ГИАБ. Горный информационно-аналитический бюллетень /
MIAB. Mining Informational and Analytical Bulletin, 2026;(2):112-127
ОРИГИНАЛЬНАЯ СТАТЬЯ / ORIGINAL PAPER

УДК 502.3/.7:504: 622.17: 631.41 DOI: 10.25018/0236_1493_2026_2_0_112

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ РИСКИ, ЛАБИЛЬНОСТЬ И БИОДОСТУПНОСТЬ МЕДИ И ЦИНКА В ПОЧВАХ СОЙМОНОВСКОЙ ДОЛИНЫ (г. КАРАБАШ)

М.В. Шабанов[1], М.С. Маричев[1], М.В. Киричков[2], В.С. Цицуашвили[2], С.С. Манджиева[2]

[1] Санкт-Петербургский государственный аграрный университет, Пушкин, Россия, e-mail: m.s.marichev@yandex.ru
[2] Южный Федеральный Университет, Ростов-на-Дону, Россия

Аннотация: Добыча и переработка полезных ископаемых оказывает разрушительное воздействие на компоненты окружающей среды и является большой мировой проблемой в связи с загрязнением почв тяжелыми металлами. Уральский регион является одним из крупнейших индустриальных районов. Одна из остро сложившихся экологических ситуаций находится в Соймоновской долине, г. Карабаш, Челябинская область. В ходе работ были заложены почвенные разрезы на различном расстоянии и отдалении от промышленного центра с последующим отбором проб с целью оценки пространственного распределения меди и цинка в почвах, степени загрязнения и потенциального риска для экологии района. По результатам работ выявлены высокие концентрации меди и цинка в почвах, превышающие геохимический фон в 50 и 20 раз, с максимальными концентрациями 1599,0 и 2532,0 мг/кг соответственно. При анализе на фракционный состав металлов в почвах установлено, что медь и цинк преимущественно связаны с органическим веществом и оксидами Fe/Mn. Рассчитанные значения коэффициента обогащения указывают на очень высокую степень загрязнения по меди и цинку, что несет высокие экологические риски. Полученные данные коэффициента подвижности MF указывают на высокую степень лабильности и биодоступности, как для меди, так и для цинка. Результаты данной работы могут служить как в качестве корректировки регионального геохимического фона для меди и цинка, так и для разработки мероприятий по минимизации техногенной нагрузки на окружающую среду, исходящей от горнопромышленной деятельности в данном районе.

Ключевые слова: тяжелые металлы, загрязнение почв, экологические риски, бедленд, лабильность тяжелых металлов, медь в почве, цинк в почве, формы тяжелых металлов, техногенез.

Благодарность: Исследование выполнено при поддержке гранта Российского научного фонда (проект № 21-77-20089) в Южном федеральном университете.

Для цитирования: *Шабанов М. В., Маричев М. С., Киричков М. В., Цицуашвили В. С., Манджиева С. С.* Экологические риски, лабильность и биодоступность меди и цинка в почвах Соймоновской долины (г. Карабаш) // Горный информационно-аналитический бюллетень. – 2026. – № 2. – С. 112–127. DOI: 10.25018/0236_1493_2026_2_0_112.

Eco-risks, lability and bioavailability of copper and zinc in soils of the Soimonov Valley, Karabash

M.V. Shabanov[1], M.S. Marichev[1], M.V. Kirichkov[2], V.S. Tsitsuashvili[2], S.S. Mandzhieva[2]

[1] Saint-Petersburg State Agrarian University, Pushkin, Russia, e-mail: m.s.marichev@yandex.ru
[2] Southern Federal University, Rostov-on-Don, Russia

Abstract: Mineral mining and processing exerts a destructive effect on the environment and presents a great global problem in terms of soil pollution with heavy metals. The Ural is one of the largest industrial regions. One of the most acute ecological situations exists in the Soimonov Valley at the town of Karabash in the Chelyabinsk Region. In the course of the research, soil profile cuts were made at different spacing and at a distance from the industrial center, for the subsequent sampling of soil with a view to determining spatial distribution of copper and zinc, rate of pollution and potential ecological risks. The research revealed high concentrations of copper and zinc in soils, higher than the geochemical background by 50 and 20 times, with the maximal concentrations of 1599.0 and 2532.0 mg/kg, respectively. The sizing analysis of metals in soils shows that copper and zinc are mainly connected with organic matter and with Fe/Mn oxides. The calculated values of the rate of enrichment point at a very high extent of soil pollution with copper and zinc, which brings very high ecological risks. The data on the mobility factor denote a very high rate of lability and bioavailability both for copper and zinc. These studies can be useful for the updating of the geochemical background for copper and zinc, and also for the development of the procedures aimed at the minimization of the environmental pressure generated by local mining activities.

Key words: heavy metals, soil pollution, ecological risks, bad lands, lability of heavy metals, copper in soil, zinc in soil, forms of heavy metals in soil, technogenesis.

Acknowledgements: The study was supported by the Russian Science Foundation, Project No. 21-77-20089) in Южном федеральном университете.

For citation: Shabanov M. V., Marichev M. S., Kirichkov M. V., Tsitsuashvili V. S., Mandzhieva S. S. Eco-risks, lability and bioavailability of copper and zinc in soils of the Soimonov Valley, Karabash. *MIAB. Mining Inf. Anal. Bull.* 2026;(2):112-127. [In Russ]. DOI: 10.25018/0236_1493_2026_2_0_112.

Введение

Загрязнение окружающей среды приводит к изменению физических и химических параметров в атмосфере, гидросфере и литосфере и представляет потенциальный риск для существования многих организмов [1]. Антропогенное влияние на загрязнение окружающей среды особенно ярко прослеживается в регионах с активной горно-металлургической деятельностью. Данный вид промышленности является источником обильных потоков загрязняющих веществ [2]. Металлы, металлоиды и диоксид серы, выбрасываемые в процессе плавки, являются основными агентами локального и регионального загрязнения атмосферы, снижают качество воды и почвы [3, 4]. Один из крупнейших в России промышленных узлов по добыче и переработке медно-колчеданового сырья расположен в Челябинской области в районе города Карабаш. В данной местности с 1910 г. ведется активная горнопромышленная деятельность, в результате которой на территории Соймо-

новской долины складируются шлакоотвалы и хвостохранилища, а окружающий ландшафт претерпел изменения за счет выпадения кислых атмосферных осадков. В настоящее время учеными проведено множество геохимических исследований в области почв, донных отложений и поверхностных вод на предмет выявления степени загрязнения и изменения химического состава [5—7]. Согласно данным работам, следует, что почвы сильно загрязнены тяжелыми металлами в результате активной деятельности горнопромышленного комплекса. Степень загрязнения почв тяжелыми металлами, поступающими с техногенными потоками от горнопромышленной деятельности, лимитируется химическими и физическими характеристиками загрязняющих частиц, а также и самих почв [8, 9]. Степень воздействия на окружающую среду газопылевых потоков зависит от минералогического и химического состава выпадающей пыли [10, 11]. Когда тяжелые металлы попадают в почву, они могут стабилизироваться почвой посредством адсорбции, осаждения, комплексообразования и прочих процессов [12]. При высоких концентрациях тяжелых металлов и достижении максимальной емкости почвенной среды происходит усиление их лабильности, что ведет к загрязнению грунтовых вод и увеличению биодоступности [13—15].

Таким образом, целью данного исследования является изучение пространственного распределения тяжелых металлов (медь и цинк) в почвах вблизи Карабашского медеплавильного комбината, определение степени лабильности и биодоступности металлов в почве.

Объекты и методы

Исследуемый район находится вблизи города Карабаш на северо-западе центральной части Челябинской области (северо-восточный склон Южно-Уральских гор). Деятельность по добыче и переработке рудного сырья осуществлялась в Соймоновской долине, по периметру которой на расстоянии от 2 до 10 км простираются горные массивы. В результате на данной местности формируется застойно-вихревой воздушный режим. В процессе горнопромышленной деятельности в атмосферу в виде газопылевых выбросов попадает значительное количество загрязнителей, в том числе и тяжелые металлы, которые в безветренную погоду оседают на ближних ландшафтах, а в ветреную разносятся на большие расстояния.

В ходе работ были заложены почвенные разрезы на различном расстоянии и направлении от комбината. Отбор почвенных образцов производился в соответствии с ГОСТ 17.4.4.02-2017 (рис. 1).

В отобранных почвах в лабораторных условиях определяли кислотность почвенной суспензии, почва/KCL (1 моль/дм^3) в соотношении 1:2,5 (ГОСТ Р 58594-2019); содержание углерода органического вещества почвы (ГОСТ 26213-2021); катионы кальция и магния (ГОСТ 26487-85); гранулометрический состав — по методу Качинского [16]. По данному методу возможно выделить основные фракции почвенных агрегатов: песок — размерность диаметра частиц 1,00—0,05 мм; ил — размерность 0,05 до 0,001 мм; глина — фракции с диаметром < 0,001 мм.

Концентрации Cu и Zn в почвах измерялись на вольтамперометрическом анализаторе ТА-Lab (МU 08-47/203, ПНД Ф 16.1:2:2.2:2.3.46-06). Фракционирование форм меди и цинка из почвы проводилось по схеме A. Tessier [17].

По полученным данным химического анализа производились расчеты коэффициентов, с помощью которых определялись степень лабильности, биодоступности и экологические риски.

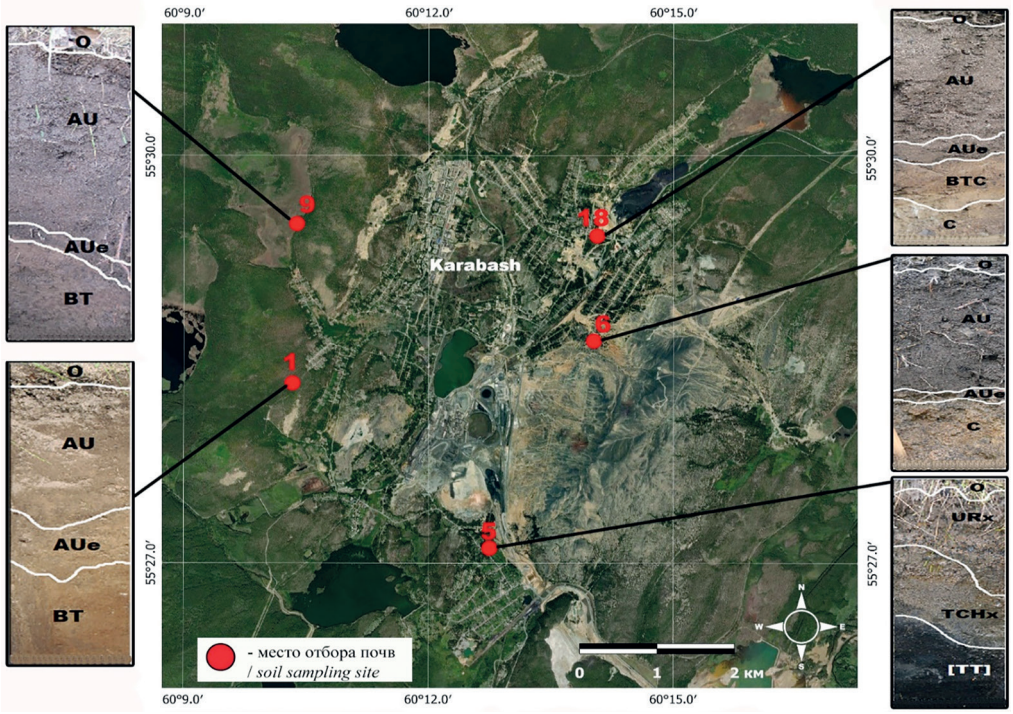

Рис. 1. Схема района исследования и места заложения почвенных разрезов
Fig. 1. The scheme of the research area and the location of the soil sections

• EF — коэффициент обогащения — дает оценку степени загрязнения почв, а также возможное влияние антропогенной деятельности на концентрацию тяжелых металлов в почве.

$$EF = \frac{\left(\frac{C}{Fe}\right)_{sample}}{\left(\frac{C}{Fe}\right)_{rock}}, \qquad (1)$$

где C — концентрация тяжелых металлов; Fe — концентрация железа; в числителе указываются значения в искомом образце, в знаменателе — геохимический фон данных металлов.

В соответствии с полученными значениями EF возможно выделить степень загрязнения почв [18]:

< 2 — минимальное,
2 — 5 — умеренное,
5 — 20 — значительное,
20 — 40 — очень высокое,
> 40 — крайне высокое.

• PERI — потенциальный экологический риск тяжелых металлов в почве, оценивается по их факторам обогащения и токсического ответа на основе их распространения в геосферах [19]:

$$PERI = \sum_{i=1}^{m} EF_i \cdot TR_i, \qquad (2)$$

где EF_i — коэффициент обогащения, TR_i — коэффициент токсического ответа *i*-го элемента (для Cu = 2, Zn = 1) [20]. В соответствии с полученными значениями коэффициента возможно выделить классы PERI: PERI < 160 — низкий; 160 ⩽ PERI ⩽ 300 — умеренный; 300 ⩽ PERI ⩽ ⩽ 640 — значительный; 640 ⩽ PERI — очень высокий потенциальный риск.

• MF — коэффициент подвижности. Относительный показатель подвижности металлов, рассчитанный на основе

абсолютного и относительного содержания фракции, связанного с компонентами [21].

$$MF = \frac{F_1 \cdot F_2 \cdot F_3}{F_1 + F_2 + F_3 + F_4 + F_5} \cdot 100 , \quad (3)$$

где F_1 — обменная фракция; F_2 — фракция, связанная с карбонатами; F_3 — фракция, связанная с оксидами железа и марганца; F_4 — фракция с органическим веществом; F_5 — фракция, связанная с силикатами (остаточная).

Результаты и обсуждения

Основными типами почв Соймоновской долины являются: литоземы серо- и темногумусовые, аллювиальные, стратоземы и урбаноземы [22]. В радиусе 2 км от комбината первоначальный (природный) почвенный покров практически отсутствует или представлен техноземами. С отдалением на 5 км от комбината сохранились природные почвы, но с сильно измененными физико-химическими параметрами (табл. 1).

Территорию района работ можно разделить на две зоны: предгорная, для которой характерны темно-серые насыщенные бескарбонатные почвы (grey luvic Phaeozems) — разрез № 1 (55.468780, 60.181599), № 9 (55.480261, 60.175977) и № 18 (55.500057, 60.249082); горнолесная: с литоземами серогумусовыми (leptosols dystryc grey-humus) — разрез № 6 (55.486170, 60.241166) и урбостратоземами техногенными химически загрязненными (Hyperartefactic, Toxic) — разрез № 5 (55.456055, 60.207906) (см. рис. 2).

В зависимости от наличия определенных техногенных факторов (газопылевые выбросы комбината, аэрогенный массоперенос мелкодисперсных частиц

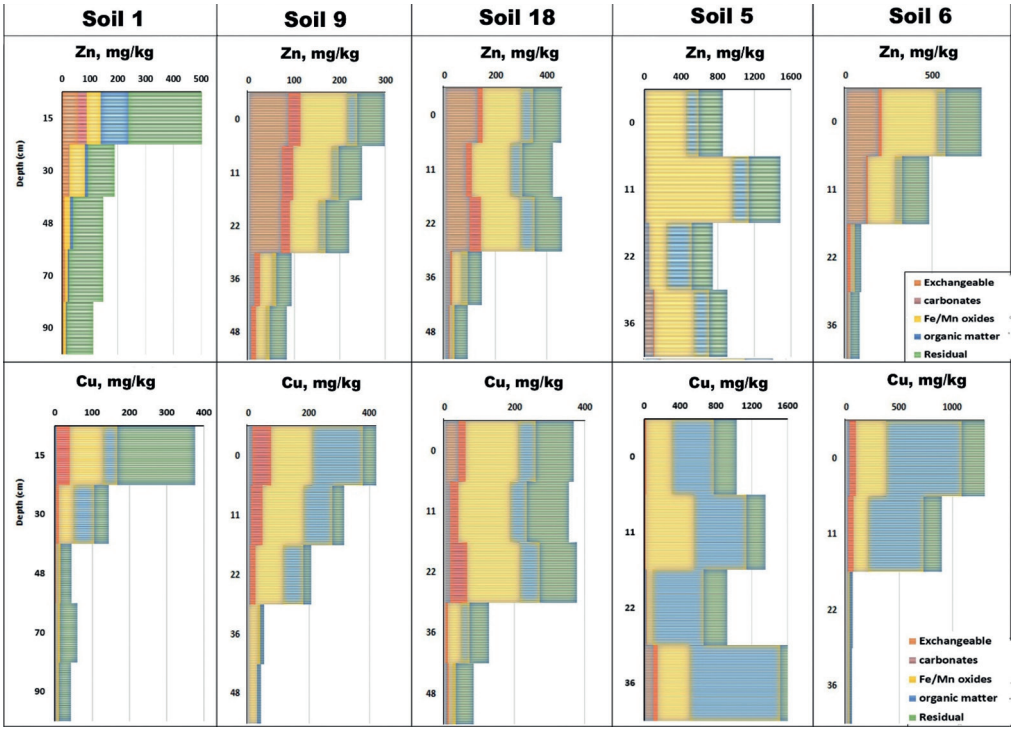

Рис. 2. Формы тяжелых металлов в исследуемых почвах, по A.Tessier
Fig. 2. Forms of heavy metals in the studied soils, according to A.Tessier

Таблица 1

Физико-химические параметры почв
Physico-chemical parameters of soils

Горизонт	Глубина, см	pHKCL	Corg, %	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Гранулометрический состав*
				Мг-экв/100г		
Предгорная зона. Соймоновская долина						
Темно-серая насыщенная бескарбонатная (Grey luvic Phaeozems) (разрез 1)						
AU	0 — 15	5,53 ± 0,01	7,18 ± 0,01	31,35 ± 1,57	23,28 ± 1,64	SIL
AU_e	15 — 30	5,25 ± 0,10	3,97 ± 0,01	7,41 ± 0,58	15,99 ± 1,62	SL
Bel	30 — 48	4,56 ± 0,10	0,91 ± 0,06	10,77 ± 0,58	10,41 ± 1,21	SL
BT_1	48 — 70	4,58 ± 0,04	0,52 ± 0,02	11,00 ± 1,00	15,70 ± 2,89	SL
BT_2	70 — 90	4,86 ± 0,05	0,51 ± 0,06	11,33 ± 1,53	17,00 ± 3,46	SL
Темно-серая насыщенная бескарбонатная (Grey luvic Phaeozems) (разрез 9)						
AU_1	3 — 18	4,94 ± 0,01	3,68 ± 0,02	16,22 ± 0,60	12,17 ± 0,60	SL
AU_2	18 — 26	4,77 ± 0,01	3,00 ± 0,10	10,69 ± 0,37	5,52 ± 0,37	SL
AU_e	26 — 39	4,74 ± 0,01	2,49 ± 0,15	12,16 ± 0,36	5,52 ± 0,32	SL
BT_1	39 — 61	4,75 ± 0,02	1,03 ± 0,04	5,53 ± 4,05	4,05 ± 0,31	SL
BT_2	61 — 69	4,58 ± 0,02	0,42 ± 0,01	10,69 ± 7,36	7,36 ± 0,28	SL
Темно-серая насыщенная бескарбонатная (Grey luvic Phaeozems) (разрез 18)						
AU_1	2 — 11	4,55 ± 0,02	5,17 ± 0,10	20,04 ± 0,76	5,08 ± 0,32	SL
AU_2	11 — 22	4,55 ± 0,01	6,00 ± 0,15	19,79 ± 0,51	6,85 ± 0,40	SL
AU_3	22 — 36	4,58 ± 0,01	10,9 ± 0,22	21,82 ± 0,10	7,10 ± 0,05	SL
AU_e	36 — 48	4,10 ± 0,01	2,17 ± 0,10	13,44 ± 0,26	6,09 ± 0,23	SL
BTC	48 — 64	3,63 ± 0,01	1,11 ± 0,06	8,11 ± 0,40	7,11 ± 0,35	SL
Горно-лесная зона						
Литозем серогумусовый (Leptosols dystryc grey-humus) (разрез 6)						
AY_1	0 — 10	5,15 ± 0,02	12,40 ± 0,01	16,82 ± 4,07	12,02 ± 1,56	SL
AY_2	10 — 23	5,43 ± 0,01	10,70 ± 0,54	19,41 ± 0,61	8,67 ± 3,06	SL
C	23 — 34	5,55 ± 0,07	1,01 ± 0,05	11,11 ± 1,20	11,78 ± 2,57	SL
C	34 — 49	5,30 ± 0,01	1,04 ± 0,11	6,52 ± 2,02	21,97 ± 2,65	SCL
Урбостратозем техногенный (Hyperartefactic, Toxic) (разрез 5)						
UR_x	0 — 15	6,54 ± 0,01	5,39 ± 0,69	14,62 ± 1,18	8,16 ± 1,20	SIL
TCH_{1x}	15 — 23	6,73 ± 0,03	5,03 ± 0,22	8,50 ± 0,59	9,52 ± 1,18	SIL
TCH_{2x}	23 — 30	6,27 ± 0,03	2,65 ± 0,08	14,00 ± 1,00	13,00 ± 0,59	SL
TCH_{3x}	30 — 45	5,27 ± 0,01	5,92 ± 0,28	77,67 ± 0,01	25,00 ± 0,58	L

* SIL — пылеватый суглинок, SL — опесчаненный суглинок, SCL — опесчаненный тяжелый суглинок, SC — опесчанненая глина, L — глина.

с хвостохранилища, гидрогенный поверхностный сток кислых продуктов с поверхности шлакоотвала), физико-химические свойства почв в пределах одного почвенного тела могут сильно различаться.

Согласно проведенным исследованиям, кислую реакцию среды по всему почвенному профилю имеют все темно-серые насыщенные бескарбонатные почвы (grey luvic Phaeozems). В темно-серой насыщенной бескарбонатной почве (разрез № 18), в нижней части профиля, реакция среды сменяется на сильнокислую за счет дополнительного питания нижних горизонтов кислыми продуктами выветривания сульфидного отвала, расположенного на смежной территории выше по градиенту рельефа [5]. Вследствие укороченного профиля литоземов и близкого залегания к поверхности материнских пород, обогащенных кальцием и магнием, происходит нейтрализация кислых техногенных потоков, поступающих в виде аэропромышленных потоков и кислых осадков. В результате в почвенных разрезах № 5 (литоземе серогумусовом) и № 6 (урбостратоземе техногенном) кислотность почвы изменяется от кислой до нейтральной. В нижней части почвенного профиля для всех исследуемых почв обменные катионы магния присутствуют в больших концентрациях в сравнении с обменными катионами кальция, что связано с наличием в подстилающих породах серпентинитов и ультрамафитов, богатых магнием [23]. В поверхностном слое 0—15 см обменного кальция в значительной степени больше в сравнении с магнием — за счет поступления ортосиликатов кальция с аэропромвыбросами [24]. По гранулометрическому составу все почвы преимущественно суглинистые опесчаненные, в верхних горизонтах встречаются пылевато-суглинистые (разрезы № 1 и 5) (см. табл. 1).

Группой португальских ученых [25] было выявлено, что кислотность почв играет важную роль в доступности или иммобилизации тяжелых металлов. Существует прямая зависимость между способностью почвы удерживать тяжелые металлы и величиной pH. При достижении кислотности почвенной среды, близкой к нейтральной, почвы максимально удерживают тяжелые металлы. Также выявлено, что доступность для растений меди и цинка уменьшается по мере увеличения pH в диапазоне от 5 до 8, о чем свидетельствует обратная корреляционная зависимость.

Среднее содержание меди в почвах может изменяться в зависимости от условий почвообразования и присутствия техногенных факторов. В своих исследованиях Fiedler H. и Rosler H. [26] обобщили, что в среднем содержание меди в почве может составлять 30 мг/кг. По данным Rudnic R. и Gao S. [27], средние концентрации меди в верхней части континентальной земной коры составляют 26 мг/кг. Авторами в почвах исследуемой территории обнаружены значительные изменения валового содержания меди в зависимости от расположения в почвенном профиле относительно поверхности. Так, в верхних горизонтах почв (0—15 см) концентрации валовой меди составляют от 1350,0 до 2532,0 мг/кг, в иллювиальных горизонтах — от 17,7 до 69,2 мг/кг. Таким образом, в ряде исследуемых почв (литозем серогумусовый — разрез № 6, урбостратозем техногенный — разрез № 5) превышение концентраций меди относительно кларковых значений составляет 50 раз. В темно-серых насыщенных бескарбонатных почвах превышения кларка меди составляют 30 раз (разрез № 1) и 20—30 (разрезы № 9 и 18). Внутрипрофильная дифференциация меди в почвенных разрезах № 1 и 9 протекает по регрессивно-аккумулятив-

ному типу, в разрезах № 5, 6 и 18 — по аккумулятивно-элювиально-иллювиальному типу.

Все соединения (фракции) тяжелых металлов, экстрагированные по схеме A. Tessier, за исключением силикатной формы, считаются потенциально биодоступными, они могут высвобождаться в почвенный раствор в результате изменения pH среды, окислительно-восстановительного потенциала и прочих физико-химических параметров почв [28].

Во всех исследуемых почвах (см. рис. 2) в верхней части профиля на долю обменной фракции меди приходится в среднем от 0,2 до 6,6% от валового, карбонатной фракции от 0,6 до 13,3% от валового; это говорит о том, что удержание меди в большей степени зависит от ковалентных взаимодействий с минеральными структурами, на что также указывают в своих исследованиях американские ученые [29]. На содержание обменной и карбонатной фракции не оказывает влияние ни удаление от источника эмиссии, ни расположение по рельефу. Коэффициент корреляции между pH обменной и карбонатной фракций в разрезах № 1, 9 и 18 от 0,76 до 0,88, в разрезах № 6 и 5 — более тесная обратная корреляционная связь, в среднем —0,95. В нижележащих горизонтах на долю обменной фракции приходится от 1,5 до 11,1%, карбонатной от 0,8 до 25,5% от валового. Наблюдается корреляционная связь между содержанием обменной и карбонатной фракций с органическим веществом, коэффициент корреляции составляет 0,98 и 1, за исключением урбостратозема техногенного, в котором данная зависимость отсутствует.

Медь, связанная с оксидами Fe/Mn и органическим веществом, присутствует в почвах в более широком диапазоне: 8,3 — 79,0% и 3,6 — 96,4% соответственно. Как отмечает ряд исследователей [30], медь в высокой степени ассоциируется с оксидами Fe/Mn и органическим веществом почвы. В ходе исследований выявлено, что в разрезах № 1 и 18 в верхней части почвы (0 — 15 см) минимальная доля фракций меди, связанной с органическим веществом, составляет 3,6 — 8,1% от валового. Коэффициент корреляции данной фракции с органическим веществом почвы 0,87 — 0,88, корреляция органического вещества с фракцией Fe/Mn — 0,85 — 0,90, за исключением урбостратозема техногенного, в котором наблюдается обратная корреляционная связь — 0,99 с органическим веществом. В разрезе № 18 корреляции органического вещества почвы с Fe/Mn и органической фракцией нет, здесь лабильность в большей степени лимитируется pH.

На долю фракции меди, связанной с силикатами (остаточную), приходится в верхней части от 9,7 до 77,1% от валового и от 11,5 до 58,9% в нижней части профиля, что указывает на повышенный геохимический фон. В ходе исследования установлена следующая закономерность распределения фракций меди: с органическим веществом > с оксидами Fe/Mn > с силикатами (остаточная) > с карбонатами > обменная (см. рис. 2).

Как и медь, концентрации цинка в разных почвах мира значительно варьируются и присутствуют в верхних горизонтах почв — от 5 до 570 мг/кг [31] при среднем значении 66 мг/кг. R. Rudnic и S. Gao [27] оценивают содержание цинка в земной коре в 72 мг/кг, при этом значения в верхней части земной коры выше, чем в нижней. Концентрация валового цинка на исследуемой территории колеблется от 214,5 до 1827,5 мг/кг в верхней части профиля и от 27,5 до 710,0 мг/кг в нижней части профиля.

Максимальная концентрация цинка в исследуемых почвах зафиксирована в ур-

бостратоземе техногенном (разрез № 5) — 1827,0 мг/кг, что превышает среднее содержание в земной коре в среднем в 25 раз. Высокие концентрации цинка также выявлены для 0—15 см толщи почв в диапазоне от 326 до 1318,7 мг/кг.

Внутрипрофильная дифференциация цинка соответствует регрессивно-аккумулятивному типу, за исключением урбостратозема техногенного (разрез № 5) — аккумулятивно-элювиально-иллювиальный тип распределения.

Распределение форм цинка носит иной характер в отличие от меди. Последовательная экстракция форм цинка из почвы показала, что в почвах цинк проявляет большое сродство к Fe/Mn и органическому веществу, далее следует силикатная фракция, обменная и в наименьшей доле присутствует связанная с карбонатами.

Цинк хорошо адсорбируется как на карбонатах, так и на органическом веществе, в зависимости от pH. На долю обменного цинка в слое почвы 0—15 см приходится от 0,8 до 33,9% от валового, связанные с карбонатами формы присутствуют в большем количестве, чем у меди — от 0,1 до 45,2%. Присутствует положительная корреляционная связь обменной фракции с pH почв 0,76—0,88, кроме разрезов № 5 и 6, которым присуща обратная зависимость — 0,95. Аналогичная корреляция для исследуемых почв с фракцией, связанной с карбонатами, кроме разреза № 5, где зависимость с pH отсутствует.

Среди различных форм тяжелых металлов в почвах, за счет притягивания отрицательно заряженными минералами и органическими коллоидами, обменная фракция является одной из наиболее биодоступных. Концентрация данной формы цинка составляет от 7,75 до 187,4 мг/кг в верхней части профиля. Тенденция распределения обменной фракции, так же как и у меди, уменьшается с глубиной, за исключением урбостратозема (разрез № 5).

Среди выделенных фракций цинка связанная с оксидами Fe/Mn является наиболее преобладающей, на ее долю приходится от 3,8 до 41,9 % от валового содержания. С глубиной процентное содержание данной фракции увеличивается, в зависимости от изменения pH и особенно органического вещества, что больше всего отражается в литоземе серогумусовом (разрез № 6) и урбостратоземе техногенном (разрез № 5). Корреляционная связь в данных почвах между изменением доли фракции цинка, связанного с оксидами Fe/Mn, pH и долей углерода органического вещества составляет 0,83—0,96 и 0,82—1,0.

С органическим веществом цинк связан в меньшей степени, на его долю приходится от 5,1 до 12,5% от валового, с глубиной также наблюдается тенденция увеличения доли фракций в разрезах № 9 и 18, что связано с усилением мощности гумусового горизонта. Как и связанные с железом и марганцем, фракция с органическим веществом тесно коррелирует с изменением pH среды и концентрации органического вещества, коэффициент корреляции 0,89—1,0.

Остаточная фракция цинка (связанная с силикатами) преобладает во всех почвах в нижних горизонтах, где на ее долю приходится до 72,8% от валового. Такая закономерность образуется в результате увеличения минеральных компонентов почв в материнской породе, формирующих геохимический фон.

Группа ученых из Бразилии [32] в своих исследованиях указывает, что цинк, поступивший в почву антропогенным путем, имеет тенденцию оставаться в почвенном растворе в свободной форме или в виде растворимых ионных пар. Тем самым поток растворенных веществ в почвенной массе является преобладающим механизмом, лимитирующим ла-

бильность цинка в почве. Исследователями из Англии [33] выявлена последовательность адсорбционного сродства тяжелых металлов с оксидами Fe/Mn и органическим веществом почв, имеющая вид Cr>Pb≈Cu>Zn. В ходе наших исследований в почвах района работ возможно отметить наибольшее сродство органического вещества почвы к меди в сравнении с цинком. Как исключение можно выделить урбостратозем техногенный (разрез № 5) из-за значительных различий в стратификации почвенных горизонтов (см. табл. 2).

Таблица 2

Концентрации Cu, Zn в почвах, расчетные коэффициенты
Concentrations of Cu, Zn in soils, calculated coefficients

Горизонт	Глубина, см	Cu, мг/кг	Zn, мг/кг	EF		PERI		MF	
				Cu	Zn	Cu	Zn	Cu	Zn
Темно-серая насыщенная бескарбонатная (grey luvic Phaeozems) (разрез 1)									
AU	0 – 15	1069,7	1318,7	86,41	49,40	219,42	64,3	34,26	27,45
AUe	15 – 30	135,0	132,5	15,29	6,96			33,84	43,34
Bel	30 – 48	34,8	98,6	2,72	3,57			25,00	19,37
BT1	48 – 70	29,9	53,7	2,43	2,03			14,54	14,19
BT2	70 – 90	34,5	60,6	2,86	2,33			15,54	12,21
Темно-серая насыщенная бескарбонатная (grey luvic Phaeozems) (разрез 9)									
AU_1	3 – 18	463,7	326,0	64,3	20,96	306,86	58,1	49,56	72,12
AU_2	18 – 26	299,5	214,5	44,57	14,80			57,49	72,60
AU_e	26 – 39	182,0	174,3	39,6	17,39			55,62	69,41
BT_1	39 – 61	17,7	47,0	2,95	3,66			56,97	53,38
BT_2	61 – 69	18,7	27,5	2,01	1,37			68,69	44,15
Темно-серая насыщенная бескарбонатная (grey luvic Phaeozems) (разрез 18)									
AU_1	2 – 11	603,7	382,5	42,23	1,48	245,7	22,1	34,77	65,27
AU_2	11 – 22	380,7	45,7	36,33	16,93			29,75	60,44
AU_3	22 – 36	463,2	34,5	39,20	1,35			31,29	64,10
AU_e	36 – 48		41,2					12,24	44,96
BTC	48 – 64	69,2	67,0	5,12	2,30			7,25	37,68
Литозем серогумусовый (Leptosols dystryc grey-humus) (разрез 6)									
AY_1	0 – 10	1599,0	1080,0	236,36	76,64	833,9	110,96	28,26	66,49
AY_2	10 – 23	1078,7	408,7	173,85	30,55			22,43	58,71
C	23 – 34	37,7	49,5	5,21	3,17			46,65	49,38
C	34 – 49	57,0	49,0	1,53	0,61			49,63	22,96
Урбостратозем техногенный (Hyperartefactic, Toxic) (разрез 5)									
UR_x	0 – 15	2532,0	1827,5	69,01	23,1	576,3	103,5	29,80	52,69
TCH_{1x}	15 – 23	1060,0	927,5	45,94	18,64			41,19	64,49
TCH_{2x}	23 – 30	1497,5	1805,0	57,96	32,40			10,46	31,57
TCH_{3x}	30 – 45	1292,5	710,0	115,25	29,36			30,37	59,36

Основываясь на результатах простых индикаторов загрязнения (табл. 3), можно увидеть, что почвы загрязнены в результате активной горнопромышленной деятельности в Соймоновской долине.

Потенциальный индекс экологического риска PERI указывает, что почвы имеют разный потенциальный риск. В результате повышенного геохимического фона цинка в исследуемой местности все почвы по данному металлу имеют низкие экологические риски. По меди данные почвы относятся к умеренному классу (разрезы № 1 и 18), а также к имеющим значительные (разрезы № 5 и 9) и очень высокие (разрез № 6) потенциальные экологические риски. Почвы с наибольшими значениями коэффициента PERI находятся вблизи промышленной зоны, хвостохранилища и отвалов.

Принимая во внимание среднее значение коэффициента обогащения — EF, для обоих металлов выявлено крайне высокое и очень высокое обогащение верхней части профиля почв. Как отмечают в своих исследованиях ряд ученых, при коэффициенте обогащения выше 1,0 рассчитываемый металл может быть отнесен к антропогенно принесенным [34, 35].

Во всех почвах с глубиной величина коэффициента EF значительно уменьшается — до 2—5, что свидетельствует о поступлении меди и цинка с поверхности почв; умеренный и минимальный уровни в нижних горизонтах свидетельствуют о повышенном геохимическом фоне данных металлов. Исключением в данном случае является урбостратозем техногенный (разрез № 5), где вся почвенная толща перенасыщена исследуемыми металлами.

При значениях коэффициента MF более 10 принято считать компонент, для которого рассчитывались данные значения, неустойчивым в почвенной среде. В исследуемых почвах в верхних гумусовых горизонтах MF для меди составляет 22—57, для цинка 27—72, что говорит о высокой степени лабильности данных металлов и их потенциальной биодоступности.

Выводы

1. Исследованные почвы Соймоновской долины имеют высокие концентрации меди и цинка. В сравнении с кларком верхней части континентальной земной коры превышения для меди составляют 50 раз, для цинка 25 раз. Максимальные концентрации фиксируются в верхней (0—15 см) толще почв, для меди 1599,0 мг/кг, для цинка 2532,0 мг/кг — в урбостратоземе техногенном.

2. Согласно проведенному фракционированию меди и цинка по схеме A. Tessier, выявлено преобладание неспецифически сорбированных форм данных металлов, обладающих высокой лабильностью и биодоступностью. В верхних горизонтах почв среди форм меди в наибольшей доле встречаются фракции, связанные с органическим веществом, затем фракция оксидов Fe/Mn, в нижней части почвенного профиля преобладает остаточная фракция. Для цинка в верхней части почв преобладают формы с оксидами Fe/Mn, в нижней части остаточная фракция, которая, как и у меди, формирует в данном районе повышенный геохимический фон.

3. Согласно полученным средним значениям коэффициентов EF для меди и цинка, все почвы крайне высоко обогащены данными металлами. Среди двух металлов наибольший потенциальный экологический риск для почв приносит медь. Данные почвы расположены вблизи промышленной зоны, хвостохранилища и шлакоотвалов. Расчетные значения коэффициента MF свидетельствуют о высокой степени лабильности и биодоступности для меди и цинка.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Masindi V.*, *Muedi K. L.* Environmental contamination by heavy metals / Heavy Metals. 2018, pp. 115 — 132. DOI: 10.5772/intechopen.76082.

2. *Fryer M., Collins C. D., Ferrier H.*, *Colvile R. N.*, *Nieuwenhuijsen M. J.* Human exposure modelling for chemical risk assessment: a review of current approaches and research and policy implications // Environmental Science Policy. 2006, vol. 9, no. 3, pp. 261 — 274. DOI: 10.1016/j.envsci.2005.11.011.

3. *Girault F., Perrier F., Poitou C., Isambert A., Théveniaut H., Laperche V., Clozel-Leloup B., Douay F.* Effective radium concentration in topsoils contaminated by lead and zinc smelters // Science Total Environmental. 2016, vol. 566 — 567, pp. 865 — 876. DOI: 10.1016/J.SCITOTENV.2016.05.007.

4. *Белогуб Е. В.*, *Удачин В. Н.*, *Кораблев В. В.* Карабашский рудный район (Южный Урал). — Миасс: ИМин УрО РАН, 2003. — 40 с.

5. *Шабанов М. В.*, *Маричев М. С.* Характер изменения кислотно-основных свойств почв в зоне техногенеза (на примере Красноуральского промузла) // Известия Уральского государственного горного университета. — 2018. — № 1(49). — С. 55 — 61. DOI: 10.21440/2307-2091-2018-1-55-61.

6. *Williamson B. J.*, *Purvis O. W.*, *Mikhailova I., Udachin V.* SEM-EDX analysis in the source apportionment of particulate matter on Hypogymnia physodes lichen transplants around the Cu smelter and former mining town of Karabash, South Urals, Russia // The Science of the Total Environment. 2004, vol. 322, no. 1-3, pp. 139 — 154. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2003.09.021.

7. *Таций Ю. Г.*, *Удачин В. Н.*, *Аминов П. Г.* Экогеохимия ртути в зоне действия выбросов медеплавильного комбината «Карабашмедь» // Геохимия. — 2017. — № 10. — С. 942 — 953. DOI: 10.7868/S0016752517100090.

8. *Куликова Е. Ю.*, *Баловцев С. В.*, *Скопинцева О. В.* Геоэкологический мониторинг при ведении горных работ // Устойчивое развитие горных территорий. — 2024. — Т. 16. — № 2. — С. 580 — 588. DOI: 10.21177/1998-4502-2024-16-2-580-588.

9. *Kříbek B., Nyambe I., Majer V., Knésl I., Mihaljevič M., Ettler V., Vaněk A., Penížek V., Sracek O.* Soil contamination near the Kabwe Pb-Zn smelter in Zambia: environmental impacts and remediation measures proposal // Journal of Geochemical Exploration. 2019, vol. 197, pp. 159 — 173. DOI: 10.1016/j.gexplo.2018.11.018.

10. *Liu Y., Dong J., Zhang N., Wang H.* Characteristics, source apportionment, and health risk assessment of pollution of heavy metals in plant foliar dust: characterization of atmospheric heavy metal pollution // Environmental Geochemistry and Health. 2025, vol. 47, article 361. DOI: 10.1007/s10653-025-02660-0.

11. *Salih Z. R.*, *Khudhur N. S.*, *Aziz F. H.* Comparison of dust and surface soil heavy metals and some element contents in erbil city as a sign of environmental pollution // Environmental Monitoring and Assessment. 2025, vol. 197, article 331. DOI: 10.1007/s10661-025-13763-7.

12. *Bradl H. B.* Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents // Journal of Colloid and Interface Science. 2004, vol. 277, pp. 1 — 18.

13. *Зиновьева О. М.*, *Колесникова Л. А.*, *Меркулова А. М.*, *Смирнова Н. А.* Управление экологическими рисками на горнодобывающих предприятиях // Уголь. — 2022. — № 3. — С. 76 — 80. DOI: 10.18796/0041-5790-2022-3-76-80.

14. *Мирзаева Е. И.*, *Исаева Н. Ф.*, *Ялгашев Э. Я.*, *Турдиева Д. П.*, *Боймонов Р. М.* Получение адсорбентов для извлечения тяжелых металлов из сточных вод горнорудной промышленности // Горные науки и технологии. — 2025. — Т. 10. — № 1. — С. 45 — 55. DOI: 10.17073/2500-0632-2024-02-224.

15. *Куликова Е. Ю.*, *Сергеева Ю. А.* Концептуальная модель минимизации риска загрязнения водных ресурсов Кемеровской области // Горный информационно-аналитический бюллетень. — 2020. — № 6-1. — С. 107 — 118. DOI: 10.25018/0236-1493-2020-61-0-107-118.

16. *Качинский Н. А.* Механический и микроагрегатный состав почвы, методы его изучения. — АН СССР, 1958. — 192 с.

17. *Tessier A., Campbell P. G. O., Bisson M.* Sequential extraction procedure for the speciation of the particulate trace metals // Analytical Chemistry. 1979, vol. 51, pp. 844 — 851.

18. *Sutherland R.* Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii // Environmental Geology. 2000, vol. 39, pp. 611 — 627. DOI: 10.1007/s002540050473.

19. *Fei X., Lou Z., Xiao R., Lv X., Christakos G.* Contamination and health risk assessment of heavy metal pollution in soils developed from different soil parent materials // Exposure and Health. 2023, vol. 15, pp. 395 — 408. DOI: 10.1007/s12403-022-00498-w.

20. *Cao Y., Wang R., Liu Y., Li Y., Jia L., Yang Q., Zeng X., Li X., Wang Q., Wang R., Riaz L.* Improved calculations of heavy metal toxicity coefficients for evaluating potential ecological risk in sediments based on seven major chinese water systems // Toxics. 2023, vol. 11, no. 8, article 650. DOI: 10.3390/toxics11080650.

21. *Salbu B., Kreling T., Oughton D. H.* Characterization of radioactive particles in the environment // Analyst. 1998, vol. 123, pp. 843 — 849.

22. *Шабанов М. В.*, *Маричев М. С.*, *Манджиева С. С.*, *Соколов А. А.* Формирование хемоземов в условиях длительного воздействия аэропромышленных выбросов горно-металлургического комбината // Устойчивое развитие горных территорий. — 2023. — Т. 15. — № 3. — С. 727 — 740. DOI: 10.21177/1998-4502-2023-15-3-727-740.

23. *Анфилогов В. Н.*, *Кабанова Л. Я.*, *Рыжков В. М.*, *Корекина М. А.* Геологическое строение Карабашского рудного района (Южный Урал) // Литосфера. — 2020. — № 20(5). — С. 682 — 689. DOI: 10.24930/1681-9004-2020-20-5-682-689.

24. *Шабанов М. В.*, *Маричев М. С.*, *Минкина Т. М.*, *Абдимуталип Н. А.* Роль горнообогатительного комбината в образовании техногеохимических аномалий мышьяка в почвах Соймоновской долины (Южный Урал) // Устойчивое развитие горных территорий. — 2022. — Т. 14. — № 4. — С. 632 — 643. DOI: 10.21177/1998-4502-2022-14-4-632-643.

25. *Cachada A., Dias A. C., Pato P., Mieiro C., Rocha-Santos T., Pereira M. E., Ferreira da Silva E., Duarte A. C.* Major inputs and mobility of potentially toxic elements contamination in urban areas // Environ Monit Assess. 2013, vol. 185, no. 1, pp. 279 — 94. DOI: 10.1007/s10661-012-2553-9.

26. *Fiedler H. J.*, *Rösler H. J.* Spurenelemente in der Umwelt, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart. 1988, 278 p.

27. *Rudnic R. L.*, *Gao S.* Composition of the continental crust // Treatise on Geochemistry, 2003, vol. 3, pp. 1 — 64. DOI: 10.1016/B0-08-043751-6/03016-4.

28. *Li J., He M., Han W., Gu Y.* Availability and mobility of heavy metal fractions related to the characteristics of the coastal soils developed from alluvial deposits // Environ Monit Assess. 2009, vol. 158, pp. 459 — 469. DOI: 10.1007/s10661-008-0596-8.

29. *McBride M. B.* Environmental chemistry of soils. Oxford University Press, New York, NY, 1994, 406 p.

30. *Путилина В. С.*, *Галицкая И. В.*, *Юганова Т. И.* Адсорбция тяжелых металлов почвами и горными породами. Характеристики сорбента, условия, параметры и механизмы адсорбции: аналитический обзор. — Новосибирск: ГПНТБ СО РАН, 2009. — 155 с.

31. *Lăcătuşu R., Lăcătuşu A-R., Lungu M., Breabăn I-G.* Macroand microelements abundance in some urban soil from Romania // Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences. 2008, vol. 3, no. 1, pp. 75 — 83.

32. *Girotto E., Ceretta C. A., Brunetto G., Santos D. R., Silva L. S., Lourenzi C. R., Lorensini F., Vieira R. C. B., Schmatz R.* Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejeto líquido de suínos // Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa. 2010, vol. 34, no. 3, pp. 955 — 965. DOI: 10.1590/s0100-06832010000300037.

33. *Alloway B. J.* Heavy metals in soils: Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability // Springer Science & Business Media. 2012, vol. 22, pp. 11 — 50. DOI: 10.1007/978-94-007-4470-7_2.

34. *Taati A., Salehi M. H., Mohammadi J., Mohajer R., Díez S.* Pollution assessment and spatial distribution of trace elements in soils of Arak industrial area, Iran: Implications for human health // Environmental Research. 2020, vol. 187, article 109577. DOI: 10.1016/j.envres.2020.109577.

35. *Swain C. K.* Environmental pollution indices: a review on concentration of heavy metals in air, water, and soil near industrialization and urbanization // Discover Environment. 2024, vol. 2, article 5. DOI: 10.1007/s44274-024-00030-8. ГИАБ

REFERENCES

1. Masindi V., Muedi K. L. Environmental contamination by heavy metals. *Heavy Metals*. 2018, pp. 115 — 132. DOI: 10.5772/intechopen.76082.

2. Fryer M., Collins C. D., Ferrier H., Colvile R. N., Nieuwenhuijsen M. J. Human exposure modelling for chemical risk assessment: a review of current approaches and research and policy implications. *Environmental Science Policy*. 2006, vol. 9, no. 3, pp. 261 — 274. DOI: 10.1016/j.envsci.2005.11.011.

3. Girault F., Perrier F., Poitou C., Isambert A., Théveniaut H., Laperche V., Clozel-Leloup B., Douay F. Effective radium concentration in topsoils contaminated by lead and zinc smelters. *Science Total Environmental*. 2016, vol. 566 — 567, pp. 865 — 876. DOI: 10.1016/J.SCITOTENV.2016.05.007.

4. Belogub E. V., Udachin V. N., Korablev V. V. *Karabashskiy rudniy rayon (Yuzhniy Ural)* [Karabashsky ore district (Southern Urals)], Miass, 2003, 40 p.

5. Shabanov M. V., Marichev M. S. The nature of the change of acid-base properties of soils in the zone of technogenesis (on the example of the Krasnoural'skiy industrial center). *News of the Ural State Mining University*. 2018, no. 1(49), pp. 55 — 61. [In Russ]. DOI: 10.21440/2307-2091-2018-1-55-61.

6. Williamson B. J., Purvis O. W., Mikhailova I., Udachin V. SEM-EDX analysis in the source apportionment of particulate matter on Hypogymnia physodes lichen transplants around the Cu smelter and former mining town of Karabash, South Urals, Russia. *The Science of the Total Environment*. 2004, vol. 322, no. 1-3, pp. 139 — 154. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2003.09.021.

7. Tatsiy Y. G., Udachin V. N., Aminov P. G. Ecogeochemistry of mercury in the zone of the Karabashmed smelter emissions. *Geochemistry*. 2017, no. 10, pp. 942 — 953. [In Russ]. DOI: 10.7868/S0016752517100090.

8. Kulikova E. Yu., Balovtsev S. V., Skopintseva O. V. Geoecological monitoring during mining operations. *Sustainable Development of Mountain Territories*. 2024, vol. 16, no. 2, pp. 580 — 588. [In Russ]. DOI: 10.21177/1998-4502-2024-16-2-580-588.

9. Kříbek B., Nyambe I., Majer V., Knésl I., Mihaljevič M., Ettler V., Vaněk A., Penížek V., Sracek O. Soil contamination near the Kabwe Pb-Zn smelter in Zambia: environmental impacts and remediation measures proposal. *Journal of Geochemical Exploration*. 2019, vol. 197, pp. 159 — 173. DOI: 10.1016/j.gexplo.2018.11.018.

10. Liu Y., Dong J., Zhang N., Wang H. Characteristics, source apportionment, and health risk assessment of pollution of heavy metals in plant foliar dust: characterization of atmospheric heavy metal pollution. *Environmental Geochemistry and Health*. 2025, vol. 47, article 361. DOI: 10.1007/s10653-025-02660-0.

11. Salih Z. R., Khudhur N. S., Aziz F. H. Comparison of dust and surface soil heavy metals and some element contents in erbil city as a sign of environmental pollution. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2025, vol. 197, article 331. DOI: 10.1007/s10661-025-13763-7.

12. Bradl H. B. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science*. 2004, vol. 277, pp. 1 — 18.

13. Zinovieva O. M., Kolesnikova L. A., Merkulova A. M., Smirnova N. A. Environmental risk management at mining enterprises. *Ugol'*. 2022, no. 3, pp. 76 — 80. DOI: 10.18796/0041-5790-2022-3-76-80. [In Russ].

14. Mirzaeva E. N., Isaeva N. F., Yalgashev E. Ya., Turdiyeva D. P., Boymonov R. M. Preparation of adsorbents for the extraction of heavy metals from mining wastewater. *Mining Science and Technology (Russia)*. 2025, vol. 10, no. 1, pp. 45 — 55. [In Russ]. DOI: 10.17073/2500-0632-2024-02-224.

15. Kulikova E. Yu., Sergeeva Ju. A. Conceptual model for minimizing the risk of water pollution in the Kemerovo region. *MIAB. Mining Inf. Anal. Bull.* 2020, no. 6-1, pp. 107 — 118. DOI: [In Russ]. 10.25018/0236-1493-2020-61-0-107-118.

16. Kachinskiy N. A. *Mekhanicheskiy i mikroagregatniy sostav pochvy, metody ego izucheniya* [Mechanical and microaggregate composition of soil, methods of its study], 1958, 192 p.

17. Tessier A., Campbell P. G. O., Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of the particulate trace metals. *Analytical Chemistry*. 1979, vol. 51, pp. 844 — 851.

18. Sutherland R. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*. 2000, vol. 39, pp. 611 — 627. DOI: 10.1007/s002540050473.

19. Fei X., Lou Z., Xiao R., Lv X., Christakos G. Contamination and health risk assessment of heavy metal pollution in soils developed from different soil parent materials. *Exposure and Health*. 2023, vol. 15, pp. 395 — 408. DOI: 10.1007/s12403-022-00498-w.

20. Cao Y., Wang R., Liu Y., Li Y., Jia L., Yang Q., Zeng X., Li X., Wang Q., Wang R., Riaz L. Improved calculations of heavy metal toxicity coefficients for evaluating potential ecological risk in sediments based on seven major chinese water systems. *Toxics*. 2023, vol. 11, no. 8, article 650. DOI: 10.3390/toxics11080650.

21. Salbu B., Kreling T., Oughton D. H. Characterization of radioactive particles in the environment. *Analyst*. 1998, vol. 123, pp. 843 — 849.

22. Shabanov M. V., Marichev M. S., Mangiyeva S. S., Sokolov A. A. Chemozem formation under conditions of prolong exposure to aero-industrial emissions from a mining and smelting plant. *Sustainable Development of Mountain Territories*. 2023, vol. 15, no. 3, pp. 727—740. [In Russ]. DOI: 10.21177/1998-4502-2023-15-3-727-740.

23. Anfilogov V. N., Kabanova L. Y., Ryzhkov V. M., Korekina M. A. Geological structure of the Karabash ore district (Southern Urals). *Litosfera*. 2020, no. 20(5), pp. 682—689. [In Russ]. DOI: 10.24930/1681-9004-2020-20-5-682-689.

24. Shabanov M. V., Marichev M. S., Minkina T. M., Abdimutalip N. A. The role of the mining and processing enterprise in the formation of techno-geochemical anomalies of arsenic in the soils of the Soymonovskaya Valley (Southern Urals). *Sustainable Development of Mountain Territories*. 2022, vol. 14, no. 4, pp. 632—643. [In Russ]. DOI: 10.21177/1998-4502-2022-14-4-632-643.

25. Cachada A., Dias A. C., Pato P., Mieiro C., Rocha-Santos T., Pereira M. E., Ferreira da Silva E., Duarte A. C. Major inputs and mobility of potentially toxic elements contamination in urban areas. *Environ Monit Assess*. 2013, vol. 185, no. 1, pp. 279—94. DOI: 10.1007/s10661-012-2553-9.

26. Fiedler H. J., Rösler H. J. *Spurenelemente in der Umwelt*, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart. 1988, 278 p.

27. Rudnic R. L., Gao S. Composition of the continental crust. *Treatise on Geochemistry*, 2003, vol. 3, pp. 1—64. DOI: 10.1016/B0-08-043751-6/03016-4.

28. Li J., He M., Han W., Gu Y. Availability and mobility of heavy metal fractions related to the characteristics of the coastal soils developed from alluvial deposits. *Environ Monit Assess*. 2009, vol. 158, pp. 459—469. DOI: 10.1007/s10661-008-0596-8.

29. McBride M. B. *Environmental chemistry of soils*. Oxford University Press, New York, NY, 1994, 406 p.

30. Putilina V. S., Galitskaya I. V., Yuganova T. I. *Adsorbtsiya tyazhelykh metallov pochvami i gornymi porodami. Kharakteristiki sorbenta, usloviya, parametry i mekhanizmy adsorbtsii: analiticheskiy obzor* [Adsorption of heavy metals by soils and rocks. Sorbent characteristics, conditions, parameters and mechanisms of adsorption: an analytical review], Novosibirsk, 2009, 155 p.

31. Lăcătuşu R., Lăcătuşu A-R., Lungu M., Breabăn I-G. Macroand microelements abundance in some urban soil from Romania. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*. 2008, vol. 3, no. 1, pp. 75—83.

32. Girotto E., Ceretta C. A., Brunetto G., Santos D. R., Silva L. S., Lourenzi C. R., Lorensini F., Vieira R. C. B., Schmatz R. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejeto líquido de suínos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa*. 2010, vol. 34, no. 3, pp. 955—965. DOI: 10.1590/s0100-06832010000300037.

33. Alloway B. J. Heavy metals in soils: Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. *Springer Science & Business Media*. 2012, vol. 22, pp. 11—50. DOI: 10.1007/978-94-007-4470-7_2.

34. Taati A., Salehi M. H., Mohammadi J., Mohajer R., Díez S. Pollution assessment and spatial distribution of trace elements in soils of Arak industrial area, Iran: Implications for human health. *Environmental Research*. 2020, vol. 187, article 109577. DOI: 10.1016/j.envres.2020.109577.

35. Swain C. K. Environmental pollution indices: a review on concentration of heavy metals in air, water, and soil near industrialization and urbanization. *Discover Environment*. 2024, vol. 2, article 5. DOI: 10.1007/s44274-024-00030-8.

ИНФОРМАЦИЯ ОБ АВТОРАХ

Шабанов Михаил Викторович[1] — канд. с.-х. наук,
доцент, доцент, e-mail: geohim.spb@gmail.com,
Scopus Author ID: 35171489500,
ORCID ID: 0000-0003-4725-3673,
Маричев Максим Сергеевич[1] — канд. биол. наук,
зав. лабораторией, e-mail: m.s.marichev@yandex.ru,
Scopus Author ID: 57216298057,
ORCID ID: 0000-0003-0429-2234,

Киричков Михаил Викторович[2] — канд. физ.-мат. наук,
младший научный сотрудник,
e-mail: mikhail.kirichkov@gmail.com,
Scopus Author ID: 57200126460,
Цицуашвили Виктория Сергеевна[2] — научный сотрудник,
e-mail: tvs@sfedu.ru, Scopus Author ID: 57192911478,
ORCID ID: 0000-0002-0113-7549,
Манджиева Саглара Сергеевна[2] — канд. биол. наук,
главный научный сотрудник, e-mail: msaglara@sfedu.ru,
Scopus Author ID: 24481495200,
ORCID ID: 0000-0001-6000-2209,
[1] Санкт-Петербургский государственный аграрный университет,
[2] Южный федеральный университет.
Для контактов: Маричев М.С., e-mail: m.s.marichev@yandex.ru.

INFORMATION ABOUT THE AUTHORS

M.V. Shabanov[1], Cand. Sci. (Agr.),
Assistant Professor, Assistant Professor,
e-mail: geohim.spb@gmail.com,
Scopus Author ID: 35171489500,
ORCID ID: 0000-0003-4725-3673,
M.S. Marichev[1], Cand. Sci. (Biol.), Head of Laboratory,
e-mail: m.s.marichev@yandex.ru,
Scopus Author ID: 57216298057,
ORCID ID: 0000-0003-0429-2234,
M.V. Kirichkov[2], Cand. Sci. (Phys. Mathem.),
Junior Researcher,
e-mail: mikhail.kirichkov@gmail.com,
Scopus Author ID: 57200126460,
V.S. Tsitsuashvili[2], Researcher, e-mail: tvs@sfedu.ru,
Scopus Author ID: 57192911478,
ORCID ID: 0000-0002-0113-7549,
S.S. Mandzhieva[2], Cand. Sci. (Biol.),
Chief Researcher, e-mail: msaglara@sfedu.ru,
Scopus Author ID: 24481495200,
ORCID ID: 0000-0001-6000-2209,
[1] Saint-Petersburg State Agrarian University, 196607, Pushkin, Russia,
[2] Southern Federal University, 344006, Rostov-on-Don, Russia.
Corresponding author: M.S. Marichev, e-mail: m.s.marichev@yandex.ru.

Получена редакцией 08.08.2025; получена после рецензии 29.10.2025; принята к печати 10.01.2026.
Received by the editors 08.08.2025; received after the review 29.10.2025; accepted for printing 10.01.2026.