияние на здоровье населения. Растения невозможно рассматривать в отрыве от почвы, которая в условиях города подвергается повышенному антропогенному воздействию. Деградация почвенного покрова под влиянием антропогенного воздействия в условиях мегаполисов приводит к резкому снижению устойчивости зеленых насаждений, ослабляет их санитарно-гигиенические функции ([Дабахов, Чеснокова, 2010](#)).

Мониторинговые исследования почв урбанизированных ландшафтов, как правило, проводятся с учетом типа использования городской территории и, соответственно, функциональных зон города (промышленной, транспортной, селитебной, рекреационной), что способствует систематизации эколого-геохимической информации и создает основу для разработки экспертных оценок последствий техногенеза. В городе 94–95% всех выбросов при-

вносится автомобильным транспортом. Резкое увеличение парка автомобилей усиливает антропогенную нагрузку на почвы и зеленые насаждения территорий, прилегающих к транспортным артериям, а также на территорию города в целом ([Касимов и др., 2016](#); [Кошелева и др., 2018](#); [Капустина, Кошелева, 2019](#); [Николаева и др., 2019](#); [Кошелева и др., 2020](#); [Якубов, 2020](#)).

Произошедшее летом 2012 г. присоединение к Москве дополнительных территорий, получивших название Новой Москвы, привело к увеличению площади города с 1 070 до 2 550 км², что соответственно привело к увеличению площадей, занятых зелеными насаждениями ([Геоэкологические проблемы..., 2013](#)). Учитывая значение зеленых массивов для жизнедеятельности гигантского мегаполиса, каким является Москва, в статье была предпринята попытка провести *выборочный анализ* эколого-геохимического состояния почв и грунтов зеленых насаждений столицы и дать оценку их загрязненности химическими элементами. Информация о состоянии почв и грунтов зеленых насаждений Москвы может быть использована при разработке природоохранных программ, направленных на оздоровление природной среды мегаполиса.

МОНИТОРИНГОВЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ

Системный мониторинг экологического состояния городских почв Москвы осуществляется с 1976 г. Многолетние мониторинговые исследования города показали, что загрязненность почв тяжелыми металлами в последние годы снизилась. Уменьшение уровня загрязнения почв произошло в основном за счет значительного снижения выбросов предприятий. Последнее было обусловлено как спадом производства, так и ликвидацией многих промышленных производств. Уменьшение уровня загрязнения почв на территории скверов и бульваров связано с работой по созданию новых и замене старых газонов с использованием чистых незагрязненных грунтов (табл. 1). Параллельно с этим выявлено увеличение загрязнения почв города свинцом, которое коррелировало с резко возросшей интенсивностью движения автотранспорта на территории города ([Ачкасов и др., 2013](#); [Ачкасов и др., 2016](#)).

Таблица 1. Изменение суммарного показателя загрязнения почв зеленых насаждений Москвы за 20 лет

Table 1. Changes in the total soil pollution index of green spaces in Moscow for 20 years

Функциональные зоны	Суммарный показатель загрязнения (Z_c)		
	1986 г.	1993 г.	2006 г.
Парки культуры и отдыха	44	24	28
Природные, национальные и дендрологические парки	30	26	13
Лесопарки	34	33	12

Одним из основных загрязнителей почв города является серебро. Содержание серебра в почвах Москвы колеблется от 0.01 до 15 мг/кг (среднее содержание элемента – 0.06) при фоновом уровне 0.06 мг/кг. Серебро – типичный техногенный элемент, являющийся индикатором урбанизированности территории. Серебро поступает в окружающую среду при сжигании угля, мазута, с выбросами автотранспорта. Контуры аномалии серебра на карте Москвы в значительной степени коррелируют с ареалами распространения суммарного показателя загрязнения ([Ачкасов и др., 2016](#)).

Анализ распределения тяжелых металлов и металлоидов за 10-летний период в почвах административных округов Москвы (проведенный на Географическом факультете МГУ по данным наблюдений Мосэкомониторинга за 2007–2016 гг.) показал, что превышения нормативов содержаний поллютантов в городских почвах стали фиксироваться значительно реже. В промышленной функциональной зоне частота превышения нормативов уменьшилась до 80%, в транспортной – до 67%, в рекреационной зоне снизилась до 74%. Наиболее чистые рекреационные территории выявлены в СЗАО и ЗАО, наиболее загрязненные – в ЦАО, САО и ВАО ([Кошелева, Цыхман, 2018](#)).

ГПБУ Мосэкомониторинг проводит с 2002 г. ежегодное обследование почв на площадках постоянного наблюдения и осуществляет анализ содержаний Cu, Zn, Cd, Pb, Ni, Hg, As в почвах.

По материалам, опубликованным Мосэкомониторингом, средние валовые содержания Cu, Zn, Pb и Cd на обследованных участках в почвах тяжелого гранулометрического состава за период с 2015 по 2019 гг. снизились в 1.7 раза ([Доклад..., 2020](#); [Ерофеева, Аникина, 2021](#)). В почвах природных и озелененных территорий отмечено минимальное превышение норматива по содержанию свинца (не более 21%) по сравнению с другими функциональными зонами города ([Доклад..., 2020](#)). Следует отметить, что при ежегодном обследовании городских почв, проводимых Мосэкомониторингом, не определяются и не учитываются при экспертной оценке экологического состояния почв Москвы такие опасные элементы как Sb, Mo, W, Cr, Bi ([Кошелева, Цыхман, 2018](#)).

Общая площадь озелененной части старой Москвы – 450 км² ([Николаевский, Якубов, 2008](#); [Якубов, 2020](#)). С присоединением в 2012 г. Новой Москвы озелененная территория города увеличилась на 750 км² ([Якубов, 2020](#)). Наиболее озелененными территориями старого города являются периферийные районы западных и восточных секторов. Это обусловлено существующими здесь природными лесными массивами. Наименее обеспеченным является Центральный сектор ([Бурдакова, 1992](#)). В пределах Садового кольца за последние 20 лет из-за проводимой точечной застройки удельный показатель озелененности снизился: в 1999 г. он составлял 5.2 м² на человека, в 2018 г. стал 1.4 м². Существующая в настоящее время озелененность территории Москвы в пределах Кольцевой автодороги значительно ниже оптимальной, необходимой для средозащитных, санитарно-гигиенических и рекреационных целей. В новых границах города на одного жителя приходится в среднем порядка 90 м² зеленых насаждений ([Якубов, 2020](#)). По рекомендации ВОЗ на каждого горожанина должно приходиться 50 м² зеленых насаждений ([Бурдакова, 1992](#)).

Зеленые насаждения города произрастают как на насыпных грунтах, так и на нативных почвах. Любая хозяйственная деятельность оставляет тот или иной след в природных почвах, при этом могут происходить трансформационные процессы в поверхностных почвенных горизонтах, а также изменения, затрагивающие весь почвенный профиль ([Прокофьева, Попутников, 2010](#)).

Нативные почвы сохранились главным образом на территории парков и лесопарков города и представлены преимущественно дерново-подзолистыми, дерново-глеевыми и перегнойно-глеевыми почвами. Помимо нативных почв на территории парков в ряде случаев находятся их трансформированные аналоги: постагропочвы бывших пашен. Изменение геохимического фона обусловлено как современной антропогенной нагрузкой, так и прошлой антропогенной деятельностью ([Прокофьева, Попутников, 2010](#); [Горохова и др., 2014](#)). Площади парков и лесопарков, занятые преобразованными почвами, часто больше площадей, занятых естественными аналогами ([Мартыненко и др., 2008](#); [Прокофьева, Попутников, 2010](#)).

Бульварное кольцо (центральный сектор мегаполиса) возникло на месте стен и рвов Белого города. В XVIII в. стена утратила свое оборонительное значение, была разобрана, и территория выровнена. Насыпной характер грунтов бульваров определил значительное их отличие от свойств природных почв ([Состояние зеленых насаждений в Москве, 2001](#)). Почвы и зеленые насаждения Бульварного кольца (БК) выполняют важную экологогигиеническую роль. Площадь БК 18.9 га. Расположение БК в центре города, возросший в десятки раз поток автотранспорта (более 1 500 маш./час.), повышенное использование противогололедных реагентов – все это явилось причиной высокого уровня загрязнения среды и повышенной антропогенной нагрузки. В составе выпадающей пыли содержится много металлов (Pb, Cd, Ti, Zn и др.). Общая загрязненность почвы металлами на бульварах высокая. Главными загрязнителями являются Ag (выше фона в 17–110 раз), Pb (выше фона в 6–48 раз) и Zn (выше фона в 3–15 раз). Для зеленых насаждений БК опасны процессы засоления почв ([Якубов, 2006](#)).

Засоление почв города хлористым натрием объясняется использованием противогололедных реагентов и составом противогололедной смеси. При этом зафиксирован сдвиг максимума засоления в более глубокие слои почв, что объясняется перемещением солей с выпадающими атмосферными осадками, чему способствует промывной тип водного режима ([Черноусенко и др., 1999](#); [Черноусенко и др., 2000](#); [Кулакова, Шабанова, 2019](#)). Наиболее рас-

пространенный антигололедный реагент NaCl вызывает засоление почв и угнетение городской растительности ([Никифорова и др., 2014](#); [Власов, 2015](#)). Ион Cl^- – в талых снеговых водах может способствовать вымыванию хлоридов ТМ, адсорбированных почвенными частицами. При постоянных высоких поступлениях реагентов (особенно в засушливые годы) возможны процессы накопления солевых компонентов, затрагивающие почвенный профиль ([Никифорова и др., 2017](#); [Кулакова, Шабанова, 2019](#)). Максимум содержания солей приходится на раннюю весну, минимум на сентябрь–октябрь. К осени соли перемещаются в более глубокие слои. Концентрация солей в почвенном растворе может достигать высоких значений и соответствовать по абсолютной величине осмотическому давлению более 15 атмосфер, при котором почвенная влага недоступна или труднодоступна многим видам растений ([Azovtseva, Smagin, 2018](#)). Внесение противогололедных смесей приводит не только к засолению почв, но в ряде случаев является причиной формирования солонцеватости, о чем свидетельствует наличие натрия в почвенно-поглощающем комплексе ([Никифорова и др., 2017](#); [Azovtseva, Smagin, 2018](#)). Пределом для нормального роста развития растений и кустарников считается 0.4–0.6% сухого остатка водной вытяжки. Почва под здоровыми деревьями содержит менее 2.5% обменного натрия, а деревья, растущие на почве с содержанием выше 5% натрия, как правило, сильно ослабленные и усыхающие ([Самаев, 2004](#)). Совместное действие тяжелых металлов и солей существенно ухудшает условия жизни деревьев в городе ([Черноусенко и др., 2000](#)).

Обедненность городской древесной растительности группой биофильных элементов при одновременном обогащении элементами-загрязнителями городской среды приводит к изменению в растениях природных соотношений химических элементов. В зонах высокой техногенной нагрузки зафиксировано нарушение природных соотношений элементов: накопление техногенных элементов и обеднение биофильными элементами. Обедненность городской древесной растительности группой биофильных элементов при одновременном обогащении ее элементами, свойственными для загрязненной городской среды, приводит к изменению в растениях величин природных соотношений химических

элементов. Такие нарушения наблюдаются как между отдельными биофилами (Mn : Fe, P : Fe, Ba : Mo, K : Mn), так и между биофильными и техногенными элементами (Mn : Pb, Mn : Sn, Mn : Cr и др.) ([Самаев, 2004](#)).

Примером антропогенно сконструированного ландшафта на насыпных грунтах с зелеными насаждениями может служить Звездный бульвар, расположенный в Северо-Восточном административном округе Москвы. Бульвар создан на засыпной пойме реки Копытовка, взятой в коллектор, проходящий через бульвар. С поверхности территория бульвара перекрыта мощной толщей неоднородных по гранулометрическому составу насыпных грунтов, представленных пойменными фациями аллювия с нанесенным на его поверхность слоем органического вещества. В южной части бульвара прослеживаются элементы естественного рельефа (береговой склон реки высотой 4 м). Вертикальная планировка поверхности бульвара выполнена без организации регулярного отвода поверхностных вод. В большинстве скважин на различной глубине от 1.8 до 2.6 м отмечается оглеение грунта при отсутствии грунтовых вод, что обусловлено переувлажнением грунтов в определенные периоды за счет скопления поверхностных вод. Особенно это характерно для замкнутой котловины в южной части бульвара, ограниченной с трех сторон улицами и лишенной возможности стока поверхностных вод, сходящих с более высоких участков территории.

Поверхностные горизонты почв бульвара не засолены. Слабое сульфатно-кальциевое засоление грунта (сумма солей 0.216%) отмечалось в некоторых точках бульвара на глубине 60–100 см. Почвы слабощелочные, нейтральные или близкие к нейтральным (рН_{сол.} колеблется от 6.2 до 7.9). Распределение элементов-загрязнителей в почвогрунтах бульвара не подчиняется закономерностям, характерным для нативных почв этой зоны. В настоящее время валовые концентрации тяжелых металлов в верхних горизонтах почв не превышают ПДК. В ряде случаев отмечалось повышенное содержание свинца в нижних слоях грунтов, что обусловлено исходной загрязненностью насыпных материалов ([Королева, Борисочкина, 2009](#)). В слое 0–20 см почвогрунтов Звездного бульвара доля подвижных тяжелых металлов (в % от их

валового содержания) составила для свинца 15–52%, для кадмия – 10–40%, для цинка – 20–50%, для меди – 5–60 %. Анализ подвижных форм тяжелых металлов (экстрагируемых ацетатно-аммонийной вытяжкой, рН 4.8, характеризующей доступность элементов для растений) зафиксировал высокие концентрации тяжелых металлов, превышающих ПДК, как в нижних слоях грунтов, так и в верхнем слое 0–20 см. В образцах почв, отобранных при бурении из скважин, было отмечено превышение ПДК для подвижных форм свинца, которое в ряде случаев достигало 14.5 мг/кг грунта в верхних горизонтах и 19 мг/кг – в нижних слоях (при ПДК свинца, равном 6.0 мг/кг). Во всех образцах верхних горизонтов почв зафиксировано превышение ПДК подвижного цинка, концентрации которого варьировали от 25 до 44 мг/кг (при ПДК равном 23 мг/кг почвы). Зафиксированы высокие концентрации подвижных форм кадмия, варьирующие от 0.2 до 1.00 мг/кг. Содержания тех или иных тяжелых металлов в почвогрунтах Звездного бульвара определяются составом насыпного грунта и особенностями близлежащих источников загрязнения ([Королева, Борисочкина, 2009](#); [Королева и др., 2009](#)).

Результатом антропогенно сконструированного ландшафта явился парк “Отрада”, находящийся в Северо-Восточном округе Москвы в долине реки Лихоборка (между Алтуфьевским шоссе и Окружной железной дорогой). До открытия парка берега Лихоборки были похожи на свалку. При создании парка использовались насыпные грунты и торфяные смеси. При обследовании грунтов парка Отрада зафиксированы повышенные валовые содержания цинка, в ряде случаев превышающие ОДК (табл. 2).

Загрязнение грунтов в парке Отрада чаще фиксировалось на глубине 20–60 см, а не в поверхностных горизонтах. Из-за использования торфяных смесей в поверхностных горизонтах отмечены высокие содержания органического углерода ([Gorohova et al., 2013](#)).

Зеленые насаждения Москвы также распространены на почвах, ранее прошедших интенсивную антропогенную трансформацию.

Таблица 2. Характеристика валовых содержаний тяжелых металлов и мышьяка в почвах парка “Отрада”, (0–20 см, мг/кг)*

Table 2. Characteristics of the gross contents of heavy metals and arsenic in the soils of the “Otrada” Park, (0–20 cm, mg/kg)*

	Cd	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Pb	As
Min	0.38	306	5.28	22.00	26.00	50.00	5.00	4.00
Max	1.07	547	8.44	34.00	95.00	243.00	71.00	10.00
Среднее	0.75	459	7.04	26.57	51.71	118.43	31.83	6.00
Медиана	0.80	525	7.40	26.00	43.00	111.00	27.50	5.00
станд. отклон.	0.35	133	1.61	4.43	28.00	68.48	24.15	2.00
К вар.	46.4%	29.0%	22.9%	16.7%	54.2%	57.8%	75.9%	33.3%
ОДК (ПДК)	2	1500	-	80	132	220	130	10

Примечание. * [Gorohova et al., 2013.](#)

Под этим термином понимается развитие почв, ранее перенесших условия пахотной, селитебной, технической или других видов антропогенной деятельности ([Прокофьева, Попутников, 2010](#)). Исследования парка Покровское-Стрешнево позволили проследить трансформацию фоновых почв (ржавоземов) с образованием агропочв и постагропочв под залежными землями, урбопочв и урбаноземов на территории заброшенных поселений, технопочв в местах ранее проводимых земляных работ. В изученных автоморфных почвах парка Покровское-Стрешнево в верхних горизонтах зафиксированы высокие концентрации свинца и цинка, превышающие ПДК (ОДК). Наличие высоких концентраций в поверхностных горизонтах авторы объясняют современным аэрогенным загрязнением, в то время как загрязнение погребенных горизонтов относят к бытовому, строительному и историческому ([Прокофьева, Попутников, 2010](#)).

Земли, используемые как сельхозугодия, а затем присоединенные к лесопарковым комплексам и вошедшие в черту зеленых массивов города, имеют частое распространение на территории Москвы. Ареалы их распространения находят на территориях Косинского парка, парка Покровское-Стрешнево, Лианозовского лесопарка и ряда других ([Прокофьева, Попутников, 2010](#); [Горохова и др., 2013](#); [Горохова и др., 2014](#); [Власов, 2017](#)).

Изменение природного геохимического фона Лианозовского лесопарка на северо-востоке столицы обусловлено как современной антропогенной нагрузкой (Лианозовский электромеханический завод, ТЭЦ, Алтуфьевское и Дмитровское шоссе, МКАД), так и прошлой антропогенной деятельностью (распашкой территории в ходе сельскохозяйственного использования). Почвы исследуемого участка характеризуются повышенным содержанием органического углерода (4–6.2%), высокой обеспеченностью подвижным калием (28.5–66.5 мг K_2O на 100 г почвы), широким диапазоном варьирования подвижного фосфора (5–68 мг P_2O_5 на 100 г почвы), повышенным, по сравнению с фоном, содержанием валового цинка (90–180 мг/кг) и пониженным содержанием хрома (14–27 мг/кг). В почвах подчиненных ландшафтов происходит увеличение содержания подвижного цинка, временами достигающее 25.7 мг/кг, что превышает ПДК ([Горохова и др., 2013](#)).

Таблица 3. Валовое содержание (мг/кг) и коэффициенты накопления тяжелых металлов в поверхностном слое (0–5 см) почв парков и зеленых массивов г. Москвы

Table 3. Gross content (mg/kg) and coefficients of accumulation of heavy metals in the surface layer (0–5 cm) of soils of parks and green areas in Moscow

Место отбора проб, Zc	Показатели содержания ТМ при n = 18–20	Cd	Cu	Ni	Cr	Zn	Mn	Pb
Измайловский парк, Zc = 17.5	М	0.69	31.98	30.09	42.36	160.04	737.5	47.0
	σ	0.23	15.80	6.29	6.46	78.09	254.2	23.1
	P	0.12	7.99	3.18	4.78	39.52	128.6	11.7
	K _n	6.9	2.1	1.5	1.4	5.3	2.4	3.9
Парк Сокольники, Zc = 29.4	М	1.74	40.70	30.39	33.47	143.72	441.7	76.5
	σ	1.42	27.68	9.19	9.25	80.96	134.1	38.6
	P	0.62	12.13	4.03	5.73	35.48	58.8	11.0
	K _n	17.4	2.7	1.5	1.1	4.8	1.5	6.4
Воробьевы горы, Zc = 19.1	М	0.61	41.17	33.78	41.44	150.52	596.9	74.3
	σ	0.28	13.33	4.96	4.94	52.32	93.2	31.1
	P	0.12	5.84	2.17	3.04	22.93	57.7	14.1
	K _n	6.1	2.7	1.7	1.4	5.0	2.0	6.2

Продолжение таблицы 3
Table 3 continued

Кунцевский лесопарк, $Z_c = 11.0$	М	0.50	20.98	27.94	34.76	102.57	601.4	31.3
	σ	0.23	12.85	7.12	5.19	52.82	297.4	11.3
	P	0.10	5.78	3.20	3.39	23.75	133.7	5.1
	К _н	5.0	1.4	1.4	1.2	3.4	2.0	2.6
Давыдково- Старовольнская ул., $Z_c = 11.0$	М	0.45	19.13	30.15	41.90	123.25	495.9	29.9
	σ	0.13	3.00	18.68	5.75	51.46	200.8	8.0
	P	0.06	1.31	8.19	3.56	22.55	88.0	3.5
	К _н	4.5	1.3	1.5	1.4	4.1	1.6	2.5
Лесопарк Лосиный остров, $Z_c = 6.0$	М	0.38	21.78	31.52	42.86	49.62		21.8
	σ	0.09	4.64	4.60	13.36	12.19	не	3.7
	P	0.07	4.07	4.02	11.71	10.68	опр.	3.2
	К _н	3.8	1.4	1.6	1.4	1.6		1.8

Примечание. Z_c – суммарный показатель загрязнения почв, n – повторность определения, М – среднее значение, σ – стандартное отклонение, P – доверительный интервал, К_н – коэффициент накопления.

И.О. Плехановой (2000) исследовано валовое содержание ТМ в почвах парков и лесных массивов Москвы (табл. 3).

Показано, что по уменьшению уровня загрязнения почв парки располагаются в следующей последовательности: Сокольники, Воробьевы горы, Измайловский парк, Кунцевский лесопарк, зеленый массив Давыдково-Старовольинской улицы, природный парк Лосиный остров.

Несмотря на высокие техногенные и рекреационные нагрузки фрагментарно сохранилась природная естественная растительность города, а также типичные зональные почвенные комплексы (Национальный парк Лосиный остров, Серебряный бор, Битцевский лес и др.) (Яшин и др., 2015).

Суммарная нагрузка ТМ, поступающих на территорию Национального парка Лосиный остров с пылью, в 2.1 раза ниже, чем в целом для парков и лесопарков Москвы, что определяется его пространственным положением и большими размерами территории (Лубкова, 2007). Пылевые выпадения покрывают всю Московскую часть парка с возрастанием интенсивности к краевым его частям до 90 кг/км²/сут. (Маркова, 2003). На фоне более низких суммарных нагрузок в Национальном парке Лосиный остров, по сравнению с парками и лесопарками Москвы, наблюдается повышенный уровень нагрузок Ni и некоторых второстепенных элементов промышленных и транспортных выбросов (Mo, Ag), что определяется составом промышленных выбросов предприятий, расположенных в непосредственной близости от территории парка. В частности, повышенные нагрузки Ni и Mo могут быть связаны с промышленными выбросами ТЭЦ-23 – основного источника промышленного загрязнения территории Национального парка (Лубкова, 2007). Воздействие на экосистему Лосиный остров оказывает МКАД, пересекающая территорию парка на протяжении 7.5 км, а также Щелковское и Акуловское шоссе, близко пролегающие от его внешних границ (Маркова, 2003; Лубкова, 2007). Транспортное загрязнение при картировании по снеговому покрову проявляется в аномалиях по Na, Cl, SO₄, Pb и Cd. Несмотря на то, что интенсивность пылевых выпадений, связанных с автотранспортом, минимизируется с удалением от автомагистрали, вклад его в общее загрязнение является существенным. При ис-

пользовании противогололедных реагентов в лесопарках Москвы возрастает минерализация почвенного раствора ([Капустина, Кошелева, 2019](#)). При этом солевое загрязнение по интенсивности воздействия на экосистемы превосходит загрязнение тяжелыми металлами ([Маркова, 2003](#)). Транспортное загрязнение растительности на территории Национального парка фиксируется аномалиями Pb, Ni, Co, Zn и распространено вблизи автомагистралей на большей площади, чем загрязнение почв. Степень концентрации ТМ в растительности в среднем не более чем в 2–3 раза превышает фон. Помимо загрязнения растительности ТМ, в хвое и листе наблюдаются повышенные концентрации солевых компонентов, достигающие 200–300 мг/кг сухого вещества Na и 1 200–1 600 мг/кг Cl. Загрязнение растительности является одним из основных факторов ее деградации ([Маркова, 2003](#); [Лубкова, 2007](#)). Загрязнение почв ТМ низкое.

Низкое загрязнение почв ТМ свойственно также для природно-рекреационного парка Терлецкие пруды и для Косинского Триозерья, расположенных на территории ВАО. На остальной территории ВАО загрязнение относится к опасному уровню (суммарный показатель загрязнения 32–64), поднимаясь до очень опасного в районе МКАД ([Власов, 2015](#)).

Попытка проанализировать изменения содержания ТМ в почвах парков Москвы во времени (табл. 4) была сделана в работе А.Ю. Галактионова ([2004](#)). Представленные автором данные (табл. 4) свидетельствуют о том, что содержание ТМ в почвах парков за прошедшие 17 лет достоверно не изменилось; изменения прослеживались в пределах межлабораторной ошибки определения.

Как известно, изменение количества валовых форм ТМ в почвах может быть достоверно зафиксировано лишь за длительные (50–200 лет) промежутки времени ([Праздников и др., 1996](#)). Это является логичным объяснением сложившейся картины и в то же время не может свидетельствовать об изменении интенсивности загрязнения почв парков за исследованный период. Многолетние комплексные почвенные и эколого-токсикологические исследования, выполненные на нативных почвах в районе Лесной опытной дачи (ЛОД), расположенной на территории Тимирязев-

ского парка, показали, что за столетний период наблюдения почв ЛОД в них значительно увеличилось содержание Pb, Cu, Zn ([Мосина, 2003](#)), что свидетельствует о постоянно идущих процессах поступления ТМ в почвы города, последствия накопления которых требуют контроля и исследования.

Таблица 4. Изменение содержания валовых форм ТМ в верхнем слое (0–5 см) почв парков Москвы

Table 4. Changes in the content of gross forms of heavy metals in the upper layer (0–5 cm) of soils in Moscow parks

ТМ	Парк Сокольники			Парк Измайлово		
	M ± m, мг/кг почвы					
	1985 г.*	2002 г.	K _n	1985 г.*	2002 г.	K _n
Pb	76 ± 11	83 ± 16	1.09	47 ± 12	28.5 ± 2.7	0.6
Cu	41 ± 12	58 ± 9	1.4	31.9 ± 7.9	30.8 ± 1.9	1.0
Ni	30 ± 4	26.0 ± 2.6	0.8	30.1 ± 3.2	25.4 ± 1.8	0.8
Zn	143 ± 35	167 ± 34	1.2	-	89.8 ± 11	-

Примечание. *Данные И.О. Плехановой ([2000](#)).

Исследованиями почв на территории Новой Москвы ([Богданов, 2015](#); [Горохова и др., 2014](#); [Горохова, 2015](#)) показано, что основными источниками загрязнения здесь являются транспортные средства, мелкие предприятия, отопительные системы. Локальные очаги умеренно опасного загрязнения фиксируются около автомагистралей ([Богданов, 2015](#)).

Анализ ключевого участка Курилово (13 км к юго-западу от Подольска, Новая Москва) показал, что исследуемая территория хорошо озеленена за счет окружающих поселок лесов. В почвенном покрове преобладают и сохранены ареалы естественных почв. Почвы исследуемых лесных массивов кислые, с низким содержанием подвижного фосфора (4.8–8.1 мг P₂O₅ на 100 г почвы) и высоким содержанием подвижного калия (16.0–23.5). Валовой анализ ТМ показал, что их содержания не превышают ОДК. В то же время содержание подвижного свинца повышенное (10.5 мг/кг Pb в почве ельника близ дороги, при ПДК – 6), что является след-

ствием загрязнения, вызванного потоком автомобилей. Строительство крупных дорог в районе Курилово на территории Новой Москвы привело к перекрытию естественных водных потоков и выклиниванию их на поверхность, возникновению переувлажненных почв вдоль трасс, изменению окислительно-восстановительных условий, формированию новых геохимических барьеров ([Горохова и др., 2014](#); [Горохова, 2015](#)).

ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ В ПОЧВАХ ЛЕСОПАРКОВЫХ ЛАНДШАФТОВ

Мониторинговые исследования позволяют оценить состояние почв и грунтов зеленых насаждений Москвы. Дальнейший анализ их состояния, прогнозирование механизмов развития экологических систем возможен при исследовании физико-химических процессов, происходящих в почвах.

Трансформация природных зональных почв Москвы характеризуется повышением рН поверхностных горизонтов с 4.8 до 7.0, а местами до 8.5. Слабокислая среда выявлена в почвах парков ([Кошелева и др., 2015](#)). Так, например, почвы Лесной опытной дачи под лесной древесной растительностью обладают признаками, характерными для зональных дерново-подзолистых почв. Урбаноземы, сформировавшиеся в городских условиях под зеленой растительностью, характеризуются изменением рН, высоким содержанием обменных ионов кальция и магния, наличием карбонатов (табл. 5) ([Мамонтов и др., 2016](#)).

Подщелачивание почв приводит к смене класса водной миграции с Н-Fe на Са ([Кошелева и др., 2015](#)). В местах внесения торфокомпостных смесей увеличивается содержание углерода. Изменение физико-химических свойств почв приводит к формированию в городских почвах техногенных геохимических барьеров, которые контролируют состав и интенсивность миграционных потоков веществ в ландшафтах ([Касимов, 2013](#)). Интенсивность накопления химических элементов на геохимических барьерах зависит от их прочности связи с почвенными компонентами и определяется химическими свойствами элемента, формами поступления химических соединений, химическими особенностями

почв, а также ландшафтно-геохимической обстановкой ([Касимов, 2013](#); [Власов, 2015](#)). Изменение физико-химических свойств почв, формирование новых геохимических барьеров в сочетании с атмосферными выпадениями ТМ приводит к формированию в поверхностных горизонтах техногенных аномалий.

Таблица 5. Агрохимическая характеристика городских почв зеленых массивов СА округа

Table 5. Agrochemical characteristics of urban soils of green spaces of the Northern district

Объект	Горизонт, глубина, см	pH _{водн.}	Обменные		СО ₂
			Са	Mg	Карбонатов
			мг-экв/100 г почвы		%
Лесная опытная дача (парк ТСХА)	A ₁ (2–15)	4.8	6.4	2.6	Нет
Парк Дубки	Uh (2–14)	5.9	26.4	9.6	0.09
Сквер на Б. Академической ул.	Uh (3–14)	6.5	30.8	9.2	0.27

Примечание. * [Мамонтов и др., 2016](#).

Серьезной экологической проблемой для парков и их экологического состояния является большое количество остатков бывших костров, в результате воздействия которых почва претерпевает значительные изменения. Локальные пирогенные образования на территориях парков многочисленны и чрезвычайно разнообразны по своему химическому составу, однако происходящие в почвах пирогенные процессы имеют общие закономерности и требуют определенной систематизации. В почвах происходит разрушение природного органического вещества, и роль верхнего почвенного горизонта как биогеохимического барьера резко уменьшается ([Борисочкина, Маркина, 2016](#)). После разрушения гумусового горизонта на поверхности почвенного покрова появляются локальные образования с повышенными концентрациями мышьяка и ТМ. Диапазон варьирования валовых содержаний ме-

таллов (металлоидов) в обследованных грунтах пирогенных образований Тимирязевского и Лианозовского лесопарков достаточно широкий и составил для меди 70–1 077, для цинка 108–476, для кадмия 2.0–6.5, для свинца 93–697, для мышьяка 9–32 мг/кг. В дерновых горизонтах нативных почв (незатронутых пирогенными процессами) обследованных лесопарковых ландшафтов концентрации этих элементов составляли: 19–30 мг/кг меди, 42–70 мг/кг цинка, 0.15–0.3 мг/кг кадмия, 15–26 мг/кг свинца, 2–5 мг/кг мышьяка. Пирогенная трансформация почв приводит к изменению их химического состава ([Горохова и др., 2014](#)). При этом происходит изменение соотношений элементов в почвенно-поглощающем комплексе, сдвиг реакции почвенных растворов в сторону подщелачивания, уменьшение доли илистой фракции, разрушение органогенных горизонтов, увеличение содержания ТМ в пирогенном горизонте. Разрушение органогенных горизонтов влечет за собой трансформацию форм соединений ТМ, приводит к уменьшению доли прочно связанных соединений, увеличивает риски аэрогенной и профильной миграции ТМ ([Борисочкина, Маркина, 2016](#)).

Городские почвы в пределах таежно-лесной зоны характеризуются существенными изменениями во фракционном составе гумуса по сравнению с зональными подзолистыми и дерново-подзолистыми почвами. Если для зональных почв типичны величины отношения $C_{гк}/C_{фк}$ на уровне 0.5–0.7, то для верхних горизонтов городских почв характерными являются величины отношения $C_{гк}/C_{фк}$ в пределах 1.0–1.7. При этом для городских почв типично низкое содержание свободных гуминовых и фульвокислот и характерно преобладание гумусовых кислот, связанных с кальцием ([Мамонтов и др., 2012](#)).

В наибольшей степени гуминовые кислоты исследованных почв обогащены медью. Максимальное количество меди связывается гуминовыми кислотами естественных зональных почв Тимирязевского парка (табл. 6) ([Мамонтов и др., 2012](#)).

Данные, получаемые по результатам фракционирования соединений ТМ, дают возможность оценить прочность закрепления почвами поступающих ТМ, а также установить формы их нахождения в почвах. При сильном загрязнении почв катионы различных ТМ начинают конкурировать между собой за взаимодействие

с реакционными центрами, при этом доля прочно связанных соединений наименее конкурентоспособного элемента снижается ([Пляскина, Ладонин, 2018](#)).

Таблица 6. Содержание металлов в гуминовых кислотах городских почв (мг/100 г абсолютно сухого вещества) зеленых массивов Северного АО
Table 6. The content of metals in humic acids of urban soils (mg/100 g of absolutely dry matter) of the green spaces of the Northern district

Объект	Cu	Zn	Mn	Pb	Cd
			n 10 ⁻²		
Лесная опытная дача (парк ТСХА)	226.7	6.2	2.9	0.5	3.7
Парк Дубки	39.3	9.4	7.0	3.1	6.1
Сквер на Б. Академической ул.	113.5	16.7	12.7	15.4	15.5

Примечание. * [Мамонтов и др., 2012](#).

Научный и практический интерес представляет исследование форм связи ТМ с органо-минеральными компонентами, т. е. характер распределения ТМ по гранулометрическим фракциям и агрегатам почв мегаполисов. Исследовано распределение ТМ в илистых (<2 мкм) и легких (<2 г/см³) фракциях образцов дерново-подзолистых почв трех парков Москвы (Измайловский лесопарк, парк Сокольники и Тимирязевский парк) (табл. 7). Показано, что распределение свинца, меди, кадмия и никеля по гранулометрическим фракциям почв имеет индивидуальный характер и, видимо, в большей степени зависит от свойств конкретных элементов. Установлены тенденции (при $r \sim 0.60$) к преобладающему накоплению меди в составе легкой фракции (<1.8 г/см³). Большинство исследованных ТМ (Pb, Ni, Cd) имеют тенденции к накоплению в составе илистых фракций почвы ([Галактионов, 2004](#)).

Таблица 7. Содержание и состав тяжелых металлов в гранулоденсиметрических фракциях почв парков г. Москвы, мг/кг фракции

Table 7. Content and composition of heavy metals in granulodensimetric fractions of soils in parks of Moscow, mg/kg fraction

Элемент	Фракция	$M \pm tm$	Медиана	Нижний квартиль	Верхний квартиль	Размах квартилей
Pb	Почва в целом	47 ± 27	36	26	52	26
	Растительные остатки	96 ± 75	70	53	85	32
	Ил 1 (<1 мкм)	196 ± 126	130	104	197	93
	Ил 2 (1–2 мкм)	183 ± 127	108	102	186	85
	Легкая фракция 1 (<1.8 г/см ³)	204 ± 135	170	108	206	96
	Легкая фракция 2 (1.8–2.0 г/см ³)	78 ± 55	60	51	68	17
	Фракционный остаток	14.3 ± 5.7	12.6	10.0	15.0	5.0
Cd	Почва в целом	0.5 ± 0.2	0,4	0.3	0.6	0.3
	Растительные остатки	1.6 ± 0.7	1,2	1.0	2.3	1.3
	Ил 1 (<1 мкм)	1.4 ± 0.6	1,1	1.1	1.8	0.7

	Ил 2 (1–2 мкм)	1.7 ± 0.9	1.3	0.9	2.5	1.6
	Легкая фракция 1 (<1.8 г/см ³)	0.6 ± 0.4	0.6	0.3	0.8	0.5
	Легкая фракция 2 (1.8–2.0 г/см ³)	0.4 ± 0.2	0.3	0.2	0.5	0.3
	Фракционный остаток	0.1 ± 0.0	0.1	0.1	0.1	0.0
Cu	Почва в целом	46 ± 8	45	38	56	18
	Растительные остатки	90 ± 28	73	66	117	51
	Ил 1 (<1 мкм)	143 ± 42	116	106	166	60
	Ил 2 (1–2 мкм)	144 ± 38	143	103	163	60
	Легкая фракция 1 (<1.8 г/см ³)	210 ± 98	139	125	216	91
	Легкая фракция 2 (1.8–2.0 г/см ³)	89 ± 24	90	61	110	49
	Фракционный остаток	36 ± 16	32	25	43	17

В последние годы появилось много работ по изучению дорожной пыли, которая является важным индикатором качества атмосферного воздуха города. Основным источником пыли в столице является автотранспорт, на долю которого приходится 95% от общего объема выбросов. Физико-химические свойства дорожной пыли укладываются в диапазон значений, характерный для других городов мира: pH варьирует в пределах 7–9, содержание $S_{орг}$ – 1–17%, удельная электропроводность – 100–2 800 мкСм/см. Для дорожной пыли парков характерны наименьшие значения pH и повышенные $S_{орг}$. В пыли парков преобладают частицы крупной фракции диаметром 250–1 000 мкм (>50%), в них присутствует размельченный растительный опад и почвенные частицы со слабокислой реакцией среды ([Кошелева и др., 2018](#)). Сравнение с фоновыми показателями основных физико-химических свойств показало значительную трансформацию свойств дорожной пыли. Повышение pH, содержания $S_{орг}$ и доли частиц PM_{10} приводит к формированию щелочного, органо-минерального, сорбционно-седиментационного геохимических барьеров, что способствует аккумуляции ТМ и металлоидов ([Kosheleva et al., 2015](#)).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Рассмотрено эколого-геохимическое состояние почв зеленых насаждений Москвы. Почвы городских ландшафтов (с учетом их специфических особенностей и генезиса) были условно разделены на 3 группы: 1) почвы на насыпных грунтах сконструированных ландшафтов, 2) трансформированные почвы со следами прошлого антропогенного воздействия (постагрогенные почвы, почвы постселитебных территорий), 3) нативные почвы на территориях парков и лесопарков, слабо затронутые антропогенным воздействием.

1. Почвы на насыпных грунтах сконструированных ландшафтов несут на себе свойства использованных при их устройстве грунтов. Как правило, обладают нейтральной или щелочной реакцией среды. Могут быть загрязнены ТМ (многое зависит от качества используемых насыпных грунтов и близости трасс, промышленных предприятий и ТЭЦ). При этом верхние слои грунтов часто загрязнены слабее нижних.

В случае использования на территории противогололедных реагентов имеют признаки засоления. Почвы не имеют признаков зональных почв, в них происходит смена класса водной миграции (Н-Fe на кальциевый). Хелатогенез, присущий ландшафтам кислого и кислого глеевого классов, сменяется гуматогенезом (накоплением в ландшафтах насыщенных кальцием гумусовых гетерополярных соединений и насыщенных кальцием адсорбционных комплексов). Солевой состав почвенного раствора часто неоднороден.

2. Трансформированные почвы, обладающие признаками не только современного, но и прошлого антропогенного воздействия. Это преимущественно постагрогенные почвы (хотя встречаются варианты постселитебных и посттехногенных территорий, вошедших в современную парковую зону). На территориях бывших пашен в профиле под естественным гумусо-аккумулятивным горизонтом находится старопашотный (постагрогенный) горизонт. Содержание в нем ТМ может быть на фоновом уровне или (в случае применения в прошлом удобрений) несколько превосходить его (например, при использовании фосфорных удобрений может характеризоваться повышенным содержанием кадмия и подвижных соединений фосфора).

3. Почвы преимущественно центральной части больших массивов парков и лесопарков, а также лесные массивы Новой Москвы сохраняют свои природные свойства (кислая реакция, низкое содержание обменных оснований) имеют фоновые содержания ТМ. Возможно превышение региональных фоновых значений содержаний ТМ в верхних горизонтах почв, обусловленное аэрогенными выбросами предприятий и воздействием близлежащих трасс (особенно на окраинных частях парков и лесных массивов). На окраинных частях парков возле трасс возможны процессы локального слабого засоления почв. Почвы относятся к ландшафтам кислого класса, в которых идет накопление ненасыщенных комплексных алюмо- и железогумусовых кислот и их адсорбционных комплексов.

Изменение природных экосистем, их состава и структуры, степени устойчивости к современному антропогенному воздействию требуют дальнейшего анализа и исследования.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ачкасов А.И., Варава К.В., Самаев С.Б., Башаркевич И.Л., Трефилова Н.Я.* Интенсивность и тенденции изменения химического загрязнения почв Москвы // Геоэкологические проблемы Новой Москвы. Институт Географии РАН. М., 2013. С. 65–70.
2. *Ачкасов А.И., Варава К.В., Самаев С.Б.* Эколого-геохимические исследования почв Москвы // Разведка и охрана недр. 2016. № 11. С. 49–54.
3. *Богданов Н.А.* Эколого-гигиеническое состояние урбанизированной территории в географическом центре Новой Москвы // Гигиена и санитария. 2015. № 94. С. 51–57.
4. *Борисочкина Т.И., Маркина Л.Г.* Процессы пирогенной трансформации в почвах лесопарковых ландшафтов // Почвоведение – продовольственная и экологическая безопасность страны. Тезисы докладов VII съезда почвоведов. 2016. С. 69–70.
5. *Бурдакова И.Н.* Состояние лесопарков Московской городской агломерации и антропогенные воздействия // Экологические исследования в Москве и Московской области. Состояние растительного покрова. Охрана природы. М., 1992. С. 54–57.
6. *Власов Д.В.* Геохимия тяжелых металлов в ландшафтах Восточного округа Москвы: Дисс. ... к. геогр. н. М., 2015. 166 с.
7. *Власов Д.В.* Тяжелые металлы в почвах постагрогенной зоны (на примере Восточной части Москвы) // Экологические проблемы промышленных городов. Сборник научных материалов по материалам научно-практической конференции. М., 2017. С. 123–128.
8. *Галактионов А.Ю.* Распределение и состав полициклических ароматических углеводородов и тяжелых металлов в гранулоденсиметрических фракциях почв парков г. Москвы: Автореф. дисс. ... к. с.-х. н. М., 2004. 25 с.
9. *Геоэкологические проблемы Новой Москвы* // Сборник научных трудов. Институт географии РАН. 2013. 120 с.
10. *Горохов В.А.* Зеленая природа города. М.: Архитектура – С, 2005. 592 с.
11. *Горохова И.Н.* Выявление почвенно-экологических проблем урбанизированных территорий на основе дистанционного мониторинга // История науки и техники. 2015. № 10. С. 59–72.

12. *Горохова И.Н., Борисочкина Т.И., Шишконокова Е.А.* Экологический мониторинг урбоэкосистем ключевого участка Лианозово г. Москвы // I Международная научная конференция “Развитие регионов в 21 веке”. Владикавказ, 2013. Ч. 1. С. 140–144.
13. *Горохова И.Н., Борисочкина Т.И., Шишконокова Е.А.* Исследование городских экосистем на основе материалов дистанционного зондирования // Известия высших учебных заведений. Геодезия и аэрофотосъемка. 2014. № 2. С. 97–101.
14. *Горохова И.Н., Борисочкина Т.И., Шишконокова Е.А.* Использование снимков с беспилотного летательного аппарата для оценки экологического состояния почвенно-растительного покрова урбанизированной экосистемы // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2014. Вып. 74. С. 78–89. DOI: [10.19047/0136-1694-2014-74-77-89](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2014-74-77-89).
15. *Дабыхов М.В., Чеснокова Е.В.* Тяжелые металлы в почвах парков заречной части Нижнего Новгорода // Вестник Нижегородского университета им. Н.И. Лобачевского. 2010. № 2 (1). С. 109–116.
16. Доклад “О состоянии окружающей среды в г.Москве в 2019 г.” под ред А.О. Кульбачевского. М., 2020. 222 с. URL: <https://www.mos.ru/eco/>.
17. *Ерофеева В.В., Аникина Е.В.* Оценка загрязнения почв урбанизированных экосистем на примере Москвы // Биологические науки. 2021. № 4 (106). С. 53–57.
18. *Касимов Н.С.* Экогеохимия ландшафтов. М., 2013. 208 с.
19. *Касимов Н.С., Власов Д.В., Кошелева Н.Е., Никифорова Е.М.* Геохимия ландшафтов Восточной Москвы. М., 2016. 277 с.
20. *Капустина И.С., Кошелева Н.Е.* Анализ свойств и концентраций тяжелых металлов в дорожной пыли на территории ЮВАО г. Москвы // Материалы Международного симпозиума “Инженерная экология – 2019”. 2019. С. 246–251.
21. *Капустина И.С., Кошелева Н.Е.* Аккумуляция тяжелых металлов и металлоидов в придорожных почвах Юго-Восточного административного округа // Экологические проблемы промышленных городов. Материалы 9 Международной научно-практической конференции. 2019. С. 142–146.
22. *Королева И.Е., Борисочкина Т.И.* Экологическое состояние и повышение устойчивости почв городского парково-рекреационного ландшафта к техногенным воздействиям. Современные энерго- и ресурсосберегающие экологически устойчивые технологии и системы сельскохозяйственного производства” // Сб. научных трудов РГАТУ им. П.А. Костычева. Рязань, 2009. С. 143–146.

23. Королева И.Е., Борисочкина Т.И., Новикова А.Ф. Экологическое состояние и мероприятия по рекультивации городских почв Звездного бульвара Москвы // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2009. Вып. 64. С. 67–72.
24. Кошелева Н.Е., Набелкина К.С., Рыжов А.В., Власов Д.В. Физико-химические свойства дорожной пыли Москвы // Снежный покров, атмосферные осадки, аэрозоли: технология, климат и экология. Материалы II Байкальской международной научно-практической конференции. 2018. С. 86–91.
25. Кошелева Н.Е., Касимов Н.С., Корляков И.Д., Власов Д.В. Влияние застройки на загрязнение городских почв тяжелыми металлами в Восточной Москве // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. 2020. № 12. С. 137–144.
26. Кулакова Н.Ю., Шабанова Н.П. Засоление почв – одна из проблем городского озеленения // Актуальные проблемы лесного комплекса. 2019. № 54. С. 127–131.
27. Лубкова Т.Н. Оценка и прогноз техногенного загрязнения локальных экосистем химическими элементами на основе балансовых расчетов: Дисс. ... к. геол.-мин. н. М., 2007. 166 с.
28. Мамонтов В.Г., Озеров Ю.А., Смартыгин С.Н. Металлы в гуминовых кислотах городских почв. Геохимия ландшафтов и география почв. Доклады Всероссийской конференции. М.: Географический факультет МГУ, 2012. С. 207–208.
29. Мамонтов В.Г., Филатова А.И., Комаристая С.С., Рябова О.Б., Смартыгин С.Н., Черничкин Р.В. Свойства городских почв (на примере САО г. Москвы) // Плодородие. 2016. № 6. С. 56–58.
30. Маркова Ю.Л. Оценка воздействия промышленности и транспорта на экосистему Национальный парк “Лосиный остров”: Автореф. дисс. ... к. геол.-мин. н. М.: МГУ, 2003. 28 с.
31. Мартыненко И.А., Прокофьева Т.В., Строганова М.Н. Состав и строение почвенного покрова лесных, лесопарковых и парковых территорий г. Москвы // Лесные экосистемы и урбанизация. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2008. С. 69–90.
32. Мосина Л.В. Антропогенное изменение лесных экосистем в условиях мегаполиса Москва: Автореф. дисс. ... д. б. н. М., 2003. 34 с.
33. Никифорова Е.М., Кошелева Н.Е., Власов Д.В. Мониторинг засоления снега и почв Восточного округа Москвы противогололедными смесями // Фундаментальные исследования. 2014. № 11. С. 340–347.
34. Никифорова Е.М., Касимов Н.С., Кошелева Н.Е. Многолетняя динамика антропогенной солонцеватости почв ВАО Москвы при

- использовании противоогололедных реагентов // Почвоведение. 2017. № 1. С. 93–104.
35. Николаева О.В., Чистова О.А., Панина Н.Н., Розанова М.С. Экотоксикологическая оценка почв придорожных территорий Ленинградского шоссе методом лабораторного фитотестирования // Вестник Московского Ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2019. № 1. С. 28–34.
36. Николаевский В.С., Якубов Х.Г. Развитие Москвы и современные экологические проблемы мегаполиса // Лесной вестник. 2008. № 1. С. 37–41.
37. Плеханова И.О. Содержание тяжелых металлов в почвах парков Москвы // Почвоведение. 2000. № 6. С. 755–758.
38. Пляскина О.В., Ладонин Д.В. Мониторинг тяжелых металлов в почвах Москвы // Новые методы и результаты исследований ландшафтов в Европе, Центральной Азии и Сибири. 2018. С. 15–19.
39. Праздников С.С., Аристархова Г.Г., Аристархов А.Н., Харитонова А.Ф. Оценка состояния и прогноз содержания тяжёлых металлов в почвах Московской области // Плодородие почвы и качество продукции при биологизации земледелия. М.: Изд-во “Мех.-мат. факультета МГУ”, 1996. С. 294–304.
40. Прокофьева Т.В., Попутников В.О. Антропогенная трансформация почв Покровское-Стрешнево (Москва) и прилегающих жилых кварталов // Почвоведение. 2010. № 6. С. 748–758.
41. Самаев С.Б. Оценка эколого-геохимического состояния зон с высокой антропогенной нагрузкой (Московский регион). Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата геолого-минералогических наук. М. 2004. 25 с.
42. Состояние зеленых насаждений в Москве (по данным мониторинга 2000 г.). Аналитический доклад. М., 2001.
43. Черноусенко Г.И., Ямнова И.А., Скрипникова М.И., Борисочкина Т.И. Влияние засоления и загрязнения почв тяжелыми металлами на зеленые насаждения // Генезис, география и экология почв. Сб. научных трудов Международной конференции. 1999. С. 228–230.
44. Черноусенко Г.И., Ямнова И.А., Скрипникова М.И., Борисочкина Т.И. Засоление и загрязнение почв тяжелыми металлами в юго-восточном округе Москвы // Доклады Российской академии сельскохозяйственных наук. 2000. № 1. С. 21–24.
45. Якубов Х.Г. Экологический мониторинг зеленых насаждений в крупном городе (на примере Москвы): Автореф. дисс. ... д. б. н. М. РУДН. 2006. 28 с.

46. Якубов Х.Г. Озеленение Москвы: теория и практика // Сборник статей научно-практической конференции “Технологии и практика садово-паркового хозяйства”. Красноярск, 2020. С. 32–36.
47. Яшин И.М., Васенев И.И., Гареева И.Е., Рамазанов С.Р. Экологическая оценка фаций и почв Лесной опытной дачи // Экологический мониторинг, моделирование и проектирование природных и городских агросистем. 2015. С. 7–35.
48. Azovtseva N.A., Smagin A.V. Dynamics of Physical and Physicochemical properties of urban soils under the effect of ice – melting salts // Eurasian Soil Science. 2018. Vol. 51. No. 12. P. 1462–1473.
49. Gorokhova I.N., Borisochkina T.I., Shishkonakova E.A. Assessment of the State of Urban Ecosystems on the Basis of Remote Sensing Data // Eurasian soil science. 2013. Vol. 46. No. 4. P. 447–458.
50. Kosheleva N.E., Kasimov N.S., Vlasov D.V. Factors of the accumulation of heavy metals and metalloids at geochemical barriers in urban soils // Eurasian soil science. 2015. Vol. 48. No. 5. P. 23–33.

REFERENCES

1. Achkasov A.I., Varava K.V., Samaev S.B., Basharkevich I.L., Trefilova N.YA., Intensivnost' i tendencii izmeneniya himicheskogo zagryazneniya pochv Moskvy (Intensity and trends of changes in chemical soil pollution in Moscow), In: *Geoekologicheskie problemy Novoy Moskvy* (Geoecological problems of new Moscow), Moscow: Institut Geografii RAN, 2013, pp. 65–70.
2. Achkasov A.I., Varava K.V., Samaev S.B., Ekologo-geohimicheskie issledovaniya pochv Moskvy (Ecological and geochemical reserves of soils in Moscow), *Razvedka i ohrana nedr*, 2016, No. 11, pp. 49–54.
3. Bogdanov N.A., Ekologo-gigienicheskoe sostoyanie urbanizirovannoi territorii v geograficheskom tsentre Novoi Moskvy (Ecological and hygienic condition urbanized area in the geographical center of new Moscow), *Gigiena i sanitariya*, 2015, No. 94, pp. 51–57.
4. Borisochkina T.I., Markina L.G., Processy pirogennoj transformacii v pochvah lesoparkovyh landshaftov (Pyrogenic transformation processes in the soils of forest park landscapes), In: *Pochvovedenie – prodovol'stvennoj i ekologicheskoy bezopasnosti strany. Tezisy dokladov VII s'ezda pochvovedov* (Soil science – food and environmental security of the country. Proc. VII Congress of Soil Scientists), 2016, pp. 69–70.
5. Burdakova I.N., Sostoyanie lesoparkov Moskovskoi gorodskoi aglomeratsii i antropogennyye vozdeystviya (The state of forest parks in the Moscow urban agglomeration and anthropogenic impacts), In: *Ekologicheskie issledovaniya v*

Moskve i Moskovskoi oblasti. Sostoyanie rastitel'nogo pokrova. Okhrana prirody (Environmental research in Moscow and the Moscow region. The state of the vegetation cover. Nature protection), Moscow, 1992, pp. 54–57.

6. Vlasov D.V., *Geohimiya tyazhelykh metallov v landshaftah Vostochnogo okruga Moskvy. Diss. kand. geograficheskikh nauk.* (Geochemistry of heavy metals in the landscapes of the Eastern District of Moscow: Cand. of Geographic sci. thesis), Moscow, 2015, 166 p.

7. Vlasov D.V., Tyazhelye metally v pochvakh postagrogennoi zony (na primere Vostochnoi chasti Moskvy) (Heavy metals in postagrogenic soils (case study in the eastern part of Moscow), In: *Ekologicheskie problemy promyshlennykh gorodov. Sbornik nauchnykh materialov po materialam nauchno-prakticheskoi konferentsii* (Environmental problems of industrial cities. Collection of scientific materials based on the materials of the scientific and practical conference), Moscow, 2017, pp. 123–128.

8. Galaktionov A.Yu., *Raspredelenie i sostav policiklicheskih aromaticheskikh uglevodorodov i tyazhyolykh metallov v granulodensimetriceskikh fraktsiyah pochv parkov g. Moskvy. Diss. kand. sel-khoz. nauk* (Distribution and composition of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in granulodensimetric fractions of soils of parks in Moscow: Extended Abstract of Cand. Agricultural sci. thesis), Moscow, 2004, 25 p.

9. *Geoekologicheskie problemy Novoi Moskvy* (Geoecological problems of new Moscow), In: *Sbornik nauchnykh trudov. Institut geografii RAN*, 2013, 120 p.

10. Gorohov V.A., *Zelenaya priroda goroda* (Green nature of the city), Moscow: Arhitektura – S, 2005, 592 p.

11. Gorokhova I.N., *Vyyavlenie pochvenno-ekologicheskikh problem urbanizirovannykh territorii na osnove distantsionnogo monitoringa.* (The solid-ecological problem of urban territories detection based on remote monitoring), *Istoriya nauki i tekhniki*, 2015, No. 10, pp. 59–72.

12. Gorohova I.N., Borisochkina T.I., Shishkonakova E.A., *Ekologicheskij monitoring urboekosistem klyuchevogo uchastka Lianozovo Moscow* (Ecological monitoring of urboecosystems for the test area “Lianozovo” (Moscow). *Pervaya Mezhdunarodnaya nauchnaya konferenciya “Razvitie regionov v 21 veke”* (The 1st International Scientific Conference “Development of Regions in the 21st century”), Vladikavkaz, 2013, Part 1, pp. 140–144.

13. Gorohova I.N., Borisochkina T.I., Shishkonakova E.A., *Issledovanie gorodskih ekosistem na osnove materialov distantsionnogo zondirovaniya* (Research of urban ecosystems based on remote sensing materials), *Izvestiya vysshikh uchebnykh zavedenij. Geodeziya i aerofotos'emka*, 2014, No. 2, pp. 97–101.

14. Gorohova I.N., Borisochkina T.I., Shishkonakova E.A., Ispol'zovanie snimkov s bespilotnogo letatel'nogo apparata dlya ocenki ekologicheskogo sostoyaniya pochvenno-rastitel'nogo pokrova urbanizirovannoj ekosistemy (The using pilotless vehicle pictures for urban ecosystem soil-vegetable cover ecological condition estimating), *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2014, Vol. 74, pp. 78–89, DOI: [10.19047/0136-1694-2014-74-77-89](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2014-74-77-89).
15. Dabahov M.V., Chesnokova E.V., Tyazhelye metally v pochvah parkov zarechnoj chasti Nizhnego Novgoroda (Heavy metals in park soils of the lower part of Nizhni Novgorod), *Vestnik Nizhegorodskogo universiteta im. N. I. Lobachevskogo*, 2010, No. 2 (1), pp. 109–116.
16. Doklad “O sostoyanii okruzhayushchei sredy v g. Moskve v 2019 gody” (On the state of the environment in Moscow in 2019) A.O. Kul'bachevskiy (Ed.), Moscow, 2020, 222 p., URL: <https://www.mos.ru/eco/>.
17. Erofeeva V.V., Anikina E.V., Otsenka zagryazneniya pochv urbanizirovannykh ekosistem na primere Moskvy (An assessment of soil pollution in urban ecosystems (with Moscow as primary example), *Biologicheskie nauki*, 2021, No. 4 (106), pp. 53–57.
18. Kapustina I.S., Kosheleva N.E., Analiz svoystv i koncentracij tyazhelykh metallov v dorozhnoj pyli na territorii YUVAO g. Moskvy (Analysis of properties and concentration of heavy metals in road dust in the territory of south-eastern district of Moscow), *Inzhenernaya ekologiya 2019*” (Environmental Engineering 2019), Proc. International Symposium, 2019, pp. 246–251.
19. Kasimov N.S., *Ekogeokhimiya landshaftov* (Ecogeochemistry of landscapes), Moscow, 2013, 208 p.
20. Kasimov N.S., Vlasov D.V., Kosheleva N.E., Nikiforova E.M., *Geokhimiya landshaftov Vostochnoj Moscovy* (Landscape geochemistry of eastern Moscow), Moscow, 2016, 277 p.
21. Kapustina I.S., Kosheleva N.E., Akkumulyatsiya tyazhelykh metallov i metalloidov v pridorozhnykh pochvakh Yugo-Vostochnogo administrativnogo okruga (Accumulation of heavy metals and metalloids in the roadside soils of the south-eastern administrative district of Moscow), Proc. 9th International Scientific and Practical Conference “*Ekologicheskie problemy promyshlennykh gorodov*”, 2019, pp. 142–146.
22. Koroleva I.E., Borisochkina T.I., Ekologicheskoe sostoyanie i povyshenie ustoichivosti pochv gorodskogo parkovo-rekreatsiionnogo landshafta k tekhnogennym vozdeistviyam. Sovremennye energo- i resursosberegayushchie ekologicheski ustoichivye tekhnologii i sistemy sel'skokhozyaistvennogo proizvodstva” (Ecological state and increasing the soil stability of the urban park and recreational landscape to man-made impacts. Modern energy-and resource-saving environmentally sustainable technologies and systems of

agricultural production”), *In. Nauchnykh trudov RGATU im. P.A. Kostycheva, Ryazan'*, 2009, pp. 143–146.

23. Koroleva I.E., Borisochkina T.I., Novikova A.F., *Ekologicheskoe sostoyanie i meropriyatiya po rekul'tivatsii gorodskikh pochv Zvezdnogo bul'vara Moskvy (Ecological status and activities for recultivation of urban soils Zvezdny boulevard of Moscow)*, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2009, Vol. 64, pp. 67–72.

24. Kosheleva N.E., Nabelkina K.S., Ryzhov A.V., Vlasov D.V., *Fiziko-khimicheskie svoystva dorozhnoi pyli Moskvy (Physico-chemical properties of road dust in Moscow)*, *Snow cover, atmospheric precipitation, aerosols: technology, climate and ecology*, Proc. 2nd Baikalinternational scientific and practical conference, 2018.

25. Kosheleva N.E., Kasimov N.S., Korlyakov I.D., Vlasov D.V., *Vliyanie zastroiki na zagryaznenie gorodskikh pochv tyazhelymi metallami v Vostochnoi Moskve (The impact of development on urban soil pollution with heavy metals in Eastern Moscow)*, *Problemy okruzhayushchei sredy i prirodnikh resursov*, 2020, No. 12, pp. 137–144.

26. Kulakova N.Yu., Shabanova N.P., *Zasolenie pochv – odna iz problem gorodskogo ozeleneniya (Soil salinization – one of the urban greening problem)*, *Aktual'nye problemy lesnogo kompleksa*, 2019, No. 54, pp. 127–131.

27. Lubkova T.N., *Otsenka i prognoz tekhnogennogo zagryazneniya lokal'nykh ekosistem khimicheskimi elementami na osnove balansovykh raschetov. Diss. kand. geologo-mineralog. nauk (Assessment and forecast of technogenic pollution of local ecosystems with chemical elements based on balance calculations, Cand. geologo-mineralog. sci. thesis)*, Moscow, 2007, 166 p.

28. Mamontov V.G., Ozerov Yu.A., Smarygin S.N., *Metally v guminovykh kislotakh gorodskikh pochv (Metals in humic acids of urban soils)*, *Geokhimiya landshaftov i geografiya pochv (Landscape geochemistry and soil geography)*, Proc. All-Russia Conference, Moscow: Geograficheskii fakul'tet MGU, 2012, pp. 207–208.

29. Mamontov V.G., Filatova A.I., Komaristaya S.S., Ryabova O.B., Smarygin S.N., Chernichkin R.V., *Svoystva gorodskikh pochv (na primere SAO g. Moskvy) (Properties of urban soils (with the northern Moscow district as an example))*, *Plodorodie*, 2016, No. 6, pp. 56–58.

30. Markova Yu.L., *Otsenka vozdeistviya promyshlennosti i transporta na ekosistemu Natsional'nyi park “Losinyi ostrov” Avtoreferat dissertatsii kandidata geologo-mineralogicheskikh nauk (Assessment of the impact of industry and transport on the ecosystem of the Losiny Ostrov National Park,*

Extended Abstract of Cand. geologo-mineral. thesis), Moscow: MGU, 2003, 28 p.

31. Martynenko I.A., Prokofeva T.V., Stroganova M.N., Sostav i stroenie pochvennogo pokrova lesnykh, lesoparkovykh i parkovykh territorii g. Moskvy (Composition and structure of the soil cover of forest, forest park and park territories of Moscow), In: *Lesnye ekosistemy i urbanizatsiya*. (Forest ecosystems and urbanization), Moscow: Tovarishestvo nauchnykh izdaniy KMK, 2008, pp. 69–90.

32. Mosina L.V., *Antropogennoe izmenenie lesnykh ekosistem v usloviyakh megapolisa Moskva. Avtoreferat dissertatsii na soiskanie uchenoi stepeni d-ra biol. nauk* (Anthropogenic change of forest ecosystems in the conditions of the Moscow megalopolis. Extended Abstract of Dr. biol. sci. thesis), Moscow, 2003, 34 p.

33. Nikiforova E.M., Kosheleva N.E., Vlasov D.V., Monitoring zasoleniya snega i pochv Vostochnogo okruga Moskvy protivogolodnymi smesiyami (Monitoring of snow and soils salinization by de-icing compounds in eastern administrative okrug of Moscow), *Fundamental'nye issledovaniya*, 2014, No. 11, pp. 340–347.

34. Nikiforova E.M., Kasimov N.S., Kosheleva N.E., Mnogoletnyaya dinamika antropogennoi solontsevatosti pochv VAO Moskvy pri ispol'zovanii protivogolodnykh reagentov (Long-term dynamics of anthropogenic solonetzicity in soils of the eastern okrug of Moscow under the impact of deicing salts), *Pochvovedenie*, 2017, No. 1, pp. 93–104.

35. Nikolaeva O.V., Chistova O.A., Panina N.N., Rozanova M.S., Ekotoksikologicheskaya otsenka pochv pridorozhnykh territorii Leningradskogo shosse metodom laboratornogo fitotestirovaniya (Environmental toxicity assessment of roadside topsoils across leningradskoe highway using laboratory phytotest), *Vestnik Moskovskogo Universiteta. Seriya 17. Pochvovedenie*, 2019, No. 1, pp. 28–34.

36. Nikolaevskii V.S., Yakubov Kh.G., Razvitie Moskvy i sovremennye ekologicheskie problemy megapolisa (Moscow development and up-to-date ecological problems of mega polis), *Lesnoi vestnik*, 2008, No. 1, pp. 37–41.

37. Plekhanova I.O., Soderzhanie tyazhelykh metallov v pochvakh parkov Moskvy (The content of heavy metals in the soils of Moscow parks), *Pochvovedenie*, 2000, No. 6, pp. 755–758.

38. Plyaskina O.V., Ladonin D.V., Monitoring tyazhelykh metallov v pochvakh Moskvy (Monitoring of heavy metals in Moscow soils), In: *Novye metody i rezul'taty issledovaniy landshaftov v Evrope, Tsentral'noi Azii i Sibiri* (Novel methods and results of landscape research in Europe, central Asia and Siberia), Vol. 5, 2018, pp. 15–19.

39. Prazdnikov S.S., Aristarkhova G.G., Aristarkhov A.N., Kharitonova A.F., Otsenka sostoyaniya i prognoz sodержaniya tyazhelykh metallov v pochvakh Moskovskoi oblasti, *Plodorodie pochvy i kachestvo produktsii pri biologizatsii zemledeliya*, Moscow: Izd-vo "Mekh.-mat. fakul'teta MGU", 1996, pp. 294–304.
40. Prokof'eva T.V., Poputnikov V.O., Antropogennaya transformatsiya pochv Pokrovskoe-Streshnevo (Moskva) i prilegayushchikh zhilykh kvartalov (Anthropogenic transformation of soils in the pokrovskoe-streshnevo park (Moscow) and adjacent residential areas), *Pochvovedenie*, 2010, No. 6, pp. 748–758.
41. Samaev S.B., *Otsenka ekologo-geokhimicheskogo sostoyaniya zon s vysokoi antropogennoi nagruzkoj (Moskovskii region)*, *Avtoreferat dissertatsii na soiskanie uchenoi stepeni kandidata geologo-mineralogicheskikh nauk* (Assessment of the ecological and geochemical state of zones with high anthropogenic load (Moscow region), Extended Abstract of Cand. geologo-mineralog. sci. thesis), Moscow, 2004, 25 p.
42. *Sostoyanie zelenykh nasazhdenii v Moskve (po dannym monitoringa 2000 g.)* (The state of green spaces in Moscow (according to the monitoring data of 2000), *Analiticheskii doklad*, Moscow, 2001.
43. Chernousenko G.I., Yamnova I.A., Skripnikova M.I., Borisochkina T.I., Vliyanie zasoleniya i zagryazneniya pochv tyazhelymi metallami na zelenye nasazhdeniya (The effect of salinization and soil contamination with heavy metals on green spaces), *Genezis, geografiya i ekologiya pochv* (Genesis, geography and ecology of soils), Proc. scientific works International Conference, 1999, pp. 228–230.
44. Chernousenko G.I., Yamnova I.A., Skripnikova M.I., Borisochkina T.I., Zasolenie i zagryaznenie pochv tyazhelymi metallami v yugo-vostochnom okruge Moskvy (Salinization and soil contamination with heavy metals in the south-eastern district of Moscow), *Doklady Rossiiskoi akademii sel'skokhozyaistvennykh nauk*, 2000, No. 1, pp. 21–24.
45. Yakubov Kh.G., *Ekologicheskii monitoring zelenykh nasazhdenii v krupnom gorode (na primere Moskvy)*. *Avtoreferat dissertatsii na soiskanie uchenoi stepeni d-ra biol. nauk* (Environmental monitoring of green spaces in a large city (on the example of Moscow), Extended Abstract of Dr. biol. sci. thesis), Moscow, RUDN, 2006.
46. Yakubov Kh.G., Ozelenenie Moskvy: teoriya i praktika. (Greening Moscow: theory and practice), *Sbornik statei Mezhdunarodnoi nauchno-prakticheskoi konferentsii "Tehnologii i oborudovanie sadovo-parkovogo i landshaftnogo stroitelstva"* (Technologies and equipment for garden and landscape construction), 2020, pp. 32–36.

47. Yashin I.M., Vasenev I.I., Gareeva I.E., Ramazanov S.R., *Ekologicheskaya otsenka fatsii i pochv Lesnoi opytnoi dachi (Ecological assessment of facies and soils of Forest experimental dacha)*, In: *Ekologicheskii monitoring, modelirovanie i proektirovanie prirodnykh i gorodskikh agrosistem (Environmental monitoring, modeling and design of natural and urban agricultural systems)*, 2015, pp. 7–35.
48. Azovtseva N.A., Smagin A.V., *Dinamics of Physical and Physicochemical properties of urban soils under the effect of ice melting salts*, *Eurasian Soil Science*, 2018, Vol. 51, No. 12, pp. 1462–1473.
49. Gorokhova I.N., Borisochkina T.I., Shishkonakova E.A., *Assessment of the State of Urban Ecosystems on the Basis of Remote Sensing Data*, *Eurasian soil science*, 2013, Vol. 46, No. 4, pp. 447–458.
50. Kosheleva N.E., Kasimov N.S., Vlasov D.V., *Factors of the accumulation of heavy metals and metalloids at geochemical barriers in urban soils*, *Eurasian soil science*, 2015, Vol. 48, No. 5, pp. 23–33.

УДК 631.4

DOI: 10.19047/0136-1694-2021-109-165-185



Ссылки для цитирования:

Чекин Г.В., Силаев А.Л., Смольский Е.В. Распределение Cu, Ni, Zn, Mn, Cr, Cd, Pb, Co, Mo, As в аллювиальных почвах пойменных ландшафтов бассейна реки Сож // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2021. Вып. 109. С. 165-185. DOI: 10.19047/0136-1694-2021-109-165-185

Cite this article as:

Chekin G.V., Silaev A.L., Smolsky E.V., Distribution of Cu, Ni, Zn, Mn, Cr, Cd, Pb, Co, Mo, As in alluvial soils of floodplain landscapes of the Sozh river basin, Dokuchaev Soil Bulletin, 2021, V. 109, pp. 165-185, DOI: 10.19047/0136-1694-2021-109-165-185

Распределение Cu, Ni, Zn, Mn, Cr, Cd, Pb, Co, Mo, As в аллювиальных почвах пойменных ландшафтов бассейна реки Сож

© 2021 г. Г. В. Чекин*, А. Л. Силаев**, Е. В. Смольский***

Брянский ГАУ, Россия,

243365, Брянская обл., Выгоничский р-н, с. Кокино, ул. Советская 2а,

**<https://orcid.org/0000-0002-9252-2193>, e-mail: gb-swamp@yandex.ru,*

***<https://orcid.org/0000-0001-7837-4254>, e-mail: kafear@bgsha.com,*

****<https://orcid.org/0000-0002-7534-5893>, e-mail: sev_84@mail.ru.*

*Поступила в редакцию 30.06.2021, после доработки 06.12.2021,
принята к публикации 16.12.2021*

Резюме: Исследования проводили в западной части Брянской области в ландшафтах бассейна реки Сож (р. Ипуть, приток 1-го порядка, южнее с. Перевоз; р. Беседь, приток 1-го порядка, северо-западнее д. Батуровка; р. Унеча приток 2-го порядка, западнее с. Лопатни). Цель работы – изучение особенностей вертикального и горизонтального распределения валового содержания Cu, Ni, Zn, Mn, Cr, Cd, Pb, Co, Mo, As в аллювиальных почвах пойменных ландшафтов. Отбор почвенных образцов для определения валового содержания микроэлементов проводили в разных по геоморфологии и гидрологии подсистемах пойменного ландшафта методом почвенных ключей. Каждый ключевой почвенный участок представлял собой полнопрофильный разрез и

четыре полуямы. Образцы отбирались со стенок разрезов через 5 см, перемешивались и усреднялись методом квартования. Валовое содержание микроэлементов определяли атомно-абсорбционным методом, после предварительного разложения проб смесью концентрированных азотной и плавиковой кислот с помощью микроволновой системы. Варьирование содержания микроэлементов по слоям аллювиальных почв оценивали с использованием коэффициента вариации. Для характеристики степени концентрирования или рассеяния микроэлементов в почвах, рассчитывали кларк концентрации. В результате исследований установили, что вертикальное распределение микроэлементов в слое 0–20 см определяется их химическими свойствами и генезисом почв пойменных подсистем, и может быть равномерным, убывающим/возрастающим с глубиной или с концентрированием в отдельных слоях. Кларки концентрации микроэлементов и их содержание возрастают в направлении от прирусловой к притеррасной подсистеме поймы. Концентрации элементов в почвах пойменных ландшафтов не превышают величину кларка. Исключение составляют Cr, Zn и Cu в почве притеррасной подсистемы поймы р. Унеча, Cd в почве центральной подсистемы поймы р. Беседь, а также Cu и Cd в почве притеррасной подсистемы поймы р. Беседь. Превышение величины кларка по некоторым элементам может указывать на их антропогенное происхождение.

Ключевые слова: аллювиальные почвы, микроэлементы, кларк концентрации.

Distribution of Cu, Ni, Zn, Mn, Cr, Cd, Pb, Co, Mo, As in alluvial soils of floodplain landscapes of the Sozh river basin

© 2021 G. V. Chekin^{*}, A. L. Silaev^{**}, E. V. Smolsky^{***}

Bryansk State Agrarian University,

2a Sovetskaya Str., Kokino 243365, Bryansk region, Russian Federation,

^{*}<https://orcid.org/0000-0002-9252-2193>, e-mail: gb-swamp@yandex.ru,

^{**}<https://orcid.org/0000-0001-7837-4254>, e-mail: kafep@bgsha.com,

^{***}<https://orcid.org/0000-0002-7534-5893>, e-mail: sev_84@mail.ru.

Received 30.06.2021, Revised 06.12.2021, Accepted 16.12.2021

Abstract: The studies were carried out in the western part of the Bryansk Region in the landscapes of the Sozh River basin (Iput' River, tributary of the 1st order, south of the village of Perevoz; River Besed', tributary of the 1st

order, northwest of the village of Baturovka; River Unecha, tributary 2nd order, west of the village of Lopatny). The aim of this work is to study the features of the vertical and horizontal distribution of the gross content of Cu, Ni, Zn, Mn, Cr, Cd, Pb, Co, Mo, As in the alluvial soils of floodplain landscapes. The selection of soil samples for the determination of the gross content of trace elements was carried out in subsystems of the floodplain landscape, different in geomorphology and hydrology, by the method of soil springs. Each key soil plot was a full-profile soil pit and four reconnaissance pits. Samples were taken from the walls of the cuts every 5 cm, mixed and averaged by the quartering method. The gross content of trace elements was determined by the atomic absorption method, after preliminary decomposition of the samples with a mixture of concentrated nitric and hydrofluoric acids using a microwave system. Variations in the content of trace elements in the layers of alluvial soils were assessed using the coefficient of variation. To characterize the degree of concentration or dispersion of trace elements in soils, the concentration clarke was calculated. As a result of the research, it was found that the vertical distribution of trace elements in the 0–20 cm layer is determined by their chemical properties and the genesis of the soils of the floodplain subsystems, and can be uniform, decreasing/increasing with depth or with concentration in separate layers. Clarke concentrations of microelements and their content increase in the direction from the riverbed to the near-terrace subsystem of the floodplain. Concentrations of elements in the soils of floodplain landscapes do not exceed the clarke value. The exceptions are Cr, Zn and Cu in the soil of the near-terrace subsystem of the river Unecha, Cd – in the soil of the central subsystem of the river Besed', as well as Cu and Cd – in the soil of the near-terrace subsystem of the river Besed'. An excess of the clarke value for some elements may indicate their anthropogenic origin.

Keywords: alluvial soils, trace elements, clark concentration.

ВВЕДЕНИЕ

Распределение и концентрации химических элементов в аллювиальных почвах ландшафта пойм изменяется в результате ряда факторов, таких как неоднородность почвенного покрова, поемность, показатели почвенного плодородия, антропогенное воздействие ([Фашевский, 2007](#); [Мартынов, 2019](#); [Kałmykow-Piwińska, Falkowska, 2020](#)).

Аллювиальные почвы аккумулируют химические элементы, как поступающие с бассейна водосбора, так и приносимые с па-

водковыми водами. Это обуславливает особую роль данных почв как маркера техногенно-геохимических преобразований в бассейне реки. Занимая сравнительно небольшие площади, аллювиальные почвы представляют важную роль в кормопроизводстве ([Орешкин и др., 2000](#); [Просянкин и др., 2012](#); [Балабко и др., 2016](#); [Dobrovol'ski et al., 2011](#)).

С точки зрения ландшафтно-геохимических исследований в пойменных ландшафтах наибольшей информативностью обладает корнеобитаемый слой почв, включающий собственно гумусовый горизонт и частично следующий за ним слой аллювия разной степени вовлеченности в почвообразовательный процесс. Свойства данного слоя являются как чувствительным индикатором техногенного загрязнения, так и показателем возможности формирования урожая естественных кормовых трав ([Шаповалов и др., 2014](#); [Белоус и др., 2016](#); [Белоус, 2018](#)). В связи с этим, выяснение особенностей рассеивания и концентрации микроэлементов в аллювиальных почвах является актуальным.

Цель исследования – особенности вертикального и горизонтального распределения следовых элементов (trace element) в аллювиальных почвах пойменных ландшафтов бассейна реки Сож.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили в западной части Брянской области в ландшафтах пойм рек Ипать, Беседь и Унеча. Ландшафт конкретной поймы образуют различные сочетания подсистем (прирусловой, центральной, притеррасной), обуславливающий индивидуальные закономерности поступления, накопления, перемещения элементов. Отбор почвенных образцов для определения валового содержания микроэлементов проводили в разных по геоморфологии и гидрологии подсистемах пойменного ландшафта методом почвенных ключей. Каждый ключевой почвенный участок представлял собой полнопрофильный разрез и четыре полуямы (рис. 1). Образцы отбирались со стенок разрезов через 5 см, перемешивались и усреднялись методом квартования. К анализам образцы подготавливали общепринятыми методами.

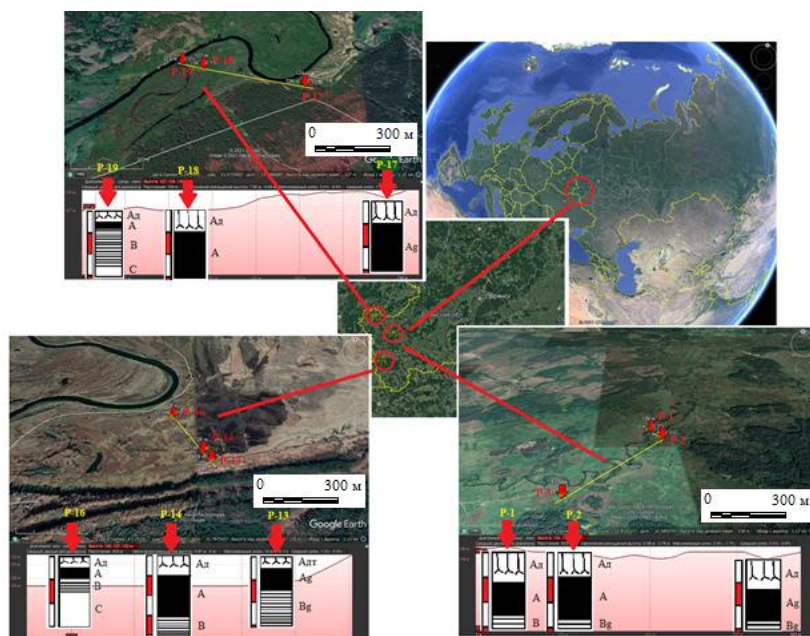


Рис. 1. Ключевые почвенные участки.

Fig. 1. Key soil areas.

Разложение почв для валового определения микроэлементов осуществляли смесью концентрированных азотной и плавиковой кислот с помощью микроволновой системы MARS 6. Валовое содержание микроэлементов определяли атомно-абсорбционным методом (прибор: Shimadzu-7000, Квант-Z.ЭТА, Методика М-МВИ 80-2008). Анализы выполнены в испытательной лаборатории Центра коллективного пользования приборным и научным оборудованием при ФГБОУ ВО Брянский ГАУ.

Варьирование содержания микроэлементов по слоям аллювиальных почв оценивали с использованием коэффициента вариации, который показывает степень изменчивости показателя ([Доспехов, 1985](#)).

Для характеристики степени концентрирования или рассеяния микроэлементов в почвах, рассчитывали кларк концентрации

(КК) по формуле $КК = C_j/K$, где C_j – содержание микроэлемента в почве; K – среднее содержание элемента в почвах мира по А.П. Виноградову. Геохимические индексы составлялись в виде ранжированных дробных показателей, где возле дробной черты – микроэлементы с околочларковыми значениями ($КК = 1.1-0.9$), в числителе – микроэлементы с содержанием выше кларка ($КК > 1.1$), в знаменателе – микроэлементы с содержанием ниже кларка ($КК < 0.9$) ([Прохорова, 2004](#)).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Распределение концентраций микроэлементов в различных слоях почв подчиняется определенным закономерностям, обусловленным действием многих факторов, и является результатом сложных и многообразных биогеохимических процессов ([Протасова, Щербаков, 2004](#)).

Концентрация химических элементов в различных подсистемах пойменного ландшафта, который расположен в зоне промывного водного режима и на который накладываются пойменный и водозастойный режимы, характеризуется значительной пестротой и сложностью. Формирование профиля в аллювиальных почвах обусловлено различным расположением на рельефе, длительностью поемного процесса, особенностями видового состава растительного покрова, разными гранулометрическим и минералогическим составом почв ([Шиманская, Позняк, 2016](#)).

Распределение содержания валового количества химических элементов по слоям аллювиальных почв зависит от места и глубины отбора образцов, генезиса почвы и варьировало в зависимости от элемента (рис. 2):

Для пойменных подсистем р. Ипуть:

Cu – от 4.94 до 30.45; Ni – от 0.00 до 25.88; Zn – от 8.77 до 67.63; Mn – от 118.60 до 857.16; Cr – от 61.28 до 248.23; Cd – от 0.04 до 4.60; Pb – от 4.52 до 7.77; Co – от 0.24 до 1.27; Mo – от 0.02 до 1.20; As – от 0.29 до 1.61 мг/кг;

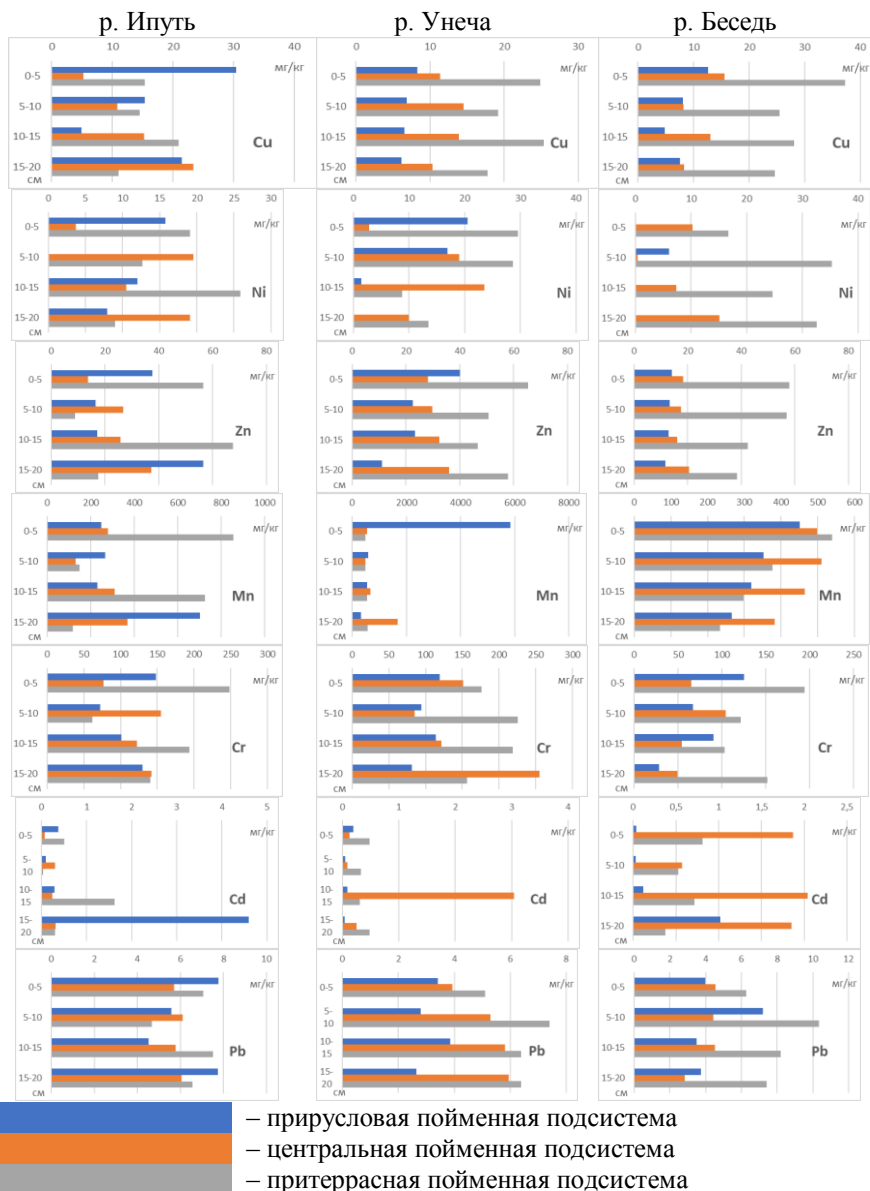


Рис. 2. Вертикальное распределение элементов в слое 0–20 см (начало).
Fig. 2. Vertical distribution of elements in layer 0–20 cm (beginning).

подсистемы пойменного ландшафта, содержание Cu, Zn, Cd, Pb, Co убывает с глубиной, для Mn отмечен минимум на глубине 5–10 см. Распределение Ni, Cr, Mo и As носит сложный характер с минимумами на глубинах 0–5 и 10–15 см; в почве притеррасной подсистемы пойменного ландшафта в вертикальном распределении элементов, за исключением Mo, отмечены минимумы на глубинах 5–10 и 15–20 см. Для Mo отмечен один минимум, на глубине 5–10 см.

Для поймы р. Унеча установлены следующие закономерности вертикального распределения:

В почве прирусловой подсистемы распределение элементов частично совпадает с таким для аналогичного участка р. Ипать, однако имеется ряд особенностей. Содержание Cr, Pb, Co имеет минимумы на глубинах 0–5 и 10–15 см. Mn сосредоточен в основном в слое 0–5 см, затем его содержание резко убывает. Для Cd отмечен максимум на глубине 10–15 см. В почве притеррасной подсистемы Zn и Cu распределены аналогично такому же элементу ландшафта р. Ипать. Распределение Ni, Cd, Co проходит через минимум в середине слоя 0–20 см. Распределение Cr, Pb и As, наоборот, имеет максимум в середине слоя 0–20 см. Mn распределен практически равномерно. Распределение Mo проходит через минимумы в слоях 0–5 и 10–15 см.

Для поймы р. Беседа установлены следующие закономерности вертикального распределения:

В почве прирусловой подсистемы распределение элементов тоже частично повторяет закономерности распределения на рассмотренных выше ключевых участках. Распределение Cu и Ni проходит через минимум в слое 0–20 см. Содержание цинка слабо изменяется по слоям. Содержание Mn убывает с глубиной. Для Cr и Cd отмечены минимумы на глубинах 5–10 и 15–20 см. Содержание Co и As возрастает с глубиной. Для свинца отмечен максимум в слое 5–10 см, для молибдена в слое 10–15 см. В почве центральной подсистемы пойменного ландшафта для вертикального распределения Cu отмечены минимумы в слоях 5–10 и 15–20 см, Ni имеет выраженный максимум в слое 5–10 см. Содержание Zn, Cd, Co постепенно уменьшается с глубиной. Для Mn, Cr, Pb, Mo и As выявлен максимум в середине слоя 0–20 см.

Анализируя приведенные закономерности, можно предположить, что на вертикальное распределение элементов оказывают влияние не только их химические свойства, но и особенности почв: мощность отдельных горизонтов, гранулометрический состав и показатели плодородия. Это отмечают многие исследователи. Так, в работе ([Кудашкин, 2003](#)) показано, что в условиях кислой и слабокислой реакции среды органическое вещество может закреплять Cu в виде труднорастворимых соединений. Другие polyvalentные катионы, вероятно, взаимодействуют схожим образом.

В работе ([Saint-Laurent et al., 2013](#)) отмечается, что различные свойства почвы (pH , $\text{C}_{\text{общ}}$, ЕКО, грансостав) участвуют в различных процессах почвообразования, включая удержание или поглощение микроэлементов, в частности, через органические вещества и илестые частицы. Кроме того, металлические элементы могут выщелачиваться в более глубокие горизонты профиля, особенно в кислых почвах.

В работах ([Fijałkowski et al., 2012](#); [Zhang et al., 2018](#)) указывают, что pH почвы считается одним из важнейших факторов, определяющих концентрацию металлов в почвенном растворе, их подвижность и доступность для растений. Увеличение концентрации ионов водорода влияет на интенсивность мобилизации тяжелых металлов. В сильнокислых почвах подвижность металлических элементов намного выше, чем в почвах с нейтральной и щелочной реакцией. Как и уровень pH , содержание органического углерода и илестые частицы в разной степени участвуют в удерживании или ремобилизации микроэлементов, содержащихся в аллювиальных почвах. В работе ([Hooda, 2010](#)) накопление металлов в верхних слоях аллювиальных почв связывают с обогащением этих горизонтов органическим веществом и оксидами железа и марганца, которые действуют как партнеры по сорбции. Это свидетельствует о сильном влиянии первичных свойств почвы и естественных почвенных процессов на вертикальное распределение валового количества металлов. В работе ([Shaheen, Rinklebe, 2014](#)) отмечается, что накопление некоторых металлов в поверхностных горизонтах может указывать на значительный вклад антропогенной деятельности.

В таблицах 1–3 представлены медианы содержания микроэлементов в почвах пойменного ландшафта. По этим величинам рассчитаны значения кларка концентрации (КК), отражающие уровни накопления элементов. Использование для расчета значений медианы обосновано, так как при величине коэффициента вариации более 35% распределение величин не подчиняется закону нормального распределения ([Самсонова, Мешалкина, 2020](#)) и, следовательно, рассчитывать среднюю величину для таких данных некорректно.

Таблица 1. Медиана содержания (мг/кг) элементов в слое почвы 0–20 см почв поймы р. Ипуть

Table 1. Median content (mg/kg) of elements in the soil layer 0–20 cm of soils of the floodplain of the River Iput'

Почва	Cu	Ni	Zn	Mn	Cr	Cd	Pb	Co	Mo	As
Аллювиальная дерновая кислая слоистая примитивная укороченная супесчаная	18.44	9.94	27.35	257.42	115.59	0.33	6.66	0.65	0.04	0.86
Коэффициент вариации, %	59	76	60	63	30	162	25	26	65	41
Кларк концентрации	0.92	0.25	0.55	0.30	0.58	0.66	0.67	0.08	0.02	0.17
Аллювиальная луговая кислая маломощная укороченная среднесуглинистая	13.03	14.79	26.25	294.82	132.22	0.27	5.92	0.57	0.08	0.75
Коэффициент вариации, %	56	58	37	37	28	48	3	36	44	39
Кларк концентрации	0.65	0.37	0.53	0.35	0.66	0.54	0.59	0.07	0.04	0.15
Аллювиальная перегнойно-болотная тяжелосуглинистая	14.97	15.91	36.95	437.68	167.35	0.41	6.81	0.94	0.07	1.18
Коэффициент вариации, %	26	45	77	83	50	113	19	60	68	53
Кларк концентрации	0.75	0.40	0.74	0.51	0.84	0.82	0.68	0.12	0.04	0.24

При группировке КК в виде убывающего ряда получены следующие результаты:

Для пойменного ландшафта р. Ипуть:

– прирусловая: $Cu > Pb > Cd > Cr > Zn > Mn > Ni > As > Co$
> Mo

– центральная: $Cr > Cu > Pb > Cd > Zn > Ni > Mn > As > Co$
Mo

– притеррасная: $Cr > Cd > Cu > Zn > Pb > Mn > Ni > As > Co$
> Mo

Для пойменного ландшафта р. Унеча:

– прирусловая: $Mn > Cr > Zn > Cu > Pb > Ni > Cd > As > Co$
> Mo;

– центральная: $Mn > Cr > Cu > Zn > Pb > Cd > Ni > As > Co$
Mo;

– притеррасная: $Cu > Zn > Cr > Cd > Pb > Mn > Ni > As > Co$
> Mo.

Для пойменного ландшафта р. Беседь:

– прирусловая: $Mn > Cu \approx Pb \approx Cr > Zn > Cd > Co \approx As > Mo$
> Ni

– центральная: $Cd > Mn > Cu > Pb > Zn > Cr > Ni > As > Co$
Mo

– притеррасная: $Cu > Cd > Zn > Pb > Ni > Cr > Mn > As > Co$
> Mo

Убывающие ряды имеют схожую структуру в пределах каждого ключевого участка, что объясняется однотипными биогеохимическими условиями пойменного режима, в котором формируются аллювиальные почвы. Некоторые отличия в данном случае могут объясняться отличием водного режима и окислительно-восстановительных условий данной почвы от других частей поймы и, как следствие, варьирование горизонтальной подвижности отдельных элементов в ландшафте в целом. Отличия убывающих рядов кларков концентрации между различными ключевыми участками, вероятно, носит более фундаментальный характер, и, видимо, связано с геохимическими особенностями местности.

Таблица 2. Медиана содержания (мг/кг) элементов в слое почвы 0–20 см поймы р. Унеча

Table 2. Median content (mg/kg) of elements in soil layer 0–20 cm of floodplain of Unecha River

Почва	Cu	Ni	Zn	Mn	Cr	Cd	Pb	Co	Mo	As
Аллювиальная дерновая кислая слоистая примитивная укороченная супесчаная	6.70	9.19	22.96	566.97	103.93	0.07	3.11	0.39	0.01	0.32
Коэффициент вариации, %	<i>13</i>	<i>108</i>	<i>49</i>	<i>147</i>	<i>17</i>	<i>74</i>	<i>18</i>	<i>30</i>	<i>122</i>	<i>17</i>
Кларк концентрация	0.33	0.23	0.46	0.67	0.52	0.14	0.31	0.05	0.003	0.06
Аллювиальная луговая кислая маломощная укороченная легкосуглинистая	12.63	14.48	31.08	614.23	136.14	0.19	5.56	0.70	0.02	0.67
Коэффициент вариации, %	<i>16</i>	<i>67</i>	<i>11</i>	<i>66</i>	<i>48</i>	<i>164</i>	<i>18</i>	<i>43</i>	<i>150</i>	<i>134</i>
Кларк концентрация	0.63	0.36	0.62	0.72	0.68	0.38	0.56	0.09	0.01	0.13
Аллювиальная перегноино-болотная среднесуглинистая	22.03	21.04	54.23	524.61	197.47	0.41	6.39	0.75	0.11	1.14
Коэффициент вариации, %	<i>18</i>	<i>52</i>	<i>15</i>	<i>8</i>	<i>17</i>	<i>23</i>	<i>15</i>	<i>10</i>	<i>68</i>	<i>50</i>
Кларк концентрация	1.10	0.53	1.08	0.62	0.99	0.81	0.64	0.09	0.05	0.23

Рассматривая горизонтальное распределение микроэлементов в подсистемах пойменного ландшафта, установлена следующая закономерность: кларк концентрации микроэлементов возрастает от прирусловой к притеррасной части поймы. Полученные данные согласуются с другими аналогичными исследованиями ([Шиманская, Позняк, 2016](#)).

При построении геохимического индекса в ассоциацию накапливающихся элементов относят элементы с относительной концентрацией > 1, в группу рассеивающихся – с относительной концентрацией < 1. Насколько меньше и насколько больше 1, решают в зависимости от выраженности региональной геохимической дифференциации по изучаемым элементам ([Прохорова, 2004](#)).

Таблица 3. Медиана содержания (мг/кг) элементов в слое 0–20 см почв поймы р. Беседь

Table 3. Median content (mg/kg) of elements in the layer 0–20 cm of soils of the floodplain of the Besed' River

Почва	Cu	Ni	Zn	Mn	Cr	Cd	Pb	Co	Mo	As
Аллювиальная дерновая кислая слоистая примитивная укороченная супесчаная	7.82	следы	13.09	336.27	78.75	0.08	3.86	0.36	0.02	0.25
Коэффициент вариации, %	39	-	7	22	52	159	38	11	89	19
Кларк концентрация	0.39	-	0.26	0.40	0.39	0.16	0.39	0.05	0.01	0.05
Аллювиальная дерновая кислая маломощная укороченная тяжелосуглинистая	10.66	8.80	17.89	482.15	59.67	1.86	4.48	0.41	0.02	0.34
Коэффициент вариации, %	32	74	10	12	37	43	20	5	91	16
Кларк концентрация	0.53	0.22	0.36	0.57	0.30	3.72	0.45	0.05	0.01	0.07
Аллювиальная перегнойно-болотная тяжелосуглинистая	26.78	28.62	49.67	337.61	136.79	0.63	7.82	0.86	0.04	0.92
Коэффициент вариации, %	20	31	20	36	28	32	21	15	95	26
Кларк концентрация	1.34	0.72	0.99	0.40	0.68	1.25	0.78	0.11	0.02	0.18

Результаты исследования позволяют судить о потенциальном запасе микроэлементов в аллювиальных почвах пойменных ландшафтов посредством геохимических индексов.

Для почв пойменного ландшафта р. Ипать:

Геохимический индекс аллювиальной дерновой кислой слоистой примитивной укороченной супесчаной почвы:

$$Cu\ 0.92 \quad \frac{-}{Mo\ 0.02, Co\ 0.08, As\ 0.17, Ni\ 0.25, Mn\ 0.30, Zn\ 0.55, Cr\ 0.58, Cd\ 0.66, Pb\ 0.67}$$

Геохимический индекс аллювиальной луговой кислой ма-

ломощной укороченной среднесуглинистой почвы:

Mo 0.04, Co 0.07, As 0.15, Mn 0.35, Ni 0.37, Zn 0.53, Cd 0.54, Pb 0.59, Cu 0.65, Cr 0.66

Геохимический индекс аллювиальной перегнойно-болотной
тяжелосуглинистой почвы:

Mo 0.04, Co 0.12, As 0.24, Ni 0.40, Mn 0.51, Pb 0.68, Zn 0.74, Cu 0.75, Cd 0.82 Cr 0.84

Рассматриваемые элементы в почвах прирусловой, центральной и притеррасной подсистем пойменного ландшафта р. Ипуть по величине кларка концентрации относятся к группе рассеивающихся, что типично для почв с примитивным (укороченным) строением профиля, развивающихся на породах бедных микроэлементами. Исключение составляет содержание Cu в почве прирусловой части поймы, которое находится на уровне кларкового ($KK = 0.92$).

Для почв пойменного ландшафта р. Унеча:

Геохимический индекс аллювиальной дерновой кислой слоистой примитивной укороченной супесчаной почвы:

Mo 0.003, Co 0.05, As 0.06, Cd 0.14, Ni 0.23, Pb 0.31, Cu 0.33, Zn 0.46, Cr 0.52, Mn 0.67

Геохимический индекс аллювиальной луговой кислой маломощной укороченной легкосуглинистой почвы:

Mo 0.01, Co 0.09, As 0.13, Ni 0.36, Cd 0.38, Pb 0.56, Zn 0.62, Cu 0.63, Cr 0.68 Mn 0.72

Геохимический индекс аллювиальной перегнойно-болотной среднесуглинистой почвы:

Cr 0.99, Zn 1.08, Cu 1.10

Mo 0.05, Co 0.09, As 0.23, Ni 0.53, Mn 0.62, Pb 0.64, Cd 0.81

Как для пойменных почв р. Ипуть, все рассматриваемые микроэлементы в аллювиальной почве прирусловой подсистемы пойменного ландшафта р. Унеча по величине кларка концентрации находятся в группе рассеивающихся. Аналогичные результаты получены для аллювиальной почвы центральной подсистемы поймы. В почве притеррасной части поймы содержание Cr, Zn и Cu находятся на уровне кларковых (КК 0.99–1.10), остальные микроэлементы рассеивающиеся.

Для почв пойменного ландшафта р. Беседь:

Геохимический индекс аллювиальной дерновой кислой слоистой примитивной укороченной супесчаной почвы:

–

Mo 0.01, As 0.05, Co 0.05, Cd 0.16, Zn 0.26, Cr 0.39, Pb 0.39, Cu 0.39, Mn 0.40

Геохимический индекс аллювиальной дерновой кислой маломощной укороченной тяжелосуглинистой почвы:

Cd 3.72

Mo 0.01, Co 0.05, As 0.07, Ni 0.22, Cr 0.30, Zn 0.36, Pb 0.45, Cu 0.53, Mn 0.57

Геохимический индекс аллювиальной перегнойно-болотной тяжелосуглинистой почвы:

Cu 1.34, Cd 1.25

Zn 0.99

Mo 0.02, Co 0.11, As 0.18, Mn 0.40, Cr 0.68, Ni 0.72, Pb 0.78

Рассматриваемые микроэлементы в почвах прирусловой, центральной и притеррасной подсистем пойменного ландшафта р. Беседь по величине кларка концентрации относятся к группе рассеивающихся. Исключение составляет микроэлемент Cd в почве центральной подсистемы поймы, а также Cu и Cd в почве притеррасной подсистемы поймы, которые относятся к ассоциации накапливающихся. Подобное превышение величины кларка, возможно, объясняется антропогенным фактором.

В целом валовое содержание микроэлементов в почвах хозяйственно ценной части рассматриваемого пойменного ландшафта

та (прирусловой и центральной) ниже кларковых содержаний в почвах мира.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Вертикальное распределение микроэлементов в слое 0–20 см определяется химическими свойствами элемента и генезисом почв пойменных подсистем, и может быть равномерным, убывающим/возрастающим с глубиной, или с концентрированием в отдельных слоях.

2. В пойменном ландшафте кларк концентрации микроэлементов и их содержание, как правило, возрастают от прирусловой к притеррасной подсистеме поймы.

3. Концентрации элементов в почвах пойменных ландшафтов, как правило, не превышают величину кларка. Исключение составляют Cr, Zn и Cu в почве притеррасной подсистемы поймы р. Унеча, Cd – в почве центральной подсистемы поймы р. Беседь, а также Cu и Cd в почве притеррасной подсистемы поймы р. Беседь.

4. Превышение величины кларка некоторыми элементами, особенно нетипичное для пойменных почв легкого гранулометрического состава, и особенности распределения данных элементов могут указывать на их антропогенное происхождение.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Балабко П.Н., Снег А.А., Локалина Т.В., Щедрин В.Н. Почвы мелиорированной поймы верхнего течения реки Оки, используемые в интенсивном земледелии // Научный журнал Российского НИИ проблем мелиорации. 2016. № 3. С. 116–137.
2. Белоус Н.М. Развитие радиоактивно загрязненных территорий Брянской области в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС // Вестник Брянской государственной сельскохозяйственной академии. 2018. № 1. С. 3–11.
3. Белоус Н.М., Подоляк А.Г., Карпенко А.Ф., Смольский Е.В. Эффективность защитных мероприятий при реабилитации кормовых угодий России и Беларуси, загрязненных после катастрофы на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 2016. Т. 56. № 4. С. 405–413.

4. *Доспехов Б.А.* Методика полевого опыта. М.: Агропромиздат, 1985. 351 с.
5. *Кудашкин М.И.* Медь и эффективность медьсодержащих удобрений в дерново-подзолистых и пойменных почвах // *Агрохимия*. 2003. № 7. С. 11–18.
6. *Мартынов А.В.* Содержание подвижных форм микроэлементов в аллювиальных почвах поймы среднего течения р. Амур и влияние на них паводка 2013 года // *Вестник ВГУ, серия: География. Геоэкология*. 2019. № 2. С. 32–39.
7. *Орешкин В.Н., Ульяночкина Т.И., Кузьменкова В.С., Балабко П.Н.* Свинец в марганцовисто-железистых конкрециях различного размера из аллювиальных почв и отложений // *Геохимия*. 2000. № 6. С. 680.
8. *Просьянников Д.Е., Балабко П.Н., Просьянников Е.В., Чекин Г.В.* Современное состояние экосистемы правобережной поймы средней Десны и перспективы ее рационального использования // *Агрохимический вестник*. 2012. № 5. С. 9–13.
9. *Протасова Н.А., Щербаков А.П.* Особенности формирования микроэлементного состава зональных почв Центрального Черноземья // *Почвоведение*. 2004. №1. С. 50–59.
10. *Прохорова Н.В.* Ландшафтный подход в региональных эколого-геохимических исследованиях // *Известия Самарского научного центра Российской академии наук*. 2004. Т. 6. № 2. С. 259–265.
11. *Самсонова В.П., Мешалкина Ю.Л.* Часто встречающиеся неточности и ошибки применения статистических методов в почвоведении // *Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева*. 2020. Вып. 102. С. 164–182. DOI: [10.19047/0136-1694-2020-102-164-182](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-102-164-182).
12. *Фацевский Б.В.* Экологическое значение поймы в речных экосистемах // *Ученые записки Российского государственного гидрометеорологического университета*. 2007. № 5. С. 118–129.
13. *Шаповалов В.Ф., Плющиков В.Г., Белоус Н.М., Курганов А.А.* Разработка комплекса мероприятий по коренному улучшению естественных кормовых угодий, загрязненных радионуклидом цезий-137 // *Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Агрономия и животноводство*. 2014. № 1. С. 13–20.
14. *Шиманская А.А., Позняк С.С.* Профильное распределение меди, цинка и свинца в пойменных почвах Мозырского полесья // *Экологический вестник*. 2016. № 1. С. 118–123.
15. *Dobrovol'ski G.V., Balabko P.N., Stasjuk N.V., Bykova E.P.* Alluvial soils of river floodplains and deltas and their zonal differences // *Arid Ecosystems*. 2011. Vol. 1. No. 3. P. 119–124.

16. *Fijałkowski K., Kacprzak M., Grobelak A., Placek A.* The influence of selected soil parameters on the mobility of heavy metals in soil. *Inżynieria i Ochrona Środowiska // Engineering and Protection of Environment*. 2012. No. 15. P. 81–92.
17. *Hooda P.* Trace Elements in Soils. The Atrium, Southern Gate, Chichester, West Sussex, United Kingdom: John Wiley & Sons Ltd, 2010.
18. *Kałmykow-Piwińska A., Falkowska E.* Morphodynamic conditions of heavy metal concentration in deposits of the Vistula River valley near Kępa Gostecka (central Poland) // *Open Geosciences*. 2020. Vol. 12. No. 1. P. 1036–1051.
19. *Shaheen S.M., Rinklebe J.* Geochemical fractions of chromium, copper, and zinc and their vertical distribution in floodplain soil profiles along the Central Elbe River, Germany // *Geoderma*. 2014. Vol. 228–229. P. 142–159.
20. *Saint-Laurent D., Gervais-Beaulac V., Baril F., Matteau C., Berthelot J-S.* Spatial Variability of Heavy Metal Contamination in Alluvial Soils in Relation to Flood Risk Zones in Southern Québec, Canada // *Air, Soil and Water Research*. 2013. Vol. 6. DOI: [10.4137/ASWR.S10314](https://doi.org/10.4137/ASWR.S10314).
21. *Zhang Y., Zhang H., Zhang Zh., Liu Ch., Sun C., Zhang W., Marhaba T.* pH Effect on Heavy Metal Release from a Polluted Sediment // *Journal of Chemistry*. 2018. Vol. 2018. Article ID 7597640. DOI: [10.1155/2018/7597640](https://doi.org/10.1155/2018/7597640).

REFERENCES

1. Balabko P.N., Sneg A.A., Lokalina T.V., Shchedrin V.N., Pochvy meliorirovannoj pojmy verhnego techeniya reki Oki, ispol'zuemye v intensivnom zemledelii (Soils of the melirated floodplain of the upper reaches of the Oka River, used in intensive agriculture), *Nauchnyi zhurnal Rossiiskogo NII problem melioratsii*, 2016, No. 3, pp. 116–137.
2. Belous N.M., Razvitie radioaktivno zagryznennykh territorij Bryanskoj oblasti v otdalennyj period posle avarii na CHernobyl'skoj AES (Development of radioactively contaminated territories of the Bryansk region in a distant period after the Chernobyl accident), *Vestnik Bryanskoj gosudarstvennoj sel'skokhozyaistvennoj akademii*, 2018, No. 1, pp. 3–11.
3. Belous N.M., Podolyak A.G., Karpenko A.F., Smolsky E.V., Effektivnost' zashchitnykh meropriyatij pri reabilitacii kormovykh ugodij Rossii i Belarusi, zagryznennykh posle katastrofy na CHernobyl'skoj AES (Effectiveness of protective measures in the rehabilitation of the feed lands of Russia and Belarus contaminated after the Chernobyl disaster), *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya*, Vol. 56, No. 4, pp. 405–413.

4. Dospekhov B.A., *Metodika polevogo opyta* (Field experience methodology), Moscow: Agropromizdat, 1985, 351 p.
5. Kudashkin M.I., Med' i effektivnost' med'soderzhashchih udobrenij v dernovo-podzolistykh i pojmykh pochvah (Copper and efficiency of copper-containing fertilizers in sod-podzolic and floodplain soils), *Agrokimiya*, 2003, No. 7, pp. 11–18.
6. Martynov A.V., Soderzhanie podviznykh form mikroelementov v allyuvial'nykh pochvah pojmy srednego techeniya r. Amur i vliyanie na nih pavodka 2013 goda (The content of mobile forms of trace elements in the alluvial soils of the middle stream floodplain of the river Amur and the impact of the flood of 2013 on them), *Vestnik VGU, seriya: Geografiya. Geoekologiya*, 2019, No. 2, pp. 32–39.
7. Oreshkin V.N., Ulyanochkina T.I., Kuzmenkova V.S., Balabko P.N., Svinec v margancovisto-zhelezistykh konkretyakh razlichnogo razmera iz allyuvial'nykh pochv i otlozhenij (Lead in manganese-ferruginous nodules of various sizes from alluvial soils and sediments), *Geokhimiya*, 2000, No. 6, p. 680.
8. Prosyannikov D.E., Balabko P.N., Prosyannikov E.V., Chekin G.V., Sovremennoe sostoyanie ekosistemy pravoberezhnoj pojmy srednej Desny i perspektivy ee racional'nogo ispol'zovaniya (The current state of the ecosystem of the right-bank floodplain of the middle Desna and the prospects for its rational use), *Agrokhimicheskii vestnik*, 2012, No. 5, pp. 9–13.
9. Protasova N.A., Shcherbakov A.P., Osobennosti formirovaniya mikroelementnogo sostava zonal'nykh pochv Central'nogo Chernozem'ya (Features of the formation of microelement composition of zonal soils of the Central Black Earth Region), *Eurasian Soil Science*, 2004, No. 1, pp. 50–59.
10. Prokhorova N.V., Landshaftnyj podhod v regional'nykh ekologo-geokhimicheskikh issledovaniyakh (Landscape approach in regional environmental and geochemical research), *Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra Rossiiskoi akademii nauk*, 2004, Vol. 6, No. 2, pp. 259–265.
11. Samsonova V.P., Meshalkina J.L., Common inaccuracies and errors in the application of statistical methods in soil science, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2020, No. 102, pp. 164–182, DOI: [10.19047/0136-1694-2020-102-164-182](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-102-164-182).
12. Fashevsky B.V., Ekologicheskoe znachenie pojmy v rechnykh ekosistemah (Ecological significance of floodplain in river ecosystems), *Uchenye zapiski Rossiiskogo gosudarstvennogo gidrometeorologicheskogo universiteta*, 2007, No. 5, pp. 118–129.
13. Shapovalov V.F., Plyushchikov V.G., Belous N.M., Kurganov A.A., Razrabotka kompleksa meropriyatij po korennomu uluchsheniyu estestvennykh kormovykh ugodij, zagryaznennykh radionuklidom cezij-137 (Development of a set of measures for the radical improvement of natural fodder lands

contaminated with caesium radionuclide-137), *RUDN Journal of Agronomy and Animal Industries*, 2014, No. 1, pp. 13–20.

14. Shimanskaya A.A., Poznyak S.S., Profil'noe raspredelenie medi, cinka i svinca v pojmnennyh pochvah Mozyrskogo poles'ya (Profile distribution of copper, zinc and lead in floodplain soils of the Mozyr field), *Ekologicheskii vestnik*, 2016, No. 1, pp. 118–123.

15. Dobrovol'ski G.V., Balabko P.N., Stasjuk N.V., Bykova E.P., Alluvial soils of river floodplains and deltas and their zonal differences, *Arid Ecosystems*, 2011, Vol. 1, No. 3, pp. 119–124.

16. Fijałkowski K., Kacprzak M., Grobelak A., Placek A., The influence of selected soil parameters on the mobility of heavy metals in soil. Inżynieria i Ochrona Środowiska, *Engineering and Protection of Environment*, 2012, No. 15, pp. 81–92.

17. Hooda P., *Trace Elements in Soils*, The Atrium, Southern Gate, Chichester, West Sussex, United Kingdom: John Wiley & Sons Ltd, 2010.

18. Kałmykow-Piwińska A., Falkowska E., Morphodynamic conditions of heavy metal concentration in deposits of the Vistula River valley near Kępa Gostecka (central Poland), *Open Geosciences*, 2020, Vol. 12, No. 1, pp. 1036–1051.

19. Shaheen S.M., Rinklebe J., Geochemical fractions of chromium, copper, and zinc and their vertical distribution in floodplain soil profiles along the Central Elbe River, Germany, *Geoderma*, 2014, Vol. 228–229, pp. 142–159.

20. Saint-Laurent D., Gervais-Beaulac V., Baril F., Matteau C., Berthelot J.-S., Spatial Variability of Heavy Metal Contamination in Alluvial Soils in Relation to Flood Risk Zones in Southern Québec, Canada, *Air, Soil and Water Research*, 2013, Vol. 6, DOI: [10.4137/ASWR.S10314](https://doi.org/10.4137/ASWR.S10314).

21. Zhang Y., Zhang H., Zhang Zh., Liu Ch., Sun C., Zhang W., Marhaba T., pH Effect on Heavy Metal Release from a Polluted Sediment, *Journal of Chemistry*, 2018, Vol. 2018, Article ID 7597640, DOI: [10.1155/2018/7597640](https://doi.org/10.1155/2018/7597640).

Научное издание

Бюллетень Почвенного института
имени В.В. Докучаева

Выпуск 109

Главный редактор *А.Л. Иванов*

Заместитель главного редактора *И.Ю. Савин*

Редактор, компьютерная верстка *А.Ю. Романовская*

Федеральное государственное бюджетное научное учреждение
Почвенный институт имени В.В. Докучаева
119017, Москва, Пыжевский пер., 7, стр. 2
<https://bulletin.esoil.ru>
e-mail: bulletin@esoil.ru

Сдано в набор 25.12.2021 г.
Подписано в печать 25.12.2021 г.
Формат 60×84/16. Бумага офсетная.
Усл. печ. л. 10,9. Тираж 75 экз. Заказ №

Цена договорная.

Отпечатано с готового макета по заказу
Почвенного института имени В.В. Докучаева
ИП Ерховой И.М. (ОГРНИП 319774600080241)
Тел. (495) 799-48-85
e-mail: apr-rpa@list.ru