

ПОДВИЖНОСТЬ, БИОДОСТУПНОСТЬ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ РИСКИ КАДМИЯ И СВИНЦА В ПОЧВАХ СОЙМОНОВСКОЙ ДОЛИНЫ (г. КАРАБАШ)

М.В. Шабанов¹, М.С. Маричев¹, М.В. Бурачевская², Т.М. Минкина³, Т.В. Бауэр³

¹ Санкт-Петербургский государственный аграрный университет, Пушкин, Россия,
e-mail: m.s.marichev@yandex.ru

² Тульский государственный педагогический университет им. Л.Н. Толстого, Тула, Россия

³ Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия

Аннотация: Деятельность предприятий горнодобывающей и перерабатывающей промышленности создает значительную техногенную нагрузку на природные экосистемы. В результате образуются мощные потоки загрязняющих веществ, среди которых находятся тяжелые металлы, такие как Cd и Pb; попадая в почву, они представляют потенциальную угрозу для здоровья человека. Одна из таких проблем образовалась в районе Соймоновской долины (г. Карабаш) Челябинской области. В ходе работ были исследованы почвы природного и техногенного происхождения на общее содержание и фракционный состав кадмия и свинца в зоне Карабашской геотехногенной системы. Экстракция форм кадмия и свинца из почвы проводилась по методу A. Tessier. В результате выявлено, что почвы в основном имеют поверхностное загрязнение в слое 0–30 см; степень загрязнения была в 200 раз выше для кадмия и в 100 раз для свинца по сравнению с общим содержанием данных элементов в земной коре. Распределение фракций металлов в профиле почв было неравномерным. Кадмий преимущественно присутствует в обменной и карбонатной фракциях, а также во фракции, связанной с органическим веществом. В свою очередь, свинец находится в неспецифически сорбированной форме, с оксидами Fe/Mn и в меньшей степени с органическим веществом. Кроме этого, свинец, в отличие от кадмия, содержится в основном в прочносвязанной остаточной фракции, что подтверждает его меньшую, в сравнении с кадмием, подвижность. Установлено, что общее содержание кадмия и свинца в нижних горизонтах имеет геогенное происхождение, при этом данные почвы характеризуются повышенным геохимическим фоном. Поверхностные горизонты обогащены кадмием и свинцом за счет техногенного привноса, о чем свидетельствуют рассчитанные коэффициенты обогащения и экологического риска. Полученные значения подвижности MF свидетельствуют об их подвижности и биодоступности. Результаты данной работы могут способствовать разработке мероприятий по улучшению экологической ситуации региона, а также внесению изменений и корректировке общего геохимического фона региона.

Ключевые слова: тяжелые металлы, кадмий, свинец, загрязнение почв, экологические риски, бедленд, подвижность тяжелых металлов, формы свинца и кадмия.

Благодарность: Исследование выполнено при финансовой поддержке Минпросвещения России (Соглашение № 073-00033-24-01) и Министерства науки и высшего образования РФ (проект № FENW-2023-0008).

Для цитирования: Шабанов М. В., Маричев М. С., Бурачевская М. В., Минкина Т. М., Бауэр Т. В. Подвижность, биодоступность, экологические риски кадмия и свинца в почвах Соймоновской долины (г. Карабаш) // Горный информационно-аналитический бюллетень. – 2025. – № 4. – С. 104–120. DOI: 10.25018/0236_1493_2025_4_0_104.

Cadmium and lead in the Soimonov valley soil, Karabash: Mobility, bioavailability and ecological risks

M.V. Shabanov¹, M.S. Marichev¹, M.V. Burachevskaya², T.M. Minkina³, T.V. Bauer³

¹ Saint-Petersburg State Agrarian University, Pushkin, Russia, e-mail: m.s.marichev@yandex.ru

² Tula State Lev Tolstoy Pedagogical University, Tula Russia

³ Southern Federal University, Rostov-on-Don, Russia

Abstract: Mineral mining and processing activities generate substantial anthropogenic load on natural ecosystems. As a consequence, powerful flows of pollutants, including heavy metals such as Cd and Pb, appear and enter soil; they represent potential health hazard. Such problem develops in the Soimonov valley nearby Karabash in the Chelyabinsk Region. Here, natural and manmade ground was investigated in terms of total content and fraction composition of cadmium and lead in the zone of the Karabash geo-and-man-made system. Extraction of cadmium and lead from soil was carried out using Tessier's method. It is found as a result that the test soils have mostly surface contamination in a layer 0–30 cm thick; the contamination degree exceeds total cadmium and lead contents of the Earth's crust by 200 and 100 times, respectively. Distribution of fractions of the metals in the soil section is nonuniform. Cadmium is mostly present in exchange and carbonate fractions, and also in a fraction connected with an organic substance. Lead is present in a pseudisorbed form with Fe/Mn oxides and, in a less degree, with an organic substance. Lead, as against cadmium, is contained in a tightly bound residuum fraction, which proves its weaker mobility as compared with cadmium. Total content of cadmium and lead in lower-lying levels is of geogenic nature, and this soil features the increased geochemical background. The surface levels are rich in cadmium and lead because of induced inflow, which is confirmed by the calculated factors of enrichment and ecological risk. These results prove mobility and bioavailability of metal fractions. The research findings can promote development of activities aimed at improvement of regional ecological situation, and facilitate adjustment and normalization of general geochemical background in the test area.

Key words: heavy metals, cadmium, lead, soil contamination, ecological risks, badland, mobility of heavy metals, forms of lead and cadmium.

Acknowledgements: The study was supported by the Ministry of Education of Russia, Agreement No. 073-00033-24-01, and by the Ministry of Science and Higher Education of Russia, Project No. FENW-2023-0008.

For citation: Shabanov M. V., Marichev M. S., Burachevskaya M. V., Minkina T. M., Bauer T. V. Cadmium and lead in the Soimonov valley soil, Karabash: Mobility, bioavailability and ecological risks. *MIAB. Mining Inf. Anal. Bull.* 2025;(4):104-120. [In Russ]. DOI: 10.25018/0236_1493_2025_4_0_104.

Введение

Предприятия горнодобывающей и перерабатывающей промышленности составляют миллионы тонн газопылевых и

аэрозольных выбросов в окружающую среду. Аэрозольные частицы, попадая в атмосферу, не остаются инертными, их растворимые компоненты, взаимодейст-

вух с влагой и атмосферными газами, образуют переходные продукты, которые вовлекаются в новый миграционный цикл [1, 2]. Прочие взвешенные частицы, устойчивые в атмосферных условиях, попадая в педосферу, трансформируются с высвобождением потенциально токсичных элементов, загрязнителей. В свою очередь, почва способна задерживать потенциально токсичные элементы, предотвращая попадание их в более чувствительные среды, такие как гидросфера и биосфера [3, 4].

Таким образом, педосфера действует как геохимический барьер, депонирующий загрязнители. Способность почвы накапливать тяжелые металлы зависит от физических, химических и физико-химических параметров почвенных тел [5]. Когда в почве концентрация тяжелых металлов достигает критических уровней нагрузки, ее можно считать загрязненной.

Элементы в почве могут накапливаться в результате как геогенных, так и антропогенных процессов. Присутствие геогенных элементов в почвах определяется их геодоступностью, т.е. это те элементы, которые в результате геологических процессов высвобождаются в поверхностные или приповерхностные горизонты, обуславливая геохимический фон [6]. Как правило, количество геогенных элементов, переходящих из материнской породы в почву, незначительно.

Элементы, попадающие в почву в результате антропогенной деятельности, могут поступать в нее несколькими путями: атмосферным (аэрозольные выбросы, пыление хвостохранилищ и отвалов) и гидрогенным (дренаж кислых рудничных вод, внесение удобрений) [7, 8]. В промышленных областях, где развита добыча и переработка рудного сырья, одним из основных источников загрязнения почв является деятельность горно-металлургических комбинатов, эта проб-

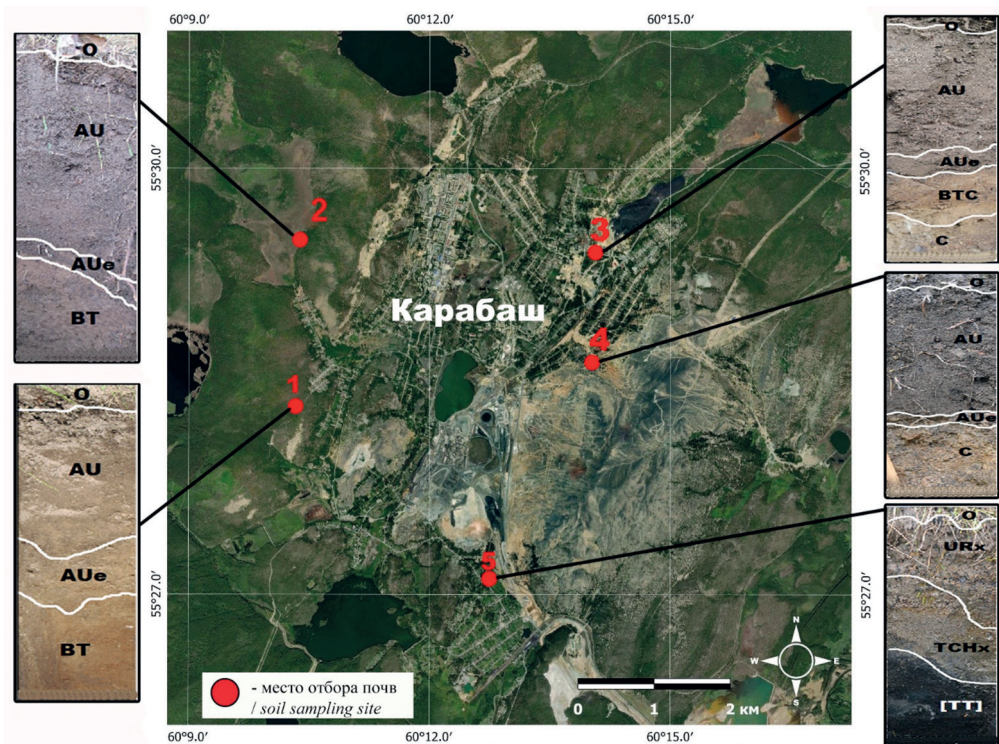
лема существует не только в России, но и во всем мире [9, 10].

Различия между геогенными и антропогенными элементами в почве имеет первостепенное значение для понимания, загрязнена почва или нет. Основной вклад в загрязнение вносит антропогенный фактор. Геогенные элементы также могут иметь концентрации выше пороговых значений, если эти уровни и превышены, в данном регионе формируется местный геохимический фон. Совокупность данных условий зачастую встречается в горных областях, местах добычи и переработки руды.

Одним из таких ярких примеров является территория Карабашского промышленного узла, расположенная в Соймоновской долине Челябинской области [11]. В данной местности активно велась добыча и переработка медного сырья. На территории долины отработано 8 шахт, в настоящее время они не активны, затоплены. Добываемое сырье с 1910 г. перерабатывалось на местном комбинате, путем множественных модернизаций современный комбинат «Карабашмедь» выпускает порядка 150 тыс. т черновой меди в год. В процессе деятельности комбината на территории долины сформированы хвостохранилища и шлакоотвалы, которые в совокупности с газопылевыми выбросами в атмосферу создают активные потоки миграции тяжелых металлов [12]. В связи с этим целью данной работы было выявление подвижности и экологических рисков [13] присутствия различных форм кадмия и свинца в почвах Карабашского промышленного узла.

Объекты и методы

Территория исследования представляет собой долину, обрамленную с восточной и западной части горными массивами. Восточный массив «Золотая Гора» вследствие длительного воздействия



1 – темно-серая насыщенная бескарбонатная почва (Grey luvic Phaeozems);

2 – темно-серая насыщенная бескарбонатная почва (Grey luvic Phaeozems);

3 – темно-серая насыщенная бескарбонатная почва (Grey luvic Phaeozems); 4 – литозем серогумусовый (Leptosols dystryc grey-humus); 5 – урбостратозем техногенный (Hyperartefactic, Toxic)

Рис. 1. Территория места исследования, почвенные разрезы

Fig. 1. Territory of the study site, soil sections

Таблица 1

Координаты заложения почвенных разрезов
Coordinates of soil transects embedment

Почвенный профиль, №	Координаты	Высота над уровнем моря, м	Землепользование
1 (Grey luvic Phaeozems)	55°46'87,80" с.ш. 60°18'15,99" в.д.	384	заброшенная пашня
2 (Grey luvic Phaeozems)	55°48'02,61" с.ш. 60°17'59,77" в.д.	372	огород
3 (Grey luvic Phaeozems)	55°50'00,57" с.ш. 60°24'90,82" в.д.	346	огород
4 (Leptosols dystryc greyhumus)	55°48'61,70" с.ш. 60°24'11,66" в.д.	396	огород
5 (Hyperartefactic, Toxic)	55°45'60,55" с.ш. 60°20'79,06" в.д.	316	луг

на него газопылевых выбросов комбината практически полностью лишен растительного покрова. В результате на склонах массива активно развиваются эрозионные процессы и латеральный массоперенос веществ к подножью склона. В ходе работ на разных элементах рельефа и территориях землепользования нами были заложены почвенные разрезы в различном направлении от комбината (рис. 1, табл. 1). Отбор почв проводили в соответствии с ГОСТ 17.4.4.02-2017 («Охрана природы (ССОП). Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа»).

В отобранных почвенных образцах определяли: кислотность рНКСl (ГОСТ 26423-85) — в суспензии в соотношении почва/КСl 1:2,5 с помощью комбинированного рН-электрода; углерод органического вещества (ГОСТ 26213-2021); обменные Ca^{2+} и Mg^{2+} (ГОСТ 26487-85); гранулометрический состав — методом Качинского. Данный метод, в отличие от ISO 11277, имеет иную предварительную обработку образцов и фракционирование гранулометрических агрегатов почвы через сита разного диаметра ячеек. Согласно методу Качинского, выделяются следующие размеры основных фракций: песок — включает частицы с эквивалентным сферическим диаметром 1,00–0,05 мм; фракция ила — от <0,001 мм эквивалентного диаметра; фракция глины <0,01 мм.

В исследуемых почвах производилось фракционное разделение основных форм кадмия и свинца по схеме А. Tessier [14]. Концентрации кадмия и свинца в полученных вытяжках определялись методом инверсионной вольтамперометрии в соответствии с МУ 08-47/203 и ПНД Ф 16.1:2:2.2:2.3.46-06 на вольтамперометрическом анализаторе ТА-Lab.

Для интерпретации полученных результатов химического анализа почв про-

изводились расчеты: коэффициента обогащения — EF , потенциального экологического риска — $PERI$, подвижности металлов — MF .

Коэффициент обогащения — EF , дает оценку степени загрязнения почв, а также возможного влияния антропогенной деятельности на концентрацию тяжелых металлов в почве. Исчисляется по формуле

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

где в числителе указывается содержание тяжелых металлов и железа в анализируемом образце, в знаменателе — геохимический фон тяжелых металлов и железа.

В зависимости от величины EF можно выделить следующие классы загрязнения почв [15]:

- < 2 — минимальный;
- 2–5 — умеренный;
- 5–20 — значительный;
- 20–40 — очень высокий;
- > 40 — крайне высокий.

Потенциальный экологический риск ($PERI$) присутствия тяжелых металлов в почве оценивался по факторам их обогащения и токсического ответа на основе их распространения в геосфере [16]. Исчисляется по формуле

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

где EF_i — коэффициент обогащения, TR_i — коэффициент токсического ответа i -го элемента. Коэффициент токсического ответа для $\text{Pb} = 5$, $\text{Cd} = 20$ [17].

Классы $PERI$:

- $PERI < 160$ — низкий;
- $160 \leq PERI \leq 300$ — умеренный;
- $320 \leq PERI \leq 640$ — значительный;
- $640 \leq PERI$ — очень высокий потенциальный риск.

Подвижность металлов можно оценить на основе абсолютного и относительного содержания фракций, слабо связанных с компонентами. Относительный показатель подвижности металлов рассчитывали, как «коэффициент подвижности» [18].

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

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

Результаты и обсуждение

На территории района работ (см. рис. 1) все исследуемые почвенные профили дифференцированы на генетические горизонты. Визуальные изменения цвета и структуры, связанные с антропогенным вмешательством в верхние горизонты, не выявлены (см. рис. 1), почвы умеренно глубокие. Темно-серые насыщенные бескарбонатные (Grey luvisc Phaeozems) заложены на разных элементах рельефа, с маломощным темногумусовым горизонтом AU комковато-зернистой структуры, цвет 10YR 3/1. Цвет нижней части горизонта AU — 10YR 7/1, ниже залегает иллювиально-текстурный горизонт крупнопризматической структуры, цвет 10YR 4/4, встречаются единичные обломки горных пород. В литоземе серогумусовом (Leptosols dystric grey-humus) иллювиальный горизонт отсутствует, темногумусовый горизонт, цвет — 10YR 3/1, залегает на сильноизмененных элювиально-делювиальных отложениях. Урбостратозем техногенный (Hyperartefactis, Toxic) расположен вблизи хвостохранилища, в понижении, на торфяной эутрофной почве, в долине Рыжего ручья, который берет свое начало с отвала.

Цвет почвенного профиля сменяется от 10YR 2/1 до 10YR 3/1, почвенный профиль представляет собой гетерогенную смесь геологического материала плейстоцена.

В местах заложения почвенных разрезов уровень грунтовых вод находится на большой глубине и не влияет на дренаж почвенных профилей. Режим увлажнения почв в данной местности происходит преимущественно за счет атмосферных осадков и поверхностного ландшафтного стока. Исследуемые почвы предгорной зоны (разрезы 1, 2, 3) имеют слабую (<30%) и сильную (50–80%) степень насыщенности основаниями. Верхняя часть профиля данных почв, в сравнении с иллювиальной частью, обеднена илистой фракцией (0,001–1,0 мм). Распределение гранулометрических частиц размером (<0,01 мм), относящихся к «физической глине», преобладает в разрезах 1 и 5 верхней части профиля, в разрезах 2, 3 и 4 верхняя часть почвы больше обогащена фракциями «физического песка» (> 0,01 мм). Во всех почвах наблюдается увеличение илистой фракции (0,001–1,0 мм) к материнской породе (см. табл. 2).

При поступлении тяжелых металлов в почвы одним из первых геохимических барьеров на пути их миграции выступает органическое вещество. В момент контакта тяжелых металлов с органоминеральным комплексом почв формируются «мостики», прочно удерживающие металлы. В результате образования комплексных соединений повышается стабильность Cd и Pb в почве, снижается вероятность поглощения их растениями или вымывания фильтрующими водами [19]. Согласно данным ряда ученых, средняя концентрация кадмия в почвах мира находится в диапазоне 1,0–5,0 мг/кг [20], геохимический фон данного металла в верхней части континентальной коры в десятки раз меньше

Таблица 2

Физико-химические параметры почв
Physico-chemical parameters of soils

Горизонт	Глубина, см	pH _{KCl}	Органическое вещество, %	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Физический песок	Физическая глина	Ил
				мг·экв / 100 г				
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	39,97	54,63	5,40
AU _e	15–30	5,25±0,10	3,97±0,01	7,41±0,58	15,99±1,62	53,05	40,85	6,10
BEI	30–48	4,56±0,10	0,91±0,06	10,77±0,58	10,41±1,21	66,10	20,50	13,40
BT ₁	48–70	4,58±0,04	0,52±0,02	11,00±1,00	15,70±2,89	26,10	58,20	15,70
BT ₂	70–90	4,86±0,05	0,51±0,06	11,33±1,53	17,00±3,46	44,30	41,10	14,60
Темно-серая насыщенная бескарбонатная (Grey luvic Phaeozems) (разрез 2)								
AU ₁	3–18	4,94±0,01	3,68±0,02	16,22±0,60	12,17±0,60	65,59	29,41	5,00
AU ₂	18–26	4,77±0,01	3,00±0,10	10,69±0,37	5,52±0,37	59,42	35,29	5,29
AU _e	26–39	4,74±0,01	2,49±0,15	12,16±0,36	5,52±0,32	58,24	35,00	6,76
BT ₁	39–61	4,75±0,02	1,03±0,04	5,53±4,05	4,05±0,31	62,36	31,47	6,18
BT ₂	61–69	4,58±0,02	0,42±0,01	10,69±7,36	7,36±0,28	61,48	27,36	11,18
Темно-серая насыщенная бескарбонатная (Grey luvic Phaeozems) (разрез 3)								
AU ₁	2–11	4,55±0,02	5,17±0,10	20,04±0,76	5,08±0,32	51,76	43,53	4,71
AU ₂	11–22	4,55±0,01	6,00±0,15	19,79±0,51	6,85±0,40	51,76	43,53	4,71
AU ₃	22–36	4,58±0,01	10,9±0,22	21,82±0,10	7,10±0,05	46,18	48,53	5,29
AU _e	36–48	4,10±0,01	2,17±0,10	13,44±0,26	6,09±0,23	41,18	54,12	4,71
BTC	48–64	3,63±0,01	1,11±0,06	8,11±0,40	7,11±0,35	49,12	45,59	5,29
Горно-лесная зона								
Литозем серогумусовый (Leptosols dystyric grey-humus) (разрез 4)								
AY ₁	0–10	5,15±0,02	12,40±0,01	16,82±4,07	12,02±1,56	49,1	43,7	7,2
AY ₂	10–23	5,43±0,01	10,70±0,54	19,41±0,61	8,67±3,06	68,9	33,9	7,2
C	23–34	5,55±0,07	1,01±0,05	11,11±1,20	11,78±2,57	73,3	16,8	9,9
C	34–49	5,30±0,01	1,04±0,11	6,52±2,02	21,97±2,65	50	22,8	27,2
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	40,3	53,4	6,3
TCH _{1x}	15–23	6,73±0,03	5,03±0,22	8,50±0,59	9,52±1,18	29,5	64,8	5,7
TCH _{2x}	23–30	6,27±0,03	2,65±0,08	14,00±1,00	13,00±0,59	64	32	4
TCH _{3x}	30–45	5,27±0,01	5,92±0,28	77,67±0,01	25,00±0,58	42	49,4	8,6

и, согласно R.L. Rudnic и S. Gao, составляет 0,061 мг/кг [21].

В исследуемом нами районе валовое содержание кадмия в почвах, в верхних горизонтах, находится в пределах 1,94–10,60 мг/кг, что выше геохимического фона в среднем в 200 раз. В нижней части почвенного профиля, в темно-серой насыщенной бескарбонатной почве (разрез 1) и литоземе серогумусовом (разрез 4), концентрации кадмия не превышают 0,7 мг/кг, дифференциация по профилю в данных почвах протекает по регрессивно-аккумулятивному типу. В остальных почвах концентрации кадмия высокие по всему профилю почв, в диапазоне от 3,65 до 10,6 мг/кг. Тип распределения по профилю изменяется от недифференцированного (разрез 2) до прогрессивно-аккумулятивного (разрез 3) и аккумулятивно-элювиально-иллювиального (разрез 5).

Согласно полученным данным фракционирования по схеме А. Tessier, выявлено, что преобладающими фракциями кадмия в почвах в верхней темногоумусовой толще являются обменная и связанная с Fe/Mn. На долю обменной приходится от 26,7 до 44,8% от валового содержания, связанной с Fe/Mn – от 12,9 до 48,5%.

В исследуемых почвах больше всего обменного кадмия выявлено в толще 0–15 см: в диапазоне от 28,6 до 50% от валового содержания, коэффициент корреляции 0,75–0,94 (рис. 3). В профилях почвенных разрезов 5 и 6 корреляция Спирмена имеет отрицательные значения. Тесная корреляционная связь обменного кадмия наблюдается между фракциями физического песка в разрезах 1 и 3, а в профилях 6 и 9 – между фракциями пыли. В урбостратоземе (разрез 5) наблюдается лишь обратная кор-

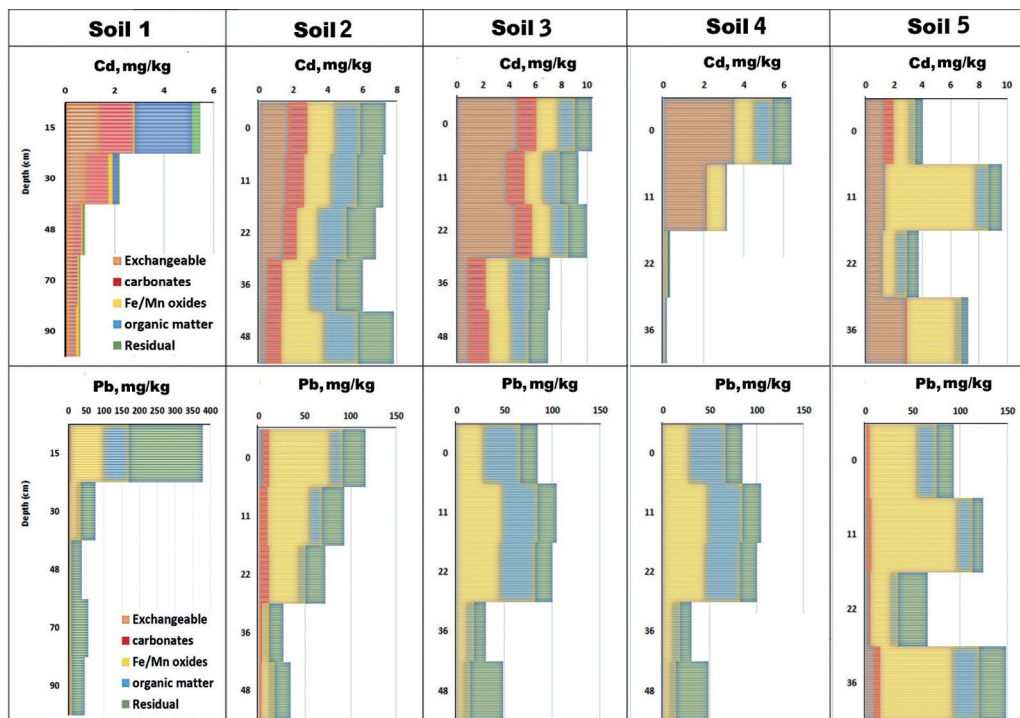


Рис. 2. Распределение форм тяжелых металлов в почвах, экстрагируемых по схеме А. Tessier

Fig. 2. Distribution of heavy metal forms in soils extracted according to the A. Tessier scheme

Разрез №		Cd_F1	Cd_F2	Cd_F3	Cd_F4	Pb_F1	Pb_F2	Pb_F3	Pb_F4
1	рН	0,94	0,32	0,81	0,75	0,23	0,75	0,86	0,82
	Песок	0,98	0,21	0,87	0,81	0,09	0,76	0,91	0,87
	Пыль	0,22	0,22	0,86	0,80	0,77	0,77	0,91	0,87
	Ил	0,35	-0,53	0,35	0,48	0,28	0,72	0,28	0,34
2	рН	0,75	0,63	-0,53	-0,86	1,00	0,42	0,83	0,65
	Песок	0,74	0,98	-0,11	-0,56	1,00	0,26	0,90	0,92
	Пыль	0,98	0,98	-0,09	-0,56	0,25	0,25	0,90	0,92
	Ил	0,45	-0,87	0,45	0,71	-0,95	-0,55	-0,95	-0,92
3	рН	0,90	-0,68	-0,52	-0,60	0,00	0,00	0,86	0,93
	Песок	1,00	-0,29	-0,69	-0,90	0,00	0,00	0,85	0,99
	Пыль	-0,29	-0,29	-0,70	-0,90	0,00	0,00	0,85	0,99
	Ил	0,69	0,23	0,69	0,93	-0,82	0,00	-0,82	-0,98
4	рН	-0,65	1,00	-0,44	-0,75	-0,66	-0,85	-0,74	-0,79
	Песок	0,82	1,00	-0,94	0,31	-0,23	0,17	0,70	-0,60
	Пыль	1,00	1,00	0,95	0,48	0,35	0,35	0,81	-0,45
	Ил	-0,34	1,00	-0,34	0,35	-0,01	0,32	-0,31	0,87
5	рН	-0,92	0,58	0,13	0,57	-0,98	-0,68	-0,09	-0,62
	Песок	0,37	0,62	0,57	-0,36	0,07	0,73	0,85	0,67
	Пыль	0,63	0,63	0,56	-0,36	0,72	0,72	0,84	0,68
	Ил	-0,63	-0,07	-0,13	0,39	-0,89	-0,93	-0,32	-0,88

F1 – обменная фракция; F2 – фракция, связанная с карбонатами;

F3 – фракция, связанная с оксидами Fe/Mn; F4 – фракция, связанная с органическим веществом

Рис. 3. Корреляция Спирмена между формами кадмия и свинца в почве и физическими свойствами почв
Fig. 3. Spearman correlation between forms of cadmium and lead in soil and physical properties of soils

реляционная зависимость между обменной фракцией кадмия и рН среды. Таким образом, следует учитывать, что одним из основных лимитирующих показателей лабильности кадмия в данных почвах выступает рН среды.

На долю фракции, связанной с карбонатами, приходится незначительное количество: 0,02 – 1,44% от валового содержания, она фиксируется преимущественно в почвенных разрезах 1, 6 и 18.

Кадмий весьма хорошо адсорбируется с фракцией, связанной с Fe/Mn, в слое 0 – 15 см содержится от 13,6 до 48,5% от валовой концентрации. Данная фракция в меньшей степени лимитируется изменениями реакции среды, что подтверждается отсутствием тесных корреляционных связей, лишь в профилях 6

и 9 наблюдается зависимость от изменения гранулометрических фракций пыли и физического песка. С глубиной во всех почвах увеличивается концентрация фракции кадмия, связанного с Fe/Mn, на ее долю приходится от 21,3 до 41,3% от валового содержания.

Концентрация форм кадмия, связанных с органическим веществом почвы, в верхних горизонтах изменяется в широком диапазоне, от 0,2 до 26,2%. Тесных корреляционных связей данной формы кадмия с исследуемыми показателями не обнаружено, за исключением илистой гранулометрической фракции почв в разрезе 18. На долю кадмия, связанного с силикатами, приходится от 0,2 до 26,7% от валовой концентрации, в среднем концентрация в 0,15 см от 0,02 до

1,56 мг/кг, в нижней части — от 0,09 до 1,04 мг/кг.

Согласно исследованиям R.L. Rudnic и S. Гао, среднее содержание свинца в земной коре составляет 15,1 мг/кг, при этом в верхней части земной коры его содержание составляет 17,0 мг/кг, в нижней — 4 мг/кг [21]. Группой европейских ученых отмечается, что содержание свинца в почвах, не подверженных влиянию антропогенной деятельности, связано с составом материнских пород, в частности, с глинистыми минералами, оксидами марганца, гидроксидами железа и алюминия, а также с органическим веществом [22].

В исследуемых нами почвах общая концентрация свинца в слое 0–20 см составляет в среднем 258,6 мг/кг, что превышает геохимический фон в 17 раз. Наивысшая концентрация зафиксирована в урбостратоземе техногенном (Hyperartefactic, Toxic, разрез 5): 1497,5 мг/кг — превышение фона в 100 раз. Дифференциация свинца в профилях темно-серых насыщенных бескарбонатных (Grey luvic Phaeozems, разрезы 1 и 2) протекает по регрессивно-аккумулятивному типу, в литоземе серогумусовом (Leptosols dystyc grey-humus, разрез 4) и почве темно-серой насыщенной бескарбонатной (Grey luvic Phaeozems, разрез 3) — по прогрессивно-аккумулятивному.

В урбостратоземе техногенном (Hyperartefactic, Toxic, разрез 5) тип распределения свинца аккумулятивно-элювиально-иллювиальный, с резким увеличением концентрации в слое 23–45 см, до 1497,5 мг/кг.

В отличие от кадмия фракции свинца в исследуемых почвах имеют иную зависимость в аккумуляционно-миграционном механизме (рис. 2). Обменная и карбонатная фракции свинца в почвах присутствуют в наименьшем количестве, не более 6%, а в разрезе 18 и вовсе отсутствуют. В толще 0–15 см свинец

преимущественно связан с Fe/Mn, на долю данной фракции приходится 14,3–55,7% от валового содержания. С глубиной до 15–30 см их доля увеличивается до 26,4–65,4%, к иллювиальным горизонтам изменяясь до 5,9–26,8%. Имобилизация свинца в почве на Fe/Mn является сложным процессом, на который может влиять множество факторов, одним из которых является pH и содержание органического вещества. Известно, что при pH меньше 7 свинец в почве находится в основном в форме водорастворимого Pb^{2+} [23, 24].

Несмотря на средство свинца к органическому веществу почвы, фракция, связанная с органическим веществом, стоит на втором месте, на ее долю в слое 0–15 см приходится от 6,4 до 34%, в слое 15–30 см — от 3,8 до 36,1%, в иллювиальном горизонте — от 2,2 до 17,5% от валового содержания.

Остаточная фракция свинца, прочно связанная с кристаллической структурой минералов, в разрезе 1 занимает господствующее место, на ее долю приходится порядка 55%, с максимальными концентрациями 208,5 мг/кг в слое 0–15 см. В остальных разрезах в верхних горизонтах на ее долю приходится не более 20%, с равномерным распределением по профилю, за исключением разреза 3, в котором ее доля увеличивается к материнской породе до 70% (см. рис. 2).

Группой ученых [25, 26] при исследовании почвы с разной степенью кислотности была найдена закономерность усиления конкурентной сорбции металлов при увеличении их концентраций. В результате металлы сорбировались с силой в следующем порядке: $Pb > Cu > Ni > Cd > Zn$.

При проведении аналогичных экспериментов при конкурентной сорбции металлов в антропогенных почвах величина сорбции представляла вид $Pb > Cu > Zn > Ni > Cd$ [27]. Конкуренция между

кадмием и свинцом может привести к антагонистическим, синергетическим или аддитивным эффектам, влияя на их доступность в окружающей среде. Кадмий является более миграционно способным элементом и, соответственно, более вос-

приимчив к конкуренции, чем свинец. Неоднородность почвенных условий и различия в концентрациях, присутствующих в почве, вызывает необходимость выявления экологических рисков от данных металлов, которые можно опреде-

Таблица 3

Валовое содержание Cd и Pb в почвах, расчетные коэффициенты
Gross content, calculated coefficients of Cd, Pb in soils

Горизонт	Глубина, см	Cd, мг/кг	Pb, мг/кг	EF		PERI		MF	
				Cd	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb
Темно-серая насыщенная бескарбонатная (Grey luvic Phaeozems) (разрез 1)									
AU	0–15	4,74	376,00	0,13	7,99	3,0	55,8	78,90	24,61
AU _e	15–30	1,94	74,50	0,01	1,77			66,49	30,84
BEI	30–48	0,95	36,80	0,01	0,51			44,39	12,97
BT ₁	48–70	0,70	55,20	0,00	0,42			46,04	8,46
BT ₂	70–90	0,69	45,50	0,00	0,48			49,28	13,04
Темно-серая насыщенная бескарбонатная (Grey luvic Phaeozems) (разрез 2)									
AU ₁	3–18	5,88	116,50	0,42	5,26	23,2	68,0	74,49	65,45
AU ₂	18–26	5,85	93,20	0,29	3,81			70,26	57,96
AU _e	26–39	5,47	72,30	0,40	3,82			61,43	59,32
BT ₁	39–61	4,75	26,10	0,05	0,60			61,05	32,45
BT ₂	61–69	5,91	34,20	0,00	0,11			62,77	32,97
Темно-серая насыщенная бескарбонатная (Grey luvic Phaeozems) (разрез 3)									
AU ₁	2–11	10,60	117,50	0,21	3,81	15,2	56,0	72,74	31,91
AU ₂	11–22	9,40	104,65	0,24	2,80			69,68	44,63
AU ₃	22–36	10,01	100,70	0,25	3,63			71,73	44,20
AU _e	36–48	7,03	30,50	0,05	0,82			56,47	30,88
BTC	48–64	6,97	48,02	0,01	0,14			58,39	14,95
Литозем серогумусовый (Leptosols dystric grey-humus) (разрез 4)									
AY ₁	0–10	7,00	340,50	0,19	4,30	8,8	41,2	71,75	56,24
AY ₂	10–23	4,75	173,50	0,21	3,49			83,70	58,33
C	23–34	0,47	34,49	0,02	0,09			33,33	51,52
C	34–49	0,24	35,54	0,02	0,35			47,37	54,70
Урбостратозем техногенный (Hyperartefactic, Toxic) (разрез 5)									
UR _x	0–15	3,65	342,50	0,54	23,48	37,2	728,1	82,47	57,99
TCH _{1x}	15–23	9,19	138,00	0,68	10,31			83,90	77,19
TCH _{2x}	23–30	4,20	1497,50	0,46	95,77			49,29	39,35
TCH _{3x}	30–45	7,81	1292,50	0,18	16,05			80,28	61,61

лить с помощью коэффициентов *EF*, *PERI*, *MF* (табл. 3).

Коэффициент обогащения используется для оценки возможного воздействия антропогенной деятельности на концентрацию тяжелых металлов в почве. Для определения ожидаемого влияния на накопление свинца и кадмия использовалось содержание железа как элемента с низкой долей дифференциальной изменчивости в почве.

На основе значений индекса *EF* следует, что во всех почвах содержание кадмия имеет минимальное обогащение, чего нельзя сказать о свинце. Так, в разрезе 5 уровень обогащения свинцом в 0–23 см изменяется от значительного до высокого, а с глубиной до 23–30 см приобретает крайне высокие значения загрязнения. В остальных почвах степень обогащения свинцом в толще 0–15 см является умеренной, а с глубиной — минимальной.

Полученные значения коэффициента потенциального экологического риска (*PERI*) сильно варьируют в зависимости от металла. Все исследуемые почвы характеризуются низким *PERI*, за исключением урбостратозема техногенного (*Hyperartefactic*, *Toxic*, разрез 5), в котором фиксируется очень высокий потенциальный экологический риск, *PERI* = 728,1.

Коэффициент *MF*, значения которого не превышают 10, считается признаком устойчивости тяжелых металлов в тех или иных горизонтах. Во всех исследованных почвах для кадмия и свинца коэффициент *MF* выше 10. В слое 0–30 см значения *MF* для $Cd > 65$, $Pb > 30$, что свидетельствует о высокой подвижности данных металлов. Однако даже среди высокой лабильности свинца наблюдается снижение его подвижности в иллювиальных горизонтах темно-серых насыщенных бескарбонатных (*Grey luvic Phaeozems*). Полученные значения сви-

детельствуют о высокой потенциальной степени биодоступности данных металлов на фоне сильной лабильности.

Превышение концентраций кадмия и свинца относительно содержания в земной коре ограничивается преимущественно поверхностными горизонтами почв, но в урбостратоземе техногенном (*Hyperartefactic*, *Toxic*, разрез 5), где накопление тяжелых металлов происходит и по всей мощности почвенного слоя, такая зависимость отсутствует. Распределение кадмия и свинца по фракциям в целом зависит от общего содержания металлов в почве. Остаточная фракция среди исследуемых металлов преобладает у свинца, так как данный металл в условиях конкурентной сорбции среди высоких концентраций других металлов имеет свойства образовывать прочно-связанные соединения с минеральными и органоминеральными компонентами почв. Кадмий в данных условиях преимущественно формирует неспецифически сорбированные, поверхностные соединения (ионный обмен), а также специфически сорбированные, представленные непрочно связанными соединениями органоминеральной природы. В совокупности, согласно расчетам индексов лабильности кадмия и свинца, следует, что техногенные металлы присутствуют в относительно слабосвязанных формах и представляют потенциальную экологическую и биогенную угрозу.

Выводы

1. Выявлено превышение геохимического фона по содержанию кадмия и свинца в исследуемых почвах. Максимальные значения концентраций свинца фиксируются в урбостратоземе техногенном (*Hyperartefactic*, *Toxic*) — 1497,5 мг/кг, что выше фоновых значений в 100 раз. Максимальные концентрации кадмия 10,60 мг/кг, превышение в 200 раз.

2. В результате проведенного фракционирования исследуемых металлов в почвах по схеме А. Tessier определено, что преобладающими фракциями кадмия являются неспецифически сорбированные обменные и связанные с оксидами Fe/Mn, на долю которых в верхних горизонтах почв приходится до 48%. Среди форм соединений свинца в почвах преобладают непрочно связанные специфически сорбированные с оксидами Fe/Mn, до 55 – 60%, и прочносвязанная остаточная фракция с силикатными минералами, на долю которых приходится около 20%, а в ряде почв Grey luvic Phaeozems в горизонтах у материнской породы – до 55 – 70%.

3. Рассчитаны показатели, характеризующие степень лабильности и биодоступности кадмия и свинца в почве,

а также потенциальные экологические риски, которые они несут. Согласно значениям коэффициента EF следует, что обогащение кадмия в почве – минимальное, свинец в почве обогащен от умеренного до очень высокого уровня. Кроме того, устойчивость данных элементов в почве довольно низкая, подвижность и биодоступность высокая, о чем свидетельствуют значения коэффициента $MF > 10$. Из всех исследуемых почв к потенциально опасным, несущим в себе наибольшие экологические риски, относится урбостратозем техногенный (Hyperartefactic, Toxic). Результаты данной работы могут способствовать разработке мероприятий по улучшению экологической ситуации региона, а также внесению изменений и корректировке общего геохимического фона региона.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Шабанов М. В., Маричев М. С., Невидомская Д. Г., Минкина Т. М. Влияние кислых сульфатных вод на загрязнение почв террикона в Карабашском рудном районе // Устойчивое развитие горных территорий. – 2023. – Т. 15. – № 4. – С. 888 – 900. DOI: 10.21177/1998-4502-2023-15-4-888-900.

2. 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.

3. Nickolson F. A., Smith S. R., Alloway B. J., Carlton-Smith C., Chambers B. J. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales // Science of the Total Environment. 2003, vol. 311, pp. 205 – 219. DOI: 10.1016/S0048-9697(03)00139-6.

4. de Vries W., Groenenberg J. E., Lofts S., Tipping E., Posch M. Critical loads of heavy metals for soils / Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metaloids in Soils and their Bioavailability. 2013, pp. 211 – 237. DOI: 10.1007/978-94-007-4470-7_8.


5. Шабанов М. В., Маричев М. С. Накопление мышьяка в ортштейнах spolic technosols в районе крупного медеплавильного комбината Среднего Урала // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2024. – Т. 335. – № 6. – С. 123 – 134. DOI: 10.18799/24131830/2024/6/4357.

6. Plumlee G. S., Smith K. S., Ficklin W. H. Geoenvironmental models of mineral deposits, and geology-based mineral-environmental assessments of public lands / Open-File Report. 1994, vol. 1994 (94-203) US Geological Survey. DOI: 10.3133/ofr94203.

7. Wuana R. A., Okieimen F. E. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation // Ecology. 2011, vol. 2011, pp. 1 – 20. DOI: 10.5402/2011/402647.

8. Скопинцева О. В., Ганова С. Д., Бузин А. А., Федотова В. П. Мероприятия по борьбе с пылью при погрузке и транспортировании твердых полезных ископаемых // Горный журнал. – 2019. – № 12. – С. 76 – 79. DOI: 10.17580/gzh.2019.12.16.

9. Romero A., González I., Galán E. Soil pollution by mining activities in Andalusia (South Spain). The role of Mineralogy and Geochemistry in three case studies // Journal of Soils and Sediments. 2018, vol. 18, pp. 2231 – 2247. DOI: 10.1007/s11368-017-1898-7.

10. Соколов А. А., Мирошников А. С., Соколова Е. А. Алгоритмы управления устойчивостью системы «предприятие горно-металлургического комплекса – внешняя среда» // Горный журнал. – 2016. – № 12. – С. 83 – 86. DOI: 10.17580/gzh.2016.12.17.
11. 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.
12. Крупская Л., Куликова Е., Филатова М., Леоненко А. Оценка воздействия техногенной системы на воздушный бассейн с применением методов математической статистики // Экология и промышленность России. – 2023. – Т. 27. – № 8. – С. 50 – 57. DOI: 10.18412/1816-0395-2023-8-50-57.
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. 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.
15. 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.
16. 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 // Expo Health. 2023, vol. 15, pp. 395 – 408. DOI: 10.1007/s12403-022-00498-w.
17. 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.
18. Salbu B., Kreling T., Oughton D. H. Characterization of radioactive particles in the environment // Analyst. 1998, vol. 123, pp. 843 – 849.
19. Lasota J., Błońska E., Łyszczarz S., Tibbett M. Forest humus type governs heavy metal accumulation in specific organic matter fractions // Water, Air, & Soil Pollution. 2020, vol. 231, pp. 1 – 13. DOI: 10.1007/s11270-020-4450-0.
20. Smolders E., Mertens J. Cadmium / Heavy metals in soils: Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. Springer, Dordrecht, Netherlands. 2013, pp. 285 – 311.
21. Rudnic R. L., Gao S. Composition of the continental crust / Treatise on Geochemistry. Elsevier, Amsterdam, 2003, 64 p. DOI: 10.1016/B0-08-043751-6/03016-4.
22. Wagner B., Tammen A., Jung D. Determining the lithogeochemical background concentrations of 39 elements in Bavarian rocks // Environmental Earth Sciences. 2022, vol. 81, no. 207, pp. 1 – 16. DOI: 10.1007/s12665-022-10334-8.
23. Kaludjerovic-Radoicic T., Raicevic S. Aqueous Pb sorption by synthetic and natural apatite: Kinetics, equilibrium and thermodynamic studies // Chemical Engineering Journal. 2010, vol. 160, pp. 503 – 510. DOI: 10.1016/j.cej.2010.03.061.
24. Dumat C., Chiquet A., Goody D., Aubry E., Morin G., Juillot F., Benedetti M. F. Metal ion geochemistry in smelter impacted soils and soil solutions // Bulletin de la Societe Geologique de France. 2001, vol. 172, pp. 539 – 548. DOI: 10.2113/172.5.539.
25. Paszko T. Effect of interactions between Cu^{2+} , Ni^{2+} and Pb^{2+} , Cr^{3+} , Zn^{2+} , Co^{2+} or Cd^{2+} cations on their sorption and mobility in grey-brown podzolic soils // Polish Journal of Soil Science. 2001, vol. 34, no. 2, pp. 49 – 58.
26. Basta N. T., Tabatai M. A. Effect of cropping systems on adsorption of metals by soils: III. Competitive Adsorption // Soil Science. 1992, vol. 153, pp. 331 – 337. DOI: 10.1097/00010694-199204000-00010.
27. Veeresh H., Tripathy S., Chaudhuri D., Hart R. B., Powell A. M. Competitive adsorption behavior of selected heavy metals in three soil types of India amended with fly ash and sewage sludge // Environmental Geology. 2003, vol. 44, no. 3, pp. 363 – 370. DOI: 10.1007/s00254-003-0776-3. 

REFERENCES

1. Shabanov M. V., Marichev M. S., Nevidomskaya D. G., Minkina T. M. Acidic sulphate water influence on terricon soil pollution in the Karabash ore district. *Sustainable Development of Moun-*

- tain Territories*. 2023, vol. 15, no. 4, pp. 888–900. [In Russ] DOI: 10.21177/1998-4502-2023-15-4-888-900.
2. 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.
3. Nickolson F. A., Smith S. R., Alloway B. J., Carlton-Smith C., Chambers B. J. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Science of the Total Environment*. 2003, vol. 311, pp. 205–219. DOI: 10.1016/S0048-9697(03)00139-6.
4. de Vries W., Groenenberg J. E., Lofts S., Tipping E., Posch M. Critical loads of heavy metals for soils. *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. 2013, pp. 211–237. DOI: 10.1007/978-94-007-4470-7_8.
5. Shabanov M. V., Marichev M. S. Arsenic accumulation in spolic technosols in the area of a large copper smelting plant in the Middle Urals. *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering*. 2024, vol. 335, no. 6, pp. 123–134. [In Russ] DOI: 10.18799/24131830/2024/6/4357.
6. Plumlee G. S., Smith K. S., Ficklin W. H. *Geoenvironmental models of mineral deposits, and geology-based mineral-environmental assessments of public lands*. Open-File Report. 1994, vol. 1994 (94-203) US Geological Survey. DOI: 10.3133/ofr94203.
7. Wuana R. A., Okieimen F. E. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *Ecology*. 2011, vol. 2011, pp. 1–20. DOI: 10.5402/2011/402647.
8. Skopintseva O. V., Ganova S. D., Buzin A. A., Fedotova V. P. Measures to reduce dusting during loading and transportation of solid mineral resources. *Gornyi Zhurnal*. 2019, no. 12, pp. 76–79. [In Russ] DOI: 10.17580/gzh.2019.12.16.
9. Romero A., González I., Galán E. Soil pollution by mining activities in Andalusia (South Spain). The role of Mineralogy and Geochemistry in three case studies. *Journal of Soils and Sediments*. 2018, vol. 18, pp. 2231–2247. DOI: 10.1007/s11368-017-1898-7.
10. Sokolov A. A., Miroshnikov A. S., Sokolova E. A. Control algorithms for mining and metallurgical plant-ambient environment system stability. *Gornyi Zhurnal*. 2016, no. 12, pp. 83–86. [In Russ] DOI: 10.17580/gzh.2016.12.17.
11. 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 plan. *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.
12. Krupskaya L., Kulikova E., Filatova M., Leonenko A. A mathematical model for assessing the impact of a man-made system on an air basin. *Ecology and Industry of Russia*. 2023, vol. 27, no. 8, pp. 50–57. [In Russ] DOI: 10.18412/1816-0395-2023-8-50-57.
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. [In Russ] DOI: 10.18796/0041-5790-2022-3-76-80.
14. 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.
15. 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.
16. 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. *Expo Health*. 2023, vol. 15, pp. 395–408. DOI: 10.1007/s12403-022-00498-w.
17. 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.
18. Salbu B., Kreling T., Oughton D. H. Characterization of radioactive particles in the environment. *Analyst*. 1998, vol. 123, pp. 843–849.
19. Lasota J., Btońska E., Łyszczarz S., Tibbett M. Forest humus type governs heavy metal accumulation in specific organic matter fractions. *Water, Air, & Soil Pollution*. 2020, vol. 231, pp. 1–13. DOI: 10.1007/s11270-020-4450-0.

20. Smolders E., Mertens J. Cadmium. *Heavy metals in soils: Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability*. Springer, Dordrecht, Netherlands. 2013, pp. 283 – 311.
21. Rudnic R. L., Gao S. Composition of the continental crust. *Treatise on Geochemistry*. Elsevier, Amsterdam, 2003, 64 p. DOI: 10.1016/B0-08-043751-6/03016-4.
22. Wagner B., Tammen A., Jung D. Determining the lithochemical background concentrations of 39 elements in Bavarian rocks. *Environmental Earth Sciences*. 2022, vol. 81, no. 207, pp. 1 – 16. DOI: 10.1007/s12665-022-10334-8.
23. Kaludjerovic-Radoicic T., Raicevic S. Aqueous Pb sorption by synthetic and natural apatite: Kinetics, equilibrium and thermodynamic studies. *Chemical Engineering Journal*. 2010, vol. 160, pp. 503 – 510. DOI: 10.1016/j.cej.2010.03.061.
24. Dumat C., Chiquet A., Goody D., Aubry E., Morin G., Juillot F., Benedetti M. F. Metal ion geochemistry in smelter impacted soils and soil solutions. *Bulletin de la Societe Geologique de France*. 2001, vol. 172, pp. 539 – 548. DOI: 10.2113/172.5.539.
25. Paszko T. Effect of interactions between Cu^{2+} , Ni^{2+} and Pb^{2+} , Cr^{3+} , Zn^{2+} , Co^{2+} or Cd^{2+} cations on their sorption and mobility in grey-brown podzolic soils. *Polish Journal of Soil Science*. 2001, vol. 34, no. 2, pp. 49 – 58.
26. Basta N. T., Tabatai M. A. Effect of cropping systems on adsorption of metals by soils: III. Competitive Adsorption. *Soil Science*. 1992, vol. 153, pp. 331 – 337. DOI: 10.1097/00010694-199204000-00010.
27. Veeresh H., Tripathy S., Chaudhuri D., Hart R. B., Powell A. M. Competitive adsorption behavior of selected heavy metals in three soil types of India amended with fly ash and sewage sludge. *Environmental Geology*. 2003, vol. 44, no. 3, pp. 363 – 370. DOI: 10.1007/s00254-003-0776-3.

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,

Бурачевская Марина Викторовна — канд. биол. наук, зав. лабораторией,
Тульский государственный педагогический университет им. Л.Н. Толстого,
e-mail: marina.0911@mail.ru, Scopus Author ID: 55656700000,
ORCID ID: 0000-0002-0533-0418,

*Минкина Татьяна Михайловна*² — д-р биол. наук, профессор,
зав. кафедрой, e-mail: minkina@sfedu.ru, Scopus Author ID: 15063165400,
ORCID ID: 0000-0003-3022-0883,

*Бауэр Татьяна Владимировна*² — канд. биол. наук,
ведущий научный сотрудник, Академия биологии и биотехнологии
им. Д.И. Ивановского, e-mail: bauertatyana@mail.ru,
Scopus Author ID: 55928833000, ORCID ID: 0000-0002-6751-8686,

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. Burachevskaya, Cand. Sci. (Biol.), Head of Laboratory,
Tula State Lev Tolstoy Pedagogical University, 300026, Tula Russia,
e-mail: marina.0911@mail.ru, Scopus Author ID: 55656700000,
ORCID ID: 0000-0002-0533-0418,

*T.M. Minkina*², Dr. Sci. (Biol.), Professor, Head of Chair,
e-mail: minkina@sfnu.ru, Scopus Author ID: 15063165400,
ORCID ID: 0000-0003-3022-0883,

*T.V. Bauer*², Cand. Sci. (Biol.), Leading Researcher,
D.I. Ivanovsky Academy of Biology and Biotechnology,
e-mail: bauertatyana@mail.ru, Scopus Author ID: 55928833000,
ORCID ID: 0000-0002-6751-8686,

¹ Saint-Petersburg State Agrarian University, 196607, Pushkin, Russia,

² Southern Federal University, 344090, Rostov-on-Don, Russia.

Corresponding author: M.S. Marichev, e-mail: m.s.marichev@yandex.ru.

Получена редакцией 06.11.2024; получена после рецензии 10.12.2024; принята к печати 10.03.2025.

Received by the editors 06.11.2024; received after the review 10.12.2024; accepted for printing 10.03.2025.



ОТДЕЛЬНЫЕ СТАТЬИ ГОРНОГО ИНФОРМАЦИОННО-АНАЛИТИЧЕСКОГО БЮЛЛЕТЕНЯ
(СПЕЦИАЛЬНЫЙ ВЫПУСК)

**ПОСТРОЕНИЕ ЦИФРОВЫХ МОДЕЛЕЙ И КАРТ КРИВОЛИНЕЙНЫХ УЧАСТКОВ
ПЕРЕГОННЫХ ТОННЕЛЕЙ МЕТРОПОЛИТЕНА ДЛЯ ВЫЯВЛЕНИЯ ВИЗУАЛЬНЫХ
ДЕФЕКТОВ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ НЕЙРОННЫХ СЕТЕЙ**

(2024, № 12, СБ 23, 24 с.)

Парамонов Сергей Сергеевич – старший преподаватель, НИТУ МИСИС, e-mail: paramonov.ss@misis.ru,
ORCID ID: 0000-0002-0907-8184.

Наиболее распространенным видом дефектов являются протечки, в т.ч. мокрые пятна и выщелачивание. Применение современных подходов позволит повысить оперативность выявления и фиксации таких дефектов. Сбор пространственных данных, осуществляемый с использованием передвижной тоннельной фотостанции, позволяет сформировать необходимый объем цифровых фото- и видеоматериалов, на основе которых будут созданы цифровые модели и карты внутренней поверхности обделки перегонных тоннелей. Процедура формирования приемлемого уровня достоверности, объективности и надежности выявления визуальных дефектов обделки на цифровых картах перегонных тоннелей должна включать в себя использование нейронных сетей. Вышеописанные виды работ формируют методическое обеспечение построения цифровых карт перегонных тоннелей метрополитена для выявления визуальных дефектов с использованием нейронных сетей, использование которого повысит эксплуатационную устойчивость перегонных тоннелей метрополитена и обеспечит безопасность пассажирских перевозок.

Ключевые слова: цифровая карта тоннеля, цифровая модель тоннеля, перегонные тоннели метрополитена, сбор пространственных данных, панорамные фотоизображения, опорные знаки, техническое средство, криволинейные участки трассы метрополитена.

**CONSTRUCTION OF DIGITAL MODELS AND MAPS OF CURVILINEAR SECTIONS OF SUBWAY
TUNNELS TO DETECT VISUAL DEFECTS USING NEURAL NETWORKS**

S. S. Paramonov, Senior Lecturer, NUST MISIS, Moscow, Russia, 119049, e-mail: paramonov.ss@misis.ru,
ORCID ID: 0000-0002-0907-8184.

The most common type of defects are leaks, including wet spots and leaching. The use of modern and innovative approaches will improve the efficiency of detecting and fixing such defects. Spatial data collection, carried out using a mobile tunnel photo station, makes it possible to generate the necessary amount of digital photo and video materials, on the basis of which digital models and maps of the inner surface of the lining of the distillation tunnels will be created. In turn, the procedure for forming an acceptable level of reliability, objectivity and reliability of detecting visual defects in the lining on digital maps of distillation tunnels should include the use of neural networks. Together, the above-described types of work form the methodological support for building digital maps of subway tunnels to identify visual defects using neural networks, the use of which will increase the operational stability of subway tunnels and ensure the safety of passenger transportation.

Key words: Digital tunnel map, digital tunnel model, subway stage tunnels, spatial data collection, panoramic photographic images, support signs, technical means, curved sections of the subway route.