

## ИСТОЧНИКИ, ПУТИ И МАСШТАБЫ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ

УДК 504.054631.416550.46631.412

# УРОВНИ И ФАКТОРЫ НАКОПЛЕНИЯ МЕТАЛЛОВ И МЕТАЛЛОИДОВ В ПРИДОРОЖНЫХ ПОЧВАХ, ДОРОЖНОЙ ПЫЛИ И ИХ ФРАКЦИИ PM<sub>10</sub> В ЗАПАДНОМ ОКРУГЕ МОСКВЫ<sup>1</sup>

© 2022 г. Д. В. Власов<sup>a</sup>, О. В. Кукушкина<sup>a</sup>, Н. Е. Кошелева<sup>a</sup>\*, Н. С. Касимов<sup>a</sup>

<sup>a</sup>МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

\*e-mail: natalak@mail.ru

Поступила в редакцию 25.10.2021 г.

После доработки 09.11.2021 г.

Принята к публикации 30.12.2021 г.

Впервые для Москвы на примере Западного округа выполнен комплексный геохимический анализ 18-ти элементов (As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, Sr, Ta, V, W, Zn), определенных масс-спектрометрией и атомно-эмиссионной спектроскопией с индуктивно связанной плазмой в придорожных почвах, дорожной пыли и их фракции физической глины (частиц диаметром <10 мкм, PM<sub>10</sub>). Приоритетными поллютантами придорожных почв и их фракции PM<sub>10</sub> являются W, Sb, Mo, Cu, Cd, Sn, Zn, Bi. При этом концентрация большей части этих элементов в мелкодисперсной фракции PM<sub>10</sub> заметно больше. Количество приоритетных поллютантов в дорожной пыли при одинаковых уровнях накопления несколько меньше, чем в почвах. В частицах PM<sub>10</sub> почв и дорожной пыли набор приоритетных поллютантов совпадает, но уровни содержания во фракции PM<sub>10</sub> пыли примерно в 2 раза выше из-за большей удельной поверхности. В системе почвы – дорожная пыль формируется общий парагенезис W–Sb–Sn–Mo–Zn–Cu, причем в подсистеме, связанной с фракцией PM<sub>10</sub>, для Cu, Mo и Sb установлены значимые корреляции, что указывает на преобладающую роль тонких частиц в переносе элементов между почвами и пылью. Результаты регрессионного анализа показали, что аккумуляция химических элементов в почвах и их фракции PM<sub>10</sub> определяется геохимической позицией, типом дороги, гранулометрическим составом и реакцией среды почв. Ведущими факторами накопления элементов в дорожной пыли и ее фракции PM<sub>10</sub> являются объем выбросов автотранспорта и тип дороги, а также физико-химические свойства пыли. Загрязнение мелкодисперсной фракции пыли является очень высоким и очень опасным (суммарный показатель загрязнения Zc = 113), а аналогичной фракции придорожных почв – высоким, усиливаясь до очень высокого (Zc = 71) на крупных дорогах из-за воздействия транспорта. Загрязнение почв и дорожной пыли в ЗАО умеренно опасное с незначительными колебаниями на разных типах дорог.

**Ключевые слова:** гранулометрические фракции, физическая глина, тяжелые металлы, металлоиды, городские почвы, нелинейный регрессионный анализ, Urbic Technosols

DOI: 10.31857/S0032180X22050112

## ВВЕДЕНИЕ

Одной из глобальных экологических проблем в последние десятилетия стала урбанизация, которая сопровождается ростом числа мегаполисов, где концентрируются опасные загрязняющие вещества, поступающие с выбросами промышленности, транспорта и бытовыми отходами. Москва является крупнейшим городом Европы, поэтому изучение химического состава почвенного покрова и дорожной пыли представляет особый интерес: оно позволяет оценить накопление и распределение тяжелых металлов и металлоидов (ТММ) в го-

родских ландшафтах, выявить приоритетные загрязнители и определить факторы, влияющие на локализацию их техногенных аномалий [11, 43, 44].

Выбросы отработанных автомобильных газов и жидкостей, остатки смазочных масел и других нефтепродуктов, частицы шин и тормозных колодок, обогащенные ТММ, поступают в дорожную пыль и придорожные почвы [21, 38]. Выдувание частиц дорожной пыли и почв способствует росту загрязнения атмосферного воздуха в городах [50], увеличивая в том числе риск оксидативного стресса клеток организма человека [32, 60].

Основной депонирующей средой для ТММ являются почвы, так как в отличие от атмосферы, грунтовых и подземных вод возможность их самоочищения весьма ограничена. Почвы являют-

<sup>1</sup> Дополнительные материалы к этой статье доступны по doi 10.31857/S0032180X22050112 для авторизованных пользователей.

ся одним из главных источников материала дорожной пыли [62], однако для микрочастиц дорожной пыли характерен более высокий уровень загрязнения ТММ, чем придорожных почв [31]. Особый интерес вызывают микрочастицы с диаметром < 10 мкм (англ. “particulate matter” –  $PM_{10}$ ) и более тонкие фракции [9, 34, 42, 49, 53, 54, 59]. По Качинскому [13]  $PM_{10}$  – это фракция физической глины, состоящая из ила, мелкой и средней пыли. С уменьшением размера частиц концентрации ТММ в них увеличиваются, что связано с ростом удельной площади поверхности, сорбционной емкости и емкости катионного обмена, увеличением количества органического вещества и содержания глинистых минералов и одновременным снижением доли кварца в минералогическом составе [33].

Дорожная пыль формируется в результате осаждения промышленных и транспортных выбросов, а также при дефляции придорожных почв летом и противогололедных реагентов (ПГР) зимой [36]. Поэтому частицы пыли являются фазой-носителем многих поллютантов, в первую очередь, ТММ. С дорожного полотна пыль легко выдувается в воздух, особенно частицы  $PM_{10}$ , а затем поступает в городские почвы, способствуя их загрязнению. Химический состав дорожной пыли и ее отдельных фракций изучается во всем мире, но в России он по-прежнему анализируется редко и для ограниченного числа ТММ [7, 8, 41, 45, 52]. Подобные исследования проведены в ряде округов Москвы, однако загрязнение мелкодисперсных частиц пыли оценивалось далеко не всегда [16, 27, 37, 48, 57].

Цель работы – дать эколого-геохимическую оценку состояния придорожных почв и дорожной пыли, а также их фракции  $PM_{10}$  по содержанию ТММ на примере Западного административного округа (ЗАО) Москвы, где расположены крупнейшие дорожные магистрали города.

Решались следующие задачи:

- проанализировать основные физико-химические свойства почв и дорожной пыли на разных типах дорог, способствующие фиксации загрязняющих веществ, и сравнить их с фоновыми уровнями;

- определить уровни накопления элементов-приоритетных поллютантов в верхних горизонтах почв и дорожной пыли, а также их фракции  $PM_{10}$  на дорогах разной крупности;

- выявить физико-химические свойства депонирующих сред, ландшафтные и антропогенные факторы, влияющие на аккумуляцию ТММ в почвах и дорожной пыли;

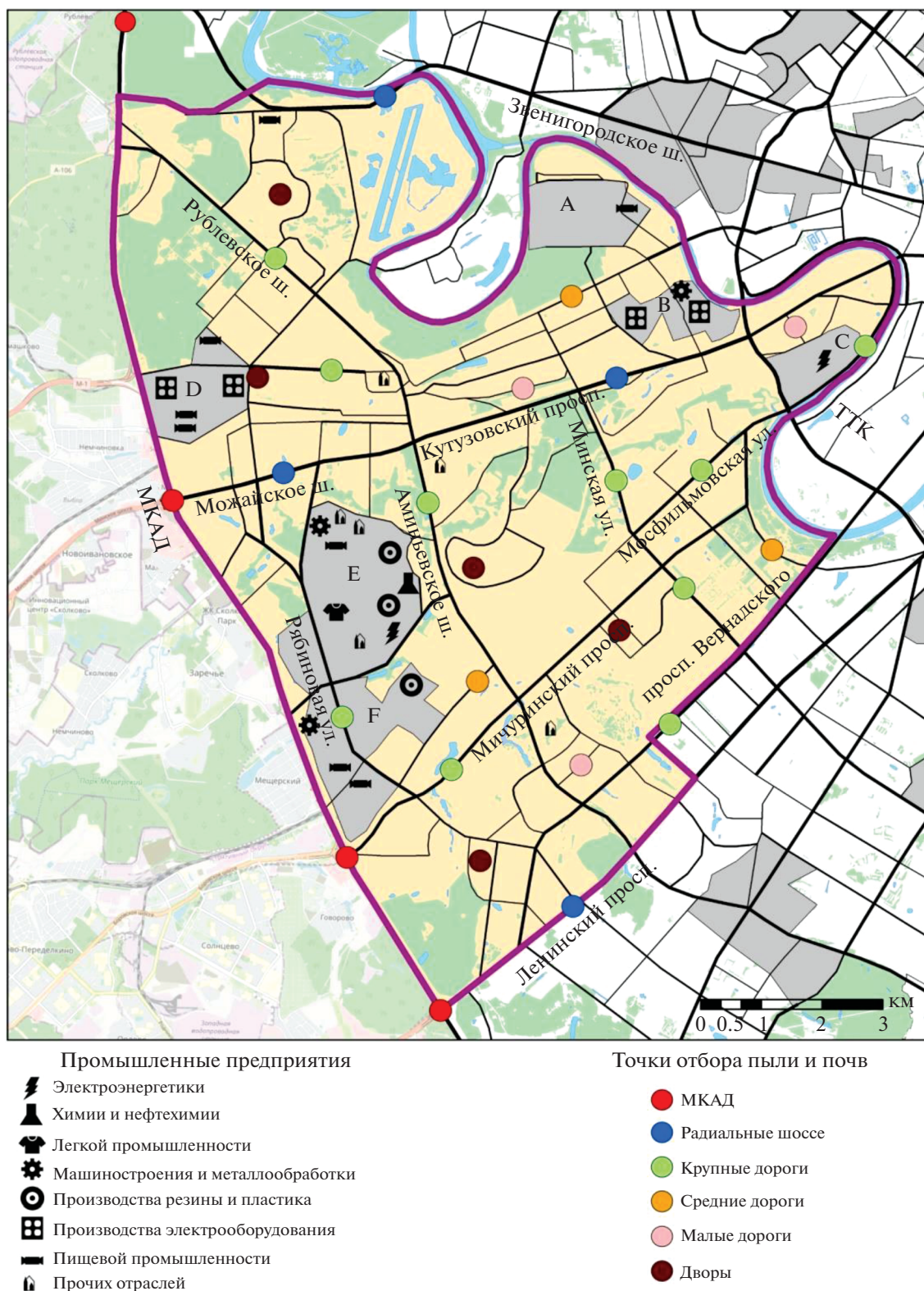
- оценить степень загрязнения и связанную с ней экологическую опасность поллютантов по суммарному показателю загрязнения.

## ОБЪЕКТ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Большая часть территории ЗАО расположена на Теплостанской возвышенности, которая отличается максимальными для Москвы высотой и перепадом высот, а также сильной расчлененностью речной и овражно-балочной сети. В рельефе преобладают плоские поверхности, пологие и крутые склоны моренной холмистой, пологоувалистой аккумулятивной равнины с выраженной латеральной твердофазной миграцией поллютантов в результате плоскостного смыва и овражной эрозии. Центральная часть округа расчленена пологими и крутыми склонами долины р. Сетунь и ее притоков, способствующими латеральной миграции веществ; на юге долина местами засыпана и значительно преобразована хозяйственной деятельностью. Пространства между холмистой равниной и речными долинами представлены выположенными участками флювиогляциальной аккумулятивной равнины с менее интенсивной боковой миграцией поллютантов. Северо-восток ЗАО занимает долинный комплекс р. Москвы и ее притоков, включающий пойму, первую надпойменную террасу и ее склоны [2].

В почвообразовании в ЗАО преобладают техногенные факторы, поэтому здесь распространены антропогенные почвы, в основном урбаноэмы и квазиэмы [18], состоящие из пылеватого-гумусового субстрата с примесью бытового и строительного мусора, иногда подстилаемые водонепроницаемыми материалами, например, бетоном и др. Квазиэмы отличаются от урбаноэмов более легким гранулометрическим составом и большим количеством гумуса, они включают несколько привнесенных гумусированных слоев и слоев подстилающего техногенного грунта. Для всех антропогенно-измененных почв характерно нарушение почвенного профиля и несогласованное залегание горизонтов.

Летом 2017 г. в ЗАО отобрано 29 смешанных проб придорожных почв из верхнего (0–10 см) горизонта в 2–3 м от дорожного полотна и 29 смешанных проб дорожной пыли на разных типах дорог вдоль бордюров (рис. 1). Смешанные пробы составлялись из 3–5 индивидуальных, взятых на расстоянии 3–10 м друг от друга. Автомобильные дороги разделялись на типы в зависимости от количества полос движения в одну сторону и плотности выбросов транспорта [17]: Московская кольцевая автомобильная дорога (МКАД) (5 полос с выбросами 1000–1500 т/км<sup>2</sup> в год) – по 4 пробы почв и дорожной пыли; главные радиальные дороги (4 полосы, 1500–2000 т/км<sup>2</sup> в год) – по 4 пробы; крупные (3 полосы, 1500–2000 т/км<sup>2</sup> в год) – по 10 проб; средние (2 полосы, 2000–4000 т/км<sup>2</sup> в год) – по 3 пробы; малые дороги (1 полоса, 500–1000 т/км<sup>2</sup> в год) – по 3 пробы. Дворы (плотность выбросов транспорта до 1000 т/км<sup>2</sup> в год), где ото-



**Рис. 1.** Точки отбора проб почв и дорожной пыли в западной части Москвы (лето 2017 г.). Промышленные зоны (показаны серой заливкой): А – Фили, В – Западный порт, С – Бережковская набережная, D – Кунцево, Е – Северное Очаково, F – Южное Очаково.

брано 5 проб в пределах автопарковок и 5 проб почв рядом с парковками, представлены своеобразными “колодцами-ловушками” из двух–четырёх 9–16-этажных домов с узкими проездами [15], которые формируют зону застоя приземного воздуха и способствуют осаждению поллютантов [39]. В качестве фоновых эталонов для почв и пыли использовались дерново-подзолистые почвы (14 проб) на покровных суглинках в Коралловском лесничестве Одинцовского района Московской области, в 50 км к западу от Москвы, развитые под разнотравным елово-березовым лесом.

Фракция  $PM_{10}$  почв и пыли выделялась методом отмучивания после диспергирования образцов с помощью влажного растирания [3]. Полученный раствор фильтровали через мембранный фильтр с диаметром пор 0.45 мкм. Физико-химические свойства пыли и почв определялись в Эколого-геохимическом центре географического факультета МГУ: рН и удельная электропроводность ( $EC_{1:5}$ ) водной вытяжки – потенциометрическим и кондуктометрическим методами, содержание органического углерода ( $C_{орг}$ ) – методом Тюрина с титриметрическим окончанием, гранулометрический состав – лазерной гранулометрией.

Содержание ТММ в общих пробах почв, пыли и частицах  $PM_{10}$  определялось масс-спектральным (ICP-MS) и атомно-эмиссионным спектральным (ICP-AES) методами с индуктивно-связанной плазмой во ВНИИ минерального сырья им. Н.М. Федоровского. Анализировались ТММ разных классов опасности: I класса (Zn, As, Cd, Pb); II (Cr, Co, Ni, Cu, Sb, Mo); III (V, W, Sr, Mn), а также Bi, Sn, Fe, Ta. Большинство выбранных для анализа элементов характеризуются интенсивным накоплением в аэрозолях [5], атмосферных осадках [55, 56], снежном покрове [1, 58], речной взвеси [14, 26], дорожной пыли и ее отдельных гранулометрических фракциях [10, 16, 27], а также в верхних горизонтах почв [39, 46, 51] Москвы.

Данные анализировались в пакете Statistica 10. Для каждого из 18 изучаемых элементов в придорожных почвах, дорожной пыли и фракции  $PM_{10}$  рассчитывались коэффициенты накопления  $Kc = C_i/C_f$ , где  $C_f$ ,  $C_i$  – концентрация изучаемого элемента в фоновых почвах и в городских почвах или пыли, соответственно, или коэффициенты рассеяния  $Kp = C_f/C_i$  при  $C_f/C_i > 1$ . Расчет суммарного показателя загрязнения  $Zc = \sum Kc - (n - 1)$ , где  $n$  – число химических элементов с  $Kc > 1$ , позволил определить категорию загрязнения: <16 – низкое, неопасное, 16–32 – среднее, умеренно опасное, 32–64 – высокое, опасное, 64–128 – очень высокое, очень опасное, >128 – максимальное, чрезвычайно опасное [11]. Вклад фракции  $PM_{10}$  дорожной пыли или придорожных почв

в содержание ТММ в общей пробе пыли или почв оценивалось по доле  $Di$  (%):  $Di = C_{10} \times P_{10}/C_i$ , где  $C_{10}$  – концентрация элемента в  $PM_{10}$ , мг/кг фракции,  $P_{10}$  – доля фракции  $PM_{10}$  в пробе пыли или почв, %.

Коэффициенты экологической опасности  $Ko = C_i/ПДК(ОДК)$  вычислялись для As, Cd, Pb, Zn, Ni, Cu, Sb, V, Mn, у которых существуют утвержденные в РФ предельно допустимые (ПДК) или ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) в почвах [20].

Влияние природных и техногенных факторов на аккумуляцию ТММ в придорожных почвах, дорожной пыли и в их фракции  $PM_{10}$  оценивалось в программном пакете S-PLUS с помощью метода регрессионных деревьев [39]. Дендрограммы строились в зависимости от следующих факторов и условий: геохимическая позиция (положение в рельефе), свойства почв или пыли, определяющие их сорбционную способность по отношению к ТММ (рН, удельная электропроводность  $EC_{1:5}$ , содержание  $PM_{10}$ , то есть частиц физической глины, и  $C_{орг}$ ), тип дороги, объем выбросов автотранспорта (неопубликованные данные о выбросах предоставлены проф. В.Р. Битюковой).

Для учета ландшафтно-геохимической неоднородности территории использованы данные об абсолютных высотах в каждой точке, определенных по цифровой модели рельефа (данные SRTM, Shuttle Radar Topography Mission). Повышенные и выровненные плоские поверхности (абс. высоты 182–204 м), пологие и крутые склоны (184–199 м) моренной равнины, сложенной валунными суглинками, соответствуют автономным элювиальным и трансэлювиальным ландшафтам, соответственно (рис. S1). Засыпанные участки долины р. Сетунь и ее притоков на техногенных отложениях (166–170 м) и выположенные участки флювиогляциальной аккумулятивной равнины (161–170 м), сложенной песками, песчано-гравелистыми отложениями и суглинками, представлены трансэлювиально-аккумулятивными ландшафтами. Пониженные участки пологих и крутых склонов долины р. Сетунь и ее притоков (146–154 м) с преимущественно песчаными отложениями относятся к трансэлювиальным ландшафтам, а пойма, первая надпойменная терраса р. Москвы и ее притоков и ее пологие склоны (123–142 м) с песками, супесями и суглинками с прослоями торфа, в значительной степени перекрытыми техногенными отложениями, относятся к супераккумулятивным ландшафтам.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

**Основные физико-химические свойства придорожных почв и дорожной пыли.** Более половины проб почв имеет легкосуглинистый состав, со-

**Таблица 1.** Основные физико-химические свойства придорожных почв и дорожной пыли (приведены средние значения)

| Территория             | Придорожные почвы    |      |                      |                             | Дорожная пыль        |      |                      |                             |
|------------------------|----------------------|------|----------------------|-----------------------------|----------------------|------|----------------------|-----------------------------|
|                        | PM <sub>10</sub> , % | pH   | C <sub>орг</sub> , % | ЕС <sub>1:5</sub> , мкСм/см | PM <sub>10</sub> , % | pH   | C <sub>орг</sub> , % | ЕС <sub>1:5</sub> , мкСм/см |
| МКАД                   | 22.5                 | 7.46 | 5.4                  | 247                         | 15.3                 | 7.16 | 2.8                  | 156                         |
| Радиальные шоссе       | 17.3                 | 7.22 | 4.3                  | 173                         | 10.7                 | 7.68 | 1.3                  | 175                         |
| Крупные дороги         | 19.4                 | 7.15 | 5.6                  | 221                         | 19.4                 | 7.53 | 2.1                  | 211                         |
| Средние дороги         | 20.4                 | 7.25 | 3.8                  | 185                         | 16.5                 | 7.62 | 1.8                  | 210                         |
| Малые дороги           | 17.5                 | 7.10 | 4.7                  | 132                         | 13.6                 | 7.53 | 2.6                  | 193                         |
| Дворы с автопарковками | 21.1                 | 7.36 | 4.2                  | 181                         | 13.2                 | 7.13 | 4.4                  | 136                         |
| Среднее по ЗАО         | 19.7                 | 7.30 | 4.7                  | 190                         | 14.8                 | 7.44 | 2.5                  | 180                         |
| Фоновые почвы          | 31.9                 | 6.40 | 3.3                  | 65.5                        | —                    | —    | —                    | —                           |

держание частиц PM<sub>10</sub> в придорожных почвах более чем в полтора раза меньше, чем на фоновых участках. Наблюдаются колебания содержания крупных фракций (крупнее PM<sub>10</sub>), которое максимально на МКАД, минимально на радиальных многополосных шоссе и малых дорогах. Реакция среды в придорожных почвах всюду близка к нейтральной со средним pH 7.26. Наибольшие величины pH отмечаются на МКАД и во дворах. Почвы вблизи крупных и малых дорог обладают нейтральной реакцией среды (табл. 1), тогда как для фоновых дерново-подзолистых почв характерна слабокислая реакция. Основной причиной подщелачивания почв в городе является строительная пыль, применение ПГР и сильнощелочных моющих средств с pH 9–11.

Средняя удельная электропроводность ЕС<sub>1:5</sub> водной вытяжки из почв ЗАО составляет 190 мкСм/см, что почти в три раза выше фонового уровня. ЕС<sub>1:5</sub> варьирует от минимальных значений в почвах вблизи малых дорог до максимальных рядом с крупными магистралями и МКАД. Увеличение ЕС<sub>1:5</sub> связано с применением ПГР зимой, которые весной лишь частично смываются талыми водами и осадками. Среднее содержание C<sub>орг</sub> = 4.67%, что в полтора раза выше фона за счет органических частиц техногенного происхождения – асфальта, выбросов автотранспорта и промышленности [28]. Минимальные величины C<sub>орг</sub> приурочены ко дворах, малым дорогам и радиальным шоссе. Больше всего органического вещества содержится в почвах рядом с МКАД и крупными дорогами.

Почвенные свойства варьируют в зависимости от крупности дорог и интенсивности движения автотранспорта. Наибольшие колебания характерны для ЕС<sub>1:5</sub> (в 1.9 раза) и содержания C<sub>орг</sub> (в 1.5 раза). Варьирование содержания частиц PM<sub>10</sub> (физической глины) можно отнести к среднему (в 1.3 раза), наименьшие колебания значений характерны для pH. По сравнению с фоновыми почвами

pH придорожных почв почти на единицу больше, их отличает в 3 раза более высокая электропроводность, повышенное в 1.4 раза содержание C<sub>орг</sub> и более легкий гранулометрический состав.

Дорожная пыль имеет супесчаный состав, содержание фракции PM<sub>10</sub> в пыли практически в два раза меньше, чем в фоновых почвах. Максимум тонких фракций наблюдается на крупных дорогах, минимум – на малых дорогах и во дворах, что, вероятно, связано с активной поставкой PM<sub>10</sub> при истирании шин и металлических деталей тормозных механизмов автомобилей [50].

Реакция среды пыли близка к слабощелочной со средним значением 7.44 при незначительных колебаниях на разных типах дорог. Максимальные значения характерны для шоссе и средних дорог, минимальные – для МКАД и дворов. Применение моющих средств на радиальных шоссе и крупных дорогах приводит к подщелачиванию пыли. Из-за применения ПГР средняя ЕС<sub>1:5</sub> составляет 180 мкСм/см, что превышает фоновый уровень дерново-подзолистых почв в 2.8 раза. Наибольшие значения ЕС<sub>1:5</sub> зафиксированы на крупных и средних дорогах, наименьшие – во дворах с автопарковками. Содержание C<sub>орг</sub> составляет в среднем 2.5% при колебаниях от 1.35% на крупных дорогах до 4.42% во дворах, куда C<sub>орг</sub> поступает с близлежащих газонов, с выхлопами автотранспорта и при истирании шин.

По сравнению с придорожными почвами дорожная пыль имеет более легкий гранулометрический состав, содержит в 1.5 раза меньше мелкодисперсных частиц и в 3 раза меньше C<sub>орг</sub>. Реакция среды и электропроводность в водной вытяжке из почв и пыли имеют близкие значения – 7.3–7.45 и 180–190 мкСм/см.

**ТММ в придорожных почвах и их фракции PM<sub>10</sub>.** Приоритетные поллютанты придорожных почв ЗАО – W, Sb, Mo, Cu, Cd, Sn, Zn, Bi (Kc 2.4–6.0)

Таблица 2. Среднее содержание элементов (мг/кг) в придорожных почвах, дорожной пыли и их фракции РМ<sub>10</sub> на разных типах дорог и во дворах с автостоянками в ЗАО Москвы

| Объект и дороги                | V                     | Cr | Mn   | Fe    | Co    | Ni  | Cu | Zn  | As   | Sr  | Mo   | Cd   | Sn   | Sb   | Ta   | W   | Pb  | Bi   |
|--------------------------------|-----------------------|----|------|-------|-------|-----|----|-----|------|-----|------|------|------|------|------|-----|-----|------|
| Почвы                          | МКАД                  | 67 | 55   | 515   | 27890 | 9.7 | 25 | 41  | 166  | 5.8 | 132  | 0.47 | 3.8  | 1.8  | 0.62 | 5.6 | 28  | 0.32 |
|                                | радиальные шоссе      | 54 | 42   | 412   | 25127 | 6.8 | 33 | 45  | 131  | 3.4 | 116  | 0.42 | 4.2  | 2.0  | 0.45 | 7.2 | 21  | 0.58 |
|                                | крупные дороги        | 52 | 38   | 390   | 25054 | 7.7 | 32 | 56  | 147  | 5.4 | 126  | 0.39 | 4.1  | 1.9  | 0.40 | 7.0 | 27  | 0.27 |
|                                | средние дороги        | 66 | 45   | 462   | 27161 | 9.6 | 35 | 61  | 162  | 6.9 | 139  | 0.35 | 5.6  | 2.2  | 0.49 | 7.9 | 33  | 0.41 |
|                                | малые дороги          | 47 | 38   | 379   | 18628 | 6.1 | 26 | 44  | 165  | 4.0 | 114  | 0.62 | 3.6  | 1.5  | 0.37 | 4.6 | 32  | 0.25 |
|                                | дворы с автостоянками | 58 | 52   | 446   | 21109 | 7.5 | 34 | 38  | 258  | 4.9 | 114  | 0.76 | 3.2  | 1.4  | 0.43 | 3.3 | 36  | 0.49 |
| РМ <sub>10</sub> почв          | МКАД                  | 92 | 69   | 777   | 42670 | 14  | 37 | 61  | 301  | 9.1 | 110  | 0.76 | 7.5  | 3.1  | 0.80 | 10  | 48  | 0.58 |
|                                | радиальные шоссе      | 87 | 67   | 649   | 38069 | 13  | 35 | 80  | 320  | 5.9 | 123  | 0.76 | 8.9  | 4.7  | 0.86 | 17  | 39  | 0.78 |
|                                | крупные дороги        | 82 | 80   | 636   | 41197 | 15  | 44 | 120 | 386  | 9.8 | 136  | 0.63 | 10   | 5.2  | 0.87 | 21  | 54  | 0.78 |
|                                | средние дороги        | 86 | 63   | 684   | 41876 | 15  | 39 | 107 | 334  | 11  | 134  | 0.53 | 11   | 4.7  | 0.81 | 19  | 55  | 0.78 |
|                                | малые дороги          | 90 | 78   | 804   | 42886 | 14  | 42 | 95  | 437  | 8.6 | 116  | 1.2  | 9.6  | 4.0  | 0.83 | 11  | 79  | 0.92 |
|                                | дворы с автостоянками | 84 | 74   | 673   | 38253 | 13  | 42 | 69  | 580  | 6.3 | 119  | 2.6  | 1.0  | 5.8  | 0.85 | 8.6 | 51  | 0.78 |
| Дорожная пыль                  | МКАД                  | 65 | 56   | 424   | 29918 | 8.9 | 21 | 52  | 335  | 0.8 | 156  | 0.20 | 4.6  | 3.0  | 1.3  | 6.3 | 15  | 0.26 |
|                                | радиальные шоссе      | 57 | 43   | 393   | 25505 | 6.5 | 21 | 67  | 220  | 1.8 | 134  | 0.20 | 3.7  | 1.3  | 0.57 | 2.2 | 26  | 0.19 |
|                                | крупные дороги        | 66 | 53   | 409   | 30131 | 6.1 | 24 | 51  | 156  | 1.4 | 168  | 0.22 | 4.8  | 2.7  | 0.53 | 4.2 | 24  | 0.27 |
|                                | средние дороги        | 61 | 55   | 403   | 26718 | 5.1 | 24 | 47  | 128  | 1.7 | 182  | 0.24 | 4.3  | 1.8  | 0.56 | 2.5 | 22  | 0.51 |
|                                | малые дороги          | 48 | 34   | 341   | 21939 | 4.5 | 16 | 50  | 143  | 1.7 | 130  | 0.19 | 4.9  | 1.3  | 0.58 | 2.4 | 63  | 0.18 |
|                                | дворы с автостоянками | 39 | 38   | 319   | 21123 | 5.7 | 17 | 29  | 262  | 2.2 | 138  | 1.7  | 0.26 | 3.1  | 0.27 | 3.9 | 25  | 0.20 |
| РМ <sub>10</sub> дорожной пыли | МКАД                  | 90 | 57   | 620   | 42106 | 17  | 35 | 144 | 1045 | 2.7 | 182  | 0.48 | 14   | 14   | 0.52 | 27  | 37  | 1.0  |
|                                | радиальные шоссе      | 99 | 78   | 718   | 49626 | 19  | 46 | 200 | 1364 | 3.0 | 200  | 0.57 | 25   | 14   | 0.63 | 22  | 60  | 1.8  |
|                                | крупные дороги        | 85 | 72   | 661   | 46618 | 16  | 45 | 222 | 879  | 2.5 | 191  | 0.62 | 25   | 13   | 0.63 | 28  | 154 | 1.9  |
|                                | средние дороги        | 74 | 62   | 597   | 41624 | 14  | 41 | 188 | 618  | 2.3 | 197  | 0.77 | 25   | 12   | 0.36 | 21  | 66  | 2.0  |
|                                | малые дороги          | 71 | 62   | 584   | 37057 | 13  | 45 | 142 | 692  | 1.5 | 161  | 0.60 | 22   | 7.1  | 0.44 | 22  | 111 | 1.4  |
|                                | дворы с автостоянками | 87 | 56   | 736   | 41743 | 16  | 53 | 147 | 1282 | 2.3 | 207  | 1.0  | 19   | 7.3  | 1.9  | 31  | 75  | 1.5  |
| Фоновые почвы                  | 86                    | 55 | 1006 | 25398 | 9.4   | 24  | 18 | 71  | 3.6  | 137 | 0.50 | 0.20 | 1.7  | 0.40 | 0.80 | 1.0 | 19  | 0.20 |



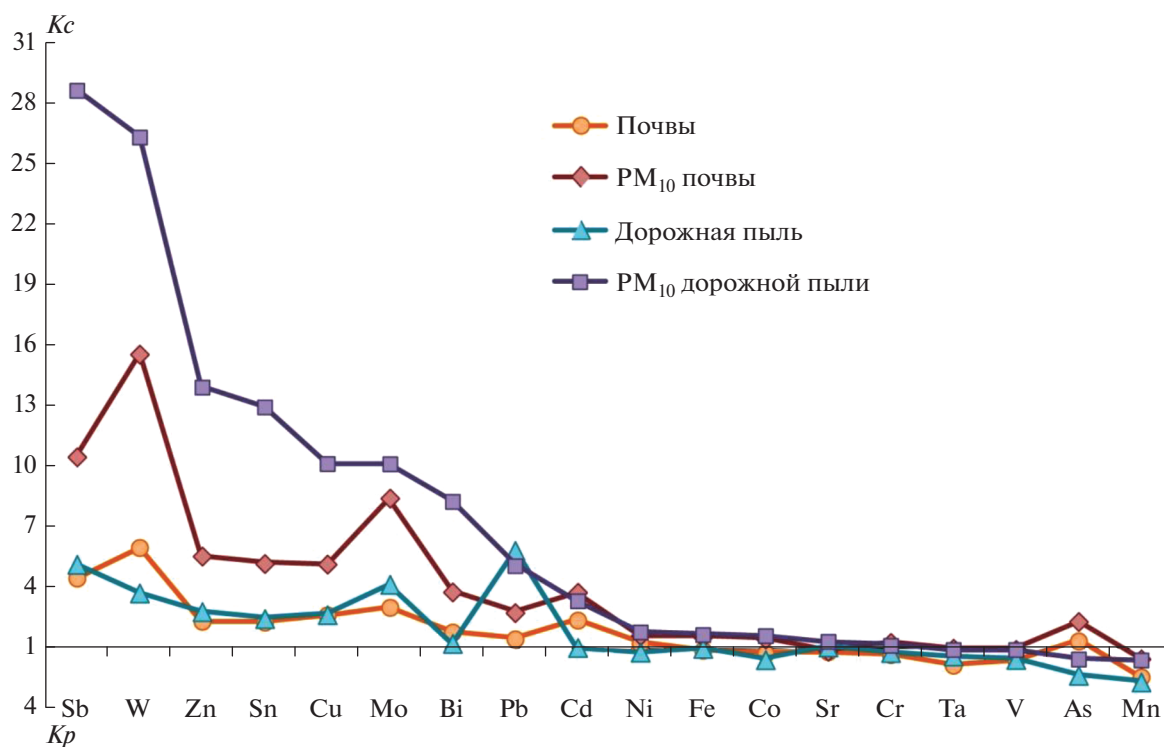


Рис. 2. Геохимические спектры ТММ в придорожных почвах, дорожной пыли и их частицах  $PM_{10}$  в ЗАО г. Москвы.

(табл. 2). По сравнению с фоновыми почвами наиболее активно аккумулируется W (средний  $K_c$  6.0) с сильным варьированием концентраций на дорогах с разной интенсивностью движения. Основными источниками W являются износ шин и дорожного покрытия, а также промышленные выбросы [57, 63]. Максимальное накопление W зафиксировано в почвах рядом со средними и крупными магистралями, рядом с МКАД и радиальными шоссе его концентрация снижается в три и два раза соответственно. Похожая картина аккумуляции наблюдается у Sb, которая после W вносит наибольший вклад в загрязнение почв ТММ (рис. S2). К увеличению концентрации Sb приводит износ тормозных колодок транспорта [61]. Наибольшая концентрация Sb выявлена вблизи средних внутрирайонных дорог; на МКАД и во дворах с автопарковками она накапливается в три раза слабее.

Концентрация Mo и Cu достигает максимальных значений ( $K_c$  3.2 и 2.7 соответственно) на средних дорогах, на магистралях с более интенсивным движением постепенно уменьшается, минимальные значения приурочены ко дворам с автопарковками. Обогащению почв Cu и Mo способствуют также выбросы заводов машиностроения и металлообработки [19], а также невыхлопные выбросы автотранспорта [47]. На увеличение концентраций Cu влияют предприятия по производству электролитической медной фольги и

оптоэлектронных устройств. Zn, Cd и Sn аккумулируются в почвах вблизи всех типов дорог довольно равномерно ( $K_c$  2.4–2.45). Основным поставщиком Zn являются железнодорожный транспорт, выбросы промышленных предприятий и автотранспорт – Zn присутствует в шинах в неорганических формах (ZnS и ZnO) и в виде органического стеарата [23]. Высокие концентрации Cd и Sn характерны для шин, дорожной разметки, тормозных колодок и других деталей автомобилей [47]. Для Pb, As, Ni свойственно слабое накопление ( $K_c$  1.3–1.5), Ta, Cr, Co, V, Sr, Mn рассеиваются ( $K_p$  1.7–1.1).

Тонкие частицы  $PM_{10}$  обладают большей способностью поглощать загрязнители, поэтому все ТММ отличаются высокой интенсивностью аккумуляции в этой фракции придорожных почв (рис. 2). Наибольший  $K_c$  = 15.6 у W с максимальными концентрациями на крупных и средних дорогах, наименьшие значения свойственны МКАД и дворам. Близкое распределение концентраций на разных типах дорог характерно для Mo и Sn ( $K_c$  8.8 и 5.4 соответственно). Как и в валовых пробах, вторым по значимости поллютантом для фракции  $PM_{10}$  является Sb с одинаковым уровнем аккумуляции (10.8) на разных типах дорог, который вдвое больше, чем в почвах в целом. Значительно больше в частицах  $PM_{10}$  по сравнению с валовыми пробами содержание Zn и Cu ( $K_c \geq 5.3$ ), которое

не дифференцировано по типам дорог. В мелко-дисперсных частицах накапливаются также Bi, Cd, Pb, As ( $K_c$  2.4–4.5) и менее активно Ni, Co, Fe и Cr ( $K_c$  1.3–1.7). V, Sr и Mn рассеиваются ( $K_p$  1.1–1.5).

**ТММ в дорожной пыли и ее фракции  $PM_{10}$ .** Основными загрязнителями дорожной пыли ЗАО являются Sb, Mo и W ( $K_c$  3.8–5.3) (табл. 2). Концентрация главного поллютанта – Sb примерно одинакова на всех магистралях, кроме МКАД, на которой значения превышают средние в 3 раза (рис. S2). Варьирование содержания Mo и W невелико, с максимальными значениями на средних дорогах и минимальными на малых дорогах, во дворах (для Mo) и на МКАД и крупных дорогах (для W). Слабее в дорожной пыли аккумулируются Zn, Cu и Sn, которые распределены на всех автомагистралях и дворах с парковками довольно равномерно, за исключением высокой концентрации Zn на МКАД и низкой – Cu во дворах. Содержание Cd, Bi, Sr и Fe близко к величинам в фоновых почвах, а As, Cr, Co, Ni, V, Mn и Ta рассеиваются.

Набор приоритетных загрязнителей в дорожной пыли такой же, как и в почвах, однако содержание Sb и Mo в пыли в 1.2 и 1.4 раза больше, а W в 1.6 раза меньше. Это объясняется тем, что дорожная пыль отражает актуальную геохимическую нагрузку на городские ландшафты в теплый сезон, тогда как придорожные почвы аккумулируют некоторые поллютанты многие десятилетия, другая их часть может вымываться из верхнего горизонта (рис. S3).

В тонкодисперсных частицах  $PM_{10}$  все ТММ накапливаются намного интенсивнее по сравнению с общими пробами. Во фракции  $PM_{10}$  пыли содержание приоритетных загрязнителей W и Sb в 1.7 и 2.7 раза выше, чем в  $PM_{10}$  придорожных почв. Относительно почвенного фона наиболее интенсивно (средний  $K_c$  29.4) накапливается Sb с максимумом на МКАД и радиальных шоссе ( $K_c$  35.1) и минимумом ( $K_c$  18.5) на малых дорогах и во дворах. Второй по значимости загрязнитель – W со средним  $K_c$  26.3 (табл. 2) и размахом колебаний на разных дорогах в 1.5 раза. Максимальные концентрации W наблюдаются во дворах, минимальные – на средних дорогах. Высока аккумуляция Zn и Sn ( $K_c$  13.9 и 13.4 соответственно), в почвах содержание этих элементов в 2.5 раза меньше. Активно накапливаются Cu, Mo и Bi, которые распределены на всех автомагистралях и дворах с парковками довольно равномерно. Концентрация Pb в тонких фракциях незначительно снижается относительно содержания в валовых пробах ( $K_c$  5.8 и 5.0 соответственно). Содержание Cd во фракции  $PM_{10}$  в 3 раза выше, чем в валовых пробах ( $K_c$  3.4 и 1.1 соответственно), оно слабо варьирует на всех

типах дорог. Концентрации Cr, Co, Ni, V, Sr, Fe, Ta, As и Mn близки к фоновым.

**Связь накопления ТММ в частицах придорожных почв и дорожной пыли.** Известно, что одним из источников материала дорожной пыли служат придорожные почвы, но одновременно выражен и обратный процесс – поставка частиц дорожной пыли в придорожные почвы [31, 62], то есть существует “круговорот” частиц в пыли и почвах, в который включается дополнительная поставка поллютантов из других техногенных источников. Это движение частиц и содержащихся в них ТММ обуславливает геохимические связи между почвами и дорожной пылью, что подтверждает отмеченное ранее совместное накопление Ag, Sb, Sn, W, Bi, Cd, Cu, Pb, Zn в обоих компонентах в восточной части Москвы [37]. В почвах, дорожной пыли и их микрочастицах  $PM_{10}$  Западного округа аккумулируются W, Sb, Sn, Mo, Zn, Cu (средние  $K_c > 2$ ), к которым в почвах,  $PM_{10}$  почв и  $PM_{10}$  пыли добавляется Cd, в дорожной пыли и  $PM_{10}$  почв и пыли – Pb, а в  $PM_{10}$  почв и  $PM_{10}$  дорожной пыли – Bi (рис. 2), то есть в целом перечень входящих в парагенезисы ТММ на западе и востоке Москвы практически не отличается.

Формирование геохимических связей между дорожной пылью, почвами и их фракцией  $PM_{10}$  на западе Москвы подтверждает корреляционный анализ содержания ТММ в четырех изученных компонентах (всего проанализировано шесть возможных пар компонентов, указанных в табл. 3).

В подсистемах почвы –  $PM_{10}$  почв и дорожная пыль –  $PM_{10}$  дорожной пыли выявлены наиболее высокие  $r$ , которые указывают на существенный вклад связанных с микрочастицами  $PM_{10}$  ТММ в их валовое содержание (рис. 3). В придорожных почвах ЗАО фракция  $PM_{10}$  содержит 40–60% Mo, W, Bi, Sb, Zn и Sn от запасов этих ТММ, а также 40–60% Cu, Cd, Pb, Mo и Co и более 60% Zn, Sn, Sb, Bi и W от их запасов в дорожной пыли.

В подсистеме  $PM_{10}$  почв –  $PM_{10}$  дорожной пыли значимые  $r$  установлены для Cu (0.65), Mo (0.56) и Sb (0.47), что указывает на общие источники этих ТММ в почвах и дорожной пыли и на ведущую роль микрочастиц  $PM_{10}$  в переносе Cu, Mo и Sb между изучаемыми компонентами городской среды (рис. 4). Эти корреляционные связи сохраняются в подсистеме почвы –  $PM_{10}$  дорожной пыли, где к Cu ( $r = 0.63$ ), Mo (0.56) и Sb (0.44) добавляется Sn (0.38), что свидетельствует о поступлении этих ТММ с микрочастицами из дорожной пыли в почвы. Следовательно, фракция  $PM_{10}$  является одной из наиболее важных носителей ТММ, особенно в дорожной пыли, что определяет ее повышенную экологическую опасность для населения ЗАО.



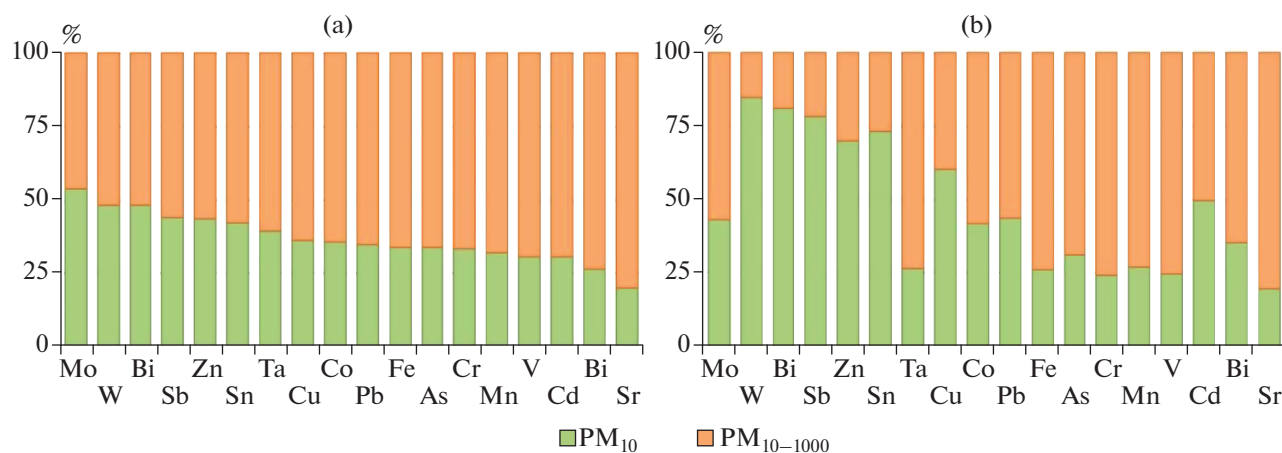


Рис. 3. Фракционный состав ТММ в придорожных почвах (а) и дорожной пыли (б) ЗАО Москвы.

Для других ТММ значения  $r$  не значимы при  $p < 0.05$ , вероятно, из-за большего участия более крупных частиц в миграции ТММ, неоднородности источников загрязнения (дорожная пыль накапливает поллютанты в теплый сезон, почвы – за многолетний период), наличия емких геохимических барьеров в почвах и их слабой выраженности

в дорожной пыли и т.д. Определить основные факторы накопления ТММ в почвах и дорожной пыли позволяет нелинейный регрессионный анализ.

**Факторы накопления ТММ.** Для оценки роли различных факторов накопления ТММ в придорожных почвах, дорожной пыли и их микрочастицах  $PM_{10}$  использован метод регрессионных дере-

Таблица 3. Коэффициенты корреляции Пирсона  $r$  между содержанием ТММ в подсистемах почвы–дорожная пыль,  $PM_{10}$  почв– $PM_{10}$  дорожной пыли, почвы– $PM_{10}$  почв, дорожная пыль– $PM_{10}$  дорожной пыли, почвы– $PM_{10}$  дорожной пыли и дорожная пыль– $PM_{10}$  почв

| ТММ | Величина $r$ в подсистемах |                                   |                          |                         |                          |                         |
|-----|----------------------------|-----------------------------------|--------------------------|-------------------------|--------------------------|-------------------------|
|     | почвы–пыль                 | $PM_{10}$ почв–<br>$PM_{10}$ пыли | почвы– $PM_{10}$<br>почв | пыль– $PM_{10}$<br>пыли | почвы– $PM_{10}$<br>пыли | пыль– $PM_{10}$<br>почв |
| V   | 0.03                       | –0.07                             | 0.28                     | <b>0.42</b>             | 0.09                     | –0.17                   |
| Cr  | –0.07                      | 0.02                              | 0.16                     | <b>0.41</b>             | –0.15                    | –0.07                   |
| Mn  | 0.20                       | 0.06                              | <b>0.57</b>              | 0.18                    | 0.24                     | 0.02                    |
| Fe  | 0.04                       | –0.14                             | <b>0.41</b>              | <b>0.40</b>             | 0.11                     | –0.16                   |
| Co  | 0.05                       | –0.29                             | <b>0.43</b>              | <b>0.57</b>             | –0.01                    | –0.31                   |
| Ni  | 0.03                       | –0.07                             | 0.36                     | 0.04                    | 0.21                     | –0.35                   |
| Cu  | 0.04                       | <b>0.65</b>                       | <b>0.93</b>              | 0.29                    | <b>0.63</b>              | –0.02                   |
| Zn  | 0.20                       | 0.33                              | <b>0.92</b>              | <b>0.84</b>             | 0.19                     | 0.28                    |
| As  | 0.11                       | 0.07                              | <b>0.58</b>              | –0.04                   | –0.10                    | 0.17                    |
| Sr  | 0.02                       | 0.10                              | <b>0.73</b>              | 0.24                    | 0.05                     | –0.06                   |
| Mo  | 0.01                       | <b>0.56</b>                       | <b>0.77</b>              | 0.11                    | <b>0.56</b>              | 0.16                    |
| Cd  | 0.07                       | 0.04                              | <b>0.84</b>              | <b>0.62</b>             | 0.18                     | –0.08                   |
| Sn  | 0.18                       | 0.33                              | <b>0.90</b>              | 0.17                    | <b>0.38</b>              | 0.29                    |
| Sb  | 0.17                       | <b>0.47</b>                       | <b>0.89</b>              | <b>0.47</b>             | <b>0.44</b>              | 0.27                    |
| Ta  | 0.29                       | –0.05                             | 0.22                     | –0.22                   | –0.02                    | –0.18                   |
| W   | –0.14                      | –0.32                             | <b>0.93</b>              | <b>0.56</b>             | –0.30                    | –0.13                   |
| Pb  | 0.15                       | 0.27                              | <b>0.86</b>              | <b>0.99</b>             | 0.18                     | 0.21                    |
| Bi  | –0.04                      | 0.21                              | <b>0.55</b>              | –0.07                   | –0.06                    | 0.19                    |

Примечание. Полу жирным выделены значимые при  $p < 0.05$  значения  $r$ .

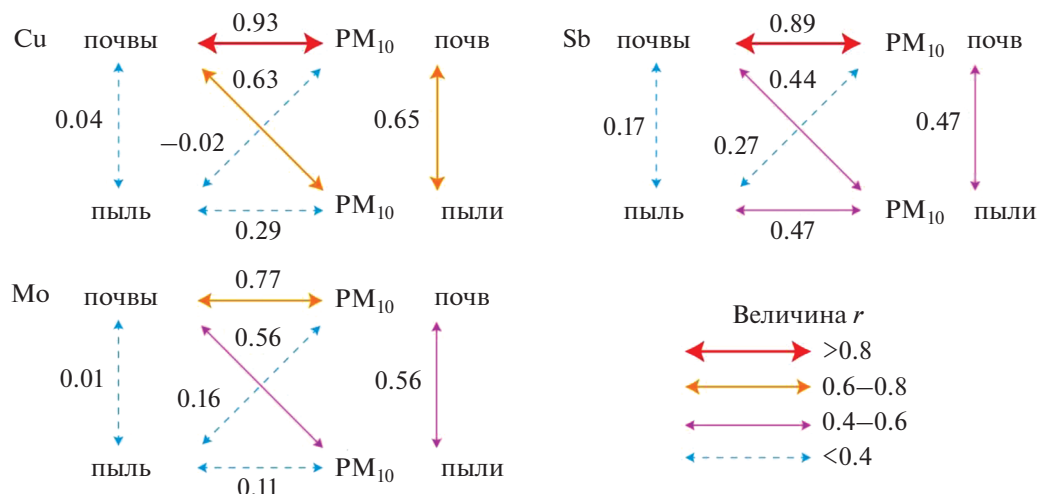


Рис. 4. Корреляционные связи Cu, Mo и Sb в системе почвы–дорожная пыль–PM<sub>10</sub> почв–PM<sub>10</sub> дорожной пыли.

вьев. Для Cr, Mn, Sr, Ta и V регрессионный анализ не проводился, поскольку во всех изучаемых компонентах они практически не накапливаются.

В придорожных почвах аккумуляция большинства ТММ зависит от геохимической позиции участка опробования и содержания тонких частиц PM<sub>10</sub> (табл. 4), что согласуется с концепцией о ведущей роли рельефа в перераспределении поллютантов в техногенных ландшафтах и результатами оценки подвижности Sb, Pb, As и Hg в почвах горнопромышленных ландшафтов муниципалитета Лена (Испания) в зависимости от геоморфологических и климатических факторов [24]. Геохимическая позиция, отражающая положение в рельефе и тип почвообразующей породы, определяет накопление в придорожных почвах Bi, Cd, Fe, Mo и Ni, которое достигает максимума на отметках 199–204 м в автономных ландшафтах, соответствующих выровненным плоским поверхностям моренной равнины.

Гранулометрический состав оказывает наибольшее влияние на распределение Cu, Sb, Sn, W и Zn в почвах вблизи различных типов автодорог: чем меньше частиц PM<sub>10</sub> и состав почв ближе к супесчаному, тем интенсивнее они накапливают ТММ. Кислотно-основные условия и крупность дорог влияют на накопление шести и десяти ТММ соответственно, однако для большинства ТММ эти факторы не являются главными. pH является ведущим только для Co и вторым по значимости для As, Cd, Sn и W. С ростом pH концентрации этих ТММ увеличиваются, за исключением анионогенного As, который активнее мигрирует в щелочной среде [12]. Крупность автотрасс является вторым по значимости фактором для Bi, Cd, Cu, Mo и Zn, третьим – для Co, Ni, Sb, Sn и W.

Ключевую роль в аккумуляции наиболее опасных загрязнителей – W и Sb – в придорожных почвах играет гранулометрический состав (табл. 4). В суглинистых почвах (при содержании PM<sub>10</sub> > 20%) W накапливается в 2.2 раза интенсивнее на высотных отметках >165 м (трансэлювиально-аккумулятивные ландшафты засыпанных участков долины р. Сегунь и ее притоков и выположенных участков флювиогляциальной аккумулятивной равнины), чем на более низких отметках, приуроченных в основном к трансэлювиальным ландшафтам пологих и крутых склонов долины р. Сегунь и ее притоков, а также к супераккумулятивным ландшафтам поймы, первой надпойменной террасы р. Москвы и ее пологим склонам (рис. S1). В супесчаных почвах накопление W зависит от реакции среды: в слабощелочных, близких к нейтральным, условиях (pH > 7.1) содержание металла в среднем в 2.7 раза больше, чем в более нейтральных условиях (pH < 7.1). Это можно объяснить тем, что источником W также являются подщелачивающие агенты: ПГР, выпадения карбонатной строительной пыли, износ карбонатных материалов, в том числе применяемых в дорожном строительстве. На последнее указывает то, что концентрации W в почвах увеличиваются с ростом транспортной нагрузки, достигая наибольших уровней (в среднем 12.8 мг/кг) на МКАД, радиальных шоссе и средних дорогах.

Sb аккумулируется в супесчаных почвах элювиальных ландшафтов плоских поверхностей и трансэлювиальных ландшафтов пологих и крутых склонов моренной равнины (абсолютные высоты >188 м) в полтора раза интенсивнее, чем на более низких отметках, где содержание ТММ определяется крупностью дорожной сети – на МКАД, радиальных шоссе и средних дорогах оно в 1.6 раза меньше, чем на крупных дорогах и во

**Таблица 4.** Факторы накопления ТММ и их значимость в придорожных почвах и их фракции PM<sub>10</sub>, а также в дорожной пыли и ее фракции PM<sub>10</sub> в ЗАО Москвы

| Факторы накопления ТММ                      | As  | Bi | Cd | Co | Cu | Fe | Mo | Ni | Pb | Sb | Sn | W  | Zn |
|---|-----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Придорожные почвы                           |     |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
| Кислотно-основные условия (рН)              | 2–* | –  | 3+ | 1+ | –  | –  | –  | –  | –  | –  | 2+ | 2+ | 3+ |
| Электропроводность ЕС <sub>1:5</sub>        | 1+  | 2– | 4– | –  | 3– | 2+ | –  | –  | –  | –  | –  | –  | –  |
| Содержание С <sub>орг</sub>                 | –   | 3+ | –  | –  | –  | –  | 3+ | –  | 2– | –  | –  | –  | –  |
| Содержание PM <sub>10</sub>                 | –   | –  | –  | –  | 1– | –  | –  | 2+ | –  | 1– | 1– | 1– | 1– |
| Геохимическая позиция                       | –   | 1+ | 1+ | 2+ | 2+ | 1+ | 1+ | 1+ | –  | 2+ | –  | 4+ | –  |
| Тип дороги                                  | –   | 2  | 2  | 3  | 2  | –  | 2  | 3  | –  | 3  | 3  | 3  | 2  |
| Объем выбросов автотранспорта               | –   | –  | –  | –  | –  | 3+ | –  | –  | 3– | –  | –  | –  | –  |
| Содержание элемента в пыли                  | –   | –  | –  | 4+ | –  | –  | –  | –  | 1+ | –  | –  | –  | –  |
| PM <sub>10</sub> придорожных почв           |     |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
| Кислотно-основные условия (рН)              | –   | 2+ | –  | 1+ | 2+ | 1+ | –  | 1+ | –  | 2+ | 2+ | 2+ | 2+ |
| Электропроводность ЕС <sub>1:5</sub>        | –   | –  | –  | –  | –  | 3– | –  | –  | –  | –  | 2+ | –  | –  |
| Содержание С <sub>орг</sub>                 | –   | –  | –  | –  | –  | 4– | –  | –  | –  | –  | –  | –  | –  |
| Содержание PM <sub>10</sub>                 | –   | 1– | 1– | 2– | 1– | 2– | 2– | 2– | –  | 1– | 1– | 1– | 1– |
| Геохимическая позиция                       | 1–  | –  | –  | –  | –  | –  | –  | –  | –  | –  | –  | –  | –  |
| Тип дороги                                  | 3   | 2  | 2  | 1  | –  | –  | 3  | 3  | –  | 3  | 3  | 3  | –  |
| Объем выбросов автотранспорта               | –   | –  | –  | –  | –  | –  | 2+ | –  | 2– | –  | –  | –  | –  |
| Содержание элемента в PM <sub>10</sub> пыли | 2–  | –  | –  | –  | 2+ | –  | 1+ | –  | 1+ | 2+ | –  | –  | –  |
| Дорожная пыль                               |     |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
| Кислотно-основные условия (рН)              | –   | –  | –  | 2– | 3– | –  | –  | 4– | –  | 1– | 2+ | –  | 1– |
| Электропроводность ЕС <sub>1:5</sub>        | –   | 3+ | 2+ | –  | –  | 1+ | –  | –  | –  | –  | 1+ | 4+ | –  |
| Содержание С <sub>орг</sub>                 | 3+  | 2+ | 1+ | –  | –  | –  | –  | –  | 3+ | –  | –  | 3– | 3+ |
| Содержание PM <sub>10</sub>                 | 4–  | –  | –  | –  | –  | –  | 4– | –  | –  | –  | –  | –  | 4– |
| Геохимическая позиция                       | –   | 1– | –  | –  | –  | –  | –  | 3– | –  | –  | –  | –  | –  |
| Тип дороги                                  | 1   | –  | 3  | –  | 2  | 3  | 1  | 2  | 2  | –  | –  | 1  | –  |
| Объем выбросов автотранспорта               | 2–  | –  | –  | 1+ | 1+ | 2+ | 2+ | 1+ | –  | –  | –  | –  | 2+ |
| Содержание элемента в почвах                | –   | –  | 4+ | 3+ | –  | 4+ | 2– | –  | 1+ | 2+ | 3+ | 2+ | –  |
| PM <sub>10</sub> дорожной пыли              |     |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
| Кислотно-основные условия (рН)              | 1+  | –  | –  | –  | –  | –  | –  | 2+ | –  | –  | 3– | –  | 1+ |
| Электропроводность ЕС <sub>1:5</sub>        | –   | –  | 2+ | 3+ | 3+ | 3– | –  | –  | –  | 3+ | 2+ | –  | –  |
| Содержание С <sub>орг</sub>                 | 3–  | 1– | –  | –  | –  | 4– | –  | 1+ | –  | –  | –  | –  | –  |
| Содержание PM <sub>10</sub>                 | 3–  | –  | 3– | 2– | –  | –  | –  | –  | –  | –  | –  | 2+ | 3– |
| Геохимическая позиция                       | –   | –  | –  | –  | 4– | –  | 3– | –  | –  | –  | –  | –  | –  |
| Тип дороги                                  | 2   | –  | 1  | –  | –  | 2  | –  | –  | –  | 2  | 1  | 3  | –  |
| Объем выбросов автотранспорта               | –   | 2– | –  | 1+ | 2+ | –  | 2– | –  | –  | –  | –  | –  | 2+ |
| Содержание элемента в PM <sub>10</sub> почв | –   | 3+ | –  | –  | 1+ | 1– | 1+ | –  | 1+ | 1+ | –  | 1– | –  |

\* Ранги от 1 до 4 показывают уменьшение значимости фактора: “+” – рост показателя способствует увеличению концентрации элемента, “–” – уменьшению. Для качественных показателей характер связи не определяется.

дворах (рис. 5а). В суглинистых почвах накопление Sb зависит от типа автодороги: максимальные концентрации металлоида наблюдаются на крупных и средних дорогах. Здесь наибольшее количество светофоров, а аккумуляция Sb во время частых маневров, таких как начало движения, торможение, поворот, происходит наиболее активно [29].

Ведущими факторами аккумуляции Mo и Cd являются геохимическая позиция и тип дороги, на втором месте физико-химические свойства почв: рН и ЕС<sub>1:5</sub> для Cd и содержание С<sub>орг</sub> для Mo. Так, чем больше абсолютная высота и крупнее дорога, тем интенсивнее накапливаются Mo и Cd. В более насыщенных органическим веществом почвах на-

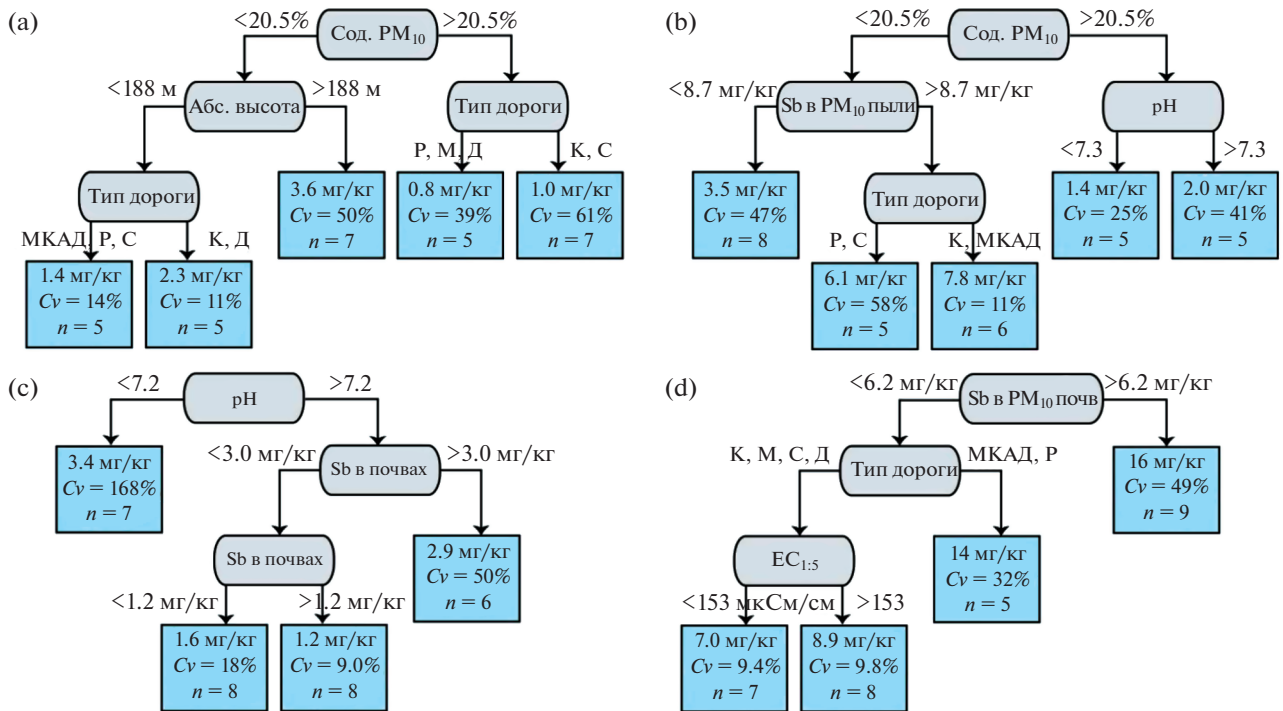


Рис. 5. Факторы накопления Sb в придорожных почвах (а), фракции  $PM_{10}$  почв (б), дорожной пыли (с) и фракции  $PM_{10}$  дорожной пыли (д) в ЗАО Москвы. Типы дорог: Р – радиальные шоссе, К – крупные, С – средние, М – малые дороги, Д – дворы с автопарковками;  $EC_{1:5}$  – удельная электропроводность водной вытяжки.

копление Мо интенсивнее из-за наличия органоминерального геохимического барьера [4]. Cd активнее аккумулируется в слабощелочных почвах, причем чем больше электропроводность водной вытяжки, тем меньше его концентрация. Это связано с тем, что при увеличении количества водорастворимых солей в почвах, в первую очередь, хлоридов (и соответственно при росте  $EC_{1:5}$ ), подвижность Cd также увеличивается, что может приводить к ускоренному вымыванию комплексов  $CdCl_n^{2-n}$  из верхних горизонтов почв атмосферными осадками [30] и уменьшению валового содержания металла.

В суглинистых почвах (при содержании  $PM_{10} > 20\%$ ) Cu, Sn и Zn накапливаются интенсивнее, чем в супесчаных, причем концентрация Sn и Zn возрастает в щелочном диапазоне, а Cu – с уменьшением электропроводности. Последнее объясняется тем, что с ростом  $EC_{1:5}$  увеличивается подвижность Cu, что в условиях избыточного увлажнения приводит к ускоренному вымыванию  $Cu^{2+}$  из почв [41]. Кроме физико-химических свойств, вторым по значимости фактором аккумуляции Cu, Sn и Zn является тип дороги: концентрации металлов возрастают на крупных дорогах, что связано с интенсивной транспортной нагрузкой и более высокими объемами выбросов.

В частицах  $PM_{10}$  почв, в отличие от валового содержания ТММ, их аккумуляция в большей

степени зависит от pH и гранулометрического состава почв, эти факторы определяют накопление девяти и одиннадцати ТММ соответственно, причем pH (щелочной геохимический барьер) является ведущим фактором для Co, Fe и Ni, а гранулометрический состав (сорбционно-седиментационный геохимический барьер, по [4]) – для Bi, Cd, Cu, Sb, Sn, W и Zn (табл. 4). Менее значимыми факторами являются тип дороги и геохимическая позиция. Распределение W и Sb контролируется гранулометрическим составом и кислотно-основными свойствами, наименьшее влияние оказывает крупность дороги (рис. 5б, рис. S3). От содержания частиц  $PM_{10}$  в почвах зависит и аккумуляция Cd, Cu, Sn, Co, Fe, Ni и Zn в этих частицах. Реакция среды является вторым по значимости фактором в накоплении Bi, Cu, Sb, Sn, W и Zn. Концентрация Мо – одного из главных поллютантов почв – контролируется содержанием элемента в частицах  $PM_{10}$  дорожной пыли, вероятно, выдувающихся с дорожного полотна и выпадающих на поверхность почв, а также объемом выбросов автотранспорта, гранулометрическим составом почв и типом дороги. Объем выбросов автотранспорта также значительно влияет на накопление Pb во фракции  $PM_{10}$  придорожных почв, на аккумуляцию As, Cu, Pb и Sb в  $PM_{10}$  влияет их содержание во фракции  $PM_{10}$  дорожной пыли.

В дорожной пыли для большинства ТММ ведущим фактором накопления является тип дороги, он определяет аккумуляцию восьми ТММ и является главным для W, Mo и As. Для Mo, Cu, Zn, Co, Fe и Ni аккумуляция происходит сильнее на крупных дорогах, однако Mo и Pb обнаруживают обратную тенденцию и накапливаются на дорогах с меньшей интенсивностью движения. Повышенное поступление Mo и Pb в дорожную пыль на малых дорогах, вероятно, связано с частыми маневрами транспорта и дорожными заторами. Mo и Pb входят в состав деталей тормозных механизмов автомобилей [47], а частое торможение приводит к росту выбросов автотранспорта и концентраций ТММ в дорожной пыли [25].

Физико-химические свойства пыли занимают второе по значимости место (табл. 4). Реакция среды является ведущим фактором накопления Sb и Zn и влияет на концентрации Co, Cu, Ni и Sn на разных типах дорог. В отличие от почв, в дорожной пыли к аккумуляции ТММ приводит снижение pH, что может быть связано с усиленной поставкой ТММ при высокой транспортной нагрузке и интенсивных выбросах диоксидов азота, а также с активным применением на крупных дорогах хлоридных ПГР, которые могут являться подкисляющими агентами [6]. Содержание органического вещества влияет на концентрации As, Bi, Cd, Pb, W и Zn, а электропроводность — на Bi, Cd, Fe, Sn и W в дорожной пыли, что обусловлено поставками ТММ из техногенных источников в составе органических и водорастворимых соединений. Увеличение содержания  $C_{орг}$  в дорожной пыли можно объяснить интенсивным истиранием шин и выбросами выхлопных газов [22], а рост электропроводности — с увеличением поставок автотранспортом растворимых соединений [35].

Для Pb, Sb, Mo, Sn и W большое значение имеет уровень их содержания в придорожных почвах, что может указывать как на поступление этих ТММ в дорожную пыль при выдувании загрязненных частиц почв, так и на поставку ТММ в почвы при выдувании частиц дорожной пыли. Наименьшее влияние на аккумуляцию элементов оказывает гранулометрический состав пыли и геохимическая позиция точек отбора.

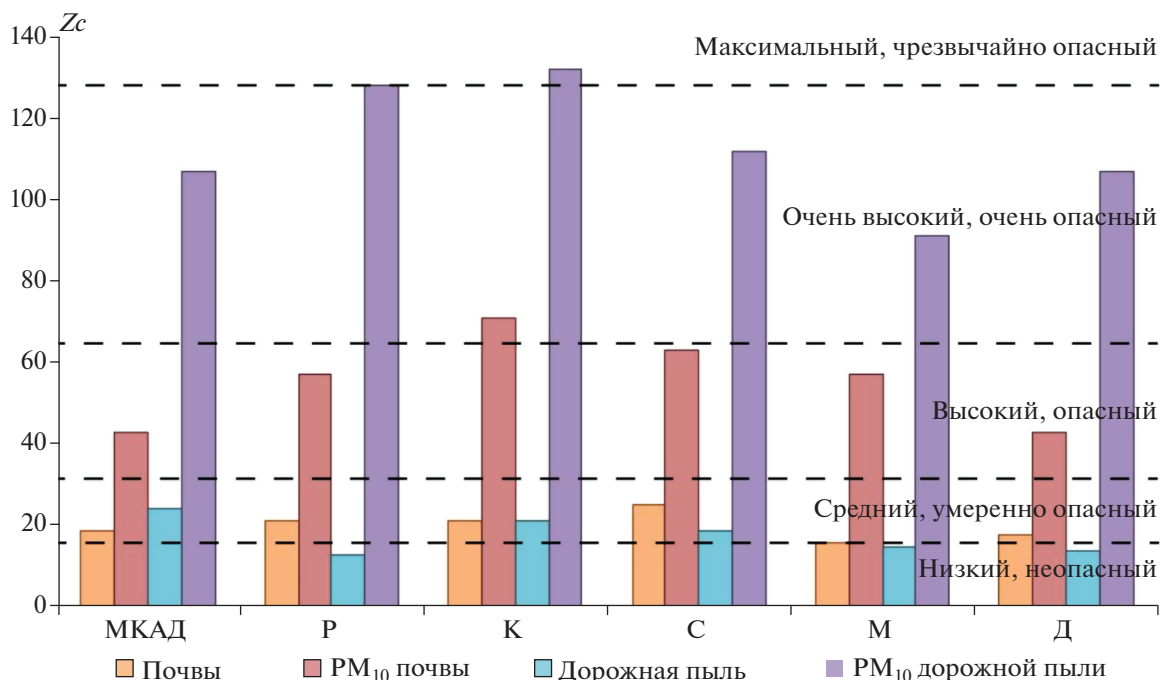
Ведущим фактором аккумуляции Sb в дорожной пыли являются кислотно-основные свойства последней: чем выше кислотность пыли, тем интенсивнее накапливается анионогенная Sb (рис. 5с). Активная поставка Sb из пыли в почвы и обратно подтверждается тем, что в щелочном диапазоне при высоком содержании Sb в придорожных почвах (>3 мг/кг) аккумуляция загрязнителя в дорожной пыли усиливается в два раза по сравнению с обратной ситуацией, когда концентрации Sb в придорожных почвах не превышают 3 мг/кг.

Содержание Mo в дорожной пыли контролируется типом дороги, то есть интенсивностью движения, объемами выбросов автотранспорта и гранулометрическим составом пыли. На крупных, средних и малых дорогах концентрации Mo достигают максимальных значений, причем, если объем выбросов автотранспорта >23 т/км в год, то содержание ТММ в пыли увеличивается в 1.5 раза. В супесчаных почвах (содержание  $PM_{10} < 17\%$ ) Mo накапливается активнее, чем в суглинистых. На МКАД, радиальных шоссе и во дворах аккумуляция Mo идет не столь интенсивно.

В частицах  $PM_{10}$  дорожной пыли ключевую роль в накоплении ТММ играет содержание загрязнителей в  $PM_{10}$  почв, для Cu, Fe, Mo, Pb, Sb и W этот фактор является ведущим (табл. 4, рис. 5d, рис. S3). Вторыми по значимости факторами являются объем выбросов автотранспорта (Co, Bi, Cu, Mo, Zn) и тип дороги (As, Cd, Fe, Sb, Sn, W). Значимыми факторами дифференциации  $PM_{10}$  дорожной пыли по содержанию ТММ являются также свойства дорожной пыли — pH (As, Zn, Ni, Sn) и  $C_{орг}$  (Bi, Ni, As, Fe). Содержание частиц  $PM_{10}$  и электропроводность водной вытяжки из дорожной пыли не относятся к ведущим факторам, однако содержание  $PM_{10}$  оказывает некоторое влияние на накопление Co, W, As, Cd и Zn, а величина  $EC_{1:5}$  — на Cd, Sn, Co, Cu, Fe, Sb.

Таким образом, валовое содержание ТММ в придорожных почвах и дорожной пыли контролируется различными факторами: в почвах определяющую роль играет геохимическая позиция участка опробования (его абсолютная отметка) и гранулометрический состав, химический состав дорожной пыли в основном контролируется антропогенными факторами — объемом выбросов автотранспорта и типом дороги. Кислотно-основные условия являются второстепенным фактором как для почв, так и для пыли.

**Экологическая опасность загрязнения ТММ.** Сравнение содержания девяти ТММ в почвах, дорожной пыли и их фракциях  $PM_{10}$  Западного округа Москвы с их ПДК и ОДК в почвах [20] показало, что наиболее опасно загрязнена фракция  $PM_{10}$  пыли, в которой концентрации Cu, Ni, Pb, Sb, Zn превысили нормативы практически повсеместно, а Cd и As — в 63 и 50% проб соответственно. При этом максимальные превышения ПДК/ОДК зафиксированы у Zn, Ni и Pb (Ко 63, 47 и 28 соответственно). Несколько слабее загрязнена фракция  $PM_{10}$  почв с максимальными частотой и кратностью превышения нормативов у Ni (100%, Ко 31.6), Zn (100%, Ко 26.6), Cu (93%, Ко 7.7) и As (87%, Ко 10.1). Загрязнение валовых проб почв и пыли не столь интенсивно. Санитарно-гигиенические нормативы превышены почти в 100% проб у Zn, Ni и As с максимальными Ко 8.8, 31.6 и 5.0 соответственно, а у Cu, Cd и Pb — в 67, 27,



**Рис. 6.** Уровни суммарного показателя загрязнения  $Z_c$  и экологической опасности загрязнения придорожных почв и дорожной пыли ЗАО и их фракции  $PM_{10}$  ТММ на разных типах дорог и во дворах с автопарковками. Типы дорог: Р – радиальные шоссе, К – крупные, С – средние, М – малые дороги, Д – дворы.

27% и максимальными значениями  $K_o$  3.5, 2.8, 1.7. Таким образом, наибольшую экологическую опасность представляют три металла: Zn, Ni и Cu с близкой к 100% частотой превышения нормативов и очень высокими коэффициентами  $K_o$  для всех изучаемых компонентов. Дополнительную экологическую опасность создают высокие концентрации Pb, As, Cd и Sb в тонкодисперсных фракциях почв и пыли.

По среднему суммарному показателю загрязнения  $Z_c = 20$ , загрязнение ТММ придорожных почв ЗАО вблизи дорог разных типов относится к умеренно опасному с максимальными значениями на средних дорогах (25) и минимальными во дворах (18) и малых дорогах (16) (рис. 6). В частицах  $PM_{10}$  аккумуляция ТММ в 2.7 раза больше и средний показатель  $Z_c = 56$ . Загрязнение ТММ фракции  $PM_{10}$  почв высокое, опасное на многих дорогах, на крупных дорогах  $Z_c$  достигает максимума 71; на средних дорогах и радиальных шоссе показатель  $Z_c$  тоже высокий – 63 и 58 соответственно. Различия в суммарном загрязнении почв вблизи дорог разных типов существенны, наименее загрязненные – МКАД и дворы с автопарковками.

Полиэлементное загрязнение дорожной пыли относится к среднему, умеренно опасному уровню со средним  $Z_c = 18$ , наибольшим на МКАД и крупных дорогах (24 и 21 соответственно) и минимальным на радиальных шоссе (13) и во дворах с автопарковками (14). В мелкодисперсной фракции  $PM_{10}$  накопление ТММ превышает показате-

тель в валовых пробах в 6.3 раза. Среднее значение суммарного показателя для частиц  $PM_{10}$   $Z_c = 113$ , что указывает на их очень опасное и высокое загрязнение ТММ на всех типах дорог. Максимальные значения наблюдаются на крупных дорогах и радиальных шоссе – 132 и 128 соответственно, наименьшие показатели характерны для малых дорог – 91.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Придорожные почвы в ЗАО по сравнению с фоновыми почвами более легкие, имеют повышенный до нейтральных значений pH, большее количество  $C_{орг}$  (4.7%) и в 3 раза более высокую электропроводность. Дорожная пыль имеет супесчаный состав, слабощелочную реакцию среды, такую же электропроводность  $EC_{1:5}$  и пониженное содержание  $C_{орг}$ . Крупность дорог на физико-химические свойства дорожной пыли и почв практически не влияет.

Приоритетными поллютантами придорожных почв и их фракции  $PM_{10}$  являются W, Sb, Mo, Cu, Cd, Sn, Zn, Bi, при этом в мелкодисперсной фракции  $PM_{10}$  концентрации большинства этих элементов заметно выше из-за большей удельной поверхности. Валовое содержание ТММ в почвах ЗАО варьирует в зависимости от геохимической позиции и гранулометрического состава почв, второстепенными факторами являются реакция среды и тип дорог. Основным фактором накопле-



ния ТММ во фракции  $PM_{10}$  является гранулометрический состав почв, менее значимы положение в рельефе и приуроченность к тому или иному типу дороги или двору.

При одинаковых уровнях накопления количество приоритетных поллютантов в дорожной пыли несколько меньше, чем в почвах. В мелкодисперсных частицах  $PM_{10}$  дорожной пыли и почв набор приоритетных поллютантов совпадает, а уровни содержания во фракции  $PM_{10}$  пыли выше примерно в 2 раза. Ведущими факторами накопления большинства ТММ в дорожной пыли и частицах  $PM_{10}$  являются объем выбросов автотранспорта и тип дороги, физико-химические свойства пыли и поступление почвенных частиц.

В системе почвы–дорожная пыль– $PM_{10}$  почв– $PM_{10}$  дорожной пыли формируется парагенезис (совместное накопление ТММ с  $Kc > 2$ )  $W-Sb-Sn-Mo-Zn-Cu$ . В подсистеме  $PM_{10}$  почв– $PM_{10}$  дорожной пыли установлены значимые корреляции для  $Cu$ ,  $Mo$  и  $Sb$ , что указывает на общие источники ТММ и преобладающую роль микрочастиц в обмене веществом и ТММ между изученными компонентами.

Загрязнение ТММ придорожных почв и дорожной пыли ЗАО относится к умеренно опасному с незначительными колебаниями на разных типах дорог. Существенно сильнее загрязнены мелкие частицы  $PM_{10}$  в почвах, их загрязнение является опасным на всех типах дорог, очень опасный уровень зафиксирован на крупных дорогах (средний  $Zc = 71$ ). Мелкодисперсная фракция пыли загрязнена сильнее, чем в почвах, ее загрязнение является очень опасным и высоким (средний  $Zc = 113$ ).

Полученные результаты могут быть использованы при планировании мероприятий, направленных на уменьшение негативного влияния загрязнения придорожных почв и дорожной пыли на городскую среду и здоровье населения.

#### БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы благодарны Л.А. Безбердой, Н.Ю. Кузьминской, К.С. Набелкиной, А.В. Рыжову, А.Г. Цыхман и Г.Л. Шинкаревой за участие в полевых и лабораторных работах и В.Р. Битюковой за предоставленные данные об объемах выбросов автотранспорта.

#### ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Полевые и лабораторные работы проводились по договору 04/2017-И с Русским географическим обществом. Анализ и интерпретация данных о распределении ТММ в микрочастицах дорожной пыли и почв и оценка геохимических связей выполнены при финансовой поддержке РНФ (проект № 19–77–30004), изучение факторов накопления ТММ в почвах и пыли – в рамках Программы развития Междисциплинарной

научно-образовательной школы МГУ им. М.В. Ломоносова “Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды”.

#### КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

#### ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Рис. S1. Геоморфологические условия Западного округа Москвы с точками опробования придорожных почв и пыли на дорогах с разной интенсивностью движения.

Рис. S2. Распределение концентраций  $Sb$ ,  $Mo$  и  $W$  (мг/кг) в пыли на дорогах с разной интенсивностью движения в ЗАО.

Рис. S3. Факторы накопления  $W$  в придорожных почвах (а), фракции  $PM_{10}$  почв (б), дорожной пыли (в) и фракции  $PM_{10}$  дорожной пыли (г) в ЗАО Москвы. Типы дорог: Р – радиальные шоссе, К – крупные, С – средние, М – малые дороги, Д – дворы с автостоянками;  $ES_{1.5}$  – удельная электропроводность водной вытяжки.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Богатырев Л.Г., Жилин Н.И., Самсонова В.П., Якушев Н.Л., Кириллова Н.П., Бенедиктова А.И., Земсков Ф.И., Карпунин М.М., Ладонин Д.В., Вартанов А.Н., Демин В.В. Многолетний мониторинг снежного покрова в условиях природных и урбанизированных ландшафтов Москвы и Подмосковья // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, география. 2018. № 2. С. 85–96.
2. Большой атлас Москвы / Под ред. С.О. Шмидта. М.: Феория, 2013. 1000 с.
3. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
4. Глазовская М.А. Геохимические барьеры в почвах: типология, функциональные особенности и экологическое значение // Геохимия ландшафтов и география почв. М.: АПР, 2012. С. 26–44.
5. Губанова Д.П., Виноградова А.А., Иорданский М.А., Скороход А.И. Временные вариации состава атмосферного аэрозоля в Москве весной 2020 года // Известия РАН. Физика атмосферы и океана. 2021. Т. 57. № 3. С. 297–309. <https://doi.org/10.31857/S0002351521030056>
6. Еремичева И.Д., Алоян А.Е., Арутюнян В.О., Ларин И.К., Чубарова Н.Е., Ермаков А.Н. Кислотность и минеральный состав осадков в Москве. Влияние противогололедных реагентов // Известия РАН. Физика атмосферы и океана. 2015. Т. 51. № 6. С. 700–709.
7. Кайгородов Р.В., Тиунова М.И., Дружинина А.В. Загрязняющие вещества в пыли проезжих частей дорог и в древесной растительности придорожных полос городской зоны // Вестник Пермского ун-та. Сер. биол. 2009. Т. 36. № 10. С. 141–146.

8. Каманина И.З., Каплина С.П., Мелин Н.С. Смет транспортно-дорожного комплекса как источник загрязнения городской среды // Вестник МГОУ. Сер. естественные науки. 2019. Т. 3. № 3. С. 88–97. <https://doi.org/10.18384/2310-7189-2019-3-88-97>
9. Касимов Н.С., Безбердая Л.А., Власов Д.В., Лычагин М.Ю. Металлы, металлоиды и бенз(а)пирен в микрочастицах почв и дорожной пыли Алушты // Почвоведение. 2019. № 12. С. 1524–1538. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19120062>
10. Касимов Н.С., Власов Д.В., Кошелева Н.Е. Химический состав дорожной пыли и ее фракции PM<sub>10</sub> как индикатор загрязнения городской среды // Экология и промышленность России. 2021. Т. 25. № 10. С. 43–49. <https://doi.org/10.18412/1816-0395-2021-10-43-49>
11. Касимов Н.С., Власов Д.В., Кошелева Н.Е., Никифорова Е.М. Геохимия ландшафтов Восточной Москвы. М.: АПР, 2016. 276 с.
12. Касимов Н.С., Лычагин М.Ю., Чалов С.Р., Шинкарева Г.Л. Парагенетические ассоциации химических элементов в ландшафтах // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, геогр. 2019. № 6. С. 20–28.
13. Качинский Н.А. Механический и микроагрегатный состав почвы, методы его изучения. М.: Изд-во АН СССР, 1958. 191 с.
14. Коломийцев Н.В., Корженевский Б.И., Толкачёв Г.Ю., Гетьман Н.О. Специальные наблюдения за загрязнением тяжелыми металлами донных отложений водных объектов в системе мониторинга // Географический вестник. 2020. № 1(52). С. 139–154. <https://doi.org/10.17072/2079-7877-2020-1-139-154>
15. Кошелева Н.Е., Дорохова М.Ф., Кузьминская Н.Ю., Рыжов А.В., Касимов Н.С. Влияние автотранспорта на экологическое состояние почв в Западном административном округе Москвы // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, география. 2018. № 2. С. 16–27.
16. Ладонин Д.В., Михайлова А.П. Тяжелые металлы и мышьяк в почвах и уличной пыли Юго-Восточного административного округа г. Москвы: результаты многолетних исследований // Почвоведение. 2020. № 11. С. 1401–1411. <https://doi.org/10.31857/S0032180X2011009X>
17. Попов А.А., Саульская Т.Д., Шатило Д.П. Промышленные зоны как фактор экологической ситуации и дифференциации цен на жилье в Москве // Экология и промышленность России. 2016. Т. 20. № 2. С. 32–38. <https://doi.org/10.18412/1816-0395-2016-2-32-38>
18. Прокофьева Т.В., Герасимова М.И., Безуглова О.С., Бахматова К.А., Гольева А.А., Горбов С.Н., Жарикова Е.А., Матиян Н.Н., Наквасина Е.Н., Сивцева Н.Е. Введение почв и почвоподобных образований городских территорий в классификацию почв России // Почвоведение. 2014. № 10. С. 1155–1164. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14100104>
19. Саев Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П., Смирнова Р.С., Башаркевич Е.Л., Онищенко Т.Л., Павлова Л.Н., Трефилова Н.Я., Ачкасов А.И., Саркисян С.Ш. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.
20. СанПиН 1.2.3685-21 Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания. М.: Роспотребнадзор, 2021. 469 с.
21. Укарханова Д.Т., Московченко Д.В., Юртаев А.А. К вопросу об изучении пылевидных образований в городских экосистемах // Бюл. Почвенного ин-та им. В.В. Докучаева. 2020. № 104. С. 241–269. <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-104-241-269>
22. Alves C.A., Evtuygina M., Vicente A.M.P., Vicente E.D., Nunes T.V., Silva P.M.A., Duarte M.A.C., Pio C.A., Amato F., Querol X. Chemical profiling of PM<sub>10</sub> from urban road dust // Sci. Total Environ. 2018. V. 634. P. 41–51. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.338>
23. Alves C.A., Vicente A.M.P., Calvo A.I., Baumgardner D., Amato F., Querol X., Pio C., Gustafsson M. Physical and chemical properties of non-exhaust particles generated from wear between pavements and tyres // Atmos. Environ. 2020. V. 224. Article № 117252. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117252>
24. Boente C., Baragaño D., García-González N., Forján R., Colina A., Gallego J.R. A holistic methodology to study geochemical and geomorphological control of the distribution of potentially toxic elements in soil // Catena. 2022. V. 208. Article № 105730. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105730>
25. Cai K., Li C. Street dust heavy metal pollution source apportionment and sustainable management in a typical city—Shijiazhuang, China // Int. J. Environ. Res. Public Health. 2019. V. 16. № 14. Article № 2625. <https://doi.org/10.3390/ijerph16142625>
26. Erina O., Tereshina M., Shinkareva G., Sokolov D., Lychagin M. Natural background and transformation of water quality in the Moskva River // IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. 2021. V. 834. № 1. Article № 012055. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/834/1/012055>
27. Ermolin M.S., Fedotov P.S., Ivaneev A.I., Karandashev V.K., Fedyunina N.N., Burmistrov A.A. A contribution of nanoscale particles of road-deposited sediments to the pollution of urban runoff by heavy metals // Chemosphere. 2018. V. 210. P. 65–75. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.150>
28. Faure P., Landais P., Schlepp L., Michels R. Evidence for diffuse contamination of river sediments by road asphalt particles // Environ. Sci. Technol. 2000. V. 34. № 7. P. 1174–1181. <https://doi.org/10.1021/es9909733>
29. Ferreira A.J.D., Soares D., Serrano L.M.V., Walsh R.P.D., Dias-Ferreira C., Ferreira C.S.S. Roads as sources of heavy metals in urban areas. The Covões catchment experiment, Coimbra, Portugal // J. Soils Sediments. 2016. V. 16. № 11. P. 2622–2639. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1492-4>
30. Filipović L., Romić M., Romić D., Filipović V., Ondrašek G. Organic matter and salinity modify cadmium soil (phyto)availability // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2018. V. 147. P. 824–831. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.09.041>
31. Gabarrón M., Faz A., Acosta J.A. Soil or dust for health risk assessment studies in urban environment // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2017. V. 73. № 3. P. 442–455. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0413-x>

32. Golokhvast K., Vitkina T., Gvozdenko T., Kolosov V., Yankova V., Kondratieva E., Gorkavaya A., Nazarenko A., Chaika V., Romanova T., Karabitsov A., Perelman J., Kiku P., Tsatsakis A. Impact of atmospheric microparticles on the development of oxidative stress in healthy city/industrial seaport residents // *Oxidative Med. Cell. Longevity*. 2015. V. 2015. P. 1–10. <https://doi.org/10.1155/2015/412173>
33. Gunawardana C., Egodawatta P., Goonetilleke A. Role of particle size and composition in metal adsorption by solids deposited on urban road surfaces // *Environ. Pollut.* 2014. V. 184. P. 44–53. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.010>
34. Jeong H., Ra K. Characteristics of potentially toxic elements, risk assessments, and isotopic compositions (Cu–Zn–Pb) in the PM<sub>10</sub> fraction of road dust in Busan, South Korea // *Atmosphere*. 2021. V. 12. № 9. Article № 1229. <https://doi.org/10.3390/atmos12091229>
35. Jonidi Jafari A., Kermani M., Kalantary R.R., Arfaeinia H. The effect of traffic on levels, distribution and chemical partitioning of harmful metals in the street dust and surface soil from urban areas of Tehran, Iran // *Environ. Earth Sci.* 2018. V. 77. № 2. Article № 38. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7226-8>
36. Kasimov N.S., Kosheleva N.E., Vlasov D.V., Nabelkina K.S., Ryzhov A.V. Physicochemical properties of road dust in Moscow // *Geogr. Environ. Sustain.* 2019. V. 12. № 4. P. 96–113. <https://doi.org/10.24057/2071-9388-2019-55>
37. Kasimov N.S., Vlasov D.V., Kosheleva N.E. Enrichment of road dust particles and adjacent environments with metals and metalloids in eastern Moscow // *Urban Clim.* 2020. V. 32. Article № 100638. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2020.100638>
38. Khan R.K., Strand M.A. Road dust and its effect on human health: a literature review // *Epidemiol. Health.* 2018. V. 40. Article № e2018013. <https://doi.org/10.4178/epih.e2018013>
39. Kosheleva N.E., Vlasov D.V., Korlyakov I.D., Kasimov N.S. Contamination of urban soils with heavy metals in Moscow as affected by building development // *Sci. Total Environ.* 2018. V. 636. P. 854–863. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.308>
40. Krupnova T.G., Rakova O.V., Gavrilkina S.V., Antoshkina E.G., Baranov E.O., Yakimova O.N. Road dust trace elements contamination, sources, dispersed composition, and human health risk in Chelyabinsk, Russia // *Chemosphere*. 2020. V. 261. Article № 127799. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127799>
41. Lam E.J., Gálvez M.E., Cánovas M., Montofré I.L., Rivero D., Faz A. Evaluation of metal mobility from copper mine tailings in northern Chile // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2016. V. 23. № 12. P. 11901–11915. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6405-y>
42. Lanzerstorfer C. Toward more intercomparable road dust studies // *Critical Reviews in Environ. Sci. Technol.* 2021. V. 51. № 8. P. 826–855. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1737472>
43. Liang S.-Y., Cui J.-L., Bi X.-Y., Luo X.-S., Li X.-D. Deciphering source contributions of trace metal contamination in urban soil, road dust, and foliar dust of Guangzhou, southern China // *Sci. Total Environ.* 2019. V. 695. Article № 133596. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133596>
44. Maeaba W., Prasad S., Chandra S. First assessment of metals contamination in road dust and roadside soil of Suva City, Fiji // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2019. V. 77. № 2. P. 249–262. <https://doi.org/10.1007/s00244-019-00635-8>
45. Moskovchenko D., Pozhitkov R., Soromotin A., Tyurin V. The content and sources of potentially toxic elements in the road dust of Surgut (Russia) // *Atmosphere*. 2022. V. 13. № 1. Article № 30. <https://doi.org/10.3390/atmos13010030>
46. Nikolaeva O., Tikhonov V., Vecherskii M., Kostina N., Fedoseeva E., Astaikina A. Ecotoxicological effects of traffic-related pollutants in roadside soils of Moscow // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2019. V. 172. P. 538–546. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.068>
47. Pant P., Harrison R.M. Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: A review // *Atmos. Environ.* 2013. V. 77. P. 78–97. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.028>
48. Prokofeva T.V., Kiryushin A.V., Shishkov V.A., Ivannikov F.A. The importance of dust material in urban soil formation: the experience on study of two young Technosols on dust depositions // *J. Soils Sediments*. 2017. V. 17. № 2. P. 515–524. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1546-7>
49. Ramírez O., Sánchez de la Campa A.M., Amato F., Moreno T., Silva L.F., de la Rosa J.D. Physicochemical characterization and sources of the thoracic fraction of road dust in a Latin American megacity // *Sci. Total Environ.* 2019. V. 652. P. 434–446. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.214>
50. Rienda I.C., Alves C.A. Road dust resuspension: A review // *Atmos. Res.* 2021. V. 261. Article № 105740. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2021.105740>
51. Romzaykina O.N., Vasenev V.I., Paltseva A., Kuzyakov Y.V., Neaman A., Dovletyarova E.A. Assessing and mapping urban soils as geochemical barriers for contamination by heavy metal(loid)s in Moscow megapolis // *J. Environ. Qual.* 2020. V. 50. P. 22–37. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20142>
52. Seleznev A.A., Yarmoshenko I.V., Malinovsky G.P. Urban geochemical changes and pollution with potentially harmful elements in seven Russian cities // *Sci. Rep.* 2020. V. 10. № 1. Article № 1668. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-58434-4>
53. Tian S., Liang T., Li K. Fine road dust contamination in a mining area presents a likely air pollution hotspot and threat to human health // *Environ. Int.* 2019. V. 128. P. 201–209. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.04.050>
54. Vanegas S., Trejos E.M., Aristizábal B.H., Pereira G.M., Hernández J.M., Murillo J.H., Ramírez O., Amato F., Silva L.F.O., Rojas N.Y., Zafra C., Pachón J.E. Spatial distribution and chemical composition of road dust in two high-altitude Latin American cities // *Atmosphere*. 2021. V. 12. № 9. Article № 1109. <https://doi.org/10.3390/atmos12091109>
55. Vergel K., Zinicovskaia I., Yushin N., Frontasyeva M.V. Heavy metal atmospheric deposition study in Moscow

- region, Russia // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2019. V. 103. № 3. P. 435–440.  
<https://doi.org/10.1007/s00128-019-02672-4>
56. Vlasov D., Kasimov N., Eremina I., Shinkareva G., Chubarova N. Partitioning and solubilities of metals and metalloids in spring rains in Moscow megacity // *Atmos. Pollut. Res.* 2021. V. 12. № 1. P. 255–271.  
<https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.09.012>
57. Vlasov D., Kosheleva N., Kasimov N. Spatial distribution and sources of potentially toxic elements in road dust and its PM<sub>10</sub> fraction of Moscow megacity // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 761. Article № 143267.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143267>
58. Vlasov D., Vasil'chuk J., Kosheleva N., Kasimov N. Dissolved and suspended forms of metals and metalloids in snow cover of megacity: Partitioning and deposition rates in Western Moscow // *Atmosphere.* 2020. V. 11. Article № 907.  
<https://doi.org/10.3390/atmos11090907>
59. Wiseman C.L.S., Levesque C., Rasmussen P.E. Characterizing the sources, concentrations and resuspension potential of metals and metalloids in the thoracic fraction of urban road dust // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 786. Article № 147467.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147467>
60. Yoon S., Han S., Jeon K.-J., Kwon S. Effects of collected road dusts on cell viability, inflammatory response, and oxidative stress in cultured human corneal epithelial cells // *Toxicol. Lett.* 2018. V. 284. P. 152–160.  
<https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2017.12.012>
61. Zhang J., Peng J., Song C., Ma C., Men Z., Wu J., Wu L., Wang T., Zhang X., Tao S., Gao S., Hopke P.K., Mao H. Vehicular non-exhaust particulate emissions in Chinese megacities: Source profiles, real-world emission factors, and inventories // *Environ. Pollut.* 2020. V. 266. Article № 115268.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115268>
62. Zhang J., Wu L., Zhang Y., Li F., Fang X., Mao H. Elemental composition and risk assessment of heavy metals in the PM<sub>10</sub> fractions of road dust and roadside soil // *Particuology.* 2019. V. 44. P. 146–152.  
<https://doi.org/10.1016/j.partic.2018.09.003>
63. Zheng J., Zhan C., Yao R., Zhang J., Liu H., Liu T., Xiao W., Liu X., Cao J. Levels, sources, markers and health risks of heavy metals in PM<sub>2.5</sub> over a typical mining and metallurgical city of Central China // *Aerosol Sci. Eng.* 2018. V. 2. № 1. P. 1–10.  
<https://doi.org/10.1007/s41810-017-0018-9>

## Levels and Factors of the Accumulation of Metals and Metalloids in Roadside Soils, Road Dust and Their PM<sub>10</sub> Fraction in the Western Okrug of Moscow

D. V. Vlasov<sup>1</sup>, O. V. Kukushkina<sup>1</sup>, N. E. Kosheleva<sup>1</sup>\*, and N. S. Kasimov<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

\*e-mail: natalk@mail.ru

For the first time in Moscow, using the example of the Western Okrug, a comprehensive geochemical analysis of 18 trace elements (As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, Sr, Ta, V, W, Zn) in roadside soils, road dust and their fraction of physical clay, representing particles with a diameter of less than 10 μm (PM<sub>10</sub>) was carried out as determined by mass spectrometry and inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy. The priority pollutants of roadside soils and their PM<sub>10</sub> fraction are W, Sb, Mo, Cu, Cd, Sn, Zn, Bi, besides, in the finely dispersed PM<sub>10</sub> fraction, the concentration of most of these elements is noticeably higher due to the larger specific surface area. At the same levels of accumulation, the list of priority pollutants in road dust is shorter than in the soils. In fine particles of roadside soils and dust, the priority pollutants are the same, but the content of trace elements in the PM<sub>10</sub> fraction are about 2 times higher. In the “soil - road dust” system, a general W–Sb–Sn–Mo–Zn–Cu paragenesis is formed, and in the subsystem associated with the PM<sub>10</sub> fraction, significant correlations were established for Cu, Mo, and Sb, which indicates the predominant role of fine particles in the transfer of elements between soil and dust. The results of the regression analysis showed that the accumulation of chemical elements in soils and their PM<sub>10</sub> fraction is determined by the geochemical position, soil texture and type of road, as well as the reaction of the soil environment. In road dust and its PM<sub>10</sub> fraction, the leading factors for the accumulation of elements are the volume of vehicle emissions and the type of road, as well as the physicochemical properties of the dust. Contamination of the fine dust fraction is very high and very dangerous (total contamination factor  $Z_c = 113$ ), and the similar fraction of roadside soils has high, rising to very high ( $Z_c = 71$ ) contamination on large roads due to traffic impact. Pollution of soil and road dust in Western Okrug is classified as moderately hazardous with minor fluctuations on different types of roads.

**Keywords:** particle size fractions, physical clay, heavy metals and metalloids, urban soils, nonlinear regression analysis, Urbic Technosols