Трансформация экосистем
Ecosystem Transformation

ISSN 2619-0931 Online
www.ecosysttrans.com

DOI: https://doi.org/10.23859/estr-251120
EDN: https://elibrary.ru/cnvvig
УДК 504.05:550.47

Научная статья

Особенности миграции, трансформации и бионакопления ртути в техногенно трансформированных почвах г. Свирска

Б.А. Баенгуев*, Г.А. Белоголова, М.В. Пастухов, П.Г. Долгих, С.Н. Просекин

Институт геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН, 664033, Россия, г. Иркутск, ул. Фаворского, д. 1А

**baenguev@igc.irk.ru*

Аннотация. В работе рассмотрены процессы распределения и бионакопления, а также формы нахождения ртути в техногенно трансформированных почвах территории бывшего Ангарского металлургического завода (АМЗ) г. Свирска (Иркутская область, Россия) в 2019–2020 гг., спустя 5 лет после проведения рекультивационных мероприятий. Максимальные содержания ртути (до 15.7 мг/кг) зафиксированы в зоне влияния остатков отвалов, что значительно превышает значение ПДК (2.1 мг/кг), а также региональные фоновые значения (0.020 мг/кг). Основная часть ртути находится в виде органически связанной и прочносвязанной фракций, характеризующихся низкой подвижностью. Изучение системы «почва–растение» на примере пырея ползучего (*Elytrigia repens* L.) показало, что наибольшее накопление ртути наблюдается в корнях; таким образом, транслокация элемента в растениях ограничена. Несмотря на проведенную рекультивацию, остаточное загрязнение ртутью сохраняется в верхних горизонтах почв. Преобладание устойчивых форм Hg свидетельствует о низком риске ремобилизации элемента в современных условиях, однако для оценки долговременной экологической стабилизации требуется постоянный мониторинг состояния техноземов.

Ключевые слова: загрязнение почв, техноземы, биодоступность, последовательная экстракция, пырей ползучий

Финансирование. Исследование выполнено в рамках госзадания, тема № 0284-2026-0007.

Благодарности. Авторы выражают благодарность М.Ю. Хомутовой за редактирование английской версии текста.

ORCID:
Б.А. Баенгуев, https://orcid.org/0009-0004-1504-8995
Г.А. Белоголова, https://orcid.org/0000-0003-2929-6776
М.В. Пастухов, https://orcid.org/0000-0003-1078-7145

П.Г. Долгих, https://orcid.org/0009-0005-3143-5394
С.Н. Просекин, https://orcid.org/0000-0001-6047-3035

Для цитирования: Баенгуев, Б.А. и др., 2026. Особенности миграции, трансформации и бионакопления ртути в техногенно трансформированных почвах г. Свирска. *Трансформация экосистем* **9** (3), 62–78. https://doi.org/10.23859/estr-251120

Поступила в редакцию: 20.11.2025
Принята к печати: 19.01.2026
Опубликована онлайн: 22.08.2026

DOI: https://doi.org/10.23859/estr-251120
EDN: https://elibrary.ru/cnvvig
UDC 504.05:550.47

Article

Migration, transformation and bioaccumulation of mercury in technogenically transformed soils, Svirsk city, Irkutsk Region

B.A. Baenguev*, G.A. Belogolova, M.V. Pastukhov, P.G. Dolgikh, S.N. Prosekin

A.P. Vinogradov Institute of Geochemistry, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Favorsky St. 1A, Irkutsk, 664033 Russia

**baenguev@igc.irk.ru*

Abstract. This study focuses on distribution, bioaccumulation and speciation of mercury in technogenically transformed soils on the area of the former Angarsk Metallurgical Plant (AMP) located in Svirsk town, Irkutsk Region, Russia. The study was conducted in 2019–2020, 5 years later after the soil reclamation. The maximum Hg concentrations (up to 15.7 mg/kg), which significantly exceed maximum permissible concentrations, MPC (2.1 mg/kg) and regional background levels (0.020 mg/kg) are found in the soils around the waste dumps. Amongst the Hg fractions, mercury mainly occurs in organic and strongly-bound fractions, characterized by lower mobility. The study of the “soil-plant” system exemplified by the couch grass (*Elytrigia repens* L.) shows that Hg is mainly accumulated in roots, therefore the translocation of this element in plants is limited. Despite the performed soil reclamation, a residual mercury contamination is still observed in the upper soil horizons. The predominance of stable Hg fractions indicates a low risk for Hg remobilization under current environmental conditions, though continuous monitoring of Technosols is required for assessing a long-term ecological stability.

Keywords: soil contamination, Technosols, bioavailability, sequential extraction, couch grass

Funding. This study was funded by the governmental assignment in terms of Project no. 0284-2026-0007.

Acknowledgements: We are grateful to M.Yu. Khomutova for editing the English version of the text.

ORCID:
B.A. Baenguev, https://orcid.org/0009-0004-1504-8995
G.A. Belogolova, https://orcid.org/0000-0003-2929-6776
M.V. Pastukhov, https://orcid.org/0000-0003-1078-7145
P.G. Dolgikh, https://orcid.org/0009-0005-3143-5394
S.N. Prosekin, https://orcid.org/0000-0001-6047-3035

To cite this article: Baenguev, B.A. et al., 2026. Migration, transformation and bioaccumulation of mercury in technogenically transformed soils, Svirsk city, Irkutsk Region. *Ecosystem Transformation* **9** (3), 62–78. https://doi.org/10.23859/estr-251120

Received: 20.11.2025
Accepted: 19.01.2026
Published online: 22.08.2026

Введение

Развитие горнодобывающей и металлургической промышленностей сопровождается образованием значительных объемов отходов, которые могут представлять экологическую опасность из-за высокого содержания тяжелых металлов, в том числе ртути (Qiu et al., 2005). В процессе добычи и переработки руд ртуть может присутствовать как в первичных минералах (киноварь HgS), так и в виде примесей в сульфидных минералах (пирите FeS_2, сфалерите ZnS, галените PbS, халькопирите $CuFeS_2$ и др.). В результате техногенных процессов (измельчения руды, обжига, флотации и складирования отходов) ртуть попадает в окружающую среду, оказывая долговременное воздействие на экосистемы. Почва играет важную роль в биогеохимической циркуляции ртути, поскольку она накапливает этот элемент и является его источником для других компонентов окружающей среды.

Ртуть признана особо токсичным, стойким и подвижным загрязняющим веществом, так как она не разлагается в окружающей среде и обладает летучестью (Gworek et al., 2020). Кроме того, ртуть отличается чрезвычайно высокой химической и биологической активностью, а также изменчивостью форм. Даже при низких концентрациях ртуть оказывает токсичное воздействие на растения и животных (Gworek et al., 2020; Singh et al., 2020). В растениеводстве соединения ртути ранее использовались в качестве дезинфицирующих средств для семян и гербицидов, что дополнительно способствовало ее поступлению в почву (Gao et al., 2010). Фитотоксичность ртути обусловлена ее способностью вызывать окислительный стресс клеток, который влечет за собой повышение уровня перекисного окисления липидов, снижение активности цитоплазматических и мембранных белков, фотосинтетических пигментов, потерю тургора и изменение дыхания растительных организмов. Это приводит к угнетению жизнедеятельности, роста и развития растений (Azevedo and Rodriguez, 2012; Khan and Chaudhry, 2006).

Особый интерес представляет поведение ртути в техноземах, формирующихся в зонах интенсивного техногенного воздействия. Эти почвы отличаются измененным химическим составом, структурой и физико-химическими свойствами. В техноземах ртуть может находиться в различных формах: нерастворимых веществах, подвижных ионах, органических комплексах и летучих соединениях. Геохимическое поведение ртути обусловлено рядом почвенных характеристик: содержанием органического вещества, значениями pH, микробиологической активностью и гидрологическими условиями (Biester et al., 2002).

Изучение процессов миграции и трансформации ртути в техноземах имеет важное значение для оценки устойчивости экосистем и экологической безопасности территорий, подвергшихся техногенному воздействию. Особенно актуальны такие исследования для территорий с длительной историей промышленного загрязнения, к числу которых относится город Свирск Иркутской области – зона многолетнего техногенного воздействия Ангарского металлургического завода (АМЗ).

Целью данной работы являлось выявление закономерностей распределения, миграции и трансформации соединений ртути в системе «почва–растение» после рекультивации промплощадки бывшего АМЗ г. Свирска.

Материалы и методы

Город Свирск находится на левом берегу реки Ангары, в пределах Иркутско-Черемховской равнины (Южное Прибайкалье, Россия) (Рис. 1**A**). Данная территория относится к южной части Сибирской платформы, в геологическом строении которой преобладают нижнекембрийские карбонатные породы, перекрытые аллювиальными и элювиальными отложениями. Рельеф района представлен полого-холмистыми формами поверхности, сложенными древнеаллювиальными четвертичными отложениями, перекрытыми суглинками и глинами с карбонатными включениями. Глинистые слои характеризуются низкой водопроницаемостью, что способствует формированию естественных геохимических барьеров, ограничивающих миграцию ртути и других тяжелых металлов в глубинные слои (Шенькман, 2016).

Исторически территория г. Свирска испытывала значительное техногенное воздействие вследствие деятельности АМЗ, функционировавшего до 1949 г. Завод специализировался на производстве соединений мышьяка в целях оборонной промышленности, используя руды с высоким содержанием арсенопирита и сопутствующих сульфидных минералов. После прекращения деятельности предприятия и длительного периода заброшенности промышленная площадка и прилегающие территории были подвергнуты рекультивации в 2009–2014 гг. (Богданов и др., 2014). Основные мероприятия на территории строений бывшего АМЗ и вблизи него включали выемку и вывоз загрязненных грунтов, известкование и внесение условно плодородного слоя (Богданов и др., 2014). Несмотря на принятые меры, на этой территории сохраняются повышенные содержания мышьяка и тяжелых металлов (Баенгуев и др., 2022; Качор и др., 2024; Belogolova et al., 2025).

В 2019–2020 гг. были проведены эколого-геохимические исследования на территории промышленной площадки АМЗ и на прилегающих участках (Рис. 1**B**). Изученные почвы представляют собой техноземы (Technosols) в соответствии с Всемирной справочной базой данных по почвенным ресурсам (IUSS Working Group WRB, 2015); согласно «Классификации и диагностики почв России» (Шишов и др., 2004), они относятся к хемоземам. Для оценки пространственного распределения ртути в поверхностном слое почвы было отобрано 70 образцов почвогрунтов с глубины 0–20 см. На основе различий в физико-химических свойствах и уровне техногенного воздействия условно выделено 3 участка: участок 1 – зона влияния бывших мышьяковых отвалов; участок 2 – зона бывших промышленных сооружений завода; участок 3 – прилегающая к основной зоне загрязнения область. Для изучения вертикальной миграции ртути были заложены два

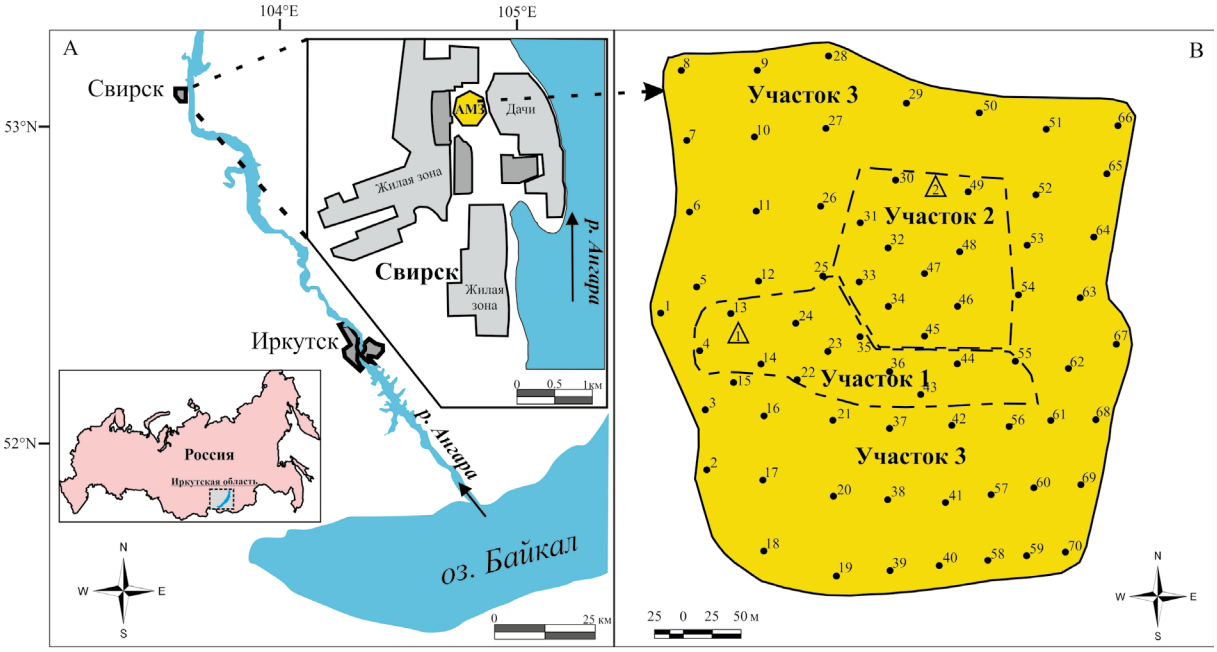

Рис. 1. Карта района исследования (**A**) и расположение точек отбора проб техноземов (**B**). Обозначения участков: 1 – основная зона загрязнения, 2 – бывшая территория зданий завода, 3 – территория, расположенная за пределами участков 1, 2. Треугольниками на рисунке обозначены почвенные разрезы.

почвенных разреза глубиной до 70 см. Первый разрез (N 53°05'44.2" E 103°20'18.8") расположен в пределах участка 1, второй (N 53°05'49.3" E 103°20'27.2") – на участке 2. Географические координаты точек отбора фиксировались с использованием GPS-приемников (GARMIN Montana 650t, Garmin Ltd., Тайвань), что позволило построить геохимические карты загрязнения (Рис. 1**B**).

На исследуемой территории распространен пырей ползучий *Elytrigia repens* (L.) Nevski. Этот вид был выбран для оценки биодоступности ртути, поскольку он преобладает в местном фитоценозе и характеризуется устойчивостью к высоким содержаниям тяжелых металлов в почве (Казнина и др., 2016; Лайдинен и др., 2018). Ранее было показано, что *E. repens* способен накапливать значительные количества тяжелых металлов в корневой системе (Chaplygin et al., 2022; Shtangeeva, 2021; Štofejová et al., 2021; Yun et al., 2018). Растения были отобраны в количестве 45 проб. Затем они были высушены до воздушно-сухого состояния при комнатной температуре и поделены на надземную часть (30 проб) и корни (15 проб). Корневая часть растений перед высушиванием предварительно очищалась под проточной водой.

Химические анализы проводились на научном оборудовании сертифицированного аналитического центра коллективного пользования «Изотопно-геохимические исследования» Института геохимии СО РАН. Образцы почв были предварительно просеяны через сито с ячейками 2 мм.

В образцах почвы участка 1, характеризовавшихся наиболее высокими содержаниями Hg, изучены формы нахождения ртути методом последовательной химической экстракции по схеме N.S. Bloom et al. (2003). Было получено 5 фракций:

1 – водорастворимая (образец обрабатывался дистиллированной водой);

2 – кислоторастворимая (остаток от предыдущей фракции обрабатывался 0.1 М раствором CH_3COOH и 0.01 М HCl);

3 – органическая (остаток от фракции 2 обрабатывался 1 М NaOH);

4 – прочносвязанная в кристаллической решетке минералов (остаток фракции 3 обрабатывался 12 М HNO_3);

5 – сульфидная, или остаточная (остаток фракции 4 обрабатывался царской водкой).

Осадок из каждой фракции высушивался на воздухе, затем обрабатывался реагентом для получения следующей фракции. Общие содержания ртути в почвах и растениях, а также в почвенных вытяжках измеряли атомно-абсорбционным методом на спектрометре РА-915+ с приставкой РП-91 (Люмэкс, Россия). В качестве контроля химического анализа использовались стандартные образцы: СЧТ-3 (типичная черноземная почва), СДС-2 (песчано-суглинистая дерново-подзолистая почва).

Органическое вещество ($C_{орг}$) почвы анализировали по методике Тюрина согласно ГОСТ 26213-2021[1]. Значения pH определяли в почвенной суспензии (соотношение почва: вода 1:5) с помощью потенциометрии.

Интенсивность накопления ртути растениями оценивалась при помощи расчетов коэффициентов биологического накопления для надземной биомассы ($КБН_н$) и корней ($КБН_к$) исследуемых растений, а также транслокационного индекса (ТИ) по следующим формулам (Prok et al., 2021):

$$КБН_н = \frac{C_н}{C_п};$$

$$КБН_к = \frac{C_к}{C_п};$$

$$ТИ = \frac{C_н}{C_к},$$

где $C_н$ и $C_к$ – содержание ртути в надземной биомассе и корнях растений (на сухой вес) соответственно; $C_п$ – содержание ртути в почве.

Статистическая обработка данных выполнена с помощью программного обеспечения PASW Statistics 10.0. Построение карт распределения концентраций Hg в почве и растениях проведено на основе программного средства Golden Software Surfer.

1 ГОСТ 26213-2021, 2021. Почвы. Методы определения органического вещества.

Результаты и обсуждение

По литературным данным, фоновое содержание ртути в почве варьируется в пределах от 0.03 до 0.1 мг/кг при среднем значении 0.06 мг/кг (Li and Jia, 2018; Wang et al., 2012). Максимальные концентрации ртути в исследуемых почвах достигали 15.7 мг/кг в зоне влияния бывших отвалов (участок 1). Среднее содержание по данному участку составило 2.61 мг/кг, что превышае значение ПДК для почв (2.1 мг/кг) согласно СанПиН 1.2.3685-21[2], а также региональный геохимический фон, равный 0.02 (Гребенщикова и др., 2008). На участках 2 и 3 средние концентрации Hg значительно ниже и составляют 0.3 и 0.2 мг/кг соответственно (Табл. 1).

Пространственное распределение концентраций ртути (Рис. 2) показывает, что основная зона загрязнения связана с остатком отвала и зоной его влияния после проведенной рекультивации. На участке 2 вследствие рекультивационных мероприятий содержание Hg значительно ниже, чем на других участках; его среднее значение не превышает фонового уровня для данного региона.

Для понимания механизмов накопления и потенциальных путей переноса ртути рассмотрен характер миграции и изменение концентраций ртути по профилю почв, а также определены основные зоны аккумуляции. Результаты исследования разреза 1 (участок 1) показали, что максимальные значения (до 11.9 мг/кг) приурочены к поверхностному гумусовому слою (0–10 см), где также наблюдается повышенное содержание органического вещества ($C_{орг}$ = 6.47%) (Табл. 2).

Табл. 1. Концентрации Hg в почве бывшего АМЗ г. Свирска, мг/кг.; n – величина выборки, min и max – минимальные и максимальные значения, M – среднее значение, σ – стандартное отклонение, Me – медиана, D – дисперсия выборки.

№ участка	n	min	max	M	σ	Me	D
1	18	0.04	15.7	2.61	4.52	0.72	20.4
2	15	0.04	2.96	0.31	0.80	0.05	0.65
3	37	0.04	0.66	0.20	0.18	0.17	0.03

Табл. 2. Распределение концентраций Hg (мг/кг), $C_{орг}$ (%) и pH в почвенных разрезах.

Параметр	Глубина, см						
	0–10	10–20	20–30	30–40	40–50	50–60	60–70
	1 разрез (участок 1)						
Hg	11.9	0.04	0.03	0.04	0.03	0.02	0.07
$C_{орг}$	6.47	4.02	3.02	1.52	1.42	0.89	0.71
pH	3.0	3.1	3.5	6.8	7.7	7.9	8.0
	2 разрез (участок 2)						
Hg	0.04	0.03	0.04	0.04	0.03	0.03	0.05
$C_{орг}$	4.74	4.13	2.89	2.31	1.09	0.83	0.61
pH	3.8	3.8	4.1	7.4	7.9	8.1	8.1

[2] СанПиН 1.2.3685-21, 2021. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания.

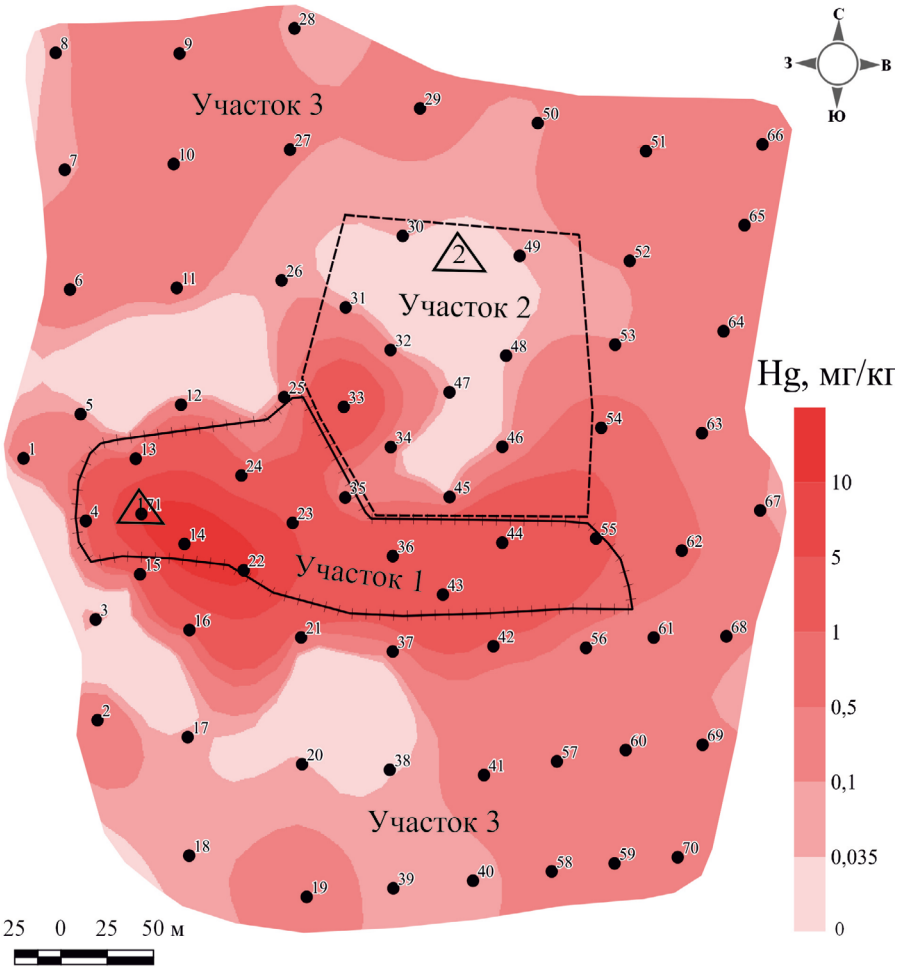

Рис. 2. Картосхема распределения концентраций Hg в почве, мг/кг. Обозначения как на Рис. 1.

С глубиной концентрация ртути резко снижается, что указывает на слабую миграционную способность элемента и его фиксацию в верхнем горизонте. Это соответствует данным о склонности ртути к прочному связыванию с органическим веществом и мелкодисперсными компонентами верхнего слоя почвы. Подобная закономерность также согласуется с результатами других исследователей (Butakov et al., 2017).

Изменение pH по почвенному профилю участка 1 также влияет на поведение ртути. В верхних горизонтах техногенных почв pH имеет низкие значения (3.0–3.5), что характерно для зон окисления сульфидной минерализации, распространенной на участке 1 (Табл. 2). Такая кислотность может способствовать высвобождению отдельных ионов из вторичных минералов, однако высокая доля органического вещества компенсирует данный эффект, фиксируя ртуть в виде устойчивых органических комплексов. С глубины 30–40 см наблюдается резкий переход в нейтрально-щелочную среду (pH 6.8–8.0), что дополнительно способствует преобладанию нерастворимых форм Hg и минимальной миграции элемента вглубь почвенного профиля.

Содержание ртути в почвенном разрезе 2 (участок 2) достаточно стабильно и варьируется лишь в пределах 0.03–0.05 мг/кг. В отличие от участка 1, низкие значения pH (3.8–4.1) в верхних слоях участка 2 не сопровождаются повышенным уровнем Hg в связи с проведенной здесь рекультивацией. Отсутствие выраженной вертикальной дифференциации указывает на слабую миграционную подвижность Hg в данных условиях.

Известно, что для понимания биогеохимического цикла ртути недостаточно определения валовых содержаний этого металла, так как оно не дает информации о реакционной способности, биодоступности и токсичности ртути в почве (Issaro et al., 2009). Предпринятое нами последовательное фракционирование соединений Hg показало, что наибольшая доля ртути приходится на

органическую и прочносвязанную фракции, в то время как водорастворимая и кислоторастворимая фракции представлены минимально (Рис. 3). Это свидетельствует о низкой подвижности и ограниченной биодоступности ртути в исследуемых почвах.

Основным источником Hg в пределах участка 1, вероятно, является киноварь (HgS) – минеральная форма, обладающая устойчивостью в зоне окисления (Kim et al., 2004; Wang et., 2011). Это согласуется с данными для загрязненных почв в районах бывших хлорщелочных производств и металлургических предприятий (Biester et al., 2002; Gordeeva et al., 2017). Таким образом, ртуть в почве участка 1 (очаг загрязнения) исследуемой территории находится преимущественно в форме труднорастворимых соединений, что снижает вероятность ее дальнейшей миграции и поступления в биообъекты. На участках 2 и 3 ртуть может находиться в более подвижных формах, подобно мышьяку и свинцу, изученным нами ранее (Баенгуев и др., 2022; Belogolova et al., 2025).

Незначительная доля кислоторастворимой фракции ртути указывает на отсутствие существенных концентраций Hg, связанных с карбонатами и другими легкорастворимыми вторичными минералами. Это свидетельствует о том, что поступившая в почву ртуть прошла стадию длительной техногенной трансформации, в ходе которой элемент преимущественно фиксировался в виде более устойчивых соединений: сульфидов, прочносвязанных минеральных форм,- а также в составе органоминеральных комплексов. Такой тип закрепления характерен для территорий с длительным техногенным загрязнением, где подвижные формы ртути постепенно переходят в прочносвязанные и остаточные формы (Wang et al., 2012).

Формирование водорастворимой фракции ртути в условиях длительного атмосферного воздействия объяснимо с позиций гипергенеза сульфидного материала. При окислении арсенопирита (FeAsS), пирита (FeS_2) и других сульфидов, характерных для отходов мышьякового производства, происходит разрушение первичных минералов и высвобождение связанных с ними элементов, включая ртуть, которая могла находиться в виде примесей в сульфидных минералах. Реакции гипергенеза сопровождаются образованием кислых сульфатных растворов и подвижных форм металлов, что касается и ртути, которая переходит в более подвижные и растворимые комплексы,

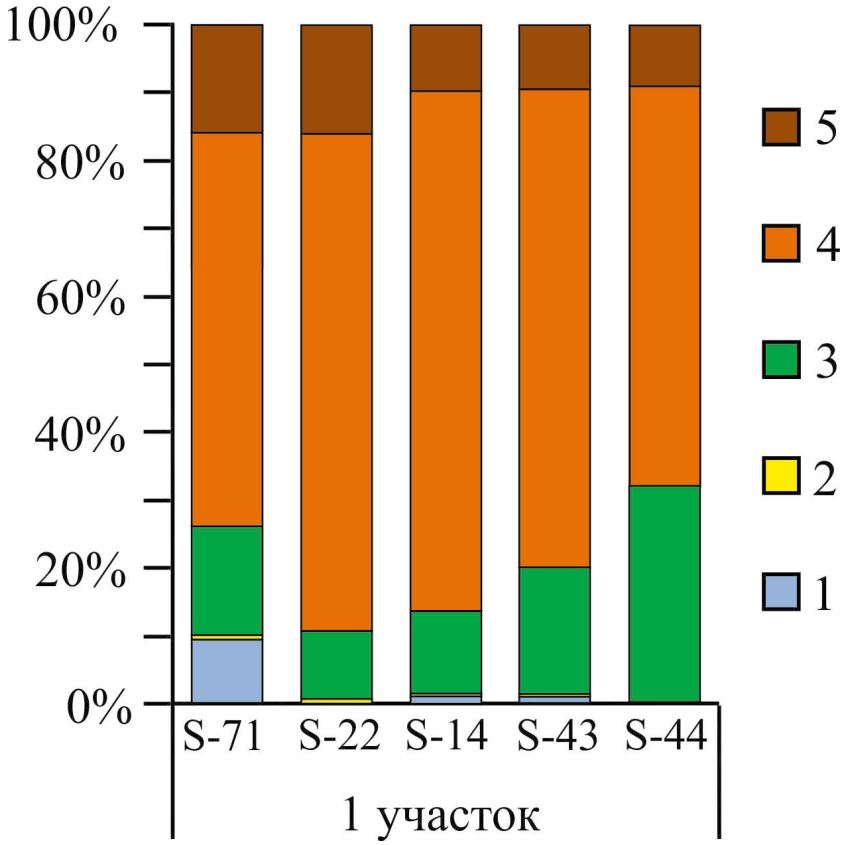

Рис. 3. Распределение концентраций Hg по фракциям (%) на территории участка 1. Фракции: 1 – водорастворимая, 2 – кислоторастворимая, 3 – органическая, 4 – прочносвязанные соединения, 5 – твердый остаток.

часто с участием хлорид- и сульфат-ионов в зонах окисления. Однако локальная насыщенность кислородом, периодическое увлажнение и дренажные эффекты могут не успевать стабилизировать весь объем высвобождаемой ртути, поэтому в отдельных точках может обнаруживаться водорастворимая фракция (Рис. 3).

Сравнение наших результатов с данными для зоны хранилища шламов «Усольехимпром», находящегося в 50 км от г. Свирска (Gordeeva and Pastukhov, 2023), показывает, что в обоих исследованиях доминируют органически-связанные и прочносвязанные фракции Hg. Таким образом, дополнительно подтверждено, что в условиях сильного техногенного загрязнения ртуть имеет тенденцию к стабилизации в малоподвижных формах.

Для полной оценки биологической доступности и потенциального включения ртути в трофические цепи необходимо рассматривать также и растительный компонент. Анализ содержания тяжелых металлов, в том числе ртути, в растительных тканях позволяет определить, насколько выявленные почвенные накопления реализуются в биологической системе и участвуют в экологических процессах. Во многих исследованиях отмечается важная роль наземных растений в биогеохимическом цикле ртути (Fantozzi et al., 2013; Mazur et al., 2014). Фоновые содержания ртути в травянистых растениях по данным A. Kabata-Pendias (2011) составляют 0.001–0.1 мг/кг. В образцах растений *Elytrigia repens*, собранных на территории нашего исследования, концентрации Hg составляли 0.008–0.054 мг/кг в надземной биомассе и 0.012–0.093 мг/кг в корнях растений (Табл. 3). Максимальные содержания отмечены на участке 1 (зона остатка отвала), где наблюдалось также максимальное загрязнение почв (Рис. 4).

Критические уровни ртути для большинства растений составляют от 1 до 8 мг/кг (Kabata-Pendias and Szteke, 2015); таким образом, выявленные значения не превышают токсических пределов. Повышенные содержания Hg в корневой системе *E. repens* могут быть обусловлены как поглощением биодоступных форм элемента, так и сорбцией ртути на поверхности корней и удержанием почвенных агрегатов.

Показатели коэффициентов бионакопления (КБН) и транслокационных индексов (ТИ) позволили оценить характер перемещения Hg в системе «почва–растение» (Табл. 4). Полученные нами данные совпадают с закономерностями, установленными в более ранних работах: основное накопление Hg происходит в корнях (Schwesig and Krebs, 2003; Windham-Myers et al., 2014), которые выступают в роли естественных барьеров (Patra and Sharma, 2000; Zare et al., 2020).

Наибольшие значения КБН отмечаются на участке 2 (0.631), где содержание ртути в почве относительно низкое. Транслокационные индексы (ТИ) для растений участков 2 и 3 превышают значения для участка 1 почти в 2 раза, что, возможно, связано с более выраженными барьерными механизмами у растений. В ответ на высокие концентрации ртути в почве растения могут усиливать селективность корней и ограничивать проникновение ртути в клеточные структуры (Gworek et al., 2020).

Рассчитанные нами КБН показали, что основное накопление потенциально токсичных элементов наблюдается в корневой части *Elytrigia repens.* Повышенные значения индексов КБН и ТИ отмечены на территории участка 2; вероятно, это связано с низкими концентрациями ртути в почве и более подвижными формами их нахождения на этом участке. Наши данные согласуются с результатами O.N. Gordeeva et al. (2017) для Южного Прибайкалья, где коэффициенты накопления ртути в корнях превышали значения для надземной биомассы почти в 2–3 раза. Это подтверждает общую закономерность накопления ртути преимущественно в корневой системе травянистых растений и ее ограниченную транслокацию в надземную часть, что связано как с формами ртути в почве, так и с физиологическими барьерами транспорта элементов у растений (Yuan et al., 2022)

Табл. 3. Концентрации Hg (мг/кг сухого веса) в надземной части / корнях пырея ползучего *Elytrigia repens.*

№ участка	Количество проб	Минимум	Максимум	Среднее значение
1	11 / 5	0.008 / 0.027	0.054 / 0.093	0.017 / 0.066
2	6 / 6	0.008 / 0.012	0.012 / 0.052	0.009 / 0.030
3	13 / 4	0.007 / 0.013	0.015 / 0.05	0.010 / 0.028

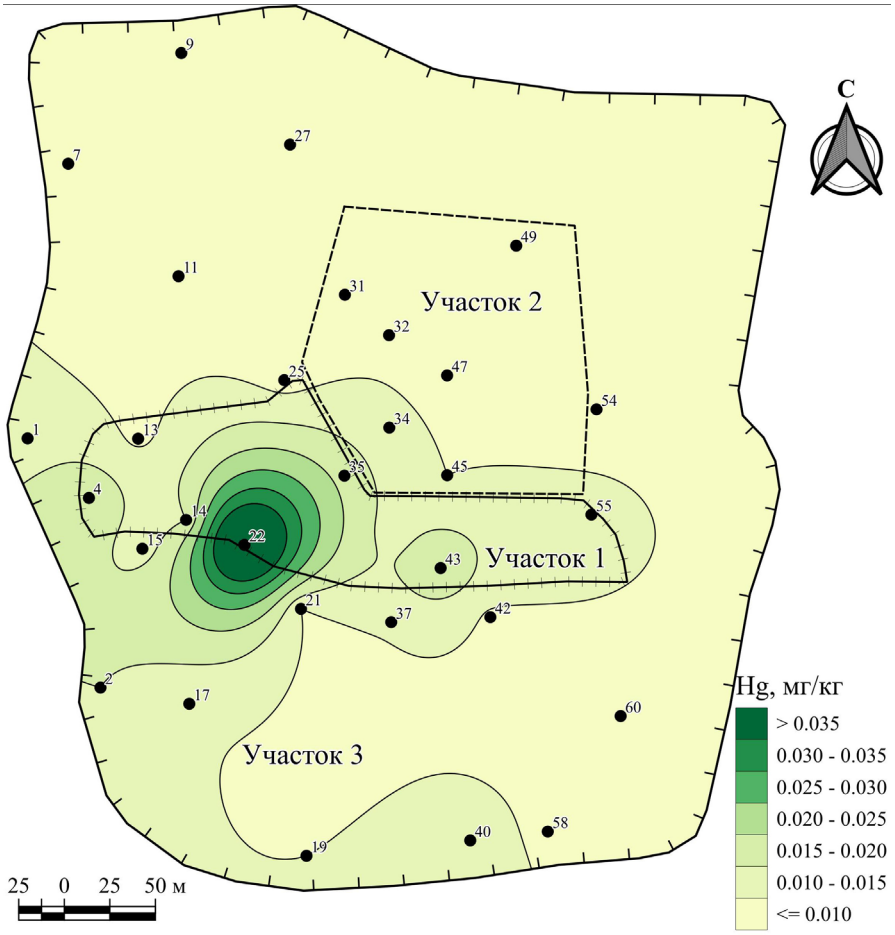

Рис. 4. Концентрации Hg (мг/кг сухого веса) в надземной части пырея ползучего *Elytrigia repens*.

Заключение

Проведенное исследование позволило выявить особенности форм нахождения, распределения и бионакопления ртути в техногенно трансформированных почвах (техноземах) г. Свирска после рекультивации территории бывшего Ангарского металлургического завода. Установлено, что наибольшее содержание ртути наблюдается в зоне влияния бывшего мышьякового отвала, где концентрации ртути достигают 15.7 мг/кг, что превышает значение ПДК более чем в 7 раз и существенно выше регионального геохимического фона. Основная часть ртути находится в органически связанной и прочносвязанной фракциях, что обуславливает ее относительно низкую миграционную способность и ограниченную биодоступность. В растениях *Elytrigia repens* основное накопление ртути происходит в корнях при низких коэффициентах транслокации в надземную часть растения, что указывает на барьерную функцию корневой системы. Сравнение трех участков продемонстрировало, что степень биодоступности ртути может зависеть не только от валового содержания металла, но и от формы его нахождения.

Полученные данные свидетельствуют о том, что миграционная активность ртути снижена, при этом в верхних горизонтах почв сохраняется остаточное загрязнеие. Преобладание устойчивых форм ртути снижает риск ее ремобилизации в текущих условиях, но при изменении гидрологического или кислотно-щелочного режима возможно повторное вовлечение элемента в биогеохимический цикл.

В перспективе необходимо продолжить долговременный экологический мониторинг состояния техноземов, провести оценку участия микробиоты в трансформации ртути, а также разработать фиторемедиационные подходы с использованием устойчивых видов растений для стабилизации ртути в почвах загрязненных территорий.

Табл. 4. Распределение содержания Hg в растениях *E. repens* и почве, а также и оценочные индексы. $С_н$ – содержание в надземной биомассе, $С_к$ – в корнях, $С_п$ – в почве (мг/кг сухого веса); $КБН_н$ – коэффициент накопления в надземной части, $КБН_к$ – коэффициент накопления в корнях, ТИ – транслокационный индекс.

№ пробы	$С_н$	$С_к$	$С_п$	$КБН_н$	$КБН_к$	ТИ
			1 участок			
36	0.013	0.093	2.18	0.006	0.043	0.14
37	0.011	0.027	0.168	0.065	0.161	0.407
42	0.009	0.056	0.702	0.013	0.08	0.161
43	0.02	0.086	3.4	0.006	0.025	0.233
55	0.012	0.07	1.17	0.01	0.06	0.171
Среднее	0.013	0.066	1.524	0.02	0.074	0.222
			2 участок			
31	0.008	0.042	0.041	0.195	1.024	0.19
32	0.009	0.031	0.038	0.237	0.816	0.29
34	0.012	0.026	0.117	0.103	0.222	0.462
45	0.01	0.052	0.048	0.208	1.083	0.192
47	0.008	0.015	0.045	0.178	0.333	0.533
49	0.009	0.012	0.039	0.231	0.308	0.75
Среднее	0.009	0.03	0.055	0.192	0.631	0.403
			3 участок			
40	0.012	0.029	0.051	0.235	0.569	0.414
54	0.007	0.013	0.875	0.008	0.015	0.538
58	0.009	0.021	0.186	0.048	0.113	0.429
60	0.008	0.05	0.178	0.045	0.281	0.16
Среднее	0.009	0.028	0.323	0.084	0.244	0.385

Список литературы

Баенгуев, Б.А., Белоголова, Г.А., Чупарина, Е.В., Просекин, С.Н., Долгих, П.Г., Пастухов, М.В., 2022. Распределение содержания свинца и формы его соединений в техногенной почве г. Свирска (Южное Прибайкалье). *Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов* **333** (8), 205–214. https://doi.org/10.18799/24131830/2022/8/3670

Богданов, А.В., Качор, О.Л., Федотов, К.В., Чайка, Н.В., 2014. Ликвидация последствий деятельности мышьякового производства горно-перерабатывающей промышленности. *Экология и промышленность России* **5**, 31–35. https://doi.org/10.18412/1816-0395-2014-5-31-35

Гребенщикова, В.И., Лустенберг, Э.Е., Китаев, Н.А., Ломоносов, И.С., 2008. Геохимия окружающей среды Прибайкалья (Байкальский геоэкологический полигон). Гео, Новосибирск, Россия, 234 с.

Казнина, Н.М., Батова, Ю.В., Титов, А.Ф., Лайдинен, Г.Ф., 2016. Роль отдельных компонентов антиоксидантной системф к адаптации растений *Elytrigia rapens* (L.) Nevski к кадмию. *Труды Карельского научного центра РАН* **11**, 17–26. https://doi.org/10.17076/eb365

Качор, О.Л., Трусова, В.В., Гантимурова, С.А., Горячев, И.Н., Икрамов, З.Л., Паршин, А.В., 2024. Территория бывшей промплощадки Ангарского металлургического завода (г. Свирск) 10 лет спустя: современное геохимическое состояние и анализ межгодовых изменений по данным дистанционного зондирования Земли. *Науки о Земле и недропользование* **47** (1), 66–89. https://doi.org/10.21285/2686-9993-2024-47-1-66-89

Лайдинен, Г.Ф., Казнина, Н.М., Батова, Ю.В., Титов, А.Ф., 2018. Устойчивость *Phleum pretense* и *Elytrigia repens* к высоким концентрациям цинка. *Известия РАН. Серия Биологическая* **5**, 512–518. https://doi.org/10.1134/S0002332918050119

Шишов, Л.Л., Тонконогов, В.Д., Лебедева, И.И., Герасимова, М.И., 2004. Классификация и диагностика почв России. Ойкумена, Смоленск, Россия, 342 с.

Шенькман, Б.М., 2016. Свирский отвал арсенопиритового концентрата и его влияние на водные объекты. *Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология* **2**, 121–132.

Azevedo, R., Rodriguez, E., 2012. Phytotoxicity of mercury in plants: a review. *Journal of Botany*, 1–6. https://doi.org/10.1155/2012/848614

Belogolova, G.A., Baenguev, B.A., Chuparina, E.V., Pastukhov, M.V., Prosekin, S.N., Sokolnikova, Y.V., 2025. The mechanism of arsenic behaviour in the soil-plant system and its interaction with biogenic macroelements of plants under conditions of toxic stress. *Chemistry and Ecology* **41** (2), 173–193. https://doi.org/10.1080/02757540.2024.2416654

Biester, H., Müller, G., Schöler, H.F., 2002. Binding and mobility of mercury in soils contaminates by emissions from chlor-alkali plants. *Science of the Total Environment* **284** (1–3), 191–203. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00885-3

Bloom, N.S., Preus, E., Katon, J., Hiltner, M., 2003. Selective extractions to assess the biogeochemically relevant fractionation of inorganic mercury in sediments and soils. *Analitica Chimica Acta* **479** (2), 233–248. https://doi.org/10.1016/S0003-2670(02)01550-7

Butakov, E.V., Kuznetsov, P.V., Kholodova, M.S., Grebenshchikova, V.I., 2017. Mercury in soils of the Agro-Industrial zone of Zima city (Irkutsk oblast). *Eurasian Soil Science* **11**, 1401–1408. https://doi.org/10.1134/S1064229317110035

Chaplygin, V., Minkina, T., Mandzhieva, S., Nevidomskaya, D., Chernikova, N., Sherstnev, A., 2022. The influence of Zn and Cd accumulation on the growth and development of medicinal plants in

the impact zone of the Novocherkassk power station. *KnE Life Sciences* **7** (1), 41–47. https://doi.org/10.18502/kls.v7i1.10104

Fantozzi, L., Ferrara, R., Dini, F., Tamburello, L., Pirrone, N., Sprovieri, F., 2013. Study on the reduction of atmospheric mercury emissions from mine waste enriched soils through native grass cover in the Mt. Amiata region of Italy. *Environmental Research* **125**, 69–74. https://doi.org/10.1016/j.envres.2013.02.004

Gao, S., Ou-yang, C., Tang, L., Zhu, J.Q., Xu, Y., Wang, S.H., Chen, F., 2010. Growth and antioxidant responses in *Jatropha curcas* seedling exposed to mercury toxicity. *Journal of Hazardous Materials* **182** (1–3), 591–597. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.073

Gordeeva, O., Pastukhov, M., 2023. Forms of mercury in soils and its accumulation by herbs in the zone of influence of the sludge storage of a chlor-alkali plant (Southern Baikal region). *E3S Web of Conferences : III International Conference on Geotechnology, Mining and Rational Use of Natural Resources (GEOTECH-2023)* **417**, 02013. https://doi.org/10.1051/e3sconf/202341702013

Gordeeva, O.N., Belogolova, G.A., Pastukhov, M.V., 2017. Mercury speciation and mobility in soils of industrial areas in the Baikal region, Southern Siberia, Russia. *Environmental Earth Science* **76**, 558. https://doi.org/10.1007/s12665-017-6882-4

Gworek, B., Dmuchowski, W., Baczewska-Dabrowska, A.H., 2020. Mercury in the terrestrial environment: a review. *Environmental Sciences Europe* **32**, 128. https://doi.org/10.1186/s12302-020-00401-x

IUSS Working Group WRB, 2015. World reference base of soil resources 2014, update 2015 international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports no. 106. FAO, Rome, Italy.

Issaro, N., Abi-Ghanem, C., Bermond, A., 2009. Fractionation studies of mercury in soils and sediments: a review of the chemical reagents used for mercury extraction. *Analitica Chimica Acta* **631** (1), 1–12. https://doi.org/10.1016/j.aca.2008.10.020

Kabata-Pendias, A., 2011. Trace elements in soil and plants. 4th edition. CRC Press, New York, USA, 548 p.

Kabata-Pendias, A., Szteke, B., 2015. Trace elements in abiotic and biotic environments. 1st edition. CRC Press, New York, USA, 468 p.

Khan, A.S., Chaudhry, N.Y., 2006. Peroxidase activity in some cucurbits under the stress of mercury and lead. *Journal of Food, Agriculture and Environment* **4** (2), 274–276.

Kim, C.S., Rytuba, J.J., Brown, G.E. Jr., 2004. Geological and anthropogenic factors influencing mercury speciation in mine wastes: an EXAFS spectroscopy study. *Applied Geochemistry* **19** (3), 379–393. https://doi.org/10.1016/S0883-2927(03)00147-1

Li, S., Jia, Z., 2018. Heavy metals in soils from a representative rapidly developing megacity (SW China): levels, source identification and apportionment. *CATENA* **163**, 414–423. https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.12.035

Mazur, M., Mitchell, C.P.J., Eckley, C.S., Eggert, S.L., Kolka, R.K., Sebestyen, S.D., Swain E.B., 2014. Gaseous mercury fluxes from forest soils in response to forest harvesting intensity: a field manipulation experiment. *Science of the Total Environment* **496**, 678–687. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.058

Patra, M., Sharma, A., 2000. Mercury toxicity in plants. *Botanical Review* **66**, 379–422. https://doi.org/10.1007/BF02868923

Prok, K., Bulak, P., Kaczor, M., Bieganowski, A., 2021. A new approach quantifying bioaccumulation of elements in biological processes. *Biology* **10** (4), 345. https://doi.org/10.3390/biology10040345

Qiu, G., Feng, X., Wang, S., Shang, L., 2005. Mercury and methylmercury in riparian soil, sediments, mine-waste calcines, and moss from abandoned Hg mines in east Guizhou province, southwestern China. *Applied Geochemistry* **20**, 627–638. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2004.09.006

Schwesig, D., Krebs, O., 2003. The role of ground vegetation in the uptake of mercury and methylmercury in a forest ecosystem. *Plant and Soil* **253**, 445–455. https://doi.org/10.1023/A:1024891014028

Shtangeeva, I., 2021. About plant species potentially promising for phytoextraction of large amounts of toxic trace elements. *Environmental Geochemistry and Health* **43**, 1689–1701. https://doi.org/10.1007/s10653-020-00633-z

Singh, H., Kumar, D., Soni, V., 2020. Copper and mercury induced oxidative stresses and antioxidant responses of *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid. *Biochemistry and Biophysics Reports* **23**, 100781. https://doi.org/10.1016/j.bbrep.2020.100781

Štofejová, L., Fazekaš, J., Fazekašová, D., 2021. Analysis of heavy metal content in soil and plants in the dumping ground of magnesite mining factory Jelšava-Lubeník (Slovakia). *Sustainability* **13**, 4508. https://doi.org/10.3390/su13084508

Wang, J., Feng, X., Anderson, C.W.N., Qiu, G., Ping, L., Bao, Z., 2011. Ammonium thiosulphate enhanced phytoextraction from mercury contaminated soil – Results from a greenhouse study. *Journal of Hazardous Materials* **186** (1), 119–127. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.10.097

Wang, J., Feng, X., Anderson, C.W., Xing, Y., Shang L., 2012. Remediation of mercury contaminated sites – A review. *Journal of Hazardous Materials* **221**, 1–18. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.04.035

Windham-Myers, L., Fleck, J.A., Ackerman, J.T., Marvin-DiPasquale, M., Stricker C.A. et al., 2014. Mercury cycling in agricultural and managed wetlands: a synthesis of methylmercury production, hydrologic export, and bioaccumulation from an integrated field study. *Science of the Total Environment* **484**, 221–231. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.033

Yuan, W., Wang, X., Lin, C.J., Wu, F., Luo, K., et al., 2022. Mercury uptake, accumulation, and translocation in roots of subtropical forest: implications of global mercury budget. Environmental science & Technology **56** (19), 14154–14165. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c04217

Yun, L., Jensen, B.K., Larson, S.R., 2018. Accumulation of metals in native wheatgrasses and wildryes when grown on metal-contaminated soil from three mine sites in Montana. *Journal of Agricultural Science and Botany* **2**, 19–24. https://doi.org/10.35841/2591-7897.2.1.19-24

Zare, L., Ronaghi, A., Ghasemi, R., Zarei, M., Sepehri, M., 2020. External detoxification mechanism of corn plants exposed to cadmium stress. *Chemistry and Ecology* **36** (8), 733–749. https://doi.org/10.1080/02757540.2020.1777990

References

Azevedo, R., Rodriguez, E., 2012. Phytotoxicity of mercury in plants: a review. *Journal of Botany*, 1–6. https://doi.org/10.1155/2012/848614

Baenguev, B.A., Belogolova, G.A., Chuparina, E.V., Prosekin, S.N., Dolgikh, P.G., Pastukhov, M.V., 2022. Raspredelenie soderzhaniia svintsa i formy ego soedinenii v tekhnogennoi pochve g. Svirska (Iuzhnoe Pribaikal''e) [Lead distribution and forms of lead-containing in the technogenic soil, Svirsk town, South Baikal region]. *Izvestiia Tomskogo politekhnicheskogo universiteta. Inzhiniring*

georesursov [Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering] **333** (8), 205–214. (In Russian). https://doi.org/10.18799/24131830/2022/8/3670

Belogolova, G.A., Baenguev, B.A., Chuparina, E.V., Pastukhov, M.V., Prosekin, S.N., Sokolnikova, Y.V., 2025. The mechanism of arsenic behaviour in the soil-plant system and its interaction with biogenic macroelements of plants under conditions of toxic stress. *Chemistry and Ecology* **41** (2), 173–193. https://doi.org/10.1080/02757540.2024.2416654

Biester, H., Müller, G., Schöler, H.F., 2002. Binding and mobility of mercury in soils contaminates by emissions from chlor-alkali plants. *Science of the Total Environment* **284** (1–3), 191–203. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00885-3

Bloom, N.S., Preus, E., Katon, J., Hiltner, M., 2003. Selective extractions to assess the biogeochemically relevant fractionation of inorganic mercury in sediments and soils. *Analitica Chimica Acta* **479** (2), 233–248. https://doi.org/10.1016/S0003-2670(02)01550-7

Bogdanov, A.V., Kachor, O.L., Fedotov, K.V., Chaika, N.V., 2014. Likvidatsiia posledstvii deiatel'nosti mysh'iakovogo proizvodstva gorno-pererabatyvaiushchei promyshlennosti [Mitigation of consequences of activities of mining and processing industry's arsenic production. *Ekologiia i promyshlennost' Rossii [Ecology and Industry of Russia]* **5**, 31–35. (In Russian). https://doi.org/10.18412/1816-0395-2014-5-31-35

Butakov, E.V., Kuznetsov, P.V., Kholodova, M.S., Grebenshchikova, V.I., 2017. Mercury in soils of the Agro-Industrial zone of Zima city (Irkutsk oblast). *Eurasian Soil Science* **11**, 1401–1408. https://doi.org/10.1134/S1064229317110035

Chaplygin, V., Minkina, T., Mandzhieva, S., Nevidomskaya, D., Chernikova, N., Sherstnev, A., 2022. The influence of Zn and Cd accumulation on the growth and development of medicinal plants in the impact zone of the Novocherkassk power station. *KnE Life Sciences* **7** (1), 41–47. https://doi.org/10.18502/kls.v7i1.10104

Fantozzi, L., Ferrara, R., Dini, F., Tamburello, L., Pirrone, N., Sprovieri, F., 2013. Study on the reduction of atmospheric mercury emissions from mine waste enriched soils through native grass cover in the Mt. Amiata region of Italy. *Environmental Research* **125**, 69–74. https://doi.org/10.1016/j.envres.2013.02.004

Gao, S., Ou-yang, C., Tang, L., Zhu, J.Q., Xu, Y., Wang, S.H., Chen, F., 2010. Growth and antioxidant responses in *Jatropha curcas* seedling exposed to mercury toxicity. *Journal of Hazardous Materials* **182** (1–3), 591–597. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.073

Gordeeva, O., Pastukhov, M., 2023. Forms of mercury in soils and its accumulation by herbs in the zone of influence of the sludge storage of a chlor-alkali plant (Southern Baikal region). *E3S Web of Conferences : III International Conference on Geotechnology, Mining and Rational Use of Natural Resources (GEOTECH-2023)* **417**, 02013. https://doi.org/10.1051/e3sconf/202341702013

Gordeeva, O.N., Belogolova, G.A., Pastukhov, M.V., 2017. Mercury speciation and mobility in soils of industrial areas in the Baikal region, Southern Siberia, Russia. *Environmental Earth Science* **76**, 558. https://doi.org/10.1007/s12665-017-6882-4

Grebenshchikova, V.I., Lustenberg, E.E., Kitaev, N.A., Lomonosov, I.S., 2008. Geokhimiia okruzhaiushchei sredy Pribaikal'ia (Baikal'skii geoekologicheskii polygon) [Geochemistry of Baikal environment (Baikal geoecological poligon)]. Geo, Novosibirsk, Russia, 234 p. (In Russian).

Gworek, B., Dmuchowski, W., Baczewska-Dabrowska, A.H., 2020. Mercury in the terrestrial environment: a review. *Environmental Sciences Europe* **32**, 128. https://doi.org/10.1186/s12302-020-00401-x

IUSS Working Group WRB, 2015. World reference base of soil resources 2014, update 2015 international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports no. 106. FAO, Rome, Italy.

Issaro, N., Abi-Ghanem, C., Bermond, A., 2009. Fractionation studies of mercury in soils and sediments: a review of the chemical reagents used for mercury extraction. *Analitica Chimica Acta* **631** (1), 1–12. https://doi.org/10.1016/j.aca.2008.10.020

Kabata-Pendias, A., 2011. Trace elements in soil and plants. 4th edition. CRC Press, New York, USA, 548 p.

Kabata-Pendias, A., Szteke, B., 2015. Trace elements in abiotic and biotic environments. 1st edition. CRC Press, New York, USA, 468 p.

Kachor, O.L., Trusova, V.V., Gantimurova, S.A., Goryachev, I.N., Ikramov, Z.L., Parshin, A.V., 2024. Territoriia byvshei promploshchadki Angarskogo metallurgicheskogo zavoda (g. Svirsk) 10 let spustia: sovremennoe geokhimicheskoe sostoianie i analiz mezhgodovykh izmenenii po dannym distantsionnogo zondirovaniia Zemli [The former industrial site of the Angarsk metallurgical plant (Svirsk, Russia) 10 years later: current geochemical state and interannual change analysis based on earth remote sensing data]. *Nauki o Zemle i nedropol'zovanie [Earth Sciences and Subsoil Use]* **47** (1), 66–89. (In Russian). https://doi.org/10.21285/2686-9993-2024-47-1-66-89

Kaznina, N. M., Batova, Yu.V., Titov, A.F., Laidinen, G.F., 2016. Rol' otdel'nykh komponentov antioksidantnoi sistemf k adaptatsii rastenii *Elytrigia rapens* (L.) Nevski k kadmiiu [Role of antioxidant system components in adaptation of *Elytrigia repens* (L.) 'Nevski' to cadmium.] *Trudy Karel'skogo nauchnogo tsentra RAN [Proceedings of the Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences]* **11**, 17–26. (In Russian). https://doi.org/10.17076/eb365

Khan, A.S., Chaudhry, N.Y., 2006. Peroxidase activity in some cucurbits under the stress of mercury and lead. *Journal of Food, Agriculture and Environment* **4** (2), 274–276.

Kim, C.S., Rytuba, J.J., Brown, G.E. Jr., 2004. Geological and anthropogenic factors influencing mercury speciation in mine wastes: an EXAFS spectroscopy study. *Applied Geochemistry* **19** (3), 379–393. https://doi.org/10.1016/S0883-2927(03)00147-1

Laidinen, G.F., Kaznina, N.M., Batova, Y.V., Titov, A.F., 2018. The resistance of *Phleum pratense* and *Elytrigia repens* to high concentrations of zinc. *Biology Bulletin* **45** (5), 454–460. https://doi.org/10.1134/S0002332918050119

Li, S., Jia, Z., 2018. Heavy metals in soils from a representative rapidly developing megacity (SW China): levels, source identification and apportionment. *CATENA* **163**, 414–423. https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.12.035

Mazur, M., Mitchell, C.P.J., Eckley, C.S., Eggert, S.L., Kolka, R.K., Sebestyen, S.D., Swain E.B., 2014. Gaseous mercury fluxes from forest soils in response to forest harvesting intensity: a field manipulation experiment. *Science of the Total Environment* **496**, 678–687. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.058

Patra, M., Sharma, A., 2000. Mercury toxicity in plants. *Botanical Review* **66**, 379–422. https://doi.org/10.1007/BF02868923

Prok, K., Bulak, P., Kaczor, M., Bieganowski, A., 2021. A new approach quantifying bioaccumulation of elements in biological processes. *Biology* **10** (4), 345. https://doi.org/10.3390/biology10040345

Qiu, G., Feng, X., Wang, S., Shang, L., 2005. Mercury and methylmercury in riparian soil, sediments, mine-waste calcines, and moss from abandoned Hg mines in east Guizhou province, southwestern China. *Applied Geochemistry* **20**, 627–638. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2004.09.006

Schwesig, D., Krebs, O., 2003. The role of ground vegetation in the uptake of mercury and methylmercury in a forest ecosystem. *Plant and Soil* **253**, 445–455. https://doi.org/10.1023/A:1024891014028

Shen'kman, B.M., 2017. Svirsky dump of arsenopyrite concentrate and its impact on water bodies. *Water Resources* **44**, 914–923. https://doi.org/10.1134/S0097807817070120

Shishov, L.L., Tonkonogov, V.D., Lebedeva, I.I., Gerasimova, M.I., 2004. Klassifikatsiia i diagnostika pochv Rossii [Classification and diagnostics of soils in Russia]. Oikumena, Smolensk, Russia, 342 p. (In Russian).

Shtangeeva, I., 2021. About plant species potentially promising for phytoextraction of large amounts of toxic trace elements. *Environmental Geochemistry and Health* **43**, 1689–1701. https://doi.org/10.1007/s10653-020-00633-z

Singh, H., Kumar, D., Soni, V., 2020. Copper and mercury induced oxidative stresses and antioxidant responses of *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid. *Biochemistry and Biophysics Reports* **23**, 100781. https://doi.org/10.1016/j.bbrep.2020.100781

Štofejová, L., Fazekaš, J., Fazekašová, D., 2021. Analysis of heavy metal content in soil and plants in the dumping ground of magnesite mining factory Jelšava-Lubeník (Slovakia). *Sustainability* **13**, 4508. https://doi.org/10.3390/su13084508

Wang, J., Feng, X., Anderson, C.W.N., Qiu, G., Ping, L., Bao, Z., 2011. Ammonium thiosulphate enhanced phytoextraction from mercury contaminated soil – Results from a greenhouse study. *Journal of Hazardous Materials* **186** (1), 119–127. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.10.097

Wang, J., Feng, X., Anderson, C.W., Xing, Y., Shang L., 2012. Remediation of mercury contaminated sites – A review. *Journal of Hazardous Materials* **221**, 1–18. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.04.035

Windham-Myers, L., Fleck, J.A., Ackerman, J.T., Marvin-DiPasquale, M., Stricker C.A. et al., 2014. Mercury cycling in agricultural and managed wetlands: a synthesis of methylmercury production, hydrologic export, and bioaccumulation from an integrated field study. *Science of the Total Environment* **484**, 221–231. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.033

Yuan, W., Wang, X., Lin, C.J., Wu, F., Luo, K., et al., 2022. Mercury uptake, accumulation, and translocation in roots of subtropical forest: implications of global mercury budget. Environmental science & Technology **56** (19), 14154–14165. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c04217

Yun, L., Jensen, B.K., Larson, S.R., 2018. Accumulation of metals in native wheatgrasses and wildryes when grown on metal-contaminated soil from three mine sites in Montana. *Journal of Agricultural Science and Botany* **2**, 19–24. https://doi.org/10.35841/2591-7897.2.1.19-24

Zare, L., Ronaghi, A., Ghasemi, R., Zarei, M., Sepehri, M., 2020. External detoxification mechanism of corn plants exposed to cadmium stress. *Chemistry and Ecology* **36** (8), 733–749. https://doi.org/10.1080/02757540.2020.1777990