

ГЕОГРАФИЯ И ЭКОЛОГИЯ

УДК 504.054, 550.46

Д.В. Власов¹, Н.С. Касимов², Н.Е. Кошелева³ГЕОХИМИЯ ДОРОЖНОЙ ПЫЛИ (ВОСТОЧНЫЙ ОКРУГ МОСКВЫ)⁴

Определены основные физико-химические свойства и геохимическая специализация дорожной пыли Восточного округа г. Москва. С ростом интенсивности движения в пыли увеличивается процент песка и доля в нем тяжелых металлов и металлоидов; доля элементов в мелкой, средней и крупной пыли уменьшается, в илистой фракции — не изменяется. На малых дорогах с экологически наиболее опасными частицами PM_{10} и PM_{1-10} связано 93% Ag; 51–60% Cd, Bi, As, Sb, Sn; 31–50% Cr, Mo, Pb, Ni, Zn, Co, Cu; до 30% W, V, Fe, Mn, Be, Ti, Sr. По сравнению с верхней частью континентальной коры дорожная пыль округа обогащена $Cd_{12}Sb_{10}Sn_7Zn_6Cu_6Mo_6Pb_5Ag_5W_5Bi_5$. Обогащение дорожной пыли тяжелыми металлами и металлоидами предложено оценивать с помощью суммарного показателя Z_e .

С увеличением интенсивности движения транспорта обогащенность частиц PM_{1-10} , PM_{10-50} , $PM_{>50}$ ТМ возрастает, а PM_1 , напротив, уменьшается, что связано с различием химического состава выбросов и структуры автопарка на разных типах дорог. В зависимости от характера связи с интенсивностью транспортной нагрузки все элементы образуют 5 групп. При эколого-геохимических оценках воздействия транспорта на окружающую среду важно уделять внимание не только крупным шоссе, но и небольшим внутриквартальным улицам. В первую очередь необходимо контролировать уровень содержания Cd, Sb, Zn, Ag и Sn, формирующих наиболее контрастные геохимические аномалии в гранулометрических фракциях дорожной пыли.

Ключевые слова: дорожная пыль, автотранспорт, тяжелые металлы, металлоиды, гранулометрические фракции, PM_1 , PM_{1-10} , PM_{10-50} , $PM_{>50}$.

Введение. Пыль наряду с пищей и водой является одним из главных источников тяжелых металлов и металлоидов (ТМ) в живых организмах. Дорожная пыль, мигрируя с ливневыми стоками, негативно влияет на городские водные объекты путем увеличения в них концентрации взвешенных частиц, большинства ТМ, солей и питательных веществ [Zhao et al., 2009]. В виде сухих осадений она поступает в городские почвы, способствуя их загрязнению.

Изучение химического состава дорожной пыли становится все актуальнее, так как она представляет собой информативный объект геохимического мониторинга городов в теплый период года или круглогодично при отсутствии снежного покрова. Анализ химического и изотопного состава пыли позволяет выявить основные источники поступления элементов в городскую окружающую среду [Ладонин, Пляскина, 2009; Varrica et al., 2003]. Подробно исследованы отдельные физико-химические

свойства дорожной пыли в городах мира, ее минералогический, гранулометрический и химический состав [DUST 2014, 2014]. В элементном плане лучше изучено распределение Cd, Pb, Zn, Cu, Ni, Cr, Mn, Fe, меньше — платиноидов и Au, Sb, Bi, Mo, Ag, As [Farago et al., 1996; Gao et al., 2012; Nazzari et al., 2013; Quiroz et al., 2013]. В России геохимические особенности дорожной пыли проанализированы лишь в нескольких городах Пермского края и в отдельных районах Москвы [Кайгородов и др., 2009; Ладонин, Пляскина, 2009; Gietl et al., 2010].

Изучение гранулометрического и химического состава дорожной пыли важно при оценке загрязнения атмосферы городов частицами разного диаметра, поскольку движение автотранспорта приводит к их выдуванию с дорожного полотна [Chen et al., 2012]. Этот процесс обуславливает поступление около 37% PM_{10} , 15% $PM_{2,5}$ и 3% PM_1 от общей массы выбросов автотранспорта⁵ [Amato et al., 2009].

¹ Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, географический факультет, кафедра геохимии ландшафтов и географии почв, аспирант, мл. науч. с.; e-mail: vlasgeo@yandex.ru

² Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, географический факультет, декан, заведующий кафедрой геохимии ландшафтов и географии почв, академик РАН; e-mail: secretary@geogr.msu.ru

³ Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, географический факультет, кафедра геохимии ландшафтов и географии почв, вед. науч. с., докт. геогр. н.; e-mail: natala@mail.ru

⁴ Полевые и лабораторные исследования выполнены при финансовой поддержке РФФИ и Русского географического общества (проект № 13–05–41191). Изучение влияния интенсивности движения транспорта на обогащенность гранулометрических фракций дорожной пыли ТМ финансировалось Российским научным фондом (грант № 14–27–00083).

⁵ Для обозначения пылевых частиц в воздухе используют символы PM_1 , PM_{10} и т.д., где PM — аббревиатура от “particulate matter”, а цифра — максимальный диаметр частиц в мкм, например концентрация PM_1 показывает содержание всех частиц диаметром <1 мкм. При наличии в обозначении двух цифр (PM_{1-10} , PM_{10-50} и т.д.) учитываются частицы с размером в указанном диапазоне (1–10, 10–50 мкм и т.д.). Эти символы применимы и к дорожной пыли, поскольку она является одним из источников поступления частиц в атмосферу [Amato et al., 2009; Chen et al., 2012].

Количество и химический состав дорожной пыли зависят от интенсивности эрозии придорожных почв, объема выбросов передвижных источников, абразии дорожного покрытия и разметки, истирания шин и тормозных колодок транспортных средств, коррозии их металлических частей, а также от режима движения, включая тип, скорость и число маневров, связанных с остановкой [Nazzal et al., 2013]. Около 90% частиц, образующихся при истирании тормозных колодок автомобилей, имеет размер $< 2,5$ мкм [Iijima et al., 2007]. Концентрация Zn, Cu и Cd максимальна в пыли, аккумулирующейся вблизи бордюрного камня, а Pb, Fe и Ni — на расстоянии 1 м от него [Pal et al., 2011]. Количество накопившейся пыли определяется числом дней с момента последнего удаления частиц с поверхности дорожного полотна ветром или при уборке дороги [Zafra et al., 2008].

Повышенный интерес проявляется к таким важным характеристикам дорожной пыли, как ее гранулометрический состав, интенсивность накопления и выноса гранулометрических фракций с дождевым стоком [DUST 2014..., 2014]. Доля мелких фракций увеличивается с ростом числа дней без дождя; около 27% прочно закрепленных на поверхности дорожного покрытия частиц имеет размер < 63 мкм [Zafra et al., 2008]. Но химический состав гранулометрических фракций пыли, в частности содержание в них ТМ, исследован недостаточно. В большинстве работ анализируются фракции < 63 , 63–250, 250–500, 500–1000, 1000–2000 мкм, выделяемые методом ситования [Irvine et al., 2009]. Менее изучены тонкие фракции пыли и ила, представляющие наибольшую экологическую опасность ($PM_{2,5}$ и PM_1), способные проникать в бронхи, легочные альвеолы и бронхиолы [Pagano et al., 1996].

Цель нашей работы — выявить особенности накопления ТМ гранулометрическими фракциями пыли на разных по интенсивности движения дорогах Восточного административного округа (ВАО) Москвы. Ландшафтно-геохимические исследования ВАО как модельной урбанизированной территории ведутся на географическом факультете МГУ имени М.В. Ломоносова с 1990-х гг. За 20-летний период накоплен большой объем геохимических данных, установлены особенности миграции и динамика накопления ТМ в разных функциональных зонах и депонирующих средах [Касимов и др., 2012а, б; Никифорова и др., 2010, 2011; Экогеохимия..., 1996], но геохимия дорожной пыли как индикатора экологического состояния городских ландшафтов рассматривается впервые. Для этого решались следующие задачи:

- определение основных физико-химических свойств дорожной пыли ВАО;
- оценка доли ТМ, связанных с гранулометрическими фракциями (PM_1 , PM_{1-10} , PM_{10-50} и $PM_{>50}$) дорожной пыли на малых, средних, крупных дорогах и МКАД;

— выявление обогащенности пыли ТМ на дорогах с разной интенсивностью движения;

— анализ связи суммарной величины обогащения пыли ТМ и ее гранулометрических фракций с интенсивностью транспортной нагрузки.

Материалы и методы исследования. Исследовалась южная, наиболее загрязненная часть Восточного округа (районы Соколиная гора, Перово, Ивановское, Новогиреево, Вешняки, Новокосино, Косино-Ухтомский), где расположен ряд крупных промышленных зон и автомагистралей. Основным источником загрязнения городских ландшафтов ВАО — автотранспорт, поставляющий около 80% суммарных выбросов. Это несколько меньше по сравнению со средним их количеством по Москве (92%), что связано с воздействием 50 промышленных предприятий и двух крупных ТЭЦ [Государственный..., 2014].

Изучали дорожную пыль автомобильных дорог с разной интенсивностью движения (автомобилей в сутки): МКАД (~250 тыс.), крупных (80–100 тыс.), средних (40–55 тыс.) и малых улиц (20–25 тыс.). Пробы пыли ($n = 16$) отбирали пластиковыми щеткой и совком с поверхности дорожного полотна с трехкратной повторностью в июле 2013 г. после пятидневного сухого периода (рис. 1). Из них составляли одну смешанную пробу. Для каждого типа дорог отобрано от 3 до 5 проб пыли массой 150–300 г (в скобках — точки отбора проб на рис. 1): на МКАД (3, 5, 8), на крупных улицах — шоссе Энтузиастов (2, 16) и Носовихинское (4), на средних улицах — Б. Косинской (6), Вешняковской (9, 11), Свободном проспекте (13), на перекрестке Зеленого проспекта, улиц Перовской и Плеханова (15); на малых улицах — Новогиреевской (1), Дмитриевского (7), на перекрестке улиц Молдагуловой и Снайперской (10), Союзном проспекте (12), перекрестке улиц Metallургов и Мартеновской (14).

Пробы дорожной пыли вошли в коллекцию образцов почв, техногенных отложений, растительности и других компонентов природных и природно-техногенных ландшафтов, которая создана в эколого-геохимическом центре географического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова для лабораторных исследований и наполнения Банка геохимических данных.

Для диспергирования образцов применялось влажное растирание, затем гранулометрические фракции выделяли методом отмучивания [Вадюнина, Корчагина, 1986], после чего полученные растворы фильтровали через мембранные фильтры с диаметром пор 0,45 мкм. Выделены 4 фракции частиц: ил (диаметр < 1 мкм, PM_1), мелкая и средняя пыль (1–10 мкм, PM_{1-10}), крупная пыль (10–50 мкм, PM_{10-50}), песок (50–1000 мкм, $PM_{>50}$).

В водной вытяжке из дорожной пыли потенциометрическим методом измеряли величину рН (при соотношении массы почвы и объема воды

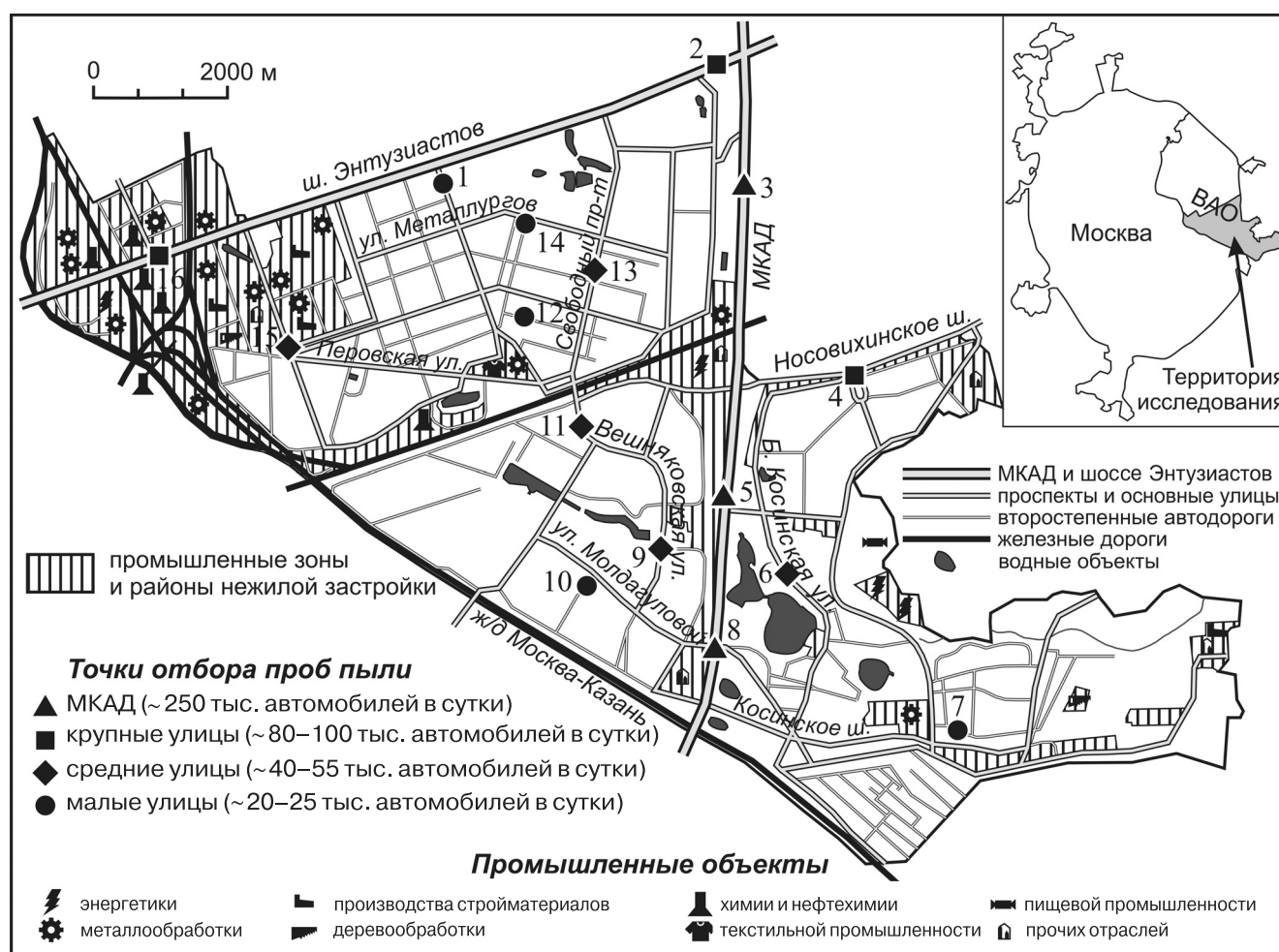


Рис. 1. Точки отбора проб пыли на дорогах ВАО с разной интенсивностью транспортного потока

1:5) и электропроводность (1:2,5). Содержание органического углерода ($C_{\text{орг}}$) определяли методом Тюринга с титриметрическим окончанием. Гранулометрический состав исследовался на лазерном гранулометре “Analysette 22. MicroTec plus” (“Fritsch”, Германия) в лаборатории кафедры литологии и морской геологии геологического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова.

Содержание Cd, As, Zn, Pb, Cr, Cu, Ni, Sb, Co, Mo, Mn, Sr, V, W (I–III класс опасности), а также Be, Sn, Ag, Ti, Fe, Bi анализировали во ВНИИ минерального сырья имени Н.М. Федоровского масс-спектральным (ICP/MS) и атомно-эмиссионным методами (ICP/AES) с индуктивно связанной плазмой на масс-спектрометре “Elan–6100” и атомно-эмиссионном спектрометре “Optima–4300” (“Perkin Elmer”, США) соответственно.

Результаты исследований и их обсуждение. Основные физико-химические свойства пыли. Дорожная пыль разных городов мира, как правило, имеет рН в пределах 7–9 [Ладонин, Пляскина, 2009; Acosta et al., 2011; Bhattacharya et al., 2011]. На востоке Москвы она также щелочная (в среднем 8,2), увеличиваясь в ряду малые < средние < МКАД < крупные дороги. На дорогах с разной интенсивностью движения различие средних величин рН пыли

незначительно — 0,1–0,4 (табл. 1). Щелочная реакция пыли, по-видимому, определяется в основном перераспределением загрязняющих веществ, выбрасываемых автотранспортом, — подкисляющие газообразные соединения, среди которых основное место занимают оксиды азота, мигрируют за пределы дорожного полотна, в то время как подщелачивающие пылевые частицы остаются на дороге, т.е. велика вероятность поступления карбонатов и увеличения рН в составе противогололедных смесей (мраморная крошка) и при абразии бордюрного камня.

Пыль автомобильных дорог отличается высокой электропроводностью — в ее составе присутствует значительное количество водорастворимых соединений, имеющих техногенное (выпадение загрязняющих веществ от автотранспорта, промышленных предприятий, абразия дорожного покрытия, применение противогололедных реагентов и т.д.) и природное (фоновые выпадения из атмосферы) происхождение. Электропроводность пыли изменяется от 112 на ул. Металлургов до 1011 мкСм/см на ул. Вешняковская и в среднем составляет ~300 мкСм/см (табл. 1), что согласуется с данными других исследователей [Acosta et al., 2011; Bhattacharya et al., 2011].

Таблица 1

Основные физико-химические свойства дорожной пыли ВАО

Свойства	Автомобильные дороги и интенсивность потока автомобилей, тыс. авт. в сутки				ВАО (n = 16)
	малые, ~20–25 (n = 5)*	средние, ~40–55 (n = 5)	крупные, ~80–110 (n = 3)	МКАД, ~250 (n = 3)	
pH	8,1 (8,0–8,2)**	8,2 (8,0–8,8)	8,5 (8,3–8,9)	8,3 (8,1–8,5)	8,2 (8,0–8,9)
ЕС, мкСм/см	324 (112–856)	350 (142–1011)	253 (201–325)	245 (183–298)	304 (112–1011)
C _{орг} , %	1,9 (1,4–2,6)	2,4 (1,3–4,0)	1,6 (1,0–2,2)	1,3 (0,8–1,5)	1,9 (0,8–4,0)
Доля, %	PM ₁	2,7 (1,6–4,9)	1,6 (1,0–2,5)	1,2 (0,9–1,7)	1,8 (0,7–4,9)
	PM _{1–10}	20,0 (11–40)	11,5 (6,1–18)	8,3 (6,4–12)	12,8 (4,0–40)
	PM _{10–50}	22,5 (13–34)	18,1 (8,2–26)	11,2 (5,5–20)	16,3 (3,5–34)
	PM _{>50}	54,8 (31–74)	68,8 (53–85)	79,3 (66–87)	69,1 (31–92)

* n — число проб; ** в скобках — минимальные и максимальные значения.

Содержание C_{орг} в пыли варьирует от 0,8% на МКАД рядом со съездом на ул. Николая Старостина почти до 4% на Свободном проспекте (табл. 1), что близко к данным по другим городам [там же], и увеличивается в ряду МКАД < крупные < малые < средние дороги.

Доля PM₁ в дорожной пыли составляет в среднем 1,8%, PM_{1–10} — 13%, PM_{10–50} — 16%, а PM_{>50} — 69% (табл. 1). При увеличении интенсивности движения в дорожной пыли повышается доля песка при одновременном сокращении доли остальных частиц в результате выдувания (табл. 1, рис. 2), что подтверждается повышенной долей PM_{1–10} и PM_{10–50} в придорожных почвах по сравнению с дорожной пылью [Никифорова и др., 2011]. На PM_{1–10} в почвах

приходится ~16,5%, в пыли — 13%; на PM_{10–50} 34,6–16% соответственно; а доля PM_{>50} меньше в почвах по сравнению с пылью (45,2 против 69%).

Распределение тяжелых металлов и металлоидов в гранулометрических фракциях пыли. Концентрация ТМ в дорожной пыли разных городов отличается достаточно сильно, что обусловлено различиями в интенсивности транспортной нагрузки и характере движения транспортного потока, структуре автопарка, применении разного по составу топлива, составе дорожного покрытия и т.д. [Кайгородов и др., 2009; Irvine et al., 2009; Pal et al., 2011]. Так, выхлопные газы содержат Cu, Pb, Sr, моторное масло — Fe, Mo, Zn, Cu, Pb, Sb; истирание шин служит источником Cd, Mn, Fe, Zn, Pb, Co, Ni, Cr, Cu и Sb, износ тормозных колодок — Fe, Cu, Sb, Mn, Zn, Ti, Pb [Adachi, Tainosho, 2004; Gietl et al., 2010; Iijima et al., 2007; Limbeck, Puls, 2011; Quiroz et al., 2013]. При производстве подшипников используют антифрикционные сплавы на основе Sn и Pb, в состав которых также входят Sb, Cu, Cd, Ni, As [ГОСТ 1320-74..., 2001].

Элементный состав гранулометрических фракций дорожной пыли ВАО неодинаков. Из-за повышенной сорбционной емкости мелких частиц содержание практически всех элементов уменьшается при увеличении размера частиц (табл. 2). Наибольшее содержание Ti и Sr приурочено к фракциям песка и крупной пыли, что, вероятно, связано не с выбросами автотранспорта, а с поступлением частиц из придорожных почв, обогащенных этими элементами, это может быть и причиной увеличения концентрации W, Cr, V, Fe и Mn в крупной пыли по сравнению с мелкой и средней.

Распределение ТМ по гранулометрическим фракциям пыли отражают доли элементов (Д), рассчитываемые по формуле $D_i = [(C_i \cdot P_i) / (100 \cdot C_{\text{пыль}})] \cdot 100\%$, где D_i — доля элемента в i-й фракции дорожной пыли, %; C_i — концентрация элемента в i-й фракции,

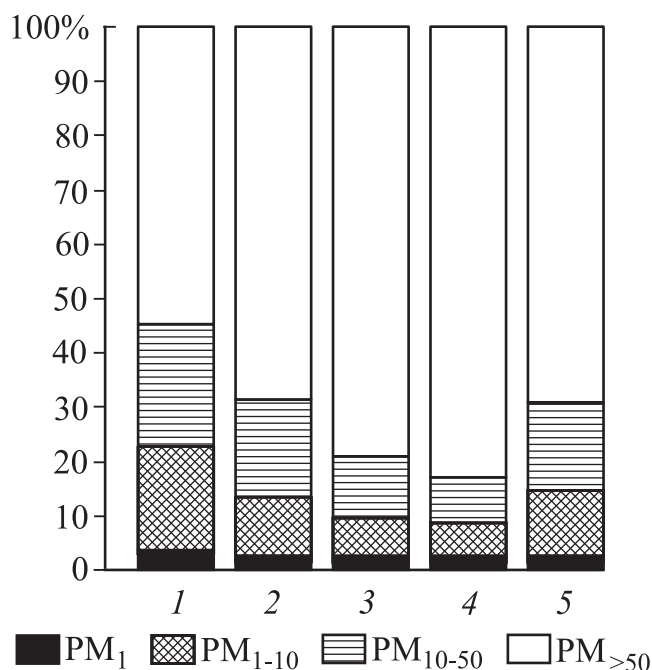


Рис. 2. Доля гранулометрических фракций в дорожной пыли. Автодороги: 1 — малые, 2 — средние, 3 — крупные, 4 — МКАД, 5 — дороги ВАО в среднем

Таблица 2

Содержание ТМ в гранулометрических фракциях дорожной пыли и их кларки (K) в верхней части континентальной земной коры, мг/кг, Fe и Ti — в г/кг

Элемент	Фракция				Пыль в среднем	K
	PM_1	PM_{1-10}	PM_{10-50}	$PM_{>50}$		
Ag	2,9 (0,45–8,2)	0,75 (0,38–1,6)	0,19 (0,003–1,3)	0,004 (0,002–0,01)	0,15 (0,08–0,34)	0,053
Cd	2,3 (1,8–3,9)	1,8 (1,3–2,3)	0,76 (0,41–1,4)	0,35 (0,11–0,83)	0,61 (0,27–1,5)	0,09
W	21 (2,8–54)	5,7 (0,5–17)	9,4 (0,2–27)	3,4 (0,6–7,3)	5,3 (1,1–10)	2,03
Bi	2,0 (1,6–2,8)	1,8 (1,4–2,8)	0,88 (0,51–1,8)	0,31 (0,07–0,90)	0,61 (0,21–1,0)	0,23
As	10 (6,5–19)	7,9 (4,9–12)	3,2 (1,7–6,5)	1,6 (0,41–3,2)	2,8 (1,4–4,2)	5,6
Sb	20 (14–26)	15 (6,8–25)	6,1 (2,9–14)	2,3 (1,3–5,5)	4,6 (2,7–6,8)	0,81
Sn	32 (25–45)	24 (16–34)	11 (6,4–21)	6,3 (3,7–17)	9,5 (5,4–15)	2,5
Cr	158 (126–206)	65 (13–128)	70 (40–143)	40 (22–63)	50 (32–74)	92
Mo	7,2 (5,2–9,9)	6,7 (4,0–14)	4,4 (2,5–14)	2,9 (1,2–7,5)	3,5 (1,7–6,4)	1,1
V	131 (117–141)	57 (12–106)	75 (42–117)	48 (13–84)	55 (23–79)	106
Pb	176 (112–576)	123 (65–412)	64 (32–146)	35 (10–83)	53 (20–130)	17
Fe	54 (42–65)	24 (4,5–46)	30 (16–54)	19 (6,8–32)	22 (11–31)	40,6
Ni	73 (61–117)	54 (42–79)	34 (17–57)	19 (7,3–35)	26 (13–46)	50
Zn	1180 (769–4167)	455 (81–1350)	350 (177–1036)	190 (119–619)	262 (160–705)	75
Co	24 (20–30)	16 (14–20)	9,5 (4,8–15)	5,8 (2,3–9,2)	8,0 (3,8–12)	15
Mn	838 (577–1261)	373 (90–753)	433 (265–650)	295 (116–493)	339 (176–473)	770
Cu	308 (194–567)	218 (141–372)	113 (53–269)	65 (26–125)	93 (40–181)	27
Be	1,2 (1,0–1,6)	0,87 (0,60–1,1)	0,71 (0,35–1,4)	0,70 (0,38–1,4)	0,75 (0,43–1,4)	2,3
Ti	1,4 (1,0–1,8)	0,71 (0,15–1,4)	2,1 (0,87–4,3)	1,8 (0,43–3,2)	1,7 (0,56–2,8)	3,9
Sr	73 (56–131)	35 (6,4–81)	118 (43–209)	153 (90–301)	133 (87–251)	270

Примечание. В скобках — минимальные и максимальные значения.

мг/кг фракции; P_i — доля i -й фракции в пыли, %; $C_{\text{пыль}}$ — концентрация элемента в пыли в целом, мг/кг. Значения D для ТМ в гранулометрических фракциях дорожной пыли на разных по интенсивности движения дорогах приведены на рис. 3.

С ростом интенсивности движения транспорта для большинства элементов доля, связанная с песчаной фракцией, увеличивается, с фракциями мелкой, средней и крупной пыли — уменьшается, с илистой фракцией практически не изменяется

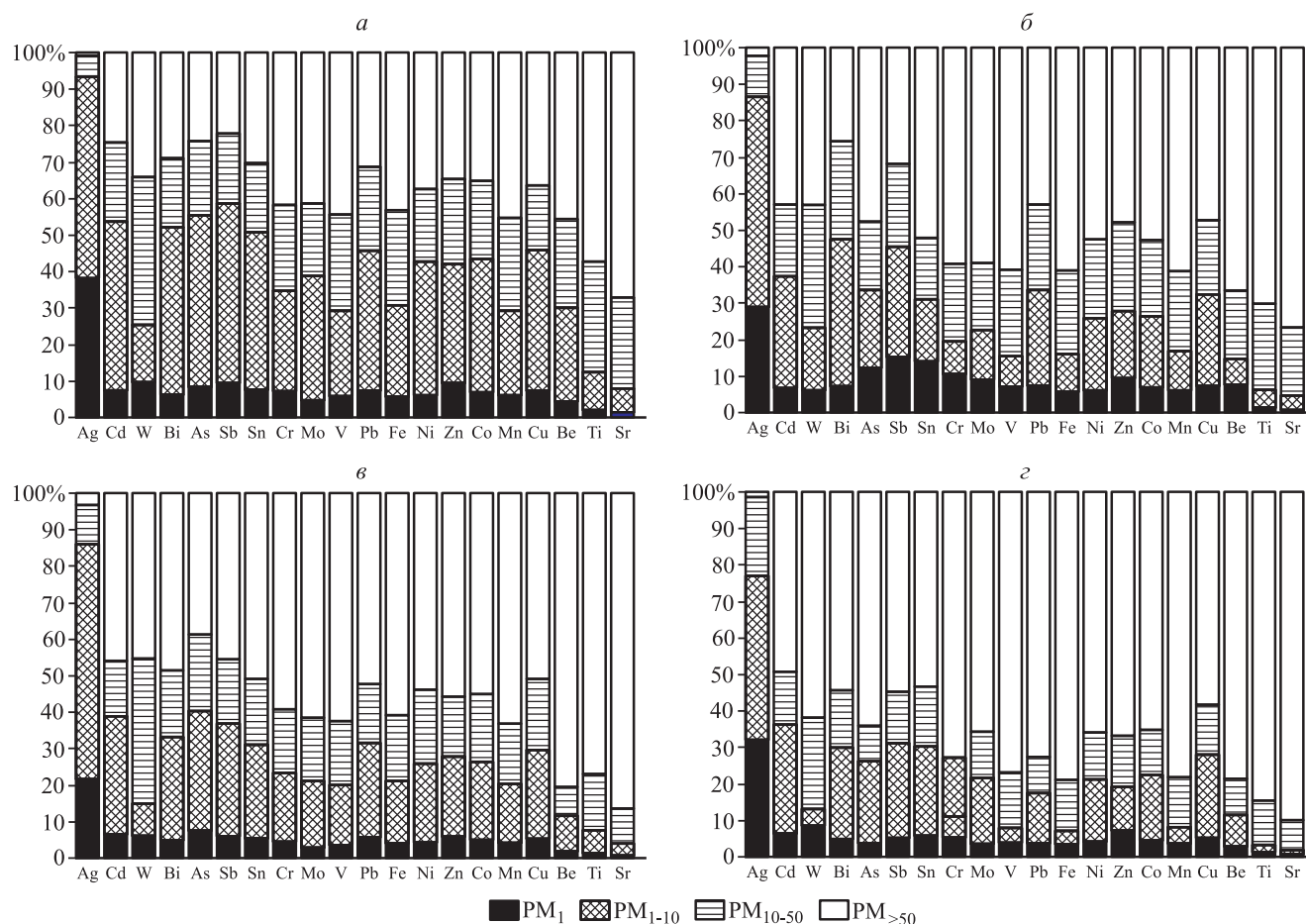


Рис. 3. Доля ТМ в гранулометрических фракциях дорожной пыли: а — малые дороги, б — средние дороги, в — крупные дороги, г — МКАД

(рис. 3). Так, в пыли малых дорог с фракцией песка ($D > 50\%$) связаны преимущественно Ti и Sr; средних и крупных дорог — Fe, Mn, Be, Ti, Sr, Sn, Cr, Mo, V; МКАД — W, Bi, As, Sb, Sn, Cr, Mo, V, Pb, Fe, Ni, Zn, Co, Mn, Cu, Be, Ti, Sr. На малых дорогах на наиболее экологически опасные частицы PM_1 и PM_{1-10} приходится 93% Ag; 51–60% Cd, Bi, As, Sb, Sn; 31–50% Cr, Mo, Pb, Ni, Zn, Co, Cu; до 15–30% W, V, Fe, Mn, Be, Ti, Sr. На более крупных дорогах доля всех элементов, связанных с PM_1 и PM_{1-10} , уменьшается. Так, в пыли МКАД на них приходится 78% Ag; 31–35% Cd, Sb; 16–30% Bi, As, Sn, Mo, Pb, Ni, Zn, Co, Cu; 6–15% W, Cr, V, Fe, Mn, Be; 2–5% Ti, Sr (рис. 3).

Техногенное обогащение фракций дорожной пыли

ТМ. Дорожная пыль представляет собой специфический техногенный объект. При отсутствии фонового аналога в качестве общепринятого эталона сравнения нами использованы кларки элементов в верхней части континентальной земной коры. Для характеристики геохимической специализации дорожной пыли рассчитан коэффициент обогащения ТМ: $K_e = (C/C_{\text{норм}})_{\text{проба}} / (C/C_{\text{норм}})_{\text{земн. кора}}$, где C и $C_{\text{норм}}$ — содержание интересующего и нормирующего элементов соответственно в пробе или в земной коре. Нормирующий элемент выбирается с учетом того, что он практически не поступает в атмосферные аэрозоли из антропогенных источ-

ников. В качестве нормирующих элементов часто используют Al, Li, Zr, Ti, Sc, La, иногда Fe и Mn. Этот коэффициент был предложен для выяснения происхождения элементов в морской воде, атмосферном воздухе и осадках, затем его стали применять при изучении геохимических особенностей почв, озерных отложений, торфа, хвостохранилищ и других объектов окружающей среды [Zhao et al., 2009].

Использование K_e предполагает, что при протекании природных процессов соотношение изучаемого и нормирующего элементов остается практически неизменным и равно отношению в земной коре, а изменение происходит только при техногенном воздействии. Сравнение с распределением элементов в земной коре резонно, поскольку взвешенное вещество в воздухе состоит из частиц почв и пород, выдуваемых ветром [Olmez et al., 1985]. В нашей работе нормирующим элементом выбран La, кларки Mo, Cd и Ag в верхней части континентальной коры — по [Rudnick, Gao, 2003], Cu, Bi, V, Co — по [Hu, Gao, 2008], Sn — по [Wedepohl, 1995], остальных элементов — по [Григорьев, 2009]. Поскольку разброс в кларках некоторых химических элементов, по данным разных авторов, велик, то в качестве эталонов сравнения использовались указанные данные, близкие к средним между этими оценками.

Таблица 3

Обогащение гранулометрических фракций дорожной пыли ТМ

Фракция	Дороги	K_e				Z_e
		> 20	20–10	10–5	5–1,5	
PM ₁	М	Ag ₆₃ Cd ₂₂ Sb ₂₁	Zn ₁₁ Sn ₁₁	Cu ₉ W ₉ Pb ₈ Bi ₈ Mo ₆	As ₂	160
	С	Ag ₄₀ Cd ₃₀ Sb ₂₅	Pb ₁₄ Sn ₁₄ Cu ₁₂ Zn ₁₂ W ₁₁ Bi ₁₀	Mo ₇	Cr ₂ As ₂	166
	К	Ag ₃₇ Sb ₂₄ Cd ₂₃	Cu ₁₄ Sn ₁₃ Zn ₁₂	Pb ₈ Bi ₈ Mo ₇ W ₅	As ₂ Cr ₂	144
	МКАД	Ag ₆₂ Zn ₃₀ Cd ₂₁ Sb ₂₁	W ₁₃ Sn ₁₀	Pb ₉ Cu ₈ Bi ₈ Mo ₆	Cr ₂ As ₂	181
	BAO	Ag ₅₁ Cd ₂₅ Sb ₂₃	Zn ₁₅ Sn ₁₂ Cu ₁₁ Pb ₁₀	W ₉ Bi ₈ Mo ₆	As ₂ Cr ₂	163
PM _{1–10}	М	Cd ₂₂	Sb ₁₈ Ag ₁₄ Sn ₁₀	Bi ₈ Cu ₇ Pb ₇ Mo ₆	Zn ₄ W ₂ As ₂	90
	С	Cd ₂₅ Sb ₂₂	Ag ₁₅ Pb ₁₂ Sn ₁₂ Bi ₁₁ Cu ₁₀	Mo ₇ Zn ₆ W ₆	—	118
	К	Sb ₂₇ Cd ₂₂ Ag ₂₁	Sn ₁₄ Cu ₁₃ Zn ₁₀ Mo ₁₀ Bi ₁₀	Pb ₇	As ₂ W ₂	129
	МКАД	Sb ₂₂ Cd ₂₁	Ag ₁₈ Zn ₁₀	Sn ₉ Cu ₈ Bi ₈ Pb ₇ Mo ₆	W ₂ As ₂	104
	BAO	Cd ₂₃ Sb ₂₂	Ag ₁₇ Sn ₁₂	Cu ₉ Bi ₉ Pb ₈ Zn ₇ Mo ₇	W ₃ As ₂	109
PM _{10–50}	М	—	Cd ₁₃	Sb ₈ W ₈ Sn ₅ Zn ₅ Pb ₅	Cu ₄ Mo ₄ Bi ₄ Ag ₂	50
	С	—	Cd ₁₂ Sb ₁₀	W ₇ Pb ₇ Cu ₆ Sn ₆ Zn ₅ Mo ₅ Bi ₅	Ag ₄	57
	К	—	Sb ₁₄ Cd ₁₃ Cu ₁₁ Mo ₁₁	Sn ₉ Bi ₈ Zn ₇ W ₆ Pb ₅	Ag ₄	78
	МКАД	—	Sb ₁₃ Ag ₁₂ Cd ₁₂ Zn ₁₁	Sn ₇ Cu ₆ W ₆ Bi ₆ Mo ₅ Pb ₅	—	73
	BAO	—	Cd ₁₂ Sb ₁₁	Zn ₇ Sn ₇ W ₇ Cu ₆ Mo ₆ Ag ₅ Pb ₅ Bi ₅	—	62
PM _{>50}	М	—	—	Cd ₉ Mo ₆ Cu ₅ Sn ₅ Sb ₅	Zn ₄ W ₄ Pb ₄ Bi ₃	37
	С	—	—	Cd ₈ Sn ₆ Cu ₅ Mo ₅	Sb ₄ Zn ₄ W ₄ Pb ₄ Bi ₂	33
	К	—	—	Sb ₈ Cd ₇ Cu ₇ Mo ₇ Sn ₆ Zn ₅	Pb ₄ Bi ₄ W ₂	41
	МКАД	—	—	Zn ₉ Sb ₈ Cd ₅ Pb ₅	Mo ₄ W ₄ Cu ₃ Sn ₃ Bi ₃	37
	BAO	—	—	Cd ₈ Sb ₆ Zn ₅ Cu ₅ Mo ₅ Sn ₅	Pb ₄ W ₃ Bi ₃	36
Пыль в среднем	М	—	Cd ₁₄ Sb ₁₀	Ag ₇ Sn ₇ Cu ₆ Bi ₆ Zn ₅ Mo ₅ W ₅ Pb ₅	—	60
	С	—	Cd ₁₂	Sb ₉ Sn ₇ Cu ₆ Mo ₆ Pb ₆ W ₅	Zn ₄ Ag ₄ Bi ₄	53
	К	—	Sb ₁₂ Cd ₁₀	Cu ₉ Mo ₈ Sn ₈ Zn ₇ Bi ₅	Pb ₄ Ag ₄ W ₃	61
	МКАД	—	Zn ₁₁ Sb ₁₀	Cd ₈ Pb ₆ Sn ₅ Bi ₅	Cu ₄ Mo ₄ Ag ₄ W ₄	51
	BAO	—	Cd ₁₂ Sb ₁₀	Sn ₇ Cu ₆ Zn ₆ Mo ₆ Pb ₅ Ag ₅ W ₅ Bi ₅	—	56

Примечание. Дороги: М — малые, С — средние, К — крупные. Прочерк — в градацию K_e не попадает ни один элемент.

Судя по величине K_e (табл. 2, 3), дорожная пыль не обогащена As, Cr, Co, Ni, Fe, Sr, V, Mn, Ti и Be ($K_e < 1,5$), что указывает на преобладание для этих элементов природных источников — почвообразующих пород, почв, природных строительных материалов, используемых для создания дорожного полотна и т.д. В эту ассоциацию входят почти исключительно литофильные элементы, которые слабо используются в промышленности и не накапливаются ни в промышленных пылях и твердых отходах, ни в выбросах электростанций [Геохимия..., 1990].

Частицы пыли PM₁ на всех дорогах очень сильно обогащены ($K_e > 20$) Ag, Cd, Sb, а на МКАД еще и Zn. Для Sn, Bi, Mo, Cr и As разница в величине

K_e для дорог с разной интенсивностью движения невелика, для V, Fe, Mn, Be, Co, Ni, Ti и Sr обогащение не выявлено ($K_e < 1,5$). В среднем частицы PM₁ на транспортных объектах BAO обогащены (нижний индекс — величина K_e) Ag₅₁Cd₂₅Sb₂₃Zn₁₅Sn₁₂Cu₁₁Pb₁₀W₉Bi₈Mo₆Co₂As₂Cr₂.

PM_{1–10} очень сильно обогащены Cd на всех дорогах, Sb — на всех дорогах, кроме малых, Ag — на крупных магистралях. Для Ag разница в величине K_e между малыми, средними дорогами и МКАД, а для Sn между дорогами с разной транспортной нагрузкой практически отсутствует. В то же время частицы PM_{1–10} на всех автотранспортных объектах BAO не концентрируют Be, Ti, V, Cr, Mn, Fe,

Co, Ni и Sr. По сравнению с PM_{10} частицы дорожной пыли PM_{1-10} меньше обогащены Ag, Zn и W — $Cd_{23}Sb_{22}Ag_{17}Sn_{12}Cu_9Bi_9Pb_8Zn_7Mo_7W_3Co_2As_2$.

Особенность PM_{10-50} — более интенсивная обогащенность ТМ на крупных магистралях и МКАД по сравнению с дорогами, где интенсивность движения меньше. При этом на МКАД K_e для Ag, Mo и Zn, а на крупных дорогах для Cu и Mo в 1,5–2 раза выше, чем на других дорогах. Средний состав частиц PM_{10-50} дорожной пыли ВАО характеризуется рядом $Cd_{12}Sb_{11}W_7Sn_7Zn_7Cu_6Mo_6Bi_5Ag_5Pb_5$, что указывает на их меньшую обогащенность практически всеми ТМ по сравнению с PM_1 и PM_{1-10} .

Песчаная фракция $PM_{>50}$ слабо концентрирует значительно меньшее число элементов: $Cd_8Sb_6Zn_5Cu_5Mo_5Sn_5Pb_4W_3Bi_3$. При этом для Sb характерно накопление в $PM_{>50}$ крупных автомагистралей и МКАД, тогда как для Zn и Pb значения K_e максимальны в дорожной пыли МКАД, а Cd, Sn, Cu и Mo — на малых, средних и крупных транспортных линиях. Соотношение Be, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, As, Sr, Ag и La в $PM_{>50}$ практически не отличается от соотношения этих элементов в верхней части континентальной коры (K_e близок к 1).

В среднем дорожная пыль ВАО обогащена $Cd_{12}Sb_{10}Sn_7Zn_7Cu_6Mo_6Pb_4Ag_5W_3Bi_5$. В зависимости от характера связи с интенсивностью транспортной нагрузки все элементы были разделены на 5 групп. К первой относится Cd, у которого при увеличении интенсивности движения транспорта K_e уменьшается; вторая включает Zn, K_e которого повышается с ростом транспортной нагрузки; в третью входят Be, Sn, Cu, Cr, Ni и Mo с возрастанием значений K_e в ряду МКАД < малые < средние < крупные дороги; четвертая представлена элементами, K_e которых не обнаружил закономерного изменения в зависимости от размера автодороги, это Ag, Bi, W, Pb, Sb, As и Sr; в пятую группу входят Co, V, Ti, Fe и Mn, K_e которых не отличается на разных типах дорог.

Обогащенность гранулометрических фракций пыли ТМ на дорогах с разной интенсивностью транспортного потока можно объяснить двумя основными причинами. Первая причина — “механическая” — из-за выдувания мелких частиц с дорожного полотна при увеличении скорости движения транспорта и большей продуваемости крупных магистралей по сравнению с малыми в дорожной пыли постепенно увеличивается доля крупных частиц. На малых и средних улицах выбросы транспорта содержат повышенное количество мелких частиц за счет истирания тормозных колодок, шин и дорожного покрытия в результате частого прерывания движения из-за большого числа светофоров, остановок общественного транспорта, дорожных пробок и т.д. Вторая причина — “химическая”, заключается в разной химической специализации выбросов транспорта разного типа. Так, на малых и средних внутриквартальных дорогах велика доля

пассажирского транспорта (автобусы, троллейбусы, микроавтобусы и т.д.), в то время как на крупных магистралях и МКАД их доля снижается одновременно с ростом числа грузовых и легковых автомобилей.

Таким образом, при эколого-геохимических оценках воздействия транспорта на окружающую среду необходимо уделять внимание не только крупным шоссе, но и небольшим внутриквартальным улицам, на которых величина транспортного потока невелика, но где из-за небольшой скорости ветра накапливаются концентрирующие ТМ и металлоиды PM_1 и PM_{1-10} , которые усиливают загрязнение воздуха.

Суммарное обогащение пыли ТМ. Обогащение фракций дорожной пыли ТМ оценивалось с помощью суммарного показателя $Z_e = \sum K_e - (n - 1)$ при $K_e > 1,5$, где n — число элементов с $K_e > 1,5$. Этот коэффициент аналогичен суммарному показателю загрязнения пылевой составляющей снежного покрова $Z_c = \sum K_c - (n - 1)$ при $K_c > 1,5$, где n — число элементов с $K_c > 1,5$; $K_c = C_i / C_{\text{ф}}$, C_i — концентрация элемента в снеговой пыли города, $C_{\text{ф}}$ — на фоновой территории [Геохимия..., 1990]. Как отмечалось ранее, в качестве эталона сравнения для дорожной пыли применяют кларки элементов в верхней части континентальной земной коры, поэтому при расчете Z_e вместо K_e используются кларки концентрации $KK = C_i / K$, где K — кларк элемента; тогда $Z_c = \sum KK - (n - 1)$ при $KK > 1,5$. В этом виде Z_e очень близок Z_c , за исключением того, что последний показывает уровень накопления химических элементов в результате исключительно техногенного воздействия (химическая причина), без учета эффекта выдувания частиц почв и пород (механическая причина), что важно при исследовании состава дорожной пыли.

Поэтому в качестве градаций экологической опасности для величины Z_e можно принять уровни Z_c , разработанные для пылевой составляющей снежного покрова: <32 — неопасный, 32–64 — умеренно опасный, 64–128 — опасный, 128–256 — очень опасный, >256 — чрезвычайно опасный [Геохимия..., 1990], с изменениями по [Касимов и др., 2012a].

Расчеты Z_e для гранулометрических фракций дорожной пыли и дорог с разной интенсивностью транспортного потока приведены на рис. 4. Наиболее обогащена ТМ илистая фракция ($Z_e = 160 \div 181$), затем Z_e закономерно уменьшается с увеличением размера частиц — от мелкой и средней (90–129) к крупной пыли (50–78) и песку (33–41).

Особенности распределения Z_e указывают на специфический геохимический диссонанс гранулометрических фракций дорожной пыли, когда с увеличением интенсивности движения транспорта от малых до крупных дорог возрастает обогащенность всех фракций ТМ за исключением PM_1 , для которой характерен минимум обогащенности на крупных дорогах и постепенное увеличение Z_e на малых

и средних улицах. Кроме того, в дорожной пыли МКАД суммарное обогащение PM_{1-10} , PM_{10-50} , $PM_{>50}$ ТМ снижается по сравнению с крупными автомагистралями на 5–25, тогда как для PM_1 Z_e на МКАД возрастает на 37, что, по-видимому, связано с различиями химического состава выбросов и структуры автопарка на разных типах дорог.

Гранулометрические фракции дорожной пыли сильно отличаются одна от другой как по величине суммарного обогащения ТМ, так и по химизму сформированных в них геохимических аномалий. Для PM_1 ($Z_e > 140$, очень высокий уровень обогащения) характерны контрастные Ag–Cd–Sb–Zn–Sn–Cu и менее контрастные Pb–W–Bi–Mo аномалии; для PM_{1-10} ($Z_e = 90 \div 130$, высокий уровень) — контрастные Cd–Sb–Ag–Sn и менее контрастные Bi–Cu–Pb–Mo–W аномалии; для PM_{10-50} ($Z_e = 50 \div 80$, средний–высокий уровень) — контрастные Cd–Sb и слабоконтрастные Cu–Mo–Zn–Sn–W аномалии; а для $PM_{>50}$ ($Z_e = 30 \div 40$, средний уровень) — слабоконтрастные Cd–Sb–Mo–Sn–Cu аномалии (табл. 3). При этом суммарное обогащение частиц PM_1 поллютантами соответствует очень опасному, PM_{1-10} — опасному, а PM_{10-50} и $PM_{>50}$ — умеренно опасному экологическому уровню. Наиболее контрастные аномалии в дорожной пыли связаны с Cd, Sb, Zn, Ag и Sn, поэтому при оценке техногенного геохимического воздействия транспорта на окружающую среду необходимо особое внимание уделять этим элементам. Из этих элементов с геохимических позиций в городах наименее изучено поведение Sb.

Выводы:

— основные физико-химические свойства пыли дорог с разной интенсивностью движения транспорта отличаются мало; pH увеличивается в ряду малые < средние < МКАД < крупные дороги, содержание $C_{орг}$ и электропроводность изменяются в ряду МКАД < крупные < малые < средние дороги. С ростом интенсивности движения в дорожной пыли увеличивается доля песка, что связано с выдуванием мелких частиц;

— при большей интенсивности движения транспорта увеличивается доля элементов, связанных с песчаной фракцией, и уменьшается — с мелкой, средней и крупной пылью; с илистой фракцией практически не изменяется. На малых дорогах на экологически наиболее опасные PM_1 и PM_{1-10} приходится 93% Ag; 51–60% Cd, Bi, As, Sb, Sn; 31–50%

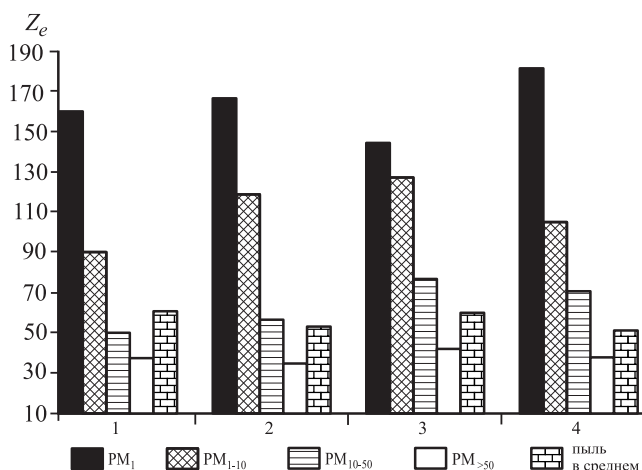


Рис. 4. Суммарные коэффициенты обогащения (Z_e) частиц дорожной пыли ТМ. Автодороги: 1 — малые, 2 — средние, 3 — крупные, 4 — МКАД

Cr, Mo, Pb, Ni, Zn, Co, Cu; до 15–30% W, V, Fe, Mn, Be, Ti, Sr; на более крупных дорогах доля всех элементов, связанных с PM_1 и PM_{1-10} , уменьшается;

— дорожная пыль ВАО обогащена $Cd_{12}Sb_{10}Sn_7Zn_6Cu_6Mo_6Pb_5Ag_5W_5Bi_5$ по сравнению с верхней частью континентальной коры. В зависимости от характера связи с интенсивностью транспортной нагрузки все элементы образуют 5 групп: Cd (уменьшение K_e с ростом интенсивности движения); Zn (K_e возрастает с ростом транспортной нагрузки); Be, Sn, Cu, Cr, Ni и Mo (минимум K_e на МКАД); Ag, Bi, W, Pb, Sb, As и Sr (высокая вариабельность K_e вне зависимости от размера дороги); Co, V, Ti, Fe и Mn (с примерно постоянным K_e);

— обогащение дорожной пыли ТМ предложено оценивать с помощью суммарного показателя Z_e . С увеличением интенсивности движения транспорта обогащенность частиц PM_{1-10} , PM_{10-50} , $PM_{>50}$ ТМ возрастает, а PM_1 , напротив, уменьшается, что связано с разным химическим составом выбросов и структурой автопарка на разных типах дорог;

— при эколого-геохимических оценках воздействия транспорта на окружающую среду необходимо уделять внимание не только крупным шоссе, но и небольшим внутриквартальным улицам. В первую очередь необходимо контролировать уровень содержания Cd, Sb, Zn, Ag и Sn, формирующих наиболее контрастные геохимические аномалии в гранулометрических фракциях дорожной пыли.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

REFERENCES

- Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
Vadyunina A.F., Korchagina Z.A. Metody issledovaniya fizicheskikh svoystv pochv [Methods of study of the physical properties of soils], Agropromizdat, Moscow, 1986, 416 p. (in Russian).

- Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.
Geokhimiya okruzhajushhej sredy [Environmental geochemistry], Moscow, Nedra, 1990, 335 p. (in Russian).
ГОСТ 1320-74 (ИСО 4383-91). Баббиты оловянные и свинцовые. Технические условия. М.: ИПК Изд-во стандартов, 2001. 9 с.

GOST 1320–74. Babbity olovjannye i svincove. Tehnicheskie uslovija [Tin and lead babbitts. Specifications], Moscow, IPK Izdatel'stvo standartov, 2001, 9 p. (in Russian).

Государственный доклад о состоянии окружающей среды в городе Москве в 2013 году. М.: "ЛАРК ЛТД", 2014, 222 с.

Gosudarstvennyj doklad o sostojanii okruzhajushhej sredy v gorode Moskve v 2013 godu. [State report on the state of environment in Moscow in 2013], Moscow, "LARK LTD", 2014, 222 p. (in Russian).

Григорьев Н.А. Распределение химических элементов в верхней части континентальной коры. Екатеринбург: УрО РАН, 2009. 382 с.

Grigoriev N.A. Raspredelenie himicheskikh jelementov v verhnej chasti kontinental'noj kory [Chemical element distribution in the upper continental crust], Ekaterinburg, UrO RAN, 2009, 382 p. (in Russian).

Кайгородов Р.В., Тиунова М.И., Дружинина А.В. Загрязняющие вещества в пыли проезжих частей дорог и в древесной растительности придорожных полос городской зоны // Вестн. Пермского ун-та. Сер. Биология. 2009. Вып. 10 (36). С. 141–146.

Kaygorodov R.V., Tiunova M.I., Druzshina A.V. Zagrjaznjajushhie veshhestva v pyli proezzhih chastej dorog i v drevesnoj rastitel'nosti pridorozhnyh polos gorodskoj zony [Polluting substances in a roadside dust and in wood vegetation of roadside strips of a city zone], Vestnik Permskogo Universiteta, seria Biologija, 2009, V. 10 (36), pp. 141–146 (in Russian).

Касимов Н.С., Кошелева Н.Е., Власов Д.В., Терская Е.В. Геохимия снежного покрова в Восточном округе Москвы // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2012а. № 4. С. 14–24.

Kasimov N.S., Kosheleva N.E., Vlasov D.V., Terskaya E.V. Geohimija snezhnogo pokrova v Vostochnom okruge Moskvy [Geochemistry of snow cover within the Eastern district of Moscow], Vestnik Moskovskogo Universiteta, seria Geografiya, 2012a, no 4, pp. 14–24 (in Russian).

Касимов Н.С., Никифорова Е.М., Кошелева Н.Е., Хайбрахманов Т.С. Геоинформационное ландшафтно-геохимическое картографирование городских территорий (на примере ВАО Москвы). 1. Картографическое обеспечение // Геоинформатика. 2012б. № 4. С. 37–45.

Kasimov N.S., Nikiforova E.M., Kosheleva N.E., Khaibrakhmanov T.S. Geoinformacionnoe landshaftno-geohimicheskoe kartografirovanie gorodskih territorij (na primere VAO Moskvyy). 1. Kartograficheskoe obespechenie [Geoinformation landscape and geochemical mapping of city territories (the case of Eastern District of Moscow) 1. Cartographic support], Geoinformatika, 2012b, no 4, pp. 37–45 (in Russian).

Ладонин Д.В., Пляскина О.В. Изотопный состав свинца в почвах и уличной пыли Юго-Восточного административного округа г. Москвы // Почвоведение. 2009. № 1. С. 106–118.

Ladonin D.V., Plyaskina O.V. Isotopic composition of lead in soils and street dust in the Southeastern administrative district of Moscow, Eurasian Soil Sci., 2009, V. 42, no 1, pp. 93–104.

Никифорова Е.М., Касимов Н.С., Кошелева Н.Е., Навикова О.В. Пространственно-временные тренды загрязнения городских почв и растений соединениями свинца (на примере Восточного округа Москвы) // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2010. № 1. С. 11–20.

Nikiforova E.M., Kasimov N.S., Kosheleva N.E., Navikova O.V. Prostranstvenno-vremennye trendy zagrjaznenija gorodskih pochv i rastenij soedinenijami svinca (na primere Vostochnogo okruga Moskvyy) [Spatial-temporal trends in pollution of urban soils and vegetation with lead compounds (case study of the Eastern district of Moscow)], Vestnik Moskovskogo Universiteta, seria Geografiya, 2010, no 1, pp. 11–20 (in Russian).

Никифорова Е.М., Кошелева Н.Е., Касимов Н.С. Оценка загрязнения тяжелыми металлами почв Восточного округа г. Москвы (по данным 1989–2010 гг.) // Инженерная геология. 2011. № 3. С. 34–45.

Nikiforova E.M., Kosheleva N.E., Kasimov N.S. Ocenka zagrjaznenija tjazhelymi metallami pochv Vostochnogo okruga g. Moskvy (po dannym 1989–2010 gg.) [Analysis of pollution with heavy metals in soils of the Eastern district of Moscow (based on data collected during 1989–2010)], Inzhenernaya Geologia, 2011, no 3, pp. 34–45 (in Russian).

Экогеохимия городских ландшафтов / Под ред. Н.С. Касимова. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1995. 336 с.

Jekogeohimija gorodskih landshaftov [Ecogeochemistry of urban landscapes], ed. by N.S. Kasimov, Moscow, Izdatel'stvo Moskovskogo Universiteta, 1995, 336 p. (in Russian).

Acosta J.A., Faz A., Kalbitz K. et al. Heavy metal concentrations in particle size fractions from street dust of Murcia (Spain) as the basis for risk assessment, J. Environ. Monit., 2011, V. 13, pp. 3087–3096.

Adachi K., Tainosho Y. Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust, Environ. Int. 2004, V. 30, pp. 1009–1017.

Amato F., Pandolfi M., Escrig A. et al. Quantifying road dust re-suspension in urban environment by multilinear engine: a comparison with PMF2, Atmos. Environ. 2009, V. 43, pp. 2770–2780.

Bhattacharya T., Chakraborty S., Fadadu B., Bhattacharya P. Heavy metal concentrations in street and leaf deposited dust in Anand City, India, Res. J. Chem. Sci., 2011, V. 1, pp. 61–66.

Chen J., Wang W., Liu H., Ren L. Determination of road dust loadings and chemical characteristics using resuspension, Environ. Monit. Assess., 2012, V. 184, pp. 1693–1709.

DUST 2014: Book of abstracts. International conference on atmospheric dust. Catellaneta-Marina (Taranto), Italy. 1–6 June, 2014. URL: <http://www.dust2014.org/download/BoA.pdf> (Accessed: 10.11.2014).

Farago M.E., Kavanagh P., Blanks R. et al. Platinum metal concentrations in urban road dust and soil in the United Kingdom, Fresenius J. Anal. Chem., 1996, V. 354, pp. 660–663.

Fedotov P.S., Ermolin M.S., Karandashev V.K., Ladonin D.V. 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, 2014, V. 130, pp. 1–7.

Gao B., Yu Y., Zhou H., Lu J. Accumulation and distribution characteristics of platinum group elements in roadside dusts in Beijing, China, Environ. Toxicol. Chem., 2012, V. 31, no 6, pp. 1231–1238.

Gietl J.K., Lawrence R., Thorpe A.J., Harrison R.M. Identification of break wear particles and derivation of a quantitative tracer for brake dust at a major road, Atmos. Environ., 2010, V. 44, pp. 141–146.

Hu Z., Gao S. Upper crustal abundances of trace elements: A revision and update, Chem. Geology, 2008, V. 253, iss. 3–4, pp. 205–221.

Iijima A., Sato K., Yano K. et al. Particle size and composition distribution analysis of automotive brake abrasion dusts for the evaluation of antimony sources of airborne particulate matter, *Atmos. Environ.*, 2007, V. 41, pp. 4908–4919.

Irvine K.N., Perrelli M.F., Ngoen-klan R., Droppo I.G. Metal levels in street sediment from an industrial city: spatial trends, chemical fractionation, and management implications, *J. Soils Sedim.*, 2009, V. 9, pp. 328–341.

Limbeck A., Puls C. Particulate emissions from on-road vehicles // *Urban airborne particulate matter: origin, chemistry, fate and health impacts*, ed. by F. Zereini, C.L.S. Wiseman. Heidelberg: Springer-Verlag Berlin, 2011, pp. 63–79.

Nazal Y., Rosen M.A., Al-Rawabden A.M. Assessment of metal pollution in urban road dusts from selected highways of the Greater Toronto Area in Canada, *Environ. Monit. Assess.*, 2013, V. 185, pp. 1847–1858.

Olmez I., Gulovali M.C., Gordon G.E. Trace element concentrations in lichens near a coal-fired power plant, *Atmos. Environ.*, 1985, V. 19, pp. 1663–1669.

Pagano P., De Zaiacomo T., Scarcella E. et al. Mutagenic activity of total and particle-sized fractions of urban particulate matter, *Environ. Sci. Technol.*, 1996, V. 30, pp. 3512–3516.

Pal S.K., Wallis S.G., Arthur S. Assessment of heavy metals emission from traffic on road surfaces, *Cent. Eur. J. Chem.*, 2011, V. 9, iss. 2, pp. 314–319.

Reimann C., de Caritat P. Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment: regional geochemical surveys versus enrichment factors, *Sci. Tot. Environ.*, 2005, V. 337, pp. 91–107.

Rudnick R.L., Gao S. Composition of the continental crust. In *Treatise on Geochemistry*, V. 3, *The Crust*. Elsevier Science, 2003, pp. 1–64.

Quiroz W., Cortes M., Astudillo F. et al. Antimony speciation in road dust and urban particulate matter in Valparaiso, Chile: analytical and environmental considerations, *Microchem. J.*, 2013, V. 110, pp. 266–272.

Varrica D., Dongarra G., Sabatino G., Monna F. Inorganic geochemistry of roadway dust from the metropolitan area of Palermo, Italy, *Environ. Geol.*, 2003, V. 44, pp. 222–230.

Wedepohl K.H. The composition of the continental crust // *Geochim. et Cosmochim. Acta*, 1995, V. 59, no 7, pp. 1217–1232.

Zafra C.A., Temprano J., Tejero I. Particle size distribution of accumulated sediments on an urban road in rainy weather, *Environ. Technol.*, 2008, V. 29, pp. 571–582.

Zhao H., Yin C., Chen M., Wang W. Risk assessment of heavy metals in street dust particles to a stream network, *Soil Sedim. Contam.*, 2009, V. 18, pp. 173–183.

Поступила в редакцию
20.12.2014

D.V. Vlasov, N.S. Kasimov, N.E. Kosheleva

GEOCHEMISTRY OF THE ROAD DUST IN THE EASTERN DISTRICT OF MOSCOW

Principal physical and chemical properties and the geochemical specialization of the road dust in the Eastern district of Moscow were analyzed. Under the increasing intensity of traffic the percentage of sand rises in the dust, and the sand contains more heavy metals and metalloids. Concentrations of these elements became lower in fine, medium and coarse dust and show no changes in the silt fraction. At the small roads 93% Ag, 51–60% Cd, Bi, As, Sb and Sn, 31–50% Cr, Mo, Pb, Ni, Zn, Co and Cu, up to 30% W, V, Fe, Mn, Be, Ti and Sr are associated with the ecologically most hazardous PM_1 and PM_{1-10} . As compared to the upper part of the continental crust the road dust in the Eastern district is enriched with $Cd_{12}Sb_{10}Sn_7Zn_6Cu_6Mo_6Pb_5Ag_5W_5Bi_5$. The authors suggest using the integral index Z_e to evaluate the enrichment of the road dust with heavy metals and metalloids.

Under the increasing intensity of traffic the enrichment of PM_{1-10} , PM_{10-50} and $PM_{>50}$ with heavy metals increases, while that of PM_1 became lower, as a result of different chemical composition of emissions and traffic structure. According to their correlation with the transport load all elements could be classified into 5 groups. While assessing ecological-geochemical aspects of the environmental impact of transport it is important to survey both large highways and small driveways. Of priority monitoring are the concentrations of Cd, Sb, Zn, Ag and Sn which form the most contrasting geochemical anomalies in different particle-size fractions of the road dust.

Key words: road dust, motor transport, heavy metals, metalloids, particle-size fractions, PM_1 , PM_{1-10} , PM_{10-50} , $PM_{>50}$.