

УДК 550.4

ЭЛЕМЕНТНЫЙ СОСТАВ И ИСТОЧНИКИ ГОРОДСКОЙ ПЫЛИ КРУПНОГО ИНДУСТРИАЛЬНОГО ГОРОДА (КРАСНОЯРСК, РОССИЯ)

© 2025 г. А. И. Иванеев^{a, *}, А. С. Бржезинский^a, В. К. Карандашев^{a, b},
М. С. Ермолин^a, П. С. Федотов^a

^aИнститут геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН,
ул. Косыгина, 19, Москва, 119991 Россия

^bИнститут проблем технологии микроэлектроники и особо чистых материалов
Российской академии наук,
ул. Осипьяна, 6, Черноголовка, Московская обл., 142432 Россия

*e-mail: aiiivaneev@geokhi.ru

Поступила в редакцию 06.09.2024 г.

После доработки 22.11.2024 г.

Принята к публикации 22.11.2024 г.

Впервые проведено комплексное исследование городской пыли Красноярска, позволившее не только изучить ее элементный состав, но и выявить ряд природных и антропогенных источников ее образования. Образцы пыли ($n = 68$) отбирали в разных функциональных районах города. В отобранных образцах городской пыли определили содержание 70 элементов. Диаграммы состава $(\text{CaO} + \text{Na}_2\text{O}) - \text{Al}_2\text{O}_3 - \text{K}_2\text{O}$ и $(\text{CaO} + \text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O}) - \text{Al}_2\text{O}_3 - (\text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{MgO})$ показали, что минеральная часть большинства исследуемых образцов пыли Красноярска представлена плагиоклазами. Расчеты коэффициентов обогащения и индексов геоаккумуляции свидетельствуют о загрязнении пыли Красноярска такими элементами, как Co, Sn, Bi, Pb, Mo, Cu, As, Zn, Cd, W, Ag и Sb. Выявлены закономерности аккумуляирования микроэлементов в зависимости от локаций отбора проб. Sb в большой степени накапливается в образцах, отобранных на крупных автомагистралях Красноярска, в то время как повышенные содержания As, Cu, W и Zn характерны для образцов, отобранных в промышленных районах города. Метод главных компонент и матрица Пирсона позволили выделить в образцах пыли 6 групп элементов, которые можно отнести к различным природным и антропогенным источникам: Al, Ti, Cr, Fe и Ni – выветривание почв и горных пород; Fe, Co, Ni, Cu и As – выбросы металлургических предприятий и угольных ТЭС; W, Bi, Zn и Mo – тяжелая металлургическая и машиностроительная промышленность; Cu, Cd, Sn и Pb – выбросы автомобильного и железнодорожного транспорта, а также износ металлических деталей и конструкций; Sn и Sb – износ тормозных колодок и шин, выбросы промышленных предприятий; Hg – выветривание почв и горных пород.

Ключевые слова: загрязнение, источники, промышленные выбросы, выбросы автотранспорта, геоэкология, гумификация

DOI: 10.31857/S0016752525040059, **EDN:** FWRCBU

ВВЕДЕНИЕ

Индустриализация и урбанизация – непрерывно и динамично развивающиеся процессы, оказывающие негативное влияние на окружающую среду. Происходит загрязнение почвы, воды и атмосферы, в ряде случаев загрязнение имеет необратимые последствия (Gaberšek, Gosar, 2021; Ivaneev et al., 2023; Mostafa et al., 2024a) и приводит к изменениям

естественных геохимических процессов, ухудшению состояния экосистем, а также наносит вред живым организмам, в том числе человеку (Filippelli et al., 2012). Интенсивность процессов индустриализации и урбанизации особенно высока на территориях крупных городов (Charlesworth et al., 2011; Konstantinova et al., 2019; Marín-Sanleandro et al., 2024), где в настоящее время проживает большая

часть населения планеты (Acosta et al., 2015; Ferreira-Baptista, De Miguel, 2005).

Пыль является неотъемлемой частью города в связи с непрерывным характером ее образования и представляет собой сложный полидисперсный объект окружающей среды (Dehghani et al., 2018; Szczepanik et al., 2023). Источниками образования частиц городской пыли служит широкий спектр процессов как антропогенных, так и природных. Литогенные и педогенные процессы являются основными природными источниками образования частиц пыли. Антропогенные процессы включают в себя, например, обращение с отходами, строительство, промышленное производство, или в целом процессы урбанизации и индустриализации (Marín-Sanleandro et al., 2024; Tang et al., 2013). Следует отметить, что в конечном итоге частицы городской пыли оседают на различных поверхностях (автомобильных дорогах, площадях, зданиях и любых других городских сооружениях) на различном расстоянии от мест их образования. Таким образом, осевшая городская пыль – это образец, накопленный за определенный период времени и характеризующий состояние городских экосистем (Ermolin et al., 2018; Haynes et al., 2020; Ivaneev et al., 2023). Городская пыль представляет собой резервуар для загрязняющих веществ и элементов и является их переносчиком в городской среде. Вследствие этого образцы городской пыли могут служить индикатором загрязнения окружающей среды. По результатам исследования городской пыли можно определить степень антропогенной нагрузки на экосистемы и потенциальные источники загрязнения городской среды (Ermolin et al., 2016; Ivaneev et al., 2023; Moskovchenko et al., 2022a).

Следует отметить, что частицы городской пыли могут представлять потенциальную угрозу для состояния экосистем и здоровья населения. Окружающая среда и живые организмы находятся под постоянным воздействием частиц городской пыли. Частицы осевшей пыли под действием естественных воздушных и водных потоков (ветер и дождь), а также антропогенных факторов (движение транспорта, уборка улиц и др.) могут легко переходить во взвешенное состояние и активно перемещаться между городскими экосистемами: атмосферой, водой и почвой, воздействуя при этом на живые организмы. Таким образом, осевшая городская пыль может служить одним из основных источников аэрозолей в городской среде (Carrelli et al., 2019; Ermolin et al., 2018; Haynes et al., 2020; Vlasov et al., 2022). Частицы городской пыли, аккумулирующие токсичные вещества, загрязняют почву и природные водоемы. Кроме этого, частицы могут оказывать негативное воздействие на животных и растения, проникая в них при прямом контакте (Marín-Sanleandro et al., 2024; Tang et al.,

2013). Помимо влияния на экосистемы, частицы пыли также могут оказывать негативное воздействие на организм человека. Человек находится в постоянном контакте с окружающей средой через дыхательную систему, желудочно-кишечный тракт, кожу и слизистые оболочки, которые служат основными путями проникновения частиц пыли в организм. Разнообразные болезни (болезнь Паркинсона, аритмия, астма, рак легких, рак горла и др.) могут быть вызваны негативным воздействием частиц пыли на организм человека (Dehghani et al., 2018; Szczepanik et al., 2023; Ermolin et al., 2016; Ivaneev et al., 2023).

Городская пыль привлекает внимание исследователей всего мира (Haynes et al., 2020; Vlasov et al., 2022). Проведенные исследования позволяют оценить влияние индустриализации на окружающую среду и оценить соответствующие риски для живых организмов (Jordanova et al., 2021; Mesquita et al., 2024). Например, результаты исследования городской пыли, отобранной в Златице, Пирдопе и Челопече (Болгария), находящихся под воздействием выбросов предприятия по производству меди, показали значительное загрязнение исследуемых образцов, которое представляет угрозу для здоровья местного населения, и позволили выявить источники данного загрязнения (выбросы завода, выбросы автотранспорта и переработка руды, используемой на заводе) (Jordanova et al., 2021). В свою очередь, исследование пыли, отобранной в городской агломерации Салвадора (Бразилия), позволило выявить и оценить степень воздействия нефтеперерабатывающего предприятия на городские экосистемы и связанные с этим экологические риски и риски для здоровья людей (Mesquita et al., 2024). Объектом исследования также становится городская пыль, отобранная в крупных мегаполисах мира: Москва (Россия) (Ivaneev et al., 2023; Vlasov et al., 2021), Пекин (Китай) (Cao et al., 2022; Zhang et al., 2018), Берлин (Германия) (Birke, Rauch, 2000), Каир (Египет) (Mostafa et al., 2024a), Буэнос-Айрес (Аргентина) (Fujiwara et al., 2011) и многие другие. Исследования городской пыли также были проведены и в российских индустриальных городах: Тюмень (Konstantinova et al., 2020; Moskovchenko et al., 2022a), Екатеринбург (Hanfi et al., 2022a), Челябинск (Krupnova et al., 2020, 2021), Томск (Osipova et al., 2015), Карабаш (Ermolin et al., 2016) и др. Следует подчеркнуть, что большинство исследований городской пыли сфокусированы на определении содержания тяжелых металлов и металлоидов (As, Pb, Hg, Cd, Cr, Cu, Zn, Sb, Mo, Sn, Tl и Ni), поскольку они являются основными элементами-маркерами, характерными для разнообразных антропогенных процессов, и несут в себе угрозу для состояния экосистем и здоровья населения (Awadh, Al-Hamdani 2019; Bućko et al., 2010; Dytłow, Górka-

Kostrubiec, 2021; Haynes et al., 2020; Krüger et al., 2024; Mostafa et al., 2024a). Данных о закономерностях аккумуляции других элементов в городской пыли крайне мало.

Цель настоящего исследования состоит в определении содержания B, Li, Be, Na, Al, P, S, K, Ca, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Mg, Co, Ba, Ni, Cu, Zn, Ga, Ge, As, Se, Br, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Ru, Rh, Pd, Ag, Cd, In, Sn, Sb, Te, Cs, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Hf, Ta, W, Re, Os, Ir, Pt, Au, Hg, Tl, Pb, Bi, Th и U в городской пыли Красноярска и выявлении закономерностей аккумуляции данных элементов в пыли. Исследование выполнено при использовании представительного набора образцов городской пыли Красноярска, одного из крупнейших промышленных центров России. Ранее на основе анализа снежного покрова и городской пыли Красноярска было показано, что городские экосистемы подвержены антропогенному воздействию: выбросам промышленных предприятий и теплоэлектростанций (ТЭС), а также выбросам автотранспорта; в снежном покрове найдены высокие содержания As, Cd, Zn, Co, Hg, Cu, Al, Ni и Pb, а также F^- , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_2^- и NO_3^- анионов (Ермолин и др., 2020; Onuchin et al., 2020; Rimashevskaya et al., 2024). Однако следует подчеркнуть, что до сих пор не проведено комплексного исследования городской пыли Красноярска, что существенно ограничивает понимание локальных закономерностей аккумуляции элементов, в том числе токсичных, в городской пыли, а следовательно, особенностей и степени антропогенной нагрузки на городские системы.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Исследуемая территория и отбор образцов пыли

Красноярск является крупным, динамично развивающимся промышленным городом с населением около 1.2 млн человек и площадью около 380 кв. км. Красноярск расположен в центральной части России, по обоим берегам Енисея, в долине, на стыке Восточного Саяна, отрогов Енисейского кряжа и Западно-Сибирской равнины. Климат резко континентальный, с продолжительной и морозной зимой и жарким, иногда засушливым, коротким летом. В Красноярске находятся разнообразные промышленные комплексы, включающие предприятия энергетического сектора, машиностроения и металлообработки, фармацевтики, химической промышленности, металлургии, производства строительных материалов, которые могут оказывать значительную антропогенную нагрузку на местные экосистемы. Индустриальные зоны расположены в юго-восточной и северо-восточной части города. Среди наиболее крупных предприятий, оказывающих воздействие на окружающую среду, можно выделить металлурги-

ческие и машиностроительные заводы, цементный завод, а также угольные ТЭС (Rimashevskaya et al., 2024). Кроме этого, город характеризуется высокой автомобильной загруженностью (Rimashevskaya et al., 2024) и развитой железнодорожной системой. В летний сезон возможно негативное воздействие лесных пожаров на экосистемы Красноярска (Rimashevskaya et al., 2024). Карта исследуемой территории и схема отбора образцов приведена на рис. 1.

Образцы пыли в Красноярске ($n = 68$) отбирали со всей территории города: на крупных и второстепенных магистралях, вблизи промышленных предприятий, в жилых массивах. Плотность отбора образцов пыли — 1 точка на 5.5 кв. км. Отбор образцов пыли проводили с 30 мая по 2 июня 2022 г. в сухую безветренную погоду. В течение трех недель до начала и в период отбора проб осадков на территории Красноярска не наблюдалось, средняя температура воздуха составляла 24°C , атмосферное давление — в среднем 735 мм рт. ст., влажность атмосферного воздуха варьировалась от 50 до 80 %, ветер преимущественно западный, юго-западный со средней скоростью 2 м/с.

Каждый усредненный образец пыли состоял из трех отобранных образцов: в каждой точке отбора пыль аккуратно (избегая переноса частиц во взвешенное состояние в атмосферу) сметали полипропиленовой щеткой с трех поверхностей (с одинаковой площадью $\sim 1\text{ м}^2$), расположенных на расстоянии 5–15 м друг от друга, затем помещали в один полипропиленовый пакет, пронумеровывали и доставляли в лабораторию. Далее образцы пыли выдерживали при комнатной температуре в течение 48 ч. Затем их взвешивали и просеивали через сито (100 мкм) для отделения крупных частиц и мусора, после чего их снова взвешивали. Средняя масса образцов пыли, отобранных в Красноярске, составила 160 ± 80 г. Средняя масса образцов после просеивания составила 32 ± 20 г, что составляет в среднем 20 % от исходной массы отобранных образцов.

Используемые реагенты и материалы

В настоящей работе использовали особо чистые кислоты: HNO_3 (азотная кислота 65 %; GR, ISO, Merck), HF (плавиковая кислота 40 %; GR, ISO, Merck), HCl (соляная кислота 37 %; PA-ACS-ISO; Panreac), HClO_4 (хлорная кислота 70 %; PA-ACS-ISO; Panreac) и H_2SO_4 (серная кислота 96 %; GR, ISO, Merck).

Разложение и элементный анализ образцов пыли

Разложение образцов городской пыли проводили в открытых реакционных емкостях, используя комбинацию кислот HClO_4 , HF и HNO_3 согласно опробованной методике, подробно описанной ранее (Fedotov et al., 2014; Karandashev et al., 2017).

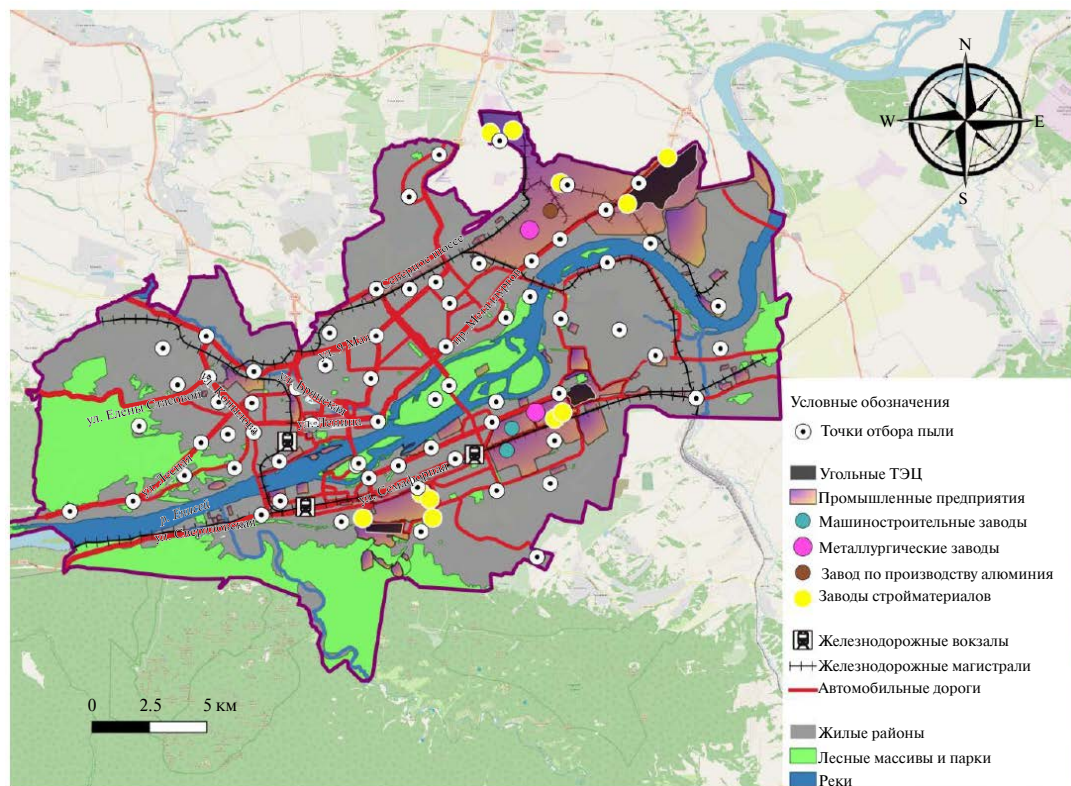


Рис. 1. Исследуемая территория г. Красноярска и локация отбора образцов городской пыли; на карте также отмечены крупные автомагистрали и промышленные предприятия. Карта создана при помощи ПО QGIS (версия 3.34.1).

Стандартные геологические образцы (*Габбро эссекитовое* (ГСО 521-84П), *andesite AGV-2* (Геологическая служба США), *Granodiorite*, *Silver Plume*, *Colorado*, *GSP-2* (Геологическая служба США)) использовали для контроля методик разложения и элементного анализа, применяемых для исследуемых образцов. Для контроля полноты разложения образцов использовали раствор, содержащий смесь стабильных изотопов ^{146}Nd , ^{161}Dy и ^{174}Yb .

Содержание В, Li, Be, Al, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, Ge, As, Se, Br, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Ru, Rh, Pd, Ag, Cd, In, Sn, Sb, Te, Cs, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Hf, Ta, W, Re, Os, Ir, Pt, Au, Hg, Tl, Pb, Bi, Th и U в городской пыли определяли с помощью метода масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (МС-ИСП, X-7, Thermo Scientific, США). Содержание Li, B, Na, Mg, Al, Si, P, S, K, Ca, Ti, V, Mn, Fe, Cu, Zn, Sr и Ba в исследуемых образцах пыли определяли методом атомно-эмиссионной спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (АЭС-ИСП, iCAP-6500 Duo, Thermo Scientific, США).

Значения погрешности определения концентраций элементов в исследуемых образцах не превышали 10 %. Для 7 случайно выбранных образцов опре-

деление проводили в двух повторениях; результаты определения элементного состава для этих образцов находятся в удовлетворительном соответствии. Следует отметить, что содержание Li, Al, Ti, V, Mn, Cu, Zn, Ba в исследуемых образцах определяли как методом АЭС-ИСП, так и методом МС-ИСП. Применение двух независимых методов анализа позволило провести дополнительный контроль правильности измерения для каждого исследуемого образца путем сопоставления полученных концентраций. Пределы обнаружения приведены в табл. 1.

Оценка минерального состава образцов пыли

Для оценки минерального состава использовали диаграммы составов $(\text{CaO} + \text{Na}_2\text{O}) - \text{Al}_2\text{O}_3 - \text{K}_2\text{O}$ и $(\text{CaO} + \text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O}) - \text{Al}_2\text{O}_3 - (\text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{MgO})$, построенные при помощи Excel.

Для дополнительной оценки компонентов минерального состава исследуемых образцов пыли также использовали индекс композиционной вариации (Index of Compositional Variation (ICV)), который рассчитывали следующим образом (Candeias и др., 2020):

$$\text{ICV} = ((\text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{K}_2\text{O} + \text{Na}_2\text{O} + \text{CaO} + \text{MgO} + \text{MnO} + \text{TiO}_2) / \text{Al}_2\text{O}_3). \quad (1)$$

Таблица 1. Пределы обнаружения (ПО) содержания элементов в городской пыли Красноярска методами МС-ИСП и АЭС-ИСП. Для элементов, определяемых двумя методами, приведены ПО для МС-ИСП

Оксид	ПО, мас. %	Элемент	ПО, мкг/г	Элемент	ПО, мкг/г
Na ₂ O	0.002	Se	0.9	Gd	0.005
MgO	0.004	Rb	0.03	Tb	0.006
Al ₂ O ₃	0.007	Sr	0.05	Dy	0.008
P ₂ O ₅	0.004	Y	0.05	Ho	0.007
S	0.003	Zr	0.02	Er	0.003
K ₂ O	0.001	Nb	0.02	Tm	0.005
CaO	0.01	Mo	0.05	Yb	0.003
TiO ₂	0.001	Rh	0.07	Lu	0.004
MnO	0.0005	Pd	0.05	Hf	0.01
Fe ₂ O ₃	0.006	Ag	0.03	Ta	0.01
Элемент	ПО, мкг/г	Cd	0.04	W	0.02
Li	0.04	Sn	0.06	Re	0.007
Be	0.04	Sb	0.04	Ir	0.005
Sc	0.05	Te	0.06	Pt	0.007
V	0.7	Cs	0.01	Au	0.03
Cr	0.8	Ba	0.07	Hg	0.01
Co	0.1	La	0.01	Tl	0.005
Ni	0.6	Ce	0.02	Pb	0.06
Cu	0.6	Pr	0.004	Bi	0.01
Zn	0.4	Nd	0.01	Th	0.01
Ga	0.05	Sm	0.007	U	0.01
As	0.06	Eu	0.007	—	—

Значения $ICV < 1$ характерны для таких минералов, как каолинит, иллит и мусковит, в свою очередь значения $ICV > 1$ характерны для плагиоклаза, калиевых полевых шпатов, биотита, амфиболов и пироксена (Candeias et al., 2020).

Оценка степени загрязнения городской пыли

Коэффициент обогащения (EF) часто используют при оценке уровня загрязнения окружающей среды (Awadh, Al-Hamdani 2019; Ivaneev et al., 2023; Krishnakumar et al., 2017; Rajaram et al., 2014; Sutherland, 2000). В большинстве случаев он рассчитывается следующим образом:

$$EF = \frac{\left(\frac{C_{\text{элемент}}}{C_{\text{опорное}}} \right)_{\text{образец}}}{\left(\frac{C_{\text{элемент}}}{C_{\text{опорное}}} \right)_{\text{фон}}}, \quad (2)$$

где $C_{\text{элемент}}$ — концентрация изучаемого элемента; $C_{\text{опорное}}$ — концентрация референтного элемента, используемого для нормализации.

EF позволяет оценить концентрации микроэлементов с учетом возможных изменений в минеральном составе соответствующих образцов. Данный подход целесообразен при оценке уровня загрязнения окружающей среды, поскольку позволяет определить уровень антропогенной нагрузки на образцы окружающей среды, например пыль, учитывая природные вариации ее состава. В качестве фоновых концентраций использовали среднее содержание элементов в верхней части континентальной земной коры (Rudnick, Gao, 2014). В свою очередь, в качестве опорной концентрации использовали сумму концентраций редкоземельных элементов (РЗЭ) Y, La, Ce и Nd. Таким образом, $C_{\text{опорное}}$ в формуле (2) рассчитывали следующим образом: $C_{\text{опорное}} = C_Y + C_{La} + C_{Ce} + C_{Nd}$. Классификация EF следующая: 1) < 2 — минимальный уровень обогащения; 2) 2–5 — умеренный уровень;

3) 5–20 – значительный уровень; 4) 20–40 – высокий уровень; 5) > 40 – чрезвычайно высокий (Sutherland, 2000).

Для оценки загрязнения образцов окружающей среды различными элементами также используют индекс геоаккумуляции (I_{geo}) (Awadh, Al-Hamdani, 2019; Ivaneev et al., 2023; Krishnakumar et al., 2017; Rajaram et al., 2014), который рассчитывается по следующей формуле:

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{C_{\text{элемент}}}{1.5B_{\text{элемент}}} \right], \quad (3)$$

где $C_{\text{элемент}}$ – концентрация элемента в исследуемом образце;

$B_{\text{элемент}}$ – фоновое значение концентрации элемента.

Коэффициент 1.5 используется для уменьшения влияния возможных вариаций в фоновых значениях концентраций. В качестве фоновых концентраций использовали среднее содержание элементов в верхней части континентальной земной коры (Rudnick, Gao, 2014). Следует отметить, что данные региональных фоновых концентраций для Красноярска в литературе отсутствуют.

Полученные значения индексов геоаккумуляции имеют следующую классификацию: 1) ≤ 0 – загрязнение отсутствует; 2) 0–1 – от “загрязнение отсутствует” до умеренного; 3) 1–2 – умеренное загрязнение; 4) 2–3 – от умеренного до сильного загрязнения; 5) 3–4 – сильное загрязнение; 6) 4–5 – от сильного до чрезвычайного уровня загрязнения; 7) > 5 – чрезвычайный уровень загрязнения (Muller, 1969).

Для оценки общей степени обогащения исследуемых образцов городской пыли использовали общий коэффициент обогащения, рассчитанный следующим образом: $TEF = \sum EF - (n - 1)$, где n – количество элементов, для которых значение соответствующего EF было выше 1 (Vlasov и др., 2022). Следует отметить, что значения TEF, помимо степени обогащения исследуемых образцов городской пыли загрязняющими элементами, иллюстрируют также их потенциальную опасность для экосистем. Классификация общего коэффициента обогащения следующая: 1) < 32 – пыль не опасна; 2) 32–64 – умеренно опасна; 3) 64–128 – опасна; 4) 128–256 – очень опасна; 5) > 256 – чрезвычайно опасна (Vlasov и др., 2021).

Картографирование

Для выявления локальных закономерностей загрязнения городской пыли Красноярска полученные значения I_{geo} для выбранных элементов наносили на карту при помощи точечного способа

картографирования в зависимости от локаций отбора образцов пыли. Для картографирования использовали ПО QGIS (версия 3.34.1) и данные OpenStreetMap.

Идентификация источников загрязнения пыли

Для определения потенциальных источников загрязнения городской пыли Красноярска использовали метод главных компонент (МГК). МГК применяли для массива данных найденных концентраций Al, Ti, Fe, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Cd, Sn, Sb, W, Hg, Pb и Bi в городской пыли, которые были определены во всех исследуемых образцах. Перед использованием МГК полученный массив данных был стандартизирован при помощи z-преобразования. Исследуемые данные были проверены на нормальность распределения при помощи метода Шапиро-Уилка. Кроме этого, при помощи теста Бартлетта и теста Кайзера-Майера-Олкина данные были проверены на возможность использования МГК. Анализ данных МГК был выполнен при использовании ортогонального вращения. Корреляцию элементов с полученными компонентами определяли по значениям полученных нагрузок: сильный уровень корреляции соответствовал нагрузкам со значениями больше чем 0.7; умеренный уровень корреляции – значения нагрузок 0.5–0.7; слабая корреляция – 0.4–0.5; при значениях нагрузок менее 0.4 – корреляция между элементом и найденным компонентом отсутствовала (Hopke, 2003; Liang et al., 2019; Thurston, Spengler, 1985). Для оценки корреляций между элементами в городской пыли Красноярска использовали корреляционную матрицу Пирсона. Уровень значимости корреляций между элементами определяли согласно полученным значениям коэффициентов корреляции в матрице Пирсона: менее 0.2 – слабая корреляция; 0.2–0.6 – умеренная корреляция; более 0.6 – сильная корреляция (Bisht et al., 2022; Varol et al., 2020). Обработку полученных результатов проводили при помощи ПО Excel MS Office и IBM SPSS.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Элементный состав городской пыли индустриального города

Результаты элементного анализа отобранных образцов городской пыли Красноярска и содержания элементов в верхнем слое земной коры (Rudnick, Gao, 2014) приведены в табл. 2. Содержание элементов в верхнем слое земной коры часто используют для оценки степени загрязнения городской пыли (Ivaneev et al., 2023; Mostafa et al., 2024a; Zacháry et al., 2015). Следует отметить, что в данной работе такие элементы, как Rh, Pd, Pt,

Таблица 2. Содержание элементов в образцах городской пыли г. Красноярска (по данным МС-ИСП и АЭС-ИСП) и верхнем слое земной коры

Оксид	Среднее ± стандартное отклонение (*)	Медиана	Минимум	Максимум	Верхний слой земной коры (Rudnick, Gao, 2014)
Na ₂ O	2.6 ± 0.4 (17)	2.6	1.6	4.0	3.27
MgO	2.4 ± 0.5 (21)	2.4	1.8	5.5	2.48
Al ₂ O ₃	11 ± 1 (12)	11	8	15	15.4
P ₂ O ₅	0.22 ± 0.06 (28)	0.20	0.14	0.53	0.15
S	0.16 ± 0.09 (55)	0.15	0.02	0.53	0.06
K ₂ O	1.7 ± 0.3 (14)	1.7	1.0	2.7	2.8
CaO	8 ± 2 (30)	8	2	15	3.59
TiO ₂	0.7 ± 0.2 (34)	0.7	0.5	2.1	0.64
MnO	0.11 ± 0.03 (30)	0.11	0.08	0.34	0.1
Fe ₂ O ₃	7 ± 1 (17)	7	5	12	5.04
Элемент	С, мкг/г				
Li	14 ± 5 (35)	13	10	52	24
Be	1.6 ± 0.5 (29)	1.5	1.2	4.8	2.1
Sc	11 ± 2 (20)	11	8	26	14
V	89 ± 16 (18)	86	60	192	97
Cr	72 ± 12 (17)	70	43	118	92
Co	22 ± 11 (50)	19	7	61	17.3
Ni	43 ± 14 (33)	40	18	112	47
Cu	69 ± 40 (58)	57	10	204	28
Zn	199 ± 91 (46)	189	80	704	67
Ga	12 ± 1 (12)	12	9	17	17.5
As	24 ± 72 (306)	10	3	621	4.8
Rb	45 ± 7 (15)	45	20	68	84
Sr	410 ± 310 (76)	355	127	2929	320
Y	22 ± 6 (28)	21	17	69	21
Zr	124 ± 63 (51)	113	75	553	193
Nb	11 ± 4 (37)	10	6	38	12
Mo	2.4 ± 1.0 (43)	2.3	0.7	7.2	1.1
Rh	0.15 ± 0.02 (13)	0.15	0.13	0.16	—
Pd	0.9 ± 0.6 (67)	1.2	0.2	1.3	0.00052
Ag	0.5 ± 1.2 (223)	0.14	0.04	7.6	0.053

Таблица 2. Окончание

Элемент	Среднее ± стандартное отклонение (*)	Медиана	Минимум	Максимум	Верхний слой земной коры (Rudnick, Gao, 2014)
Cd	0.28 ± 0.16 (56)	0.26	0.14	1.25	0.09
Sn	3.0 ± 2.3 (76)	2.4	1.0	18.5	2.1
Sb	3.5 ± 4.1 (117)	2.7	0.9	35	0.4
Te	0.46 ± 0.29 (62)	0.49	0.16	0.74	—
Cs	1.3 ± 0.3 (24)	1.2	0.5	2.1	4.9
Ba	501 ± 118 (23)	485	259	1306	628
La	27 ± 8 (29)	25	19	84	31
Ce	53 ± 16 (30)	51	37	174	63
Pr	5.8 ± 1.8 (31)	5.5	4.1	19.2	7.1
Nd	23 ± 8 (33)	22	17	81	27
Sm	4.7 ± 1.4 (30)	4.4	3.4	15.2	4.7
Eu	1.1 ± 0.2 (17)	1.0	0.8	2.0	1
Gd	4 ± 1 (25)	4	3	13	4
Tb	0.6 ± 0.2 (26)	0.6	0.5	1.9	0.7
Dy	3.6 ± 1.0 (28)	3.4	2.7	11.1	3.9
Ho	0.7 ± 0.2 (29)	0.7	0.6	2.4	0.83
Er	2.2 ± 0.6 (30)	2.0	1.6	7.0	2.3
Tm	0.3 ± 0.1 (33)	0.3	0.3	1.1	0.3
Yb	2.3 ± 0.8 (33)	2.1	1.7	7.9	1.96
Lu	0.3 ± 0.1 (33)	0.3	0.3	1.3	0.31
Hf	3.2 ± 1.6 (50)	2.9	2.1	15.1	5.3
Ta	0.8 ± 0.2 (31)	0.7	0.3	1.8	0.9
W	13 ± 20 (164)	8	1	129	1.9
Pt	0.08 ± 0.12 (154)	0.04	0.02	0.41	0.0005
Au	0.17 ± 0.06 (33)	0.17	0.13	0.21	0.0015
Hg	0.04 ± 0.09 (213)	0.03	0.01	0.75	0.05
Tl	0.22 ± 0.03 (16)	0.22	0.09	0.29	0.9
Pb	35 ± 18 (53)	29	15	124	17
Bi	0.26 ± 0.16 (62)	0.21	0.10	1.32	0.16
Th	5.6 ± 1.8 (33)	5.4	2.6	17.1	10.5
U	2.1 ± 0.7 (33)	1.9	1.1	6.8	2.7

*В скобках приведены значения относительного стандартного отклонения (%).

Au и Hg были определены в 2, 3, 17, 2 и 54 из 68 исследуемых образцов пыли соответственно; в остальных образцах их содержание находилось ниже пределов обнаружения. Содержание остальных элементов во всех образцах городской пыли было выше соответствующих пределов обнаруже-

ния. Результаты элементного анализа показали, что содержание большинства макро- и микроэлементов (Na_2O , MgO , Al_2O_3 , K_2O , CaO , TiO_2 , MnO , Fe_2O_3 , Li, Be, Sc, V, Cr, Co, Ni, Ga, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Cs, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Hf, Ta, Hg, Tl, Th и U) в ис-

следуемых образцах городской пыли сопоставимо с их содержанием в верхнем слое земной коры и, следовательно, данные элементы попадают в городскую пыль в результате природных процессов (табл. 2). В свою очередь, содержание P_2O_5 , S, K_2O , CaO, Cu, Zn, As, Mo, Ag, Cd, Sn, Sb, W, Pb и Bi было в 1.4–10 раз больше, чем их содержание в верхнем слое земной коры (табл. 2). Содержание металлов платиновой группы и золота было до 100 раз выше в исследуемых образцах пыли (табл. 2). Более высокое содержание элементов, по сравнению с их содержанием в верхнем слое земной коры, скорее всего, демонстрирует, что данные элементы поступили в городскую пыль Красноярска из антропогенных источников.

Значения относительных стандартных отклонений (ОСО) результатов определения содержания элементов в исследуемых образцах пыли можно также использовать как критерий для выявления природного или антропогенного характера образования рассматриваемых макро- и микроэлементов. Содержание элементов, которые были предварительно отнесены к природным, в городской пыли Красноярска характеризуются невысокими значениями ОСО, в среднем не превышающими 35 %. Для содержания антропогенных элементов, наоборот, характерны более высокие значения ОСО, варьирующиеся в диапазоне от 50 до 100 % (табл. 2). Следует подчеркнуть, что для таких элементов, как As, Ag, Sb, Pt и Hg, были найдены высокие значения ОСО, превышающие 100 % и составляющие 306, 223, 117, 154 и 213 % соответственно. Высокие значения ОСО иллюстрируют высокую вариабельность содержания соответствующих элементов в исследуемых образцах пыли, что, в свою очередь, можно объяснить локальными закономерностями расположения антропогенных источников эмиссии элементов в Красноярске. Наибольшие содержания антропогенных элементов характерны для образцов пыли, отобранных вблизи соответствующих антропогенных источников, например промышленных предприятий. При этом в образцах пыли, отобранных на достаточном удалении от антропогенного источника, содержание данных элементов сопоставимо с их содержанием в верхнем слое земной коры, что свидетельствует об отсутствии влияния рассматриваемого антропогенного источника в данной локации.

Сравнение содержаний макро- и микроэлементов в городской пыли различных городов России и мира (табл. 3) показало, что содержания макроэлементов (Al_2O_3 , Na_2O , MgO, Fe_2O_3 , P_2O_5 , S, K_2O и CaO) в образцах пыли умеренно варьируются и не превышают соответствующего содержания в верхней земной коре (табл. 2). Значение ОСО для содержаний макроэлементов в образцах пыли рас-

сматриваемых городов в среднем составило 50 %. Таким образом, перечисленные макроэлементы поступают в городскую пыль рассматриваемых городов за счет природных процессов. Следует отметить, что вариабельность в содержании макроэлементов в пыли различных городов можно объяснить различным химическим составом соответствующих почв и горных пород.

В свою очередь, содержание микроэлементов (Cr, Co, Cu, Zn, As, Mo, Cd, Sn, Sb, W, Pb и Bi) в пыли рассматриваемых городов (табл. 3) отличается высокой вариабельностью; значение ОСО составило в среднем 100 %. Следует отметить, что исследуемая пыль г. Красноярска отличается наибольшим содержанием As среди пыли рассматриваемых городов. Однако содержание Cr, Cu, Zn, Sb, Pb в городской пыли в среднем в 3–5 раз ниже, чем в пыли мегаполисов: Москвы, Пекина, Барселоны, Каира, и сопоставимо с их содержанием в пыли промышленных городов: Сургута, Тюмени, Челябинска, Неджефабада и Виана-ду-Каштелу. Содержание Co, Mo, Cd, Sn и Bi сопоставимо для пыли всех рассматриваемых городов (табл. 3). Следует подчеркнуть, что степень аккумуляции антропогенных элементов в городской пыли зависит от интенсивности и спектра антропогенных процессов, характерных для каждого конкретного города. В целом выявленные высокие содержания Cr, Co, Cu, Zn, As, Mo, Cd, Sn, Sb, W, Pb и Bi в городской пыли Красноярска могут представлять потенциальную опасность для состояния локальных экосистем и здоровья местного населения.

Природные источники образования частиц городской пыли

Результаты элементного анализа (табл. 1) можно использовать для идентификации типа природных источников образования частиц пыли. Наибольшее содержание среди исследуемых макроэлементов было выявлено для Al_2O_3 (11 %), за которым следует CaO (8 %), Fe_2O_3 (7 %), Na_2O (2.6 %), MgO (2.4 %) и K_2O (1.7 %). Содержание остальных макроэлементов P_2O_5 , S, TiO_2 и MnO составило менее 1 %. Диаграммы состава (рис. 2) $(CaO + Na_2O) - Al_2O_3 - K_2O$ и $(CaO + Na_2O + K_2O) - Al_2O_3 - (Fe_2O_3 + MgO)$ показали, что в состав большинства исследуемых образцов пыли Красноярска входят минералы, близкие к плагиоклазам (рис. 2а). Тем не менее для некоторых образцов выявлены другие закономерности с наибольшим вкладом CaO и Al_2O_3 . Следует отметить, что Ca и Al могут также иметь антропогенные источники образования. Ca содержится в противогололедных реагентах, используемых в зимний период, а Al содержится в различных металлических деталях и конструкциях, а также он

Таблица 3. Содержания макро- и микроэлементов в пыли городов с высокой степенью индустриализации и урбанизации

Город	Концентрация, %								Концентрация, мг/кг										Ссылки		
	Al ₂ O ₃	Na ₂ O	MgO	Fe ₂ O ₃	P ₂ O ₅	S	K ₂ O	CaO	Cr	Co	Cu	Zn	As	Mo	Cd	Sn	Sb	W		Pb	Bi
Красноярск, Россия	11.0	2.6	2.4	7.0	0.20	0.16	1.7	8	72	22	69	199	24	2.4	0.5	3	3.5	13	35	0.26	Настоящее исследование
Москва, Россия	8.4	1.6	2.6	6.7	0.30	0.20	1.5	13.2	80	17	120	720	5.2	3.3	0.6	8	4.3	7.9	89	0.60	(Ivaneev et al., 2023)
Сургут, Россия	4.2	0.9	2.8	2.4	0.06	0.06	0.8	3.9	46	6.9	43	90	1.3	–	0.1	–	0.9	–	19	0.07	(Moskovchenko et al., 2022)
Тюмень, Россия	5.2	0.9	12.9	5.2	0.08	–	1.0	7.7	508	40	57.4	161	5.7	1.4	0.2	–	3.1	–	34	0.17	(Moskovchenko et al., 2022b)
Челябинск, Россия	1.6	–	–	2.1	–	–	–	–	49	6.3	56	154	3.8	–	0.4	–	1.3	–	14	–	(Krupnova et al., 2020)
Екатеринбург, Россия	–	–	–	5.9	–	–	–	–	–	45	213	240	–	–	–	6	3.0	–	29	–	(Hanfi et al., 2022b)
Пекин, Китай	10.3	2.1	3.2	4.1	–	–	2.3	7.4	109	15.6	103	264	4.3	2.3	0.5	–	6.1	–	69	–	(Yu et al., 2016)
Дакка, Бангладеш	–	–	–	3.9	–	–	3.0	2.8	3.3	–	42	127	2.7	–	–	–	–	–	32	–	(Khan et al., 2023)
Каир, Египет	–	–	–	0.2	–	–	–	–	26	14.8	26	201	2.8	–	–	–	–	–	66	–	(Mostafa et al., 2024b)
Неджефабад, Иран	3.5	0.5	1.3	2.7	0.09	0.18	0.7	–	–	–	121	295	–	–	0.4	–	1.3	–	128	–	(Barjoe et al., 2024)
Барселона, Испания	6.4	1.0	2.3	3.9	0.26	–	1.6	18	218	7.8	497	690	5.0	8.3	–	36	15.8	41	30	–	(Navarro–Ciurana et al., 2023)
Виана-ду-Каштелу, Португалия	12.5	1.4	0.7	2.6	0.40	0.19	5.2	1.9	60	–	42	220	18	6.9	–	23	5.2	16	40	–	(Candeias et al., 2020)

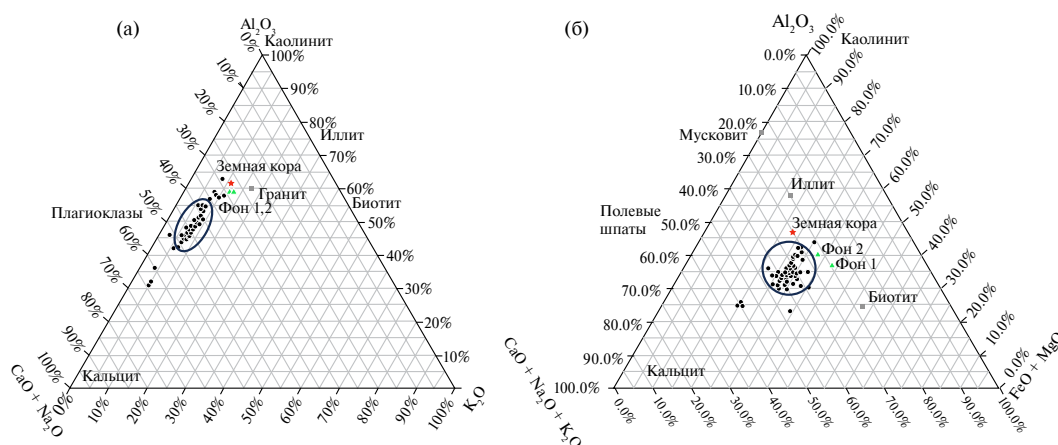


Рис. 2. Диаграммы состава $(\text{CaO} + \text{Na}_2\text{O}) - \text{Al}_2\text{O}_3 - \text{K}_2\text{O}$ в мас. % (а) и $(\text{CaO} + \text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O}) - \text{Al}_2\text{O}_3 - (\text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{MgO})$ в мас. % (б) исследуемых образцов городской пыли г. Красноярск.

может присутствовать в выбросах промышленных предприятий (Vlasov et al., 2021).

Для дополнительной оценки компонентов минерального состава рассчитывали ICV. Для всех исследуемых образцов пыли г. Красноярск были получены значения ICV больше единицы (в среднем $\text{ICV} = 1.9$), что подтверждает аккумуляцию минералов, относящихся к плагиоклазам, в городской пыли. Тем не менее следует отметить ограничение при использовании данного подхода для идентификации минерального состава частиц пыли. Как было сказано выше, рассматриваемые макроэлементы, в частности Ca и Al, помимо природных источников образования, могут иметь и антропогенные источники, что может несколько исказить результаты идентификации их элементного состава. В целом показано, что плагиоклазы являются одним из основных природных компонентов городской пыли Красноярск.

Загрязнение городской пыли

При оценке степени загрязнения городской пыли Красноярск рассчитывали EF и I_{geo} для выбранных элементов (Mg, Al, Fe, Cr, Co, Cu, Zn, As, Mo, Ag, Cd, Sn, Sb, W, Hg, Pb и Bi), которые являются элементами-маркерами как для природных, так и для антропогенных источников образования пыли (Vlasov et al., 2022). Следует отметить, что содержание выбранных микроэлементов в исследуемой городской пыли Красноярск превышало их содержание в верхнем слое земной коры. Для расчета коэффициента обогащения (формула 1) в качестве концентрации опорного элемента обычно используют Al, реже используют Li, Zr, Ti, Sc, La, Co, Fe и Mn (Awadh, Al-Hamdani, 2019; Ivanev et al.,

2023; Krishnakumar et al., 2017; Vlasov et al., 2021). Однако использование Al, Li, Zr, Ti, Sc, La, Co, Fe и Mn в качестве опорного элемента может исказить (занизить) результаты оценки степени загрязнения городской пыли, поскольку они могут поступать в городскую пыль в результате не только природных процессов, но и антропогенных (Котельникова et al., 2021; Vlasov et al., 2021), как это и было установлено ранее для Al в некоторых образцах пыли г. Красноярск. В настоящей работе в качестве опорной концентрации предложено использовать сумму концентраций наиболее распространенных РЗЭ (Y, La, Ce и Nd), которые в меньшем объеме присутствуют в антропогенных процессах по сравнению с другими упомянутыми макро- и микроэлементами. Использование суммы концентраций Y, La, Ce и Nd позволяет учесть на более высоком уровне естественную геохимическую вариацию элементного состава по сравнению с использованием концентрации одного элемента, что, в свою очередь, дает возможность получить более надежные и точные данные о степени загрязнения городской пыли.

Результаты определения EF и I_{geo} приведены на рис. 3. Согласно полученным результатам, городская пыль Красноярск не обогащена Al, Cr, Hg, минимально обогащена Mg, Fe, Co, Sn, Bi, умеренно обогащена Pb, Mo, Cu, Zn, Cd и значительно обогащена As, W, Sb и Ag. В зависимости от полученных значений EF рассматриваемые элементы можно расположить в следующем возрастающем порядке: $\text{Al} = \text{Cr} < \text{Hg} < \text{Mg} < \text{Fe} < \text{Co} < \text{Sn} < \text{Bi} < \text{Pb} < \text{Mo} < \text{Cu} < \text{Zn} < \text{Cd} < \text{As} < \text{W} < \text{Sb} < \text{Ag}$. Таким образом, можно сделать вывод, что такие элементы, как Mg, Fe, Co, Sn, Bi, Pb, Mo, Cu, Zn, Cd, As, W, Sb и Ag, скорее всего, имеют

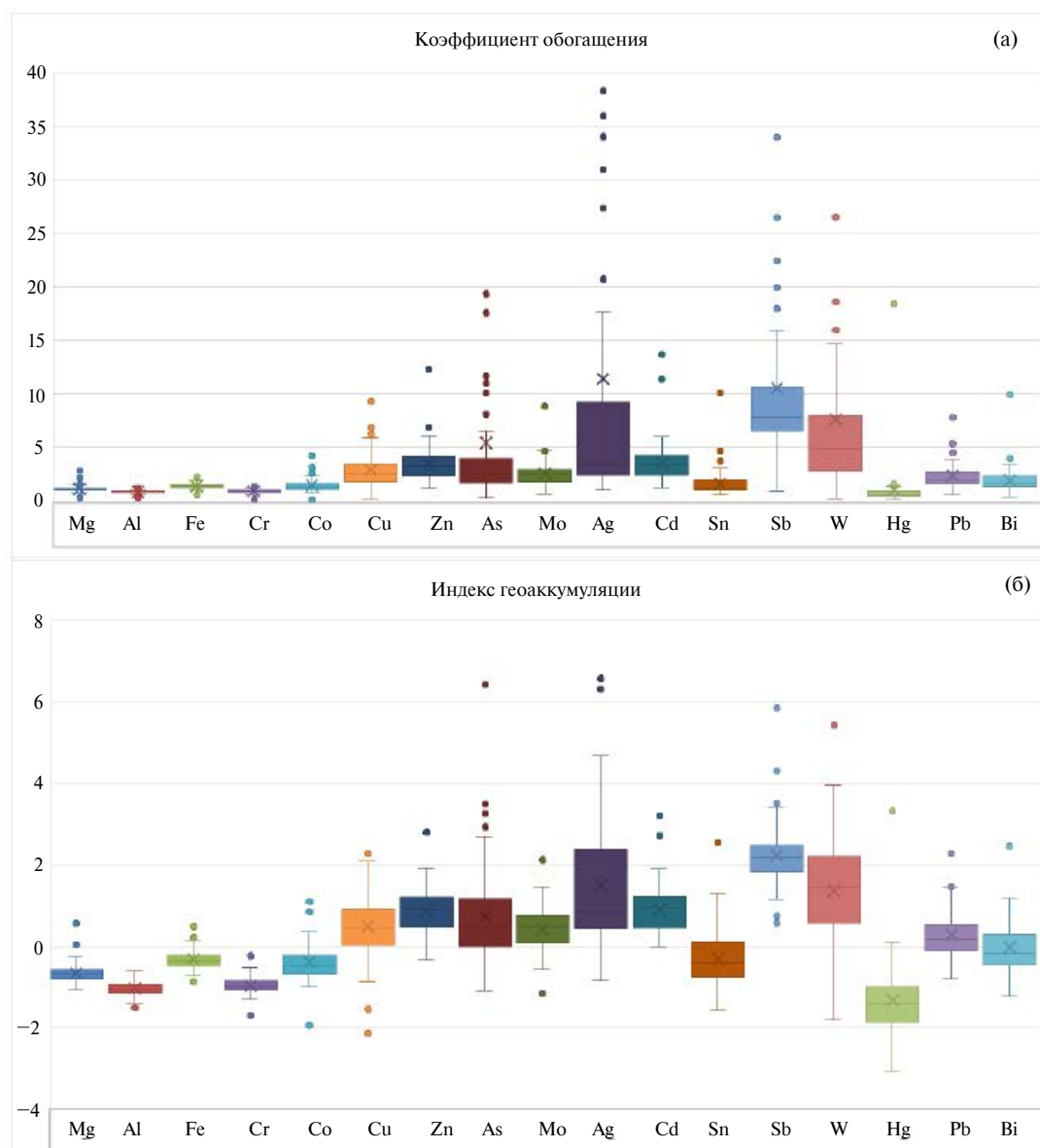


Рис. 3. Гистограмма «ящик с усами» значений EF (а) и I_{geo} (б), рассчитанных для ряда макро- и микроэлементов пыли г. Красноярска. Крест и горизонтальная линия внутри «ящика» являются средним и медианными значениями соответственно. Нижняя и верхняя граница «ящика» – 25-й и 75-й процентиль. «Усы» – максимальное и минимальное значения. Точки данных, выходящие за пределы диапазона усов, считаются выбросами.

антропогенные источники поступления. Необходимо отметить, что некоторые образцы городской пыли Красноярска чрезвычайно высоко обогащены Rh, Pd, Pt и Au, что также иллюстрирует антропогенный характер их поступления. Кроме этого, были рассчитаны значения EF для всех остальных элементов (Na, P, S, K, Ca, Ti, Mn, Li, Be, Sc, V, Ni, Ga, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Cs, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Hf, Ta, Tl, Th и U), которые составили менее 2, в среднем 1.0 ± 0.4 , что свидетельствует о том, что они поступают в пыль из природных источников.

В свою очередь, согласно полученным значениям I_{geo} , элементы можно расположить в следующем возрастающем порядке: $Hg < Al = Cr < Mg < Co < Fe = Sn < Bi < Pb < Mo < Cu < As < Zn = Cd < W < Ag < Sb$. Показано, что городская пыль Красноярска не загрязнена Hg, Al, Cr, Mg, Co, Fe, Sn, минимально загрязнена Bi, Pb, Mo, Cu и As и умеренно загрязнена Zn, Cd, W, Ag и Sb. В целом результаты оценки степени загрязнения при помощи EF и I_{geo} сопоставимы. Выявлена высокая степень загрязнения городской пыли Красноярска Pb, Mo, Cu, Zn,

Cd, As, W, Sb и Ag, которые накапливаются в пыли в результате различных антропогенных процессов.

Результаты определения ТЕФ, демонстрирующие степень опасности исследуемых образцов пыли для городских экосистем Красноярска, приведены на рис. 4. Согласно полученным результатам 4 исследуемых образца пыли (из 68) представляют собой высокую степень опасности ($128 < \text{TEF} < 256$) для городских экосистем, 8 образцов опасны ($64 < \text{TEF} < 128$), 33 умеренно опасны, оставшиеся 23 образца не представляют опасность для городских экосистем. Таким образом, установлено, что 66 % исследуемой территории г. Красноярска подвержены негативному воздействию городской пыли.

При выявлении локальных закономерностей загрязнения городской пыли Крас-

ноярска полученные значения I_{geo} As, Sb, Cu, Zn, W, Cd и Mo (для данных элементов характерны наибольшие значения EF и I_{geo}), которые и являются маркерами различных антропогенных процессов (Ivaneev et al., 2022; Thorpe, Harrison, 2008), наносили на карту в зависимости от локаций отбора образцов пыли (рис. 5). В результате выявлено, что Sb в высокой степени накапливается в образцах, отобранных вдоль крупных автомагистралей. Вследствие этого можно предположить, что основным источником Sb в пыли Красноярска являются выбросы автотранспорта. Городская пыль, отобранная в юго-восточной и северо-восточной части города Красноярска (где расположена основная часть промышленных предприятий города), в большей степени загрязнена As, Cu, Zn, W, Cd и Mo, чем остальная часть города.

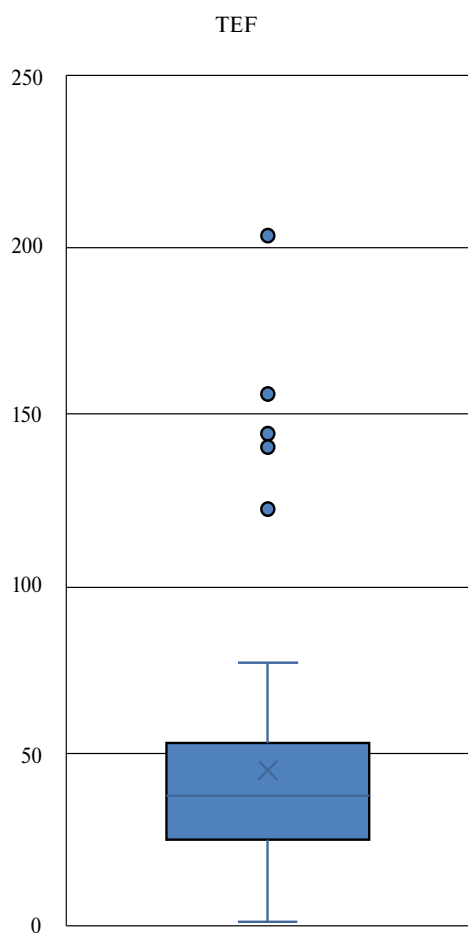


Рис. 4. Гистограмма «ящик с усами» значений ТЕФ, рассчитанных для исследуемых образцов пыли г. Красноярска. Крест и горизонтальная линия внутри «ящика» являются средним и медианным значениями соответственно. Нижняя и верхняя граница «ящика» – 25-й и 75-й процентиль. «Усы» – максимальное и минимальное значения. Точки данных, выходящие за пределы диапазона усов, считаются выбросами.

Источники загрязнения городской пыли

Возможные источники поступления макро- и микроэлементов в осевшую городскую пыль Красноярска оценивали при помощи статистической обработки массива данных двумя независимыми методами: МГК и корреляционной матрицей Пирсона. Кроме этого, при выявлении источников поступления макро- и микрокомпонентов в городскую пыль Красноярска учитывали соответствующие значения EF и I_{geo} . Следует отметить, что МГК применяли для массива данных найденных концентраций Al, Ti, Fe, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Cd, Sn, Sb, W, Hg, Pb и Bi в городской пыли. Данные элементы являются маркерами широкого спектра антропогенных и природных процессов (Норке 2016; Yu et al., 2016; Yuanan et al., 2020). Нормальность распределения полученных данных была подтверждена методом Шапиро – Уилка. Полученные значение теста Кайзера – Майера – Олкина, составляющее 0.622 (> 0.60), и значение критерия сферичности Бартлетта 0.00 (< 0.05) подтверждают, что массив данных концентраций выбранных элементов подходит для анализа МГК. В результате применения МГК было получено 6 главных компонент (ГК) с собственными значениями > 1 , описывающие 68 % общей дисперсии (табл. 4). Значение нагрузок менее 0.4 по модулю в табл. 4 не приводили. Полученные нагрузки ГК также проиллюстрированы на рис. 6. Кроме этого, в табл. 5 приведена корреляционная матрица Пирсона, описывающая степень взаимосвязи между элементами в городской пыли Красноярска.

Первый главный компонент (ГК1) описывает 20 % общей дисперсии и включает в себя Al, Ti, Cr, Fe и Ni. Результаты анализа МГК показали, что Al, Ti и Cr со значениями нагрузок более 0.7 обладают высокой корреляцией с ГК1, в то

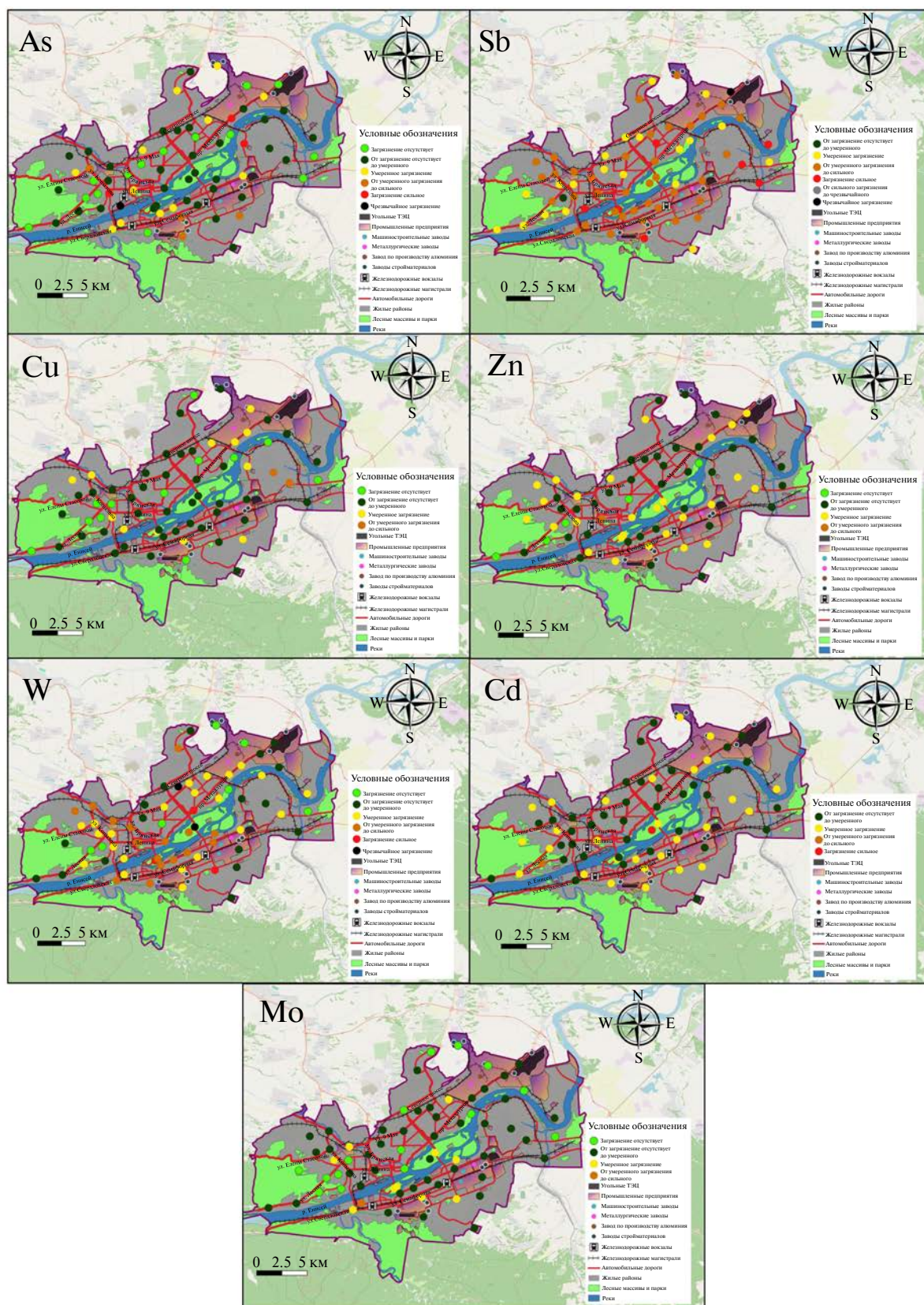


Рис. 5. Карта распределения значений I_{geo} As, Sb, Cu, Zn, W, Cd и Mo, накапливающихся в городской пыли Красноярска, в зависимости от локаций отбора образцов. Карта создана при помощи ПО QGIS (версия 3.34.1) по данным OpenStreetMap.

Таблица 4. Полученные значения нагрузок главных компонент, их собственные значения и объем описанной дисперсии. Значения нагрузок, составляющие менее 0.4 по модулю, в таблице не приведены. Полужирным шрифтом выделены нагрузки, иллюстрирующие сильную корреляцию между элементом и соответствующим компонентом

Элементы	Главный компонент					
	1	2	3	4	5	6
Al	0.781	—	—	—	—	—
Ti	0.891	—	—	—	—	—
Fe	0.430	0.753	—	—	—	—
Cr	0.786	—	—	—	—	—
Co	—	0.856	—	—	—	—
Ni	0.569	0.466	—	—	—	—
Cu	—	0.552	—	0.611	—	—
Zn	—	—	0.617	—	—	—
As	—	0.742	—	—	—	—
Mo	—	—	0.528	—	—	—
Cd	—	—	—	0.535	—	—
Sn	—	—	—	0.568	−0.400	—
Sb	—	—	—	—	0.830	—
W	—	—	0.777	—	—	—
Hg	—	—	—	—	—	0.777
Pb	—	—	—	0.688	—	—
Bi	—	—	0.830	—	—	—
Собственное значение	3.414	2.859	1.880	1.342	1.100	1.010
Объем описанной дисперсии, %	20	17	11	8	6	6

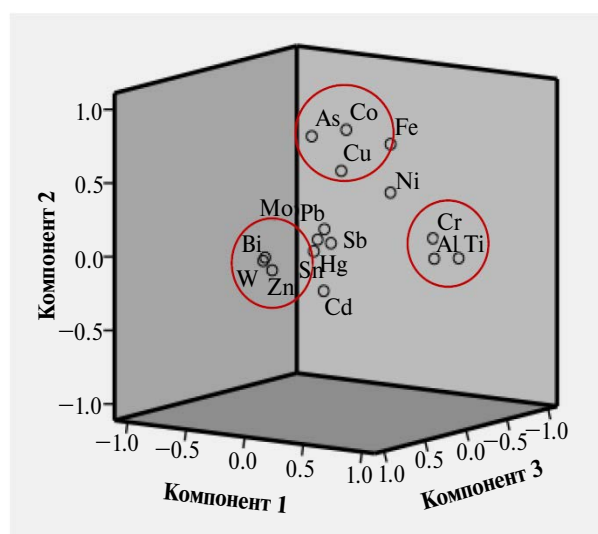


Рис. 6. Диаграмма компонент во вращаемом пространстве.

время как у Fe и Ni выявлен умеренный уровень корреляции. Высокая корреляция (> 0.5) Al, Ti и Cr друг с другом была выявлена при помощи матрицы Пирсона. В свою очередь, Fe и Ni умеренно коррелируют (в среднем 0.4) с Al, Ti и Cr. Рассчитанные EF и I_{geo} показали, что Al, Ti, Cr, Fe и Ni практически не загрязняют городскую пыль Красноярска. Ранее во многих исследованиях было обнаружено, что процесс эрозии почв и горных пород может являться источником Al, Ti, Cr, Fe и Ni в городской среде (Ivaneev et al., 2023; Krupnova et al., 2020). Таким образом, можно предположить, что ГК1 — это природный источник образования элементов в городской пыли Красноярска, а именно процесс выветривания почв и горных пород.

Второй главный компонент (ГК2) включает в себя Fe, Co, Ni, Cu и As и описывает 17 % общей дисперсии. Fe, Co и As сильно коррелируют с ГК2,

Таблица 5. Корреляционная матрица Пирсона, иллюстрирующая степень взаимосвязи между элементами в городской пыли Красноярска

Элементы	Al	Ti	Fe	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Mo	Cd	Sn	Sb	W	Hg	Pb	Bi
Al	1.000	0.677	0.328	0.437	0.134	0.314	-0.093	-0.172	-0.091	-0.277	-0.019	-0.154	-0.063	-0.103	0.014	-0.280	-0.016
Ti		1.000	0.354	0.762	0.113	0.378	-0.070	-0.258	-0.123	-0.377	-0.105	-0.148	-0.234	-0.164	-0.070	-0.236	-0.155
Fe			1.000	0.438	0.737	0.499	0.482	-0.085	0.337	0.158	-0.119	-0.109	-0.044	-0.080	-0.190	0.093	-0.020
Cr				1.000	0.227	0.440	0.130	-0.119	-0.058	0.007	-0.150	-0.086	-0.145	-0.045	-0.105	-0.109	-0.098
Co					1.000	0.508	0.477	0.012	0.435	0.196	-0.102	-0.066	0.067	0.116	-0.091	-0.015	0.166
Ni						1.000	0.464	0.025	0.158	0.213	0.041	-0.048	0.105	0.030	-0.082	-0.031	0.051
Cu							1.000	0.232	0.276	0.257	0.178	0.147	0.238	-0.062	-0.064	0.412	-0.015
Zn								1.000	0.022	0.355	0.191	0.131	0.077	0.272	-0.093	0.053	0.356
As									1.000	0.071	-0.047	0.029	0.075	-0.036	-0.021	0.017	0.046
Mo										1.000	0.103	0.021	0.073	0.242	-0.114	0.056	0.279
Cd											1.000	0.057	-0.023	0.004	-0.024	0.096	0.198
Sn												1.000	-0.027	0.002	-0.050	0.247	0.027
Sb													1.000	-0.060	-0.029	0.067	0.081
W														1.000	-0.071	-0.145	0.607
Hg															1.000	-0.088	0.022
Pb																1.000	-0.096
Bi																	1.000

в то время как для Ni и Cu характерна умеренная корреляция. Корреляционная матрица Пирсона показала, что Fe сильно коррелирует с Co (0.7). Для других пар элементов (Ni, Co, Cu и As) выявлена умеренная корреляция. As сильнее всего коррелирует с Co по сравнению с другими элементами. Согласно полученным EF и I_{geo} исследуемая городская пыль значительно загрязнена Co, Cu и As и слабо аккумулирует Fe и Ni. В пылегазовых выбросах заводов цветной и черной металлургии, а также предприятий по производству и обработке металлических деталей могут содержаться Fe, Co, Cu, As и Ni (Barjoe et al., 2024; Khan et al., 2023; Mostafa et al., 2024b). Cu и As используют при производстве электролитов и электроники (Vlasov et al., 2021). Следует отметить, что Co и As зачастую попадают в городскую пыль за счет сжигания угля (Zhang et al., 2021; Žibret, 2019). В промышленных районах Fe может содержаться в угольной пыли (Zhang et al., 2021; Žibret, 2019). Ранее было показано, что Co, Cu и As в большей степени накапливаются в промышленных районах г. Красноярска, где наряду с металлургическими предприятиями расположены три крупные угольные ТЭС. Другим источником As, Ni и Cu могут быть лесные пожары, которые происходили в Красноярском крае за 2 недели до отбора проб пыли и воздействовали на город (Alexakis, 2020). Вследствие этого ГК2 можно отнести к комбинированному антропогенному источнику, включающему в себя выбросы металлургических предприятий и угольных ТЭС.

Третий главный компонент (ГК3) включает в себя Zn, Mo, W и Bi и описывает 11 % общей дисперсии. С ГК3 сильно коррелируют W и Bi и умеренно коррелируют Zn и Mo. Согласно матрице Пирсона, W и Bi в большей степени коррелируют друг с другом (0.6), корреляция между остальными парами элементов была умеренной (0.4). Согласно EF и I_{geo} , W, Bi, Zn и Mo загрязняют городскую пыль Красноярска и характеризуются антропогенными источниками образования. Следует отметить, W, Bi, Zn и Mo в большей степени накапливаются в образцах пыли, отобранных в промышленных районах Красноярска, в особенности в северо-восточной части города. W и его сплавы используют в осветительных приборах, в рентгеновских трубках, а также в качестве катализатора для ускорения химических реакций. Bi наряду с W используют как компонент стали, которую применяют для изготовления высокопрочных изделий, таких как турбины, буры, лезвия и др. Кроме того, W, Bi и их соединения включают в состав пигментов, которые, в свою очередь, применяют для создания огнестойких покрытий и различных устойчивых красителей (Alves et al., 2020; Sezgin et al., 2022). Mo и Zn также используют в качестве легирующих

элементов в стальных сплавах для улучшения их свойств (Žibret 2019). Кроме этого, Zn и Mo могут содержаться в выбросах автотранспорта и накапливаться в городской пыли в результате износа автомобильных шин, стекол, пластика, топливных насосов и других частей (Ivaneev et al., 2023; Moskovchenko et al., 2022b; Thorpe, Harrison, 2008). Таким образом, ГК3 был отнесен к тяжелой металлургической и машиностроительной промышленности.

Четвертый главный компонент (ГК4) включает в себя Cu, Cd, Sn и Pb и описывает 8 % общей дисперсии. Pb коррелирует в наибольшей степени с ГК4 (0.7), по сравнению с Cu, Cd и Sn, которые характеризуются умеренной корреляцией. Матрица Пирсона показала, что среди рассматриваемых элементов Pb наиболее высоко коррелирует с Cu и Sn (0.4), Cd наиболее высоко коррелирует с Cu (0.2). Для остальных пар элементов выявлена низкая корреляция друг с другом. Значения EF и I_{geo} показали, что Cu, Cd и Pb загрязняют городскую пыль Красноярска, Sn слабо аккумулирует в образцах городской пыли. Cu, Cd, Sn и Pb относят к элементам-маркерам выбросов автотранспорта (Fussell et al., 2022; Thorpe, Harrison 2008; Vlasov et al., 2022). Cd используют при производстве автомобильных шин, Cu используют при производстве масляных насосов, Pb используют в качестве легирующего элемента при производстве металлических деталей автотранспорта (Adachi, Tainosho, 2004; Fussell et al., 2022; Thorpe, Harrison, 2008; Vlasov et al., 2022). Из меди также изготавливают токосъемные кольца автомобильных генераторов, которые изнашиваются в результате трения о графитовые щетки генератора, что приводит к попаданию Cu в городскую пыль. Следует отметить, что источником Cu, Cd, Sn и Pb может служить железнодорожный транспорт, который активно используют в Красноярске (Vaiškūnaitė, Jasiūnienė, 2020). Кроме этого, Cu, Cd, Sn и Pb входят в состав различных сплавов, поэтому они могут накапливаться в городской пыли в результате износа различных металлических изделий и конструкций. Кроме этого, Cu, Cd, Sn и Pb содержатся в выбросах различных промышленных предприятий (производство пигментов, керамики, аккумуляторов и др.) (Hu и др., 2011; Moskovchenko et al., 2022b). Таким образом, ГК4 — это выбросы автомобильного (износ шин, масляных насосов, металлических деталей и других компонентов) и железнодорожного транспорта (износ железнодорожного полотна и частей подвижного состава), а также износ металлических деталей и конструкций.

Пятый главный компонент (ГК5) объединяет Sn и Sb и описывает 6 % общей дисперсии. ГК5 сильно коррелирует с Sb (0.8) и умеренно коррелирует с Sn (–0.4). Матрица Пирсона иллюстрирует

отсутствие корреляции между Sb и Sn (0.03), что свидетельствует о том, что они имеют индивидуальные источники образования. Sb в высокой степени загрязняет городскую пыль Красноярска. Следует подчеркнуть, что Sb в наибольшей степени накапливается в образцах городской пыли, отобранных вдоль крупных автомагистралей Красноярска. Ранее было показано, что высокая концентрация Sb в городской пыли связана с автомобильными пробками (Vlasov et al., 2021). Вследствие этого можно предположить, что источником Sb в городской пыли Красноярска является автотранспорт. Sb используют в тормозных колодках. В свою очередь, Sn применяют для вулканизации автомобильных шин. Кроме этого, антропогенными источниками Sn служат выбросы металлургических предприятий, процессы сжигания отходов и ископаемого топлива (Adachi, Tainosho, 2004; Thorpe, Harrison, 2008). Таким образом, ГК5 определили как процесс износа тормозных колодок (Sb) и шин (Sn), а также промышленные выбросы.

Шестой главный компонент (ГК6) описывает 6 % дисперсии и включает в себя Hg. Hg практически не накапливается в городской пыли Красноярска. Вследствие этого сделано предположение, что ГК6 – это природные процессы, а именно эрозия почв и горных пород. Тем не менее следует отметить, что для некоторых локаций обнаружено чрезвычайно высокое загрязнение ртутью. Помимо природных источников, Hg может попадать в городскую пыль из выбросов мусоросжигательных заводов и фармацевтической промышленности, а также в результате лесных пожаров, сжигания угольного топлива и дров в местных домохозяйствах (Alexakis, 2020; Hu et al., 2011; Zheng et al., 2015).

Следует отметить другие вероятные антропогенные источники поступления обсуждаемых микроэлементов в городскую пыль Красноярска. Cr, Ni, Zn, Mo, Pb и другие микроэлементы могут выбрасываться при производстве электроники и фармацевтической продукции; Sb, Mo, Pb, Cd, Bi и As могут присутствовать в выбросах мусоросжигательных заводов; а Zn, Pb, Sb, Cd, Bi и As могут накапливаться в городской пыли в результате внесения удобрений и рекультивационных смесей в почвы Красноярска (Vlasov et al., 2021; Adachi, Tainosho, 2004; Thorpe, Harrison, 2008).

В целом МГК позволил определить основные антропогенные источники рассматриваемых элементов в исследуемых образцах городской пыли и, следовательно, основные источники загрязнения городской среды г. Красноярска. Показано, что городская пыль Красноярска находится под антропогенным воздействием широкого спектра

процессов: выбросы промышленности, в том числе металлургической и машиностроительной, выбросы автотранспорта и сжигание угля. Следует отметить, что для некоторых элементов, таких как Fe, Ni, Cu и Cd, определены несколько источников поступления.

Отдельно следует рассмотреть источники поступления Pd, Pt, Au и Ag, которые накапливаются в некоторых образцах городской пыли Красноярска. Источниками Pt и Pd в городской пыли принято считать процесс износа автомобильных катализаторов (Ermolin et al., 2022; Ладонин, 2018). Источниками Au может служить износ ювелирных украшений и процесс эрозии позолоченных церковных куполов (Ермолин и др., 2022). Основными антропогенными источниками Ag могут быть ювелирная промышленность, фармакологические производства, химическая промышленность и микроэлектроника (Padhye et al., 2023).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Впервые проведено комплексное исследование городской пыли Красноярска, одного из крупнейших индустриальных центров России. Диаграммы состава $(\text{CaO} + \text{Na}_2\text{O}) - \text{Al}_2\text{O}_3 - \text{K}_2\text{O}$ и $(\text{CaO} + \text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O}) - \text{Al}_2\text{O}_3 - (\text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{MgO})$ позволили установить, что минеральная часть городской пыли представлена в основном плагиоклазами. Кроме этого, полученные диаграммы показали, что Ca и Al могут поступать в городскую пыль не только из природных источников, но также из антропогенных. При оценке степени загрязнения городской пыли Красноярска предложено в качестве опорной концентрации для расчета коэффициентов обогащения использовать сумму концентраций PЗЭ (Y, La, Ce и Nd), что, в свою очередь, позволило получить более надежные и точные данные. Согласно полученным значениям EF и I_{geo} рассматриваемые элементы в городской пыли Красноярска можно расположить в следующих порядках: $\text{Al} = \text{Cr} < \text{Hg} < \text{Mg} < \text{Fe} < \text{Co} < \text{Sn} < \text{Bi} < \text{Pb} < \text{Mo} < \text{Cu} < \text{Zn} < \text{Cd} < \text{As} < \text{W} < \text{Sb} < \text{Ag}$ и $\text{Hg} < \text{Al} = \text{Cr} < \text{Mg} < \text{Co} < \text{Fe} = \text{Sn} < \text{Bi} < \text{Pb} < \text{Mo} < \text{Cu} < \text{As} < \text{Zn} = \text{Cd} < \text{W} < \text{Ag} < \text{Sb}$ соответственно. Таким образом, показано, что городская пыль Красноярска находится под существенной антропогенной нагрузкой и загрязнена такими элементами, как Pb, Mo, Cu, Zn, Cd, As, W, Sb и Ag. Установлено, что 66 % исследуемой территории Красноярска подвержены негативному воздействию городской пыли. Выявлены закономерности аккумуляирования микроэлементов в зависимости от локаций отбора проб. Обнаружено, что Sb в высокой степени накапливается в образцах, отобранных вдоль крупных автомагистралей. В свою очередь, As, Cu, Zn, W, Cd и Mo в наибольшей

степени накапливаются в образцах пыли, отобранных в юго-восточной и северо-восточной частях города (где расположены промышленные зоны). Кроме этого, были определены основные источники загрязнения городской пыли Красноярска, включающие промышленные выбросы, выбросы автотранспорта, железнодорожного транспорта и ТЭС.

Таким образом, на примере оценки загрязнения городской пыли токсичными элементами проведена оценка степени антропогенной нагрузки на городские экосистемы Красноярска, выявлены ее локальные закономерности, а также определены источники данного загрязнения. Полученные данные могут быть полезны не только для понимания геохимических процессов, связанных с аккумулярованием элементов в городской пыли, но и для экологического менеджмента Красноярска.

Авторы выражают искреннюю благодарность Туманову Максиму Алексеевичу за построение карт распределения индексов геоаккумуляции, редактору Луканину Олегу Александровичу и рецензентам за ценные комментарии.

Исследование выполнено по теме государственного задания Института геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского Российской академии наук (ГЕОХИ РАН). Отбор и элементный анализ образцов пыли методами МС-ИСП и АЭС-ИСП выполнен при поддержке гранта РНФ № 22-13-00316.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Ермолин М.С., Иванеев А.И., Бржезинский А.С., Карандашев В.К., Мохов А.В., Федотов П.С. (2022). Антропогенный источник золота в московской городской пыли. *Журнал аналитической химии*. **77**(10), 956–966.
- Ермолин М.С., Федотов П.С., Карандашев В.К., Дженлода Р.Х., Иванеев А.И., Буркат Т.В., Буркат В.С. (2020). Фракционирование, характеристика и анализ нано- и микрочастиц при оценке вклада металлургического предприятия в загрязнение городской пыли. *Журнал аналитической химии*. **75**(9), 844–853.
- Котельникова А.Д., Рогова О.Б., Столбова В.В. (2021). Лантаноиды в почве: поступление, содержание, влияние на растения, генотоксичность (обзор). *Почвоведение*. (1), 100–119.
- Ладонин Д.В. (2018). Элементы платиновой группы в почвах и уличной пыли Юго-Восточного административного округа г. Москвы. *Почвоведение*. **3**, 274–283.
- Acosta J.A., Gabarrón M., Faz A., Martínez-Martínez S., Zornoza R., Arocena J.M. (2015). Influence of population density on the concentration and speciation of metals in the soil and street dust from urban areas. *Chemosphere*. **134**, 328–337. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.038>
- Adachi K., Tainosho Y. (2004). Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust. *Environ. Int.* **30**(8), 1009–1017. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2004.04.004>
- Alexakis D.E. (2020). Contaminated land by wildfire effect on ultramafic soil and associated human health and ecological risk. *Land*. **9**(11), 1–16. <https://doi.org/10.3390/land9110409>
- Alves C.A., Vicente E.D., Vicente A.M.P., Rienda I.C., Tomé M., Querol X., Amato F. (2020). Loadings, chemical patterns and risks of inhalable road dust particles in an Atlantic city in the north of Portugal. *Sci. Total Environ.* **737**. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139596>
- Awadh S.M., Al-Hamdani J.A.J.M.Z. (2019). Urban geochemistry assessment using pollution indices: a case study of urban soil in Kirkuk, Iraq. *Environ. Earth Sci.* **78**(20). <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8615-3>
- Barjoe S.S., Azizi M., Yazdani M., Alikhani E., Khaledi, A. (2024). Emission source apportionment of the road dust-bound trace and major elements in Najafabad to the west of Isfahan megacity (Iran) based on multivariate receptor-oriented source models of PMF, PCFA and UNMIX. *Environ. Dev. Sustain.* **26**(4), 10333–10366. <https://doi.org/10.1007/s10668-023-03149-5>
- Birke M., Rauch U. (2000). Urban geochemistry: investigation in Berlin metropolitan area. *Environ. Geochem. Health*. **22**, 233–248. <https://doi.org/10.1023/A:1026554308673>
- Bisht L., Gupta V., Singh A., Gautam A.S., Gautam S. (2022). Heavy metal concentration and its distribution analysis in urban road dust: A case study from most populated city of Indian state of Uttarakhand. *Spat. Spatio-temporal Epidemiol.* **40**. <https://doi.org/10.1016/j.sste.2021.100470>
- Bučko M.S., Magiera T., Pesonen L.J., Janus B. (2010). Magnetic, geochemical, and microstructural characteristics of road dust on roadsides with different traffic volumes – case study from Finland. *Water. Air. Soil Pollut.* **209**, 295–306. <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0198-2>
- Candeias C., Vicente E., Tomé M., Rocha F., Ávila P., Alves C. (2020). Geochemical, mineralogical and morphological characterization of road dust and associated health risks. *Int. J. Environ. Res. Public Health*. **17**(5). <https://doi.org/10.3390/ijerph17051563>
- Cao S., Wen D., Chen X., Duan X., Zhang L., Wang B., Qin N., Wei F. (2022). Source identification of pollution and health risks to metals in household indoor and outdoor dust: A cross-sectional study in a typical mining town, China. *Environ. Pollut.* **293**. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118551>
- Cappelletti N., Astoviza M., Morrone M., Tatone L. (2019). Urban geochemistry and potential human health risks in the metropolitan area of Buenos Aires: PAHs and PCBs in soil, street dust, and bulk deposition. *Environ. Geochem. Health*. **41**(2), 699–713. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0163-3>
- Charlesworth S., de Miguel E., Ordóñez A. (2011). A review of the distribution of particulate trace elements in urban terrestrial environments and its application to considerations of risk. *Environ. Geochem. Health*. **33**(2), 103–123. <https://doi.org/10.1007/s10653-010-9325-7>
- Dehghani S., Moore F., Vasiluk L., Hale B.A. (2018). The geochemical fingerprinting of geogenic particles in road deposited dust from Tehran metropolis, Iran: Implications for provenance tracking. *J. Geochem. Explor.* **190**, 411–423. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2018.04.011>
- Dytłow S., Górka-Kostrubiec B. (2021). Concentration of heavy metals in street dust: an implication of using different geochemical background data in estimating the level of heavy metal pollution. *Environ. Geochem. Health*. **43**(1), 521–535. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00726-9>

- Ermolin M.S., Fedotov P.S., Ivaneev A.I., Karandashev V.K., Fedyunina N.N., Burmistrov A.A. (2018). A contribution of nanoscale particles of road-deposited sediments to the pollution of urban runoff by heavy metals. *Chemosphere*. **210**, 65–75. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.150>
- Ermolin M.S., Ivaneev A.I., Brzhezinskiy A.S., Fedyunina N.N., Karandashev V.K., Fedotov P.S. (2022). Distribution of platinum and palladium between dissolved, nanoparticulate, and microparticulate fractions of road dust. *Molecules*. **27**(18), 6107. <https://doi.org/10.3390/molecules27186107>
- Ermolin M.S., Fedotov P.S., Ivaneev A.I., Karandashev V.K., Burmistrov A.A., Tatsy Y.G. (2016). Assessment of elemental composition and properties of copper smelter-affected dust and its nano- and micron size fractions. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **23**. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7637-6>
- Fedotov P.S., Ermolin M.S., Karandashev V.K., Ladonin D.V. (2014). Characterization of size, morphology and elemental composition of nano-, submicron, and micron particles of street dust separated using field-flow fractionation in a rotating coiled column. *Talanta*. **130**, 1–7. <https://doi.org/10.1016/J.TALANTA.2014.06.040>
- Ferreira-Baptista L., De Miguel E. (2005). Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: A tropical urban environment. *Atmos. Environ.* **39**(25), 4501–4512. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.03.026>
- Filippelli G.M., Morrison D., Cicchella D. (2012). Urban geochemistry and human health. *Elements*. **8**(6), 439–444. <https://doi.org/10.2113/gselements.8.6.439>
- Fujiwara F.G., Gómez D.R., Dawidowski L., Perelman P., Faggi A. (2011). Metals associated with airborne particulate matter in road dust and tree bark collected in a megacity (Buenos Aires, Argentina). *Ecol. Indic.* **11**(2), 240–247. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.04.007>
- Fussell J.C., Franklin M., Green D.C., Gustafsson M., Harrison R.M., Hicks W., Kelly F.J., Kishta F., Miller M.R., Mudway I.S., Oroumijeh F., Selley L., Wang M., Zhu Y. (2022). A Review of road traffic-derived non-exhaust particles: emissions, physicochemical characteristics, health risks, and mitigation measures. *Environ. Sci. Technol.* **56**(11), 6813–6835. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c01072>
- Gaberšek M., Gosar M. (2021). Towards a holistic approach to the geochemistry of solid inorganic particles in the urban environment. *Sci. Total Environ.* **763**. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144214>
- Hanfi M.Y., Seleznev A.A., Yarmoshenko I.V., Malinovsky G., Konstantinova E.Y., Alsafi K.G., Sakr A.K. (2022a). Potentially harmful elements in urban surface deposited sediment of Ekaterinburg, Russia: Occurrence, source appointment and risk assessment. *Chemosphere*. **307**. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.135898>
- Hanfi M.Y., Seleznev A.A., Yarmoshenko I.V., Malinovsky G., Konstantinova E.Y., Alsafi K.G., Sakr A.K. (2022b). Potentially harmful elements in urban surface deposited sediment of Ekaterinburg, Russia: Occurrence, source appointment and risk assessment. *Chemosphere*. **307**. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135898>
- Haynes H.M., Taylor K.G., Rothwell J., Byrne P. (2020). Characterization of road-dust sediment in urban systems: a review of a global challenge. *J. Soils Sediments*. **20**(12), 4194–4217. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02804-y>
- Hopke P.K. (2003). Recent developments in receptor modeling. *J. Chemom.* **17**(5), 255–265. <https://doi.org/10.1002/cem.796>
- Hopke P.K. (2016). Review of receptor modeling methods for source apportionment. *J. Air Waste Manage. Assoc.* **66**(3), 237–259. <https://doi.org/10.1080/10962247.2016.1140693>
- Hu X., Zhang Y., Luo J., Wang T., Lian H., Ding Z. (2011). Bioaccessibility and health risk of arsenic, mercury and other metals in urban street dusts from a mega-city, Nanjing, China. *Environ. Pollut.* **159**(5), 1215–1221. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.037>
- Ivaneev A.I., Brzhezinskiy A.S., Karandashev V.K., Ermolin M.S., Fedotov P.S. (2023). Assessment of sources, environmental, ecological, and health risks of potentially toxic elements in urban dust of Moscow megacity, Russia. *Chemosphere*. **321**. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138142>
- Jordanova N., Jordanova D., Tcherkezova E., Georgieva B., Ishlyanski D. (2021). Advanced mineral magnetic and geochemical investigations of road dusts for assessment of pollution in urban areas near the largest copper smelter in SE Europe. *Sci. Total Environ.* **792**. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148402>
- Karandashev V.K., Khvostikov V.A., Nosenko S.V., Burmii Zh.P. (2017). Stable Highly Enriched Isotopes in Routine Analysis of Rocks, Soils, Grounds, and Sediments by ICP-MS. *Inorg. Mater.* **53**(14), 1432–1441. <https://doi.org/10.1134/S0020168517140084>
- Khan M.B., Setu S., Sultana N., Gautam S., Begum B.A., Salam M.A., Jolly Y.N., Akter S., Rahmad M.M., Shil B.C., Afrin Sadea. (2023). Street dust in the largest urban agglomeration: pollution characteristics, source apportionment and health risk assessment of potentially toxic trace elements. *Stoch. Environ. Res. Risk Assess.* **37**(8), 3305–3324. <https://doi.org/10.1007/s00477-023-02432-1>
- Konstantinova E., Minkina T., Konstantinov A., Sushkova S., Antonenko E., Kurasova A., Loiko S. (2020). Pollution status and human health risk assessment of potentially toxic elements and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dust of Tyumen city, Russia. *Environ. Geochem. Health.* **44**, 409–432. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00692-2>
- Konstantinova E., Minkina T., Sushkova S., Konstantinov A., Rajput V.D., Sherstnev A. (2019). Urban soil geochemistry of an intensively developing Siberian city: A case study of Tyumen, Russia. *J. Environ. Manage.* **239**, 366–375. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.095>
- Krishnakumar S., Ramasamy S., Chandrasekar N., Peter T.S., Godson P.S., Gopal V., Magesh N.S. (2017). Spatial risk assessment and trace element concentration in reef associated sediments of Van Island, southern part of the Gulf of Mannar, India. *Mar. Pollut. Bull.* **115**(1–2), 444–450. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.067>
- Krüger H., Thompson M.S., Kobayashi M., Mangano V., Moroni M., Milillo A., Keller L.P., Sasaki S., Zender J., Domingue D. (2024). Understanding the Dust Environment at Mercury: From Surface to Exosphere. *Planet. Sci. J.* **5**(2). <https://doi.org/10.3847/PSJ/ad11f5>
- Krupnova T.G., Rakova O.V., Bondarenko K.A., Saifullin A.F., Popova D.A., Potgieter-Vermaak S., Godoi R.H.M. (2021). Elemental composition of PM2.5 and PM10 and health risks assessment in the industrial districts of Chelyabinsk, south Ural region, Russia. *Int. J. Environ. Res. Public Health.* **18**(23). <https://doi.org/10.3390/ijerph182312354>
- Krupnova T.G., Rakova O.V., Gavrilkina S.V., Antoshkina E.G., Baranov E.O., Yakimova O.N. (2020). Road dust trace elements contamination, sources, dispersed composition, and human health risk in Chelyabinsk, Russia. *Chemosphere*. **261**. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127799>

- Liang S.Y., Cui J.L., Bi X.Y., Luo X.S., Li X.D. (2019). Deciphering source contributions of trace metal contamination in urban soil, road dust, and foliar dust of Guangzhou, southern China. *Sci. Total Environ.* **695**. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133596>
- Marín-Sanleandro P., Delgado-Iniesta M.J., Sáenz-Segovia A.F., Sánchez-Navarro A. (2024). Spatial identification and hotspots of ecological risk from heavy metals in urban dust in the city of Cartagena, SE Spain. *Sustainability (Switzerland)*. **16**(1). <https://doi.org/10.3390/su16010307>
- Mesquita G.S., Passos E.A., Oliveira S.S., Queiroz A.F.S., Soares S.A.R., Araujo R.G.O. (2024). Geochemical base for As, Co, Cu, Ni, P, Pb, S, V and Zn in road dust collected in areas of oil industry activity in the Metropolitan Region of Salvador, Bahia, Brazil. *Microchem. J.* **200**. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2024.110304>
- Moskovchenko D., Pozhitkov R., Soromotin A., Tyurin V. (2022). The content and sources of potentially toxic elements in the road dust of Surgut (Russia). *Atmosphere*. **13**(1). <https://doi.org/10.3390/atmos13010030>
- Moskovchenko D., Pozhitkov R., Ukarkhanova D. (2022a). Geochemistry of street dust in Tyumen, Russia: influence of traffic load. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **29**(21), 31180–31197. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-18013-0>
- Moskovchenko D., Pozhitkov R., Ukarkhanova, D. (2022b). Geochemistry of street dust in Tyumen, Russia: influence of traffic load. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **29**(21), 31180–31197. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-18013-0>
- Mostafa M.T., El-Nady H., Gomaa R.M., Abdelgawad H.F., Abdelhafiz M.A., Salman S.A.E., Khalifa I.H. (2024a). Urban geochemistry of heavy metals in road dust from Cairo megacity, Egypt: enrichment, sources, contamination, and health risks. *Environ. Earth Sci.* **83**(1). <https://doi.org/10.1007/s1266502311342y>
- Mostafa M.T., El-Nady H., Gomaa R.M., Abdelgawad H.F., Abdelhafiz M.A., Salman S.A.E., Khalifa I.H. (2024b). Urban geochemistry of heavy metals in road dust from Cairo megacity, Egypt: enrichment, sources, contamination, and health risks. *Environ. Earth Sci.* **83**(1). <https://doi.org/10.1007/s12665-023-11342-y>
- Muller G. (1969). Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal*. **2**, 108–118.
- Navarro-Ciurana D., Corbella M., Meroño D. (2023). Effects of road dust particle size on mineralogy, chemical bulk content, pollution and health risk analyses. *Int. J. Environ. Res. Public Health*. **20**(17). <https://doi.org/10.3390/ijerph20176655>
- Onuchin A., Kofman G., Zubareva O., Danilova I. (2020). Using an urban snow cover composition – based cluster analysis to zone Krasnoyarsk town (Russia) by pollution level. *Pol. J. Environ. Stud.* **29**(6), 4257–4267. <https://doi.org/10.15244/pjoes/118168>
- Osipova N.A., Filimonenko K.A., Talovskaya A.V., Yazikov E.G. (2015). Geochemical Approach to human health risk assessment of inhaled trace elements in the vicinity of industrial enterprises in Tomsk, Russia. *Hum. Ecol. Risk Assess.* **21**(6), 1664–1685. <https://doi.org/10.1080/10807039.2014.972912>
- Padhye L.P., Jasemizad T., Bolan S., Tsyusko O.V., Unrine J.M., Biswal B.K., Balasubramanian R., Zhang Y., Zhang T., Zhao J., Yang L., Rinklebe J., Wang H., Siddique K.H.V., Bolan N. (2023). Silver contamination and its toxicity and risk management in terrestrial and aquatic ecosystems. *Sci. Total Environ.* **871**. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.161926>
- Rajaram B.S., Suryawanshi P.V., Bhanarkar A.D., Rao C.V.C. (2014). Heavy metals contamination in road dust in Delhi city, India. *Environ. Earth Sci.* **72**(10), 3929–3938. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3281-y>
- Rimashevskaya A.A., Muchkina E.Y., Sutormin O.S., Chuyashenko D.E., Gareev A.R., Tikhnenko S.A., Rimatskaya N.V., Kratasyuk V.A. (2024). Bioluminescence inhibition bioassay for estimation of snow cover in urbanised areas within boreal forests of Krasnoyarsk City. *Forests*. **15**(8). <https://doi.org/10.3390/f15081325>
- Rudnick R.L., Gao S. (2014). Composition of the continental crust. *Treatise on Geochemistry: Second Edition*. **4**, 1–51. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-095975-7.00301-6>
- Sezgin N., Nadeem I., El Afandi G. (2022). Environmental pollution assessment of trace metals in road dust of Istanbul in Turkey. *Earth Syst. Environ.* **6**(1), 189–198. <https://doi.org/10.1007/s41748-021-00271-0>
- Sutherland R.A. (2000). Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environ. Geol.* **39**(6), 611–627. <https://doi.org/10.1007/S002540050473/METRICS>
- Szczepanik D.M., Pocza P., Talianu C., Böckmann C., Ritter C., Stefanie H., Toanca F., Chojnicki B.H., Schüttemeyer D., Stachlewska I.S. (2023). Spatio-temporal evolution of long-range transported mineral desert dust properties over rural and urban sites in Central Europe. *Sci. Total Environ.* **903**. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166173>
- Tang R., Ma K., Zhang Y., Mao Q. (2013). The spatial characteristics and pollution levels of metals in urban street dust of Beijing, China. *Appl. Geochem.* **35**, 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.03.016>
- Thorpe A., Harrison R.M. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Sci. Total Environ.* **400**(1–3), 270–282. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.007>
- Thurston G.D., Spengler J.D. (1985). A quantitative assessment of source contributions to inhalable particulate matter pollution in metropolitan Boston. *Atmos. Environ.* (1967–1989). **19**(1), 9–25. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(85\)90132-5](https://doi.org/10.1016/0004-6981(85)90132-5)
- Vaiškūnaitė R., Jasiūnienė V. (2020). The analysis of heavy metal pollutants emitted by railway transport. *Transport*. **35**(2), 213–223. <https://doi.org/10.3846/TRANSPORT.2020.12751>
- Varol M., Sünbül M.R., Aytap H., Yılmaz C.H. (2020). Environmental, ecological and health risks of trace elements, and their sources in soils of Harran Plain, Turkey. *Chemosphere*. **245**. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125592>
- Vlasov D., Kosheleva N., Kasimov N. (2021). Spatial distribution and sources of potentially toxic elements in road dust and its PM10 fraction of Moscow megacity. *Sci. Total Environ.* **761**. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143267>
- Vlasov D., Ramírez O., Luhar A. (2022). Road dust in urban and industrial environments: sources, pollutants, impacts, and management. *Atmosphere*. **13**(4), 1–10. <https://doi.org/10.3390/atmos13040607>
- Yu Y., Li Y., Li B., Shen Z., Stenstrom M.K. (2016). Metal enrichment and lead isotope analysis for source apportionment in the urban dust and rural surface soil. *Environ. Pollut.* **216**, 764–772. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.046>
- Yuanan H., He K., Sun Z., Chen G., Cheng H. (2020). Quantitative source apportionment of heavy metal(loid)s in the agricultural soils of an industrializing region and associated model uncertainty. *J. Hazard. Mater.* **391**. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122244>

- Zachary D., Jordan G., Völgyesi P., Bartha A., Szabó C. (2015). Urban geochemical mapping for spatial risk assessment of multisource potentially toxic elements – A case study in the city of Ajka, Hungary. *J. Geochem. Explor.* **158**, 186–200. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.07.015>
- Zhang H., Zhang F., Song J., Tan M.L., Kung H.K., Johnson V.C. (2021). Pollutant source, ecological and human health risks assessment of heavy metals in soils from coal mining areas in Xinjiang, China. *Environ. Res.* **202**. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111702>
- Zhang Y., Lang J., Cheng S., Li S., Zhou Y., Chen D., Zhang H., Wang H. (2018). Chemical composition and sources of PM₁ and PM_{2.5} in Beijing in autumn. *Sci. Total Environ.* **630**, 72–82. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.151>
- Zheng L., Tang Q., Fan J., Huang X., Jiang C., Cheng H. (2015). Distribution and health risk assessment of mercury in urban street dust from coal energy dominant Huainan City, China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **22**(12), 9316–9322. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4089-3>
- Žibret G. (2019). Influences of coal mines, metallurgical plants, urbanization and lithology on the elemental composition of street dust. *Environ. Geochem. Health.* **41**(3), 1489–1505. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0228-3>

ELEMENTAL COMPOSITION AND SOURCES OF URBAN DUST OF A LARGE INDUSTRIAL CITY (KRASNOYARSK, RUSSIA)

© 2025 A. I. Ivaneev^{a, *}, A. S. Brzhezinskiy^a, V. K. Karandashev^{a, b},
M. S. Ermolin^a, P. S. Fedotov^a

^aVernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry, Russian Academy of Sciences,
Kosygin Str., 19, Moscow, 119991 Russia

^bInstitute of Microelectronics Technology and High-Purity Materials, Russian Academy of Sciences,
Osipyan Str., 6, Chernogolovka, Moscow region, 142432 Russia

*e-mail: aiivaneev@geokhi.ru

Received September 06, 2024; revised November 22, 2024; accepted November 22, 2024

For the first time, a comprehensive study of urban dust collected in Krasnoyarsk city was carried out. The results obtained enabled the features of elemental composition of urban dust and their natural and anthropogenic sources to be investigated. Dust samples ($n = 68$) were collected in different functional areas of the city. The content of 70 elements was determined in the collected samples of urban dust. The diagrams of the $(\text{CaO} + \text{Na}_2\text{O}) - \text{Al}_2\text{O}_3 - \text{K}_2\text{O}$ and $(\text{CaO} + \text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O}) - \text{Al}_2\text{O}_3 - (\text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{MgO})$ composition showed that the mineral part of most of the studied Krasnoyarsk dust samples is represented by plagioclases. Values of enrichment factors and geoaccumulation indices showed contamination of Krasnoyarsk dust by Co, Sn, Bi, Pb, Mo, Cu, As, Zn, Cd, W, Ag and Sb. Regularities of microelement accumulation depending on sampling locations were found. Sb accumulates to a large extent in samples collected on major highways of Krasnoyarsk, while elevated contents of As, Cu and Co are typical for samples collected in industrial areas of the city. The principal component analysis and Pearson matrix allowed to identify 6 groups of elements in the dust samples, which can be attributed to various natural and anthropogenic sources: Al, Ti, Cr, Fe and Ni – weathering of soils and rocks; Fe, Co, Ni, Cu and As – emissions from metallurgical plants and coal-fired thermal power plants; W, Bi, Zn and Mo – heavy metallurgical and mechanical engineering industries; Cu, Cd, Sn and Pb – emissions from motor and rail transport, as well as wear of metal parts and structures; Sn and Sb – wear of brake pads and tires and industrial emissions; Hg – weathering of soils and rocks.

Keywords: Astrophysical Dust, Meteoritics, Metal Ions, Mineral Resources, Pollution, Terrestrial Pollution