

МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
ИМЕНИ М.В. ЛОМОНОСОВА
ГЕОГРАФИЧЕСКИЙ ФАКУЛЬТЕТ

На правах рукописи

Безбердая Лилия Александровна

**Экогеохимия тяжелых металлов, металлоидов и бенз(а)пирена в
почвах и дорожной пыли курортных (Алушта, Ялта) и
промышленных (Севастополь) городов Крыма**

1.6.12 – физическая география и биогеография, география почв и геохимия
ландшафтов

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание ученой степени кандидата географических наук

Научный руководитель:
академик РАН, профессор Касимов Николай Сергеевич

Москва – 2022

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	4
ГЛАВА 1. ПОЧВЫ И ДОРОЖНАЯ ПЫЛЬ КАК ОБЪЕКТЫ ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ГОРОДСКИХ ЛАНДШАФТОВ	10
2.1. Геохимия городских почв	10
2.1. Геохимия дорожной пыли	14
ГЛАВА 2. ОБЪЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ	18
2.1. Природные условия территории Алушты и техногенное воздействие	18
2.1.1. Геологическое строение и рельеф	19
2.1.2. Климат и гидрографическая сеть	20
2.1.3. Растительный и почвенный покровы	22
2.1.4. Функциональное зонирование и источники техногенного воздействия	24
2.2. Природные условия территории Ялты и техногенное воздействие	29
2.2.1. Геологическое строение и рельеф	29
2.2.2. Климат и гидрографическая сеть	31
2.2.3. Растительный и почвенный покровы	33
2.2.4. Функциональное зонирование и источники техногенного воздействия	36
2.3. Природные условия территории Севастополя и техногенное воздействие	39
2.3.1. Геологическое строение и рельеф	39
2.3.2. Климат и гидрографическая сеть	41
2.3.3. Растительный и почвенный покровы	42
2.3.4. Функциональное зонирование и источники техногенного воздействия	43
ГЛАВА 3. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОД ИССЛЕДОВАНИЯ	47
3.1. Полевые работы	47
3.2. Лабораторные исследования	47
3.3. Обработка данных	48
ГЛАВА 4. ЭКОГЕОХИМИЯ ПОЧВ И ДОРОЖНОЙ ПЫЛИ АЛУШТЫ	50
4.1. Тяжелые металлы и металлоиды в городских почвах	50
4.1.1. Почвенно-геохимический фон	50
4.1.2. Физико-химические свойства почв Алушты	52
4.1.3. Загрязнение почв тяжелыми металлами и металлоидами	55
4.2. Тяжелые металлы и металлоиды в дорожной пыли	65
4.2.1. Физико-химические свойства дорожной пыли	65
4.2.2. Загрязнение дорожной пыли тяжелыми металлами и металлоидами	68
4.3. Бенз(а)пирен в почвах и дорожной пыли	76

ГЛАВА 5. ЭКОГЕОХИМИЯ ПОЧВ И ДОРОЖНОЙ ПЫЛИ ЯЛТЫ	84
5.1. Тяжелые металлы и металлоиды в городских почвах	84
5.1.1. Почвенно-геохимический фон	84
5.1.2. Физико-химические свойства почв Ялты	85
5.1.3. Загрязнение почв тяжелыми металлами и металлоидами	88
5.2. Тяжелые металлы и металлоиды в дорожной пыли	95
5.2.1. Физико-химические свойства дорожной пыли	95
5.2.2. Загрязнение дорожной пыли тяжелыми металлами и металлоидами	98
5.2.3. Бенз(а)пирен в почвах и дорожной пыли	104
ГЛАВА 6. ЭКОГЕОХИМИЯ ПОЧВ И ДОРОЖНОЙ ПЫЛИ СЕВАСТОПОЛЯ	110
6.1. Тяжелые металлы и металлоиды в городских почвах	110
6.1.1. Почвенно-геохимический фон	110
6.1.2. Физико-химические свойства почв Севастополя	111
6.1.3. Загрязнение почв тяжелыми металлами и металлоидами	113
6.2. Тяжелые металлы и металлоиды в дорожной пыли	121
6.2.1. Физико-химические свойства дорожной пыли	122
6.2.2. Загрязнение дорожной пыли тяжелыми металлами и металлоидами	124
6.3. Тяжелые металлы и металлоиды в гранулометрических фракциях почв и дорожной пыли	131
6.4. Источники тяжелых металлов и металлоидов в почвах и дорожной пыли	133
6.5. Бенз(а)пирен в почвах и дорожной пыли	136
ГЛАВА 7. ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ АЛУШТЫ, ЯЛТЫ И СЕВАСТОПОЛЯ	143
7.1. Алушта	143
7.2. Ялта	147
7.3. Севастополь	150
7.4. Сравнительный геохимический анализ загрязнения почв и дорожной пыли трех городов	153
7.4.1. Тяжелые металлы и металлоиды	153
7.4.2. Бенз(а)пирен	160
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	163
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ	166

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы. Крымский полуостров – один из важнейших рекреационных центров Черноморского побережья. С 2014 г. по 2019 г. количество туристов выросло с 3,8 млн до 7,4 млн (Хаирова, 2020). Города Южного берега Крыма (ЮБК) исключительно популярны как курорты, их прибрежная зона постоянно является местом притяжения населения и туристов. В 2019 г. 48,5% от общего количества туристов Крыма отдыхало на ЮБК (Ежемесячная..., 2019; Абрамова, Троценко, 2020). В последние годы все увеличивающаяся антропогенная нагрузка на ландшафты Крымского полуострова вызывает необходимость эколого-геохимической оценки их состояния.

Многие столетия Крым занимает одну из лидирующих позиций по интенсивности аграрного воздействия, являясь крупным сельскохозяйственным регионом, с чем связана интенсивная нагрузка на окружающую среду. Активная урбанизация, интенсивное рекреационное, сельскохозяйственное и промышленное освоение привело к тому, что естественные и слабо преобразованные ландшафты – горные широколиственные леса, горные луга на яйлах, галофитные ландшафты Присивашья и Керченского полуострова занимают всего 2,5% территории, а пашни – около 82% (Соколова, 2019; Битюкова, 2021).

К главным геоэкологическим проблемам Крыма относят усиление техногенной нагрузки промышленных зон и транспорта на окружающую среду, необходимость модернизации, оптимизации и расширения транспортной инфраструктуры, нерациональное использование рекреационного, климатического, минерально-сырьевого и энергетического потенциалов, активизация оползневых и абразионных процессов, эрозия почв в рекреационных и сельскохозяйственных районах, малая эффективность утилизации твердых бытовых отходов, недостаточная рекультивация земель при добыче полезных ископаемых (Тарасенко, 2003; Экология Крыма..., 2003; Беляева, 2012; Игнатов и др., 2015; Харламова и др., 2015; Ергина, Тронза, 2016; Страунинг, 2016; Плугатарь и др., 2017; Сигора и др., 2017; Экологический атлас России, 2017; Smirnov, Kozlova, 2019).

По интенсивности антропогенного влияния Крым относится к группе с низким уровнем, среднероссийский индекс воздействия на водные и земельные ресурсы превышен не более чем на 40% (Битюкова, 2021). По суммарным показателям загрязнения воздуха, воды и почв ЮБК относится к загрязненным и умеренно загрязненным районам Крыма (Шибанов, 2011). Наиболее острой проблемой региона является неустойчивое обеспечение водой населения, сельского хозяйства и промышленности, а также увеличение загрязнения водных объектов и прибрежных систем, что способствует повышению техногенных, социальных и природных рисков развития региона.

Высокие темпы урбанизации, рост численности населения и автомобилизации приводят к

загрязнению компонентов городской среды и формированию техногенных геохимических аномалий большого числа загрязнителей. В развивающихся странах в результате загрязнения воздуха ежегодно происходит около 7 млн случаев преждевременной смерти взрослых людей (WHO, 2014), в Европейском регионе – около 400 тыс. смертей от заболеваний органов дыхания (Amato et al., 2014; Gulia et al., 2015).

Почвы городских ландшафтов являются главной депонирующей средой, их загрязнение негативно сказывается на качестве жизни и здоровье людей, влияет на устойчивость почвенной биоты, зеленых насаждений и другие экологические функции ландшафтов (Добровольский, Никитин, 2012; Касимов и др., 2014). Изучение химического состава городских почв позволяет получить данные о многолетнем загрязнении урбанизированных территорий (Геохимия...1990; Экогеохимия..., 1995; Касимов, 2013; Касимов, Власов, 2018).

Дорожная пыль – новый информативный объект эколого-геохимического мониторинга городов в теплый период года или круглогодично при отсутствии снежного покрова (Acosta et al., 2009; Ладонин, Пляскина, 2009; Власов и др., 2015; Trujillo-Gonzalez et al., 2016; Jayarathne et al., 2017; Yang et al., 2017; Kasimov et al., 2020; Vlasov et al., 2020). Дорожная пыль является источником загрязнения атмосферного воздуха, городских почв и водных объектов. В почвы пыль поступает в сухом виде при выпадении из атмосферы и выдувании частиц ветром с поверхности дорожного полотна. Попадая в реки при миграции с дождевым стоком, она увеличивает долю взвешенных частиц и концентрацию многих загрязнителей (Zhao et al., 2009).

Изучение химического состава почв, дорожной пыли, их отдельных гранулометрических фракций, особенно микрочастиц, важно с экологической точки зрения из-за обогащения многими загрязнителями, в том числе тяжелыми металлами, металлоидами (ТММ) и полициклическими ароматическими углеводородами (ПАУ), что представляет высокий риск для респираторной системы человека (Rissler et al., 2012; Khan, Strand, 2018; Ramírez et al., 2019). При проведении экологического мониторинга загрязнения атмосферного воздуха городов хорошим индикатором выступают микрочастицы PM₁₀ (PM – аббревиатура “particulate matter”, цифра показывает содержание всех частиц диаметром ≤ 10 мкм). В различных компонентах городского ландшафта микрочастицы аккумулируют большинство загрязнителей, что представляет опасность для населения (Zhu et al., 2011; Amato et al., 2016; Ревич, 2018а; Pinxteren et al., 2019). Повышенное внимание уделяется изучению химического состава тонких фракций дорожной пыли и почв – диаметром 1 мкм и менее (ила) и 10 мкм и менее (физической глины), являющихся важными источниками поступления загрязненных частиц в атмосферу городов (Ajmone-Marsan et al., 2008; Acosta et al., 2009; Amato et al., 2009; Luo et al., 2011; Kong et al., 2012; Касимов и др., 2016; Padoan et al., 2017; Lanzerstorfer, 2018; Alves et al., 2018, 2020; Zhang et al., 2019; Tian et al., 2019; Lanzerstorfer, Logiewa, 2019; Kasimov et al., 2020).

На территории Крыма проводились эколого-геохимические исследования: распределения радиоактивных изотопов ^{137}Cs и ^{90}Sr (Алексашкин, 2018), физико-химических свойств, валового содержания и подвижных форм некоторых ТММ (Pb, Zn, Cu, Ni, Co, Cr, Cd, Mo, Be) в почвах агроландшафтов и особо охраняемых природных территорий (Evstafyeva et al., 2006; Сычевский и др., 2012; Локтионова и др., 2014; Vystavna et al., 2014; Ясенева, Ясенева, 2018; Костенко, Никифоров, 2020), устойчивости почв (Драган, 2013), эколого-геохимическое районирование территории (Новиков, Новикова, 2003; Новикова, Новиков, 2004, 2008; Радченко, 2006; Маничев и др., 2009), химического состава растительности и сельскохозяйственной продукции (Максимишина и др., 2015; Голубкина и др., 2019; Богданова и др., 2020).

Наибольшее внимание при экологическом изучении урбанизированных территорий уделяется качеству атмосферного воздуха, но контролируется лишь ограниченное число газообразных поллютантов, твердые частицы PM_{10} , некоторые ТММ, изотопы ^{7}Be (Ясенева, 2007; Кременчуцкий, Батраков, 2016; Малышев, Ясенева, 2016; Щекатурина, Яковчук, 2016; Климова, Косовская, 2016; Смирнов, 2018; Корунов, Халиков, 2019). Исследовался также химический состав атмосферных осадков и аэрозолей (Рябинин и др., 2011a; Каюкова, Котова, 2012; Smirnova, Riabinin, 2013; Дьяков и др., 2016; Смирнова, Рябинин, 2016; Smirnova et al., 2017), содержание отдельных ТММ в почвах (Ясенева, 2010; Шибанов, 2011; Чекмарева, Сидорова, 2013; Евстафьева и др., 2018; Ясенева, Ясенева, 2019) и интенсивность выноса поверхностным стоком дорожной пыли с дорог Алушты и Ялты (Мануйлов, Московкин, 2018). Изучено влияние факторов окружающей среды и химического состава компонентов ландшафтов на заболеваемость детского и взрослого населения отдельных районов Крыма и Севастополя, выявлены особенности формирования биогеохимических провинций и эндемий и вызванных ими микроэлементозов человека (Ясенева, Евсеев, 2006; Шибанов, Григорьева, 2009; Михайлова, Чумакова, 2010; Evstafyeva et al., 2013; Евстафьева, 2014; Присенко и др., 2014; Евстафьева и др., 2015, 2016, 2019a,б; Игнатов и др., 2016; Иванютин, Подовалова, 2018; Иванов и др., 2018; Ибрагимова, 2019; Воробьева и др., 2019; Evstafyeva et al., 2019; Зайцев и др., 2019; Сарчук и др., 2019; Старцев и др., 2020; Радиллов и др., 2020; Shelestov et al., 2020). Проведена оценка возможности бальнеологического применения лечебных грязей (пелоидов) и рапы, исследован их химический состав (Гулов, 2006; Никипелова, 2010; Кузнецова, 2013; Котова и др., 2015; Попов и др., 2015; Поберская, Лян, 2016; Ежов и др., 2017; Иващенко и др., 2018; Волченко и др., 2019; Козаренко и др., 2019). Составлена цифровая почвенная карта Южного берега Крыма (Сухачева, Ревина, 2020). Однако экологическое состояние городов Республики Крым и Севастополя в целом изучено недостаточно.

В почвах Севастополя и городов Республики Крым осуществляется ежегодный мониторинг содержания только пяти ТММ – Pb, Zn, Cu, Ni, Cd (Доклад..., 2017). Однако

комплексная эколого-геохимическая оценка состояния городов Республики Крым и Севастополя с детальным анализом содержания ТММ и БП в гранулометрических фракциях почв и пыли (G-анализ) ранее не проводилась. Впервые в трех городах выделены парагенезисы (ассоциации элементов, накапливающихся в сопряженных компонентах ландшафта) в системе “почвы–PM₁₀ почв–дорожная пыль–PM₁₀ дорожной пыли” и отдельных подсистемах “почвы–дорожная пыль” и “PM₁₀ почв–PM₁₀ дорожной пыли”.

Цели и задачи. *Цель работы* – на основе анализа фракционирования тяжелых металлов, металлоидов и бенз(а)пирена в почвах и дорожной пыли выполнить комплексный эколого-геохимический анализ состояния Алушты, Ялты и Севастополя.

Для этого решались следующие *задачи*:

– оценить уровни накопления и проанализировать пространственное распределение ТММ и БП в общей массе и частицах PM₁₀ городских почвах в различных функциональных зонах;

– изучить химический состав общей массы и частиц PM₁₀ дорожной пыли на разных типах дорог;

– исследовать фракционирование ТММ и БП в почвах и дорожной пыли;

– провести сравнительную эколого-геохимическую оценку загрязнения компонентов городских ландшафтов Алушты, Ялты и Севастополя.

Научная новизна. В работе решена важная для геохимии ландшафтов задача – определен фракционный состав ТММ в городских почвах и дорожной пыли, то есть изучено содержание элементов в их гранулометрических фракциях. Впервые выполнена комплексная эколого-геохимическая оценка загрязнения курортных городов Алушта и Ялта и рекреационно-промышленного – Севастополь неорганическими (тяжелые металлы и металлоиды) и органическими (бенз(а)пирен) поллютантами. В работе исследован широкий спектр тяжелых металлов и металлоидов, в особенности такие слабоизученные в геохимическом плане, как Sb, As, Mo, Bi, W. Сравнение геохимической специализации почв, дорожной пыли и их микрочастиц PM₁₀ позволило получить достоверную и более детальную оценку загрязнения исследованных городов.

Материалы и методы исследования. Диссертационная работа основана на данных экспедиционных исследований, проведенных при поддержке Русского географического общества (РГО) и Российского фонда фундаментальных исследований (РФФИ) в 2016-2020 гг. Изучались городские почвы и дорожная пыль Алушты, Ялты и Севастополя. Содержание ТММ в почвах и дорожной пыли определялось в ВИМС методами ICP-MS и ICP-AES. Содержание бенз(а)пирена в почвах, дорожной пыли и их фракции PM₁₀ определялось спектрофлуориметрическим методом в Лаборатории углеродистых веществ биосферы

географического факультета МГУ (аналитик – Н.И. Хлынина). В работе применен комплекс методов, включающий в себя полевые исследования, сравнительно-географический анализ, химико-аналитические, геохимические, статистические и геоинформационные методы.

Личный вклад соискателя. Автором в составе комплексной экспедиции географического факультета МГУ проведено опробование почв и дорожной пыли в Алуште, Ялте и Севастополе. Им выполнено определение рН и электропроводности, гранулометрического состава и Сорг в почвах и дорожной пыли, выделение гранулометрических фракций почв и пыли, статистическая обработка и обобщение полевых и лабораторных материалов, подготовка карт, иллюстраций и таблиц, проведен анализ литературных источников.

Защищаемые положения:

1. В Алуште, Ялте и Севастополе в системе “почвы–PM₁₀ почв–дорожная пыль–PM₁₀ дорожной пыли” выявлен техногенный Zn–Sb–Cd–Pb парагенезис, который рассматривается в качестве индикатора воздействия автотранспорта.

2. Для почв и дорожной пыли Алушты, Ялты и Севастополя характерен техногенно обусловленный фракционный состав ТММ, в котором увеличивается доля валовых форм большинства элементов, содержащихся в частицах PM₁₀. Наиболее контрастные техногенные аномалии ТММ характерны для частиц ила, мелкой и средней пыли, которые являются основными носителями поллютантов.

3. Загрязнение ТММ почв и дорожной пыли Алушты, Ялты и Севастополя зависит от специализации городов и их функционального зонирования. Длительное промышленное воздействие в Севастополе проявляется в многолетнем устойчивом загрязнении городских почв, особенно в промышленных зонах. В курортных Ялте и Алуште индикатором возрастающей рекреационной и транспортной нагрузки является загрязнение дорожной пыли, особенно ее фракции PM₁₀.

4. Приоритетным загрязнителем в почвах и дорожной пыли Алушты, Ялты и Севастополя является бенз(а)пирен с чрезвычайно высоким уровнем накопления в транспортных и селитебных зонах. В Севастополе аномалии БП более контрастны в городских почвах, в Алуште и Ялте – в частицах PM₁₀ дорожной пыли.

Практическая значимость и реализация результатов работы. Работа проводилась в рамках проекта «Крымская комплексная экспедиция» РГО; в рамках проекта РФФИ № 19–05–50101 «Потенциально-токсичные вещества в микрочастицах дорожной пыли, почв, речной взвеси и донных осадков городов Крыма (Севастополь, Ялта, Алушта)». Решение сформулированных в работе задач поможет развитию научно-обоснованного контроля экологического состояния урбанизированных территорий и разработке мер, направленных на

улучшение условий проживания городского населения и туристов. На основании полученных результатов предложены рекомендации по развитию системы экологического мониторинга состояния окружающей среды городов с учетом анализа химического состава микрочастиц. Материалы используются в научных отчетах по проектам и включены в ряд учебных курсов кафедры геохимии ландшафтов и географии почв.

Достоверность результатов работы и публикации. Достоверность результатов исследования обеспечена проработкой научной литературы по теме работы, представительным количеством проб и большим массивом фактических данных, полученных в аккредитованной лаборатории с использованием современного оборудования. По теме диссертации опубликовано около 20 работ: 3 статьи в журналах, индексируемых Web of Science и Scopus, 14 статей в сборниках, 4 тезиса докладов. Результаты работы обсуждались на 10 международных и всероссийских конференциях. В работах, опубликованных в соавторстве, основополагающий вклад принадлежит соискателю.

Благодарности. Особую благодарность автор выражает академику РАН Н.С. Касимову за научное руководство работы; Д.В. Власову за консультации, ценные замечания и помощь в работе; М.Ю. Лычагину и П.П. Кречетову за полезные замечания на всех этапах работ; О.В. Черницовой за консультации в области геоинформационных систем; Е.В. Терской и Л.В. Добрыдневой за помощь в выполнении ряда лабораторных работ; Г.Л. Шинкаревой, А.Н. Ткаченко, О.В. Ткаченко, А.Ю. Тришину, А.Ю. Руденко, Т.В. Дубровской, Д.Г. Сычевой за помощь на полевом этапе работ; Администрациям Алушты, Ялты и Севастополя и Министерству экологии и природных ресурсов Республики Крым за содействие в проведении научной экспедиции.

ГЛАВА 1. ПОЧВЫ И ДОРОЖНАЯ ПЫЛЬ КАК ОБЪЕКТЫ ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ГОРОДСКИХ ЛАНДШАФТОВ

Во многих странах мира одной из основных экологических проблем является загрязнение атмосферного воздуха в городах в результате роста численности населения, промышленного производства и транспортных средств с высокой долей автомобилей с низким качеством топлива (Badami, 2005; Chan, Yao, 2008; Gulia et al., 2015). Повышенное внимание уделяется уровням содержания взвешенных частиц (PM – particulate matter) в атмосферном воздухе городов, которые в результате неблагоприятных метеорологических условий, интенсивной работы транспортных средств и промышленных предприятий формируют обширные аномалии с экстремально высоким загрязнением воздуха (Геохимия..., 1990; Экогеохимия..., 1995; Камра, Castanas, 2008). Взвешенные частицы отличаются сложным химическим составом, который зависит от их генезиса, размера и источников поступления. Образуясь в результате природных явлений и процессов (пожары, пыльные бури, пепел вулканов, тропические циклоны и ураганы и др.) и антропогенной деятельности (автотранспорт, промышленность и др.), они способны задерживаться в воздухе продолжительное время и переноситься на дальние расстояния от источника воздействия (Seinfeld, Pandis, 2006).

Взвешенные частицы являются главным первичным источником загрязнения городской среды, где они активно мигрируют и при выпадении из атмосферы накапливаются в почвах и на поверхности дорожного полотна, ухудшая экологическое состояние наземных и аквальных ландшафтов. Они могут выдуваться из почв и дорожной пыли, которые в этом случае выступают в качестве источников вторичного загрязнения приземного слоя атмосферы. В урбанизированных районах частицы почв и дорожной пыли обогащены многими токсичными, в том числе канцерогенными, химическими элементами и соединениями. К наиболее опасным относят две основные группы приоритетных веществ: тяжелые металлы и металлоиды (ТММ) широко используемые человеком в техногенезе (Kabata-Pendias, Pendias, 2001; Водяницкий, 2009; Kasimov, Vlasov, 2014; Li et al., 2014) и полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), среди которых особое внимание уделяется бенз(а)пирену (БП) в силу его канцерогенности и мутагенности (Ravindra et al., 2008; Li et al., 2016; Brooks et al., 2017; Pokhariyal et al., 2019).

1.1. Геохимия городских почв

В городах почвы подвергаются интенсивному антропогенному воздействию, связанному с выпадением твердых и жидких поллютантов из атмосферы в результате строительства, производственной деятельности, движения автотранспорта, складирования, захоронения и

сжигания отходов (Геохимия..., 1990; Wang et al., 2017). Почвы поглощают различные поллютанты в течение длительного времени, что позволяет использовать их в качестве геохимического индикатора многолетнего загрязнения не только почвенного покрова, но и всей городской среды (Экогеохимия..., 1995; Касимов и др., 2014).

Тяжелые металлы и металлоиды. ТММ относятся к потенциально токсичным веществам, которые в отличие от органических загрязнителей практически не подвергаются микробиологическому и химическому разложению и деградации, в связи с чем, накапливаются в почвах долгое время. Их аккумуляция также зависит от содержания оксидов Fe и Mn, органического углерода, глинистых минералов, которые прочно связываются с ТММ посредством осаждения, адсорбции, комплексообразования, ионного обмена и их проникновения в кристаллическую решетку минералов (Bradl, 2004).

Для населения опасность загрязнения почв связана также с подверженностью верхнего почвенного горизонта к выдуванию, что увеличивает загрязненность атмосферы твердыми частицами и накопившимися в них поллютантами (Oliver, Gregory, 2015; Li et al., 2018). В связи с этим гранулометрический состав почв играет важную роль в поведении ТММ (Acosta et al., 2011; Huang et al., 2020), так как активность выдувания почвенных частиц и интенсивность накопления в них поллютантов повышается с уменьшением их диаметра. Мелкодисперсные фракции, в особенности диаметром < 1 мкм (PM_1), < 2 мкм (PM_2) и < 10 мкм (PM_{10}), представляют наибольшую опасность, обладая повышенной сорбционной емкостью ко многим поллютантами (Wang et al., 2006; Madrid et al. 2008; Liu et al., 2018; Li et al., 2020, 2021). Во многих городах преимущественно с высокой и средней плотностью населения происходит активный рост концентраций ТММ в этих микрочастицах (рис. 1.1) по сравнению с общими концентрациями и более крупными фракциями (Ajmone-Marsan et al., 2008; Luo et al., 2011; Khademi et al., 2020).

Значительный уровень техногенного воздействия в промышленных городах и крупных региональных центрах обусловил более детальную изученность их территорий по сравнению с малыми городами. Детальный анализ химического состава городских почв проводился в 30 провинциях Китая (Chen et al., 2015), в том числе мегагородах – Пекине (Xia et al., 2011; Liu et al., 2016), Нанкине (Lu et al., 2003; Liu et al., 2014), Шанхае (Shi et al., 2008; Yan et al., 2018), в крупных городах Канады (Wiseman et al., 2015) и Индии (Galitskaya et al., 2017). В Европе изучались распределение As, Cd, Hg, Cr, Cu, Ni, Pb и Zn в 1500 образцах поверхностных горизонтов почв из 26 стран (Lado et al., 2008). Исследованы городские почвы Греции (Argyaki et al., 2014), Италии (Imperato et al., 2003), Сербии (Mihailović et al., 2015; Milenkovic et al., 2015) и других европейских стран. Особое внимание в этих работах уделено 5-8 наиболее распространенным ТММ – Pb, Zn, Cu, Cr, Mn, Ni, Cd, распределение W, V, Sb, Bi, Mo до сих

пор слабо изучено, что не позволяет интегрально оценить загрязнение почв широким спектром поллютантов.

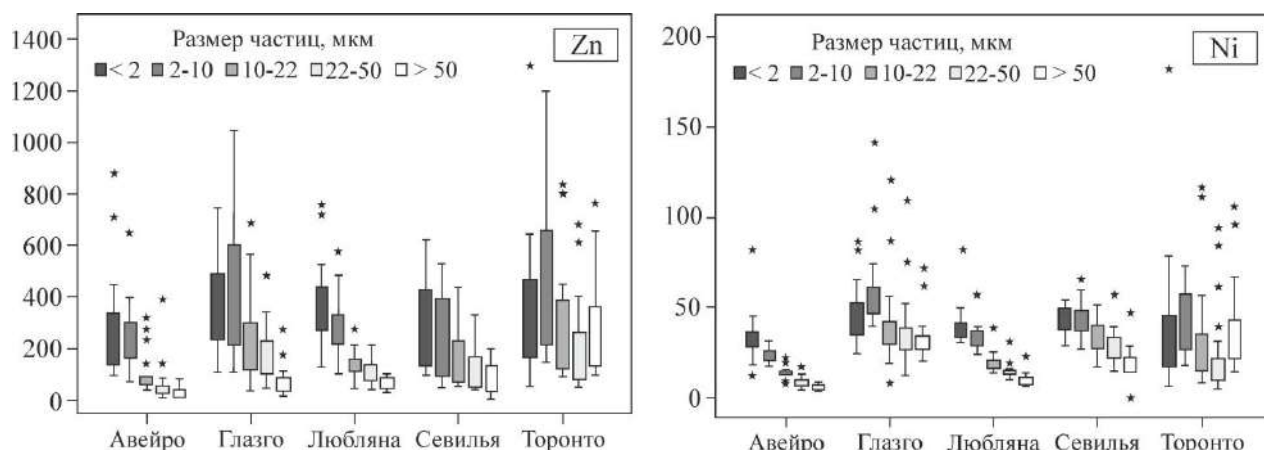


Рис. 1.1. Накопление Zn и Ni в частицах разного размера почв городов Европы (Ajmone-Marsan et al., 2008)

В России изучение химического состава почв проводилось в городах различных природных зон, с разной плотностью населения и промышленной специализацией – в Москве (Пляскина, Ладонин, 2009; Касимов и др., 2016), Санкт-Петербурге (Уфимцева, Терехина, 2014), Тюмени (Konstantinova et al., 2019), Тольятти (Моисеенков, 1989), Закаменске (Timofeev et al., 2018) и других. В период с 1989 по 2010 гг. сотрудниками кафедры геохимии ландшафтов и географии почв МГУ осуществлялся многолетний мониторинг ТММ в почвах Москвы, который показал увеличение размеров и контрастности техногенных аномалий поллютантов к 2010 году (Касимов и др., 2014). Однако все эти работы посвящены изучению валового химического состава почв без детального анализа фракционной структуры ТММ, то есть содержания ТММ в гранулометрических фракциях.

Полициклические ароматические углеводороды. Значительно реже исследуется загрязнение городских почв ПАУ, в том числе канцерогенным бенз(а)пиреном – одним из наиболее токсичных и экологически опасных среди них поллютантом. Выявление особенностей аккумуляции ПАУ в городских почвах имеет ряд ограничений, среди которых – аналитическая сложность, трудоемкость и высокая стоимость определения содержания таких поллютантов в объектах окружающей среды, неразработанность гигиенических нормативов для большинства ПАУ. Важность изучения ПАУ связана с их активной аккумуляцией в почвах и формированию экологической опасности для населения из-за высокой токсичности, интенсивной сорбцией почвенными частицами и трудным разложением (Wang et al., 2017).

Ключевую роль в накоплении ПАУ играет органическое вещество почв, его состав и структура, присутствие глинистых минералов и тонкой фракции почвенных частиц, а деградация этих поллютантов зависит от величины рН почв, активности микробных и

грибковых сообществ (Геннадиев и др., 2015; Eмоуан et al., 2018; Wu et al., 2018; Ukalska-Jaruga et al., 2019). Перераспределение ПАУ между гранулометрическими фракциями почв определяется в первую очередь фракционированием органического вещества, в основном – черного углерода (Li et al., 2010). Поэтому его бимодальное распределение чаще всего формирует аналогичное бимодальное распределение ПАУ: высокие концентрации типичны для частиц 125-250 мкм и 250-500 мкм, снижаясь во фракциях 500-2000 мкм и < 50 мкм (Li et al., 2010). Такое же распределение ПАУ в гранулометрических фракциях обнаружено в речных отложениях (Evans et al., 1990).

Работы по изучению БП в почвах проводятся десятки лет во многих крупных городах Европы – Лондоне (Vane et al., 2014), Стамбуле (Balcioglu et al., 2019), Кракове (Ciarkowska et al., 2019), Братиславе (Hiller et al., 2017, 2020), Севилье (Morillo et al., 2008), Глазго (Kim et al., 2019), Стокгольме (Dreij et al., 2020), городах Китая (Peng et al., 2011; Wang et al., 2018; Wu et al., 2019), Индии (Gupta, Kumar, 2020), США (Gao et al., 2019) и других. Во многих городах концентраций ПАУ в теплый сезон уменьшаются по сравнению с холодным, что связано с активной биodeградацией и повышенной летучестью ПАУ при высоких температурах (Omoges et al., 2017), а также с интенсивной эмиссией ПАУ при сжигании топлива в холодный период для отопления жилых домов (Balcioglu et al., 2019).

В России ПАУ изучались в почвах Москвы (Kasimov et al., 2017; Zavgorodnyaya et al., 2019), Санкт-Петербурга (Shamilishvily et al., 2018), Тюмени (Minkina et al., 2020) и других. Многолетний мониторинг накопления и распределения БП в почвах проводился в Москве с 1990 по 2006 гг. (Кошелева, Никифорова, 2011) и в Ростовской области с 2002 по 2011 гг. в зоне влияния крупнейшей тепловой электростанции (Sushkova et al., 2017). Данные о содержании ПАУ в разных гранулометрических фракциях почв, в особенности микрочастицах, практически отсутствуют.

Для оценки интегрального загрязнения городских почв в качестве приоритетных загрязнителей изучают ТММ и ПАУ, например, в крупных городах – Сан-Паулу (Bourotte et al., 2019), Пекине (Peng et al., 2013), Шанхае (Liang et al., 2019), Тегеране (Fazeli et al., 2019). Такая оценка позволяет более точно охарактеризовать экологическую опасность сформированного уровня загрязнения окружающей среды для населения (Morillo et al., 2008; Peng et al., 2013; Gulan et al., 2017; Liang et al., 2019; Bourotte et al., 2019; Wu et al., 2019). Содержание ТММ в почвах большинства городов в несколько раз и десятки раз выше по сравнению с фоновыми аналогами (Hiller et al., 2017; Wang, Zhang, 2018; Pan et al., 2018; Tume et al., 2018; Pecina et al., 2021), а ПАУ – в десятки и сотни раз (Wilcke, 2000; Kasimov et al., 2019; Liang et al., 2019).

Интенсивность загрязнения почв их и отдельных гранулометрических фракций ТММ и ПАУ пропорциональна численности и плотности населения города, количеству автомобилей, а

также плотности дорожной сети (Nam et al., 2009; Peng et al., 2013; Wang et al., 2018; Zhang et al., 2019; Khademi et al., 2020). Наибольшие уровни поллютантов в городах характерны для районов старой застройки по сравнению с новыми районами, например, в Пекине (Liu et al., 2010; Peng et al., 2011), или для территорий исторических парков и центральных более старых частях европейских городов – Лиссабона, Бергена и Севильи (Haugland et al., 2008; Morillo et al., 2008; Cachada et al., 2019). Для почв промзон и территорий рядом с автомобильными дорогами типичны максимальные концентрации этих поллютантов, в почвах селитебной, рекреационной и сельскохозяйственной зон они значительно ниже (Singh et al., 2012; Кошелева и др., 2014; Yang et al., 2017). Из-за активного атмосферного переноса мелких частиц территории парков и жилой застройки могут иметь сопоставимые или даже более высокие уровни загрязнения почв, чем рядом с дорогами и промзонами (Лодыгин и др., 2008; Кошелева и др., 2017; Kasimov et al., 2017; Zavgorodnyaya et al., 2019; Minkina et al., 2020). Из-за барьерных функций зданий и формирования зон аккумуляции во дворах жилых домов, снижающих скорости ветра и приводящих к выпадению поллютантов из атмосферы на поверхность почв (Kosheleva et al., 2018).

1.2. Геохимия дорожной пыли

Дорожная пыль представляет собой совокупность твердых частиц разного размера, накапливающихся на поверхности дорожного полотна в результате выпадений из атмосферы, выдувания почв, воздействия промышленности и автотранспорта, а также применения противогололедных реагентов (Acosta et al., 2009; Pant et al., 2015; Власов и др., 2015; Касимов и др., 2016; Ramirez et al., 2019). Выдуваемая с поверхности дорожного покрытия движущимся транспортом, пыль является важным источником вторичного поступления частиц PM_{10} (National Emissions Inventory, 2017) в атмосферный воздух и загрязнения придорожных почв и аквальных ландшафтов (Belis et al., 2013). Известно, что в результате движения автотранспорта при отсутствии технического обслуживания и уборки дорог в атмосферный воздух поступает до 50% частиц PM_{10} (Amato et al., 2009; National Emissions Inventory, 2017; Ramirez et al., 2019). Микрочастицы с сорбирующими на своей поверхности токсичными веществами при выдувании могут находиться во взвешенном состоянии длительное время – частицы PM_1 и $PM_{2,5}$ около 10-20 дней, а PM_{10} – несколько суток, и переноситься на сотни километров от источника воздействия (Seinfeld, Pandis, 2006). Попадая в организм человека, они представляют серьезную угрозу для его здоровья – частицы PM_1 и PM_2 способны проникать в бронхиолы и альвеолы, а PM_{10} – задерживаться в органах верхних дыхательных путей, повышая риск респираторных (астма, бронхит, пневмония), сердечно-сосудистых (инфаркт миокарда, инсульт, ишемическая болезнь сердца) и онкологических заболеваний (Фонова, 2017; Ревич, 2018). Повышенная опасность этих фракций также связана с их частым прилипанием к рукам и прохождением

через слизистую желудка, а также с более эффективной адсорбцией в тканях человека (Yutong et al., 2016).

На формирование состава дорожной пыли влияет широкий спектр техногенных и природных факторов (Ладонин, Пляскина, 2009; Nazzal et al., 2013; Власов и др., 2015), включая численность и плотность населения, развитие транспортной инфраструктуры, тип и срок службы транспортных средств, климат и геологические условия территории. Поэтому в различных регионах дорожная пыль обладает специфическим составом, а уровни накопления в ней поллютантов могут значительно изменяться в пространстве.

В настоящее время все большее внимание стало уделяться изучению физико-химических свойств и химического состава твердых частиц, образующихся в результате износа шин, тормозных колодок и дорожного полотна (Thorpe, Harrison, 2008; Kukutschova et al., 2011; Grigoratos, Martini, 2015; Hagino et al., 2016). Так, при истирании шин с твердыми частицами поступают Cd, Zn, Pb, Co, Ni, Cr, Cu, Sb, тормозных колодок – Cu, Sb, Zn, Ti, Pb, Ba, W, при абразии дорожного покрытия – Zn, Pb, As, W, Cr, V, Co (Adachi, Tainosho, 2004; Iijima et al., 2007; Gietl et al., 2010; Limbeck, Puls, 2011; Quiroz et al., 2013). При этом около 60–85% образующихся частиц имеют размер < 10 мкм, которые интенсивно накапливают Cu, Sb, Zn, Sn, Pb (Adachi, Tainosho, 2004). Состав таких выбросов может сильно различаться в зависимости от интенсивности движения транспорта, структуры автопарка, типа дорожного покрытия и шин и их производителя (Amato et al., 2011; Pant, Harrison, 2013; Alves et al., 2020).

Дорожная пыль как прямой индикатор воздействия транспорта и его обслуживания стал важнейшим источником загрязнения крупных городов. За последние несколько лет изучение химического состава пыли активно осуществляется во всем мире. В России такие исследования проводятся в Воронеже (Середа, 2017), Екатеринбурге (Селезнев, 2018), Тюмени (Konstantinova et al., 2020; Seleznev at al., 2020), Челябинске (Krupnova et al., 2020; Seleznev at al., 2020), однако анализируется ограниченное число ТММ, что не позволяет понять общую картину загрязнения (Кайгородов и др., 2009; Fedotov et al., 2014; Prokof'eva et al., 2017; Каманина и др., 2019). Наиболее подробно свойства и химический состав дорожной пыли изучен в Москве и ее отдельных административных округах (Ладонин, Пляскина, 2009; Восток-запад Москвы..., 2016; Касимов и др., 2016; Ermolin et al., 2018; Ladonin, 2018; Kasimov et al., 2020; Ladonin, Mikhaylova, 2020), изучены особенности накопления ТММ в частицах PM_{10} , PM_{10-100} , PM_{10-50} , $PM_{>50}$ (Власов и др., 2015;) и фракции PM_{10} (Vlasov et al., 2021) дорожной пыли.

Таким образом, в мире накоплен значительный объем данных о содержании ТММ и БП в компонентах городской среды. Анализ гранулометрических фракций (G-анализ) компонентов окружающей среды показал свою эффективность для оценки загрязнения урбанизированных территорий, он позволяет получить более точную информацию о миграции и переносе частиц

дорожной пыли в другие компоненты ландшафтов и оценить опасность загрязнения окружающей среды (Ajmone-Marsan et al., 2008; Amato et al., 2011; Luo et al., 2011; Kong et al., 2012; Padoan et al., 2017; Lanzerstorfer, 2018; Zhang et al., 2019). Известно, что тонкие частицы PM_1 и PM_{10} содержат наиболее высокие концентрации поллютантов, что создает потенциальную опасность здоровью населения (Ramírez et al., 2019; Касимов и др., 2019; Zhang et al., 2019; Tian et al., 2019). Так, фракция PM_{10} пыли Москвы до 4 раз интенсивнее обогащена ТММ, поступающими преимущественно от антропогенных источников – Sb, Zn, W, Sn, Bi, Cd, Cu, Pb и Mo (рис. 1.2), по сравнению с общей массой дорожной пыли (Vlasov et al., 2021).

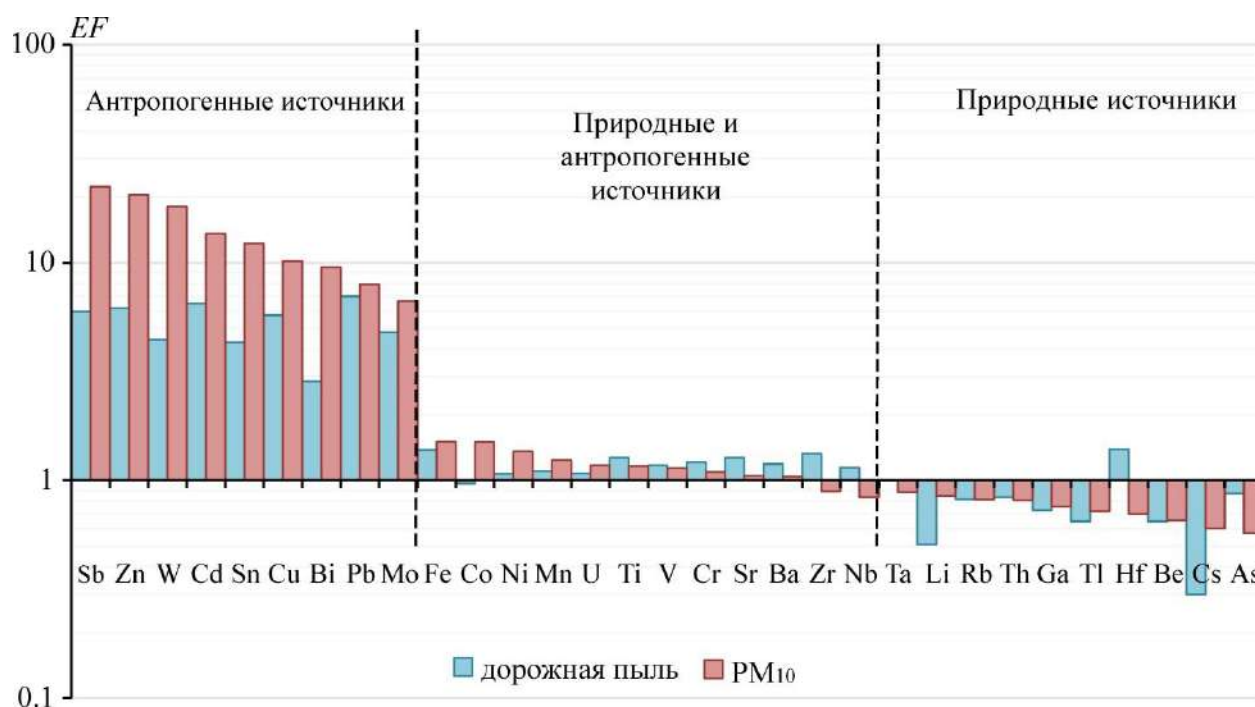


Рис. 1.2. Накопление ТММ в дорожной пыли и ее частицах PM_{10} в Москве (Vlasov et al., 2021)

Исследований накопления поллютантов в микрочастицах почв и дорожной пыли в мире в настоящее время проводится недостаточно, в основном изучаются крупные и менее миграционно способные частицы диаметром 40 мкм и более (Zannoni et al., 2016; Shi, Lu, 2018; Valotto et al., 2019). В России работы по изучению микрочастиц почв и пыли единичны (Касимов и др., 2016; Селезнев, 2018; Kasimov et al., 2019; Vlasov et al., 2021). Это связано в основном со сложностью и трудоемкостью выделения частиц диаметром менее 20 мкм (Lanzerstorfer, 2018).

В геохимическом плане наименее изучены малые города и небольшие рекреационные центры, так как считается, что из-за отсутствия крупных промышленных объектов и относительно невысокого уровня техногенного воздействия, загрязнение окружающей среды этих городов невелико (Ciarowska et al., 2019). Однако для таких городов основной отраслью хозяйства является туризм, что приводит к повышенному воздействию автотранспорта и объектов туристического обслуживания. Кроме этого, в рекреационных центрах также развиваются

отдельные отрасли промышленности (энергетика, строительная индустрия, переработка и сжигание отходов и т.д.), сельского хозяйства и агропромышленного сектора, что может вызывать существенное негативное воздействие на состояние окружающей среды. Для большого числа туристов (то есть «сезонного населения») могут формироваться повышенные риски здоровью, поэтому геохимические оценки рекреационных центров и курортных городов необходимы при региональном планировании развития территорий.

Эколого-геохимическая оценка урбанизированных территорий Черноморского побережья Крыма базировалась на изучении загрязнения почвенного покрова, дорожной пыли и микрочастиц PM_{10} почв и пыли в курортных городах разного размера – Алуште и Ялте, а также в портовом промышленно-рекреационном городе Севастополе. Города различаются между собой специализацией источников загрязнения, численностью населения и туристов, природными и ландшафтными условиями, влияющими на формирование техногенных геохимических аномалий. При оценке эколого-геохимического состояния Алушты, Ялты и Севастополя изучены ТММ первого (As, Zn, Cd, Pb), второго (Co, Sb, Ni, Mo, Cr, Cu) и третьего (Ba, V, Sr, W) классов опасности, а также Sn, Fe, Mn, Bi, Cs, Be, которые широко используются человечеством (Kasimov, Vlasov, 2014) и опасный органический поллютант – бенз(а)пирен.

ГЛАВА 2. ОБЪЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Крымский полуостров расположен в пределах 44° 23' (мыс Сарыч) и 46° 15' (Перекопский ров) северной широты и 32° 30' (мыс Кара-мрун) и 36° 40' (мыс Фонарь) восточной долготы (рис. 2.1). Площадь полуострова составляет 26 тыс. км², максимальное расстояние с севера на юг – 205 км, с запада на восток – 325 км.

С запада и юга Крым омывается Чёрным морем, а с востока – заливом Сиваш Азовского моря и Керченским проливом. На севере узким Перекопским перешейком Крымский полуостров соединяется с материком.



Рис. 2.1. Физико-географическая карта Крыма

2.1. Природные условия территории Алушты и техногенное воздействие

Город Алушта, входящий в состав одноименного городского округа, расположен в южной части Крымского полуострова (Горный Крым) на берегу Черного моря в долинах рек Улу-Узень и Демерджи в пределах 44° 40' и 44° 60' северной широты и 34° 23' и 34° 39' восточной долготы. Алуштинский городской округ граничит на западе с городским округом Ялта, на северо-западе – Бахчисарайским, на севере – Симферопольским, на северо-востоке – Белогорским муниципальными районами, на востоке – с городским округом Судак.

Численность постоянного населения в городском округе Алушта по состоянию на 01.10.2017 составила 54,6 тыс. чел. Площадь округа составляет 600 км² (2,3% от общей территории Республики Крым), а площадь города – 7 км². В состав округа кроме самого города

входят также поселок городского типа Партенит и 24 населенных пункта (Социально-экономический паспорт..., 2017).

Алушта – самый удобный в транспортном отношении курорт. Расстояние от Алушты до Симферополя составляет всего 45 км. На предприятиях санаторно-курортной и туристической сферы Алуштинского региона лечат болезни органов дыхания нетуберкулезного характера, сердечно-сосудистой системы и отдельные заболевания нервной системы. Среди курортных регионов Крыма город занимает второе место после Ялты (Социально-экономический паспорт..., 2017) по количеству отдыхающих и здравниц (около 128 тыс. чел. в 2017 г.).

2.1.1. Геологическое строение и рельеф

Горный Крым располагается в пределах единой крупной структуры – Крымского мегантиклинория, представляющего сложное складчатое образование и объединяющее группу антиклинориев низшего порядка. Основным рельефным образованием, располагающимся в пределах ядра мегантиклинория, является Главная гряда Крымских гор и ее южный склон – ЮБК (Муратов, 1973).

Главная гряда состоит из двух различных по возрасту и особенностям складчатости структурных этажей. Нижний этаж (фундамент мегантиклинория) – таврический флиш – сложен верхнетриасово-нижнеюрскими глинистыми сланцами (аргиллиты и алевролиты) и песчаниками. Флиш смят в мелкие складки, которые из-за слоистости легко разрушаются: на горных склонах образуются щебнистые осыпи, вода размывает сланцы бороздами, ложбинами, оврагами (Багрова и др., 2001). В ранней и средней юре был активный вулканизм, что обусловило появление интрузий, эффузивных магматических пород и туфолов, таких как гора-лакколит – Кагель в Алуште (Муратов, 1973). Верхний этаж образован преимущественно более прочными верхнеюрскими конгломератами, известняками и песчаниками (Багрова и др., 2001), при выветривании и денудации которых образуются ниши, скалы и останцы (например, столбы в Долине Приведений около Алушты).

Главная гряда наибольшей высоты возвышается над отвесными известняковыми обрывами, при этом северные ее склоны довольно пологие. Начинаясь от Балаклавских высот на западе, к югу она обрывается и своими отвесными скалами образует мыс Айя, затем, огибая Байдарскую котловину, тянется до Алушты в северо-восточном направлении. В районе города Главная гряда меняет свое направление на восточное (Ена, Козин, 1961).

Южный склон Главной гряды Крымских гор представляет собой низкогорье (рис. 2.2), на нижней части которого лежит полоса ЮБК, которая начинается от мыса Айя и расширяется до 2 км в районе Байдарских ворот, 6 км у Ялты и Гурзуфа и 12 км у Алушты, а затем заканчивается у Карадагского вулканического хребта.

Для ЮБК свойственен грядово-эрозионный рельеф с крутыми склонами и эрозионными долинами, где скапливаются рыхлые наносы, затем во время ливневых дождей вовлекающиеся в селевые потоки. Особенно характерны оползни и обвалы, возникающие при обводнении продуктов выветривания горных пород (Муратов, 1973) и усиливающиеся при подрезании склонов для строительства инженерных сооружений и прокладки дорог.

2.1.2. Климат и гидрографическая сеть

Алушта расположена в субтропическом субсредиземноморском климатическом поясе, отличающемся от средиземноморского более низкими зимними температурами. В летнее время город находится под влиянием Азорского антициклона, в зимний период погода определяется западным атмосферным переносом (атлантические циклоны).

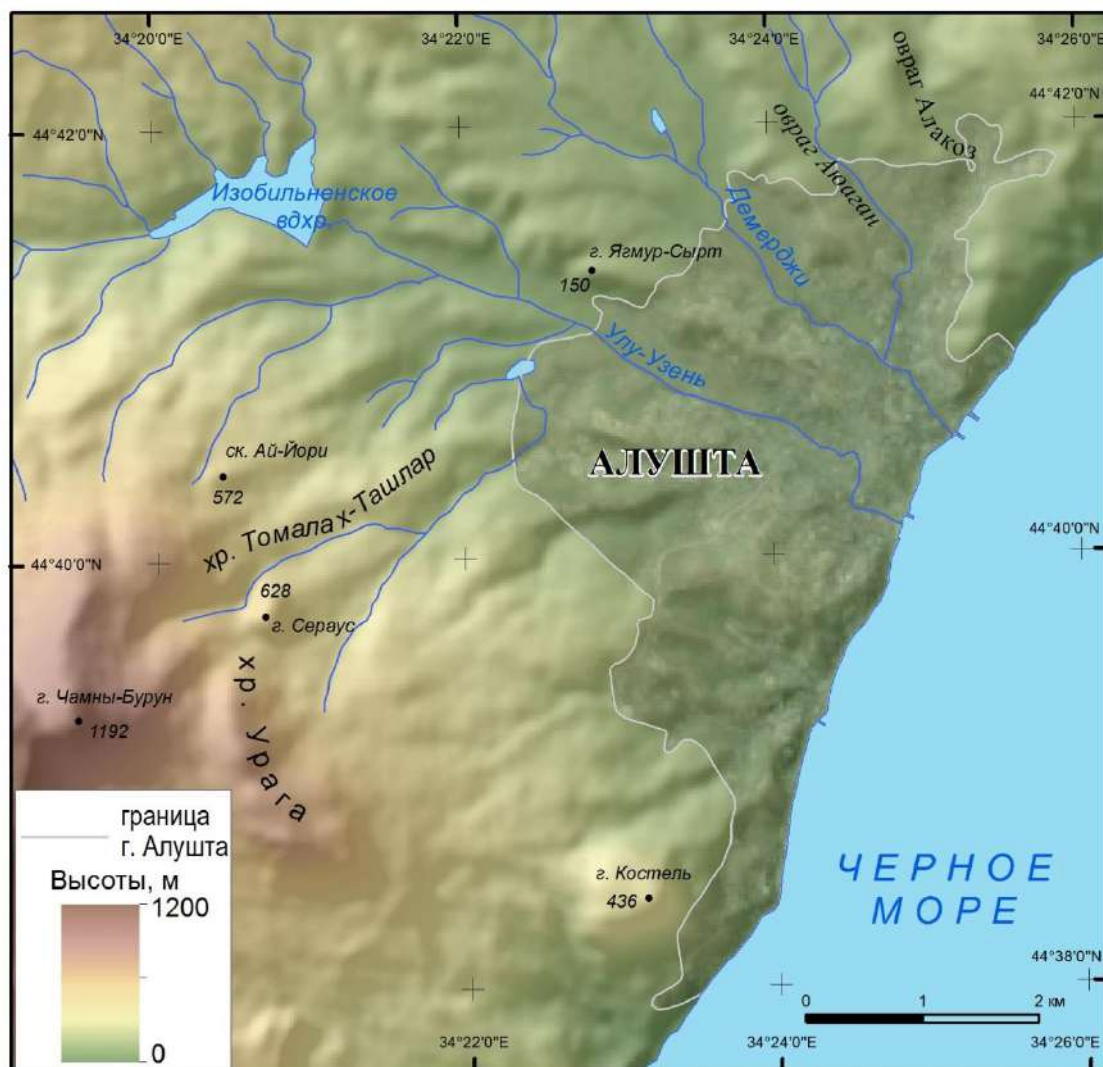


Рис. 2.2. Рельеф г. Алушты и сопредельной территории

Интенсивность загрязнения воздуха в городах зависит от целого ряда природных метеорологических факторов, в первую очередь, от циркуляции, скорости и направления ветра,

топографических особенностей местности, влияющих на накопление и рассеивание воздушных загрязнителей (Касимов и др., 2014). Ветровой режим определяет интенсивность выноса загрязняющих веществ с атмосферными потоками. Во время неблагоприятных метеорологических условий, к которым относятся туманы, низкие скорости ветра или штили, резко снижается рассеивающая способность атмосферы, что влечет за собой повышение уровня ее загрязнения (Безуглая, Смирнова, 2008). В Алуште в течение всего года преобладают ветры восточного, южного и юго-восточного направлений (рис. 2.3).

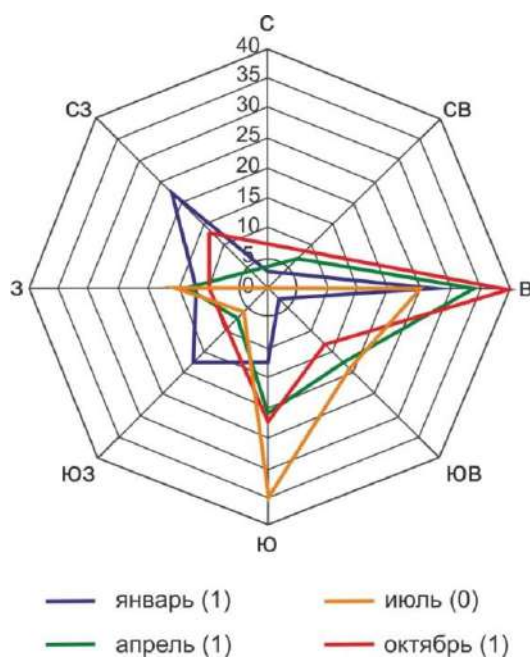


Рис. 2.3. Роза ветров Алушты за 2017 г. В скобках – количество штилей. Составлено по (Дневник погоды..., 2018)

Повторяемость штилей в среднем за месяц составляет менее 3 %, что говорит о высокой продуваемости территории. Наибольшая скорость ветра наблюдается в период с ноября по февраль и не превышает 2,7-4,6 м/с, в то время как с марта по июнь она колеблется от 0,9 до 2,1 м/с (Дневник погоды..., 2018). Естественным барьером на пути проникновения холодных воздушных масс зимой на ЮБК являются Крымские горы, благодаря которым средние температуры даже самого холодного месяца – февраля – редко опускаются ниже 0°C (Половицкий, Гусев, 1987). Средняя температура февраля составляет +2,5°C, а июля +22,9°C. Сумма активных температур превышает 3600°C (Багрова и др., 2001).

Благодаря перевалам Кебит-богаз и Ангарский, постоянно происходит перемещение воздушных масс с равнин полуострова к морю и обратно. В связи с этим климат характеризуется жарким летом и мягкой зимой, а также сравнительной сухостью, большая часть осадков – 550-600 мм в год – выпадает с октября по февраль в виде дождей, коэффициент увлажнения ($K_{увл}$) – 0,6-0,8 (Багрова и др., 2001). В Крымских горах с высотой происходит

снижение температуры и увеличение количества осадков до 1000-1500 мм с повышением $K_{увл}$ до 1.

Полуостров Крым беден водными ресурсами благодаря климатическим особенностям, геологическому строению и рельефу. Как правило, в верховьях это настоящие горные реки: многоводные, быстрые, с перекатами и водопадами. К низовьям их водность уменьшается из-за значительного испарения и перехода в подземные слои. На территории Алушты протекают под большим уклоном (172-234 м/км) впадающие в Черное море и пересыхающие во время межени короткие (12-13 км длиной) реки Улу-Узень и Демерджи с крутыми берегами и небольшим расходом воды (Багрова и др., 2001). Они имеют преимущественно паводковый режим с преобладанием дождевого питания. В годовом ходе водного режима выделяются два периода: многоводный паводковый (декабрь-апрель), обусловленный оттепелями и одновременным выпадением осадков, и летне-осенняя межень (май-ноябрь), во время которой реки сильно мелеют, на некоторых участках – полностью пересыхают (Соцкова, 2011). Большое значение на территории Горного Крыма имеет подземное питание карстовыми водами, поэтому верховья рек, как правило, не пересыхают.

2.1.3. Растительный и почвенный покровы

Растительность Крыма отличается исключительным богатством – около 3500 видов. Среди них 9,5% флоры – эндемичные растения, относящиеся к средиземноморскому типу (Багрова и др., 2001). Крымский полуостров расположен на широтах, соответствующих степной зоне, но из-за горного характера рельефа здесь большие площади заняты лесными ландшафтами.

При подъеме на Ангарский перевал по дороге из Симферополя в Алушту наблюдается высотная поясность растительного покрова. Нижний ярус (до высоты 350-400 м) – приморские ксерофитные можжевельново-дубовые леса с преобладанием можжевельника древовидного (*Juniperus communis*) и дуба пушистого (*Quercus pubescens*), а также таких редких видов растений, как земляничник мелкоплодный (*Arbutus andrachne*), иглица понтийская (*Ruscus aculeatus*), ладанник крымский (*Cistus tauricus*), тис ягодный (*Taxus baccata*). Самые распространенные сообщества – заросли дуба пушистого, дуба скального (*Quercus petraea*), грабинника (*Carpinus orientalis*), боярышника (*Crataegus laevigata*), шиповника (*Rosa majalis*), можжевельника, получившие название «шибляки» (Багрова и др., 2001). Верхний ярус (до 900-1000 м) – леса из бука восточного (*Fagus orientalis*) и сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris*).

Леса Главной гряды Крымских гор находятся на территории Крымского природного заповедника и имеют важное водоохранное и почвозащитное значение, способствуя уменьшению поверхностного стока талых и дождевых вод, формированию подземного стока и

дополнительному питанию водотоков в межень (Соцкова, 2011), а также имеют оздоровительное значение.

В горном Крыму широко распространены элювиальные и элюво-делювиальные отложения, реже пролювий. В зависимости от состава коренных пород элювий состоит из суглинисто-дресвяно-щебнисто-каменистых или глинисто-суглинистых отложений (Половицкий, Гусев, 1987). Узкую приморскую полосу на ЮБК до высоты 400 м занимают коричневые почвы на элюво-делювии и элювии триас-юрских отложений – алевролитов, глинистых сланцев, известняков, песчаников и магматических пород (Костенко, 2014). Почвы имеют коричневатую окраску гумусового горизонта и сравнительно большую мощность. Материнские породы обуславливают обедненность почв мелкоземом и обилие каменистых включений. В районе Алушты коричневые почвы приобретают красноватый оттенок благодаря красноцветности материнских массандровских известняковых брекчий и остатков пролювия (Половицкий, Гусев, 1987).

Под буковыми, дубовыми и грабовыми лесами распространены буроземы оподзоленные и ненасыщенные основаниями, ожелезненные из-за относительной обедненности материнских пород основаниями и насыщенностью полуторными оксидами. Почвы слаборазвиты и каменисты со светло-желтым и бурым оттенком гумусового горизонта, формируются на продуктах выветривания известняков при достаточном увлажнении и длительном теплом периоде, обеспечивающим активное разложение первичных минералов, оглинивание и вынос из профиля легкоподвижных продуктов и карбонатов (Драган, 2004).

В горном Крыму до 1500 м широко распространены коричневые горные щебнистые почвы под низкорослой древесной и кустарниковой растительностью на продуктах выветривания известняков, магматических пород и глинистых сланцев (Половицкий, Гусев, 1987).

На большей части территории городов в результате урбанизации и техногенеза естественные зональные почвы существенно трансформируются в антропогенно-преобразованные или искусственно созданные на культурном слое, насыпных и перемещенных грунтах (Герасимова и др., 2003). Основными диагностическими горизонтами городских почв (Прокофьева и др., 2014) являются:

UR урбик – гумусово-аккумулятивный горизонт мощностью более 5 см серовато-бурой окраски, формирующийся на дневной поверхности и содержащий не менее 10% антропогенных включений (строительный и мусор, артефакты, искусственные материалы и другие), с нейтральной и щелочной реакцией среды, не превышает содержание загрязняющих веществ 2 ПДК (ОДК);

RT рекультивационный торфяной горизонт – насыпной, поверхностный торфяной слой темной окраски с большим количеством слабоминерализованного органического вещества,

используемый для рекультивации, может содержать единичные антропогенные включения;

TCH техногенный горизонт – твердофазный техногенный субстрат, перемещенный с мест природного залегания любого цвета и гранулометрического состава, имеет антропогенные включения, повышенную твердость (не менее 10 кг/м²), плотностью не менее 1,2 г/см³;

RAT рекультивационный компостно-гумусовый горизонт – насыпной компостный, торфокомпостный или гумусированный материал, используемый для рекультивации и слабо измененный почвообразованием, комковатый, содержит > 4% гумуса.

Среди городских почв выделяют урбаноземы со строением профиля UR-D, UR-[B-C], UR-TCH, RAT-UR-TCH) – почвы жилых территорий; рекреаземы (RAT(RT)-(A-B)-TCH), которые отличаются многоразовыми подсыпками органико-минеральных или торфокомпостных плодородных субстратов, распространенные на озелененных рекультивированных участках, в том числе вдоль дорог и в плодовых садах; реплантоземы (RAT(RT)-TCH1-TCH2) – почвоподобные тела, состоящие из реплантированного маломощного материала нанесенного на оставшиеся после строительства породы. Конструктоземы создаются для специальных целей, например, для перекрытия грунтов с неблагоприятными свойствами и отличаются от реплантоземов большей мощностью отсыпки и сложностью конструкции. Некроземы выделяются в границах городских и мемориальных кладбищ, а экраноземы – под дорожным асфальто-бетонным покрытием (Прокофьева и др., 2014).

На основе анализа функционального зонирования, классификации городских почв (Прокофьева и др., 2014) и результатов полевых исследований составлена карта почвенного покрова г. Алушты. Методика ее составления применяется в других городах – г. Торунь в Польше (Charzynski et al., 2013), Восточном административном округе г. Москвы (Касимов и др., 2016). Наиболее распространенными почвами Алушты являются урбаноземы селитебной и селитебно-рекреационной зон, где также встречаются экраноземы под асфальтом и рекреаземы на озелененных рекультивированных участках. В транспортной зоне под асфальто-бетонным покрытием залегают экраноземы, а вдоль дорог – реплантоземы и конструктоземы. На территории промышленной зоны формируются реплантоземы с экраноземами, а в рекреационной зоне и на территории парков – коричневые и коричневые урбанизированные почвы с рекреаземами. В агрогенной зоне под виноградниками развиваются агроземы или агрокоричневые почвы. На поймах рек Демерджи и Улу-Узень распространены аллювиальные почвы.

2.1.4. Функциональное зонирование и источники техногенного воздействия

Характер использования городских территорий играет ведущую роль в формировании техногенных геохимических аномалий (Перельман, Касимов, 1999). Для учета этого фактора на

основе анализа космических снимков WorldView-2 и Sentinel-2, «Детального плана территории города Алушта» (2015) составлена карта функциональных зон Алушты в масштабе 1:30 000, которая позволяет установить особенности ветрового переноса внутри жилых кварталов в зависимости от расположения и группировки зданий, оценить преобладающее направление влияния техногенных источников и определить местоположение точек отбора проб (Касимов и др., 2012).

В соответствии с функциональным использованием территорий в Алуште выделены зоны: селитебная, селитебно-рекреационная, рекреационная, агрогенная, промышленная и транспортная (рис. 2.4).

Селитебная зона включает в себя территории с многоэтажными жилыми комплексами (ЖК «Морской квартал», ЖК «Семейный» и др.), частной жилой и административной застройкой, зданиями культурно-просветительного и медицинского характера, внутриквартальными зелеными насаждениями, большей частью в центре города. *Селитебно-рекреационная зона* расположена вдоль берега Черного моря и представлена территориями санаторно-курортных и гостиничных учреждений («Миндальная роща», «Алуштинский», «Porto Mare» и др.), территории и число которых с каждым годом увеличивается.

Рекреационная зона представлена городскими парками, лесопарками, бульварами, скверами («Миндальная роща», «Стахеевка», «Городской парк» и др.).

Агрогенная зона включает сельскохозяйственные земли, в основном виноградники, большая часть которых сосредоточена в северной и северо-западной части города на поймах рек Улу-Узень и Демерджи (рис. 2.5).

Промышленная зона расположена в западной и центральной частях города и включает несколько отопительных станций, предприятия пищевой промышленности («Магливь», «Массандра», «Гаврида» и др.), по производству стройматериалов («Аквавита»), цементный завод (рис. 2.5; табл. 2.1). Объемы выбросов загрязняющих веществ от стационарных источников в атмосферный воздух города в 2014 и 2015 гг. составили 132 и 134 т соответственно (Доклад..., 2017). Большой вклад в загрязнение Алушты вносит использование угля в качестве топлива в частных домах, при сжигании которого в окружающую среду поступают Sr, Mo, Ni, As, V, Zn, Pb и другие тяжелые металлы (Геохимия..., 1990). Источниками загрязнения являются также стихийные свалки и разнообразные коммунально-бытовые отходы, осадки сточных вод городской канализации, накапливающиеся на полях аэрации в северной части города.

Транспортная зона представлена крупными автомагистралями (Ялтинское шоссе, ул. Судакская, ул. Ленина), сетью средних (ул. Партизанская, ул. Комсомольская) и малых дорог. В городе построены транспортные развязки преимущественно в виде круговых перекрестков.

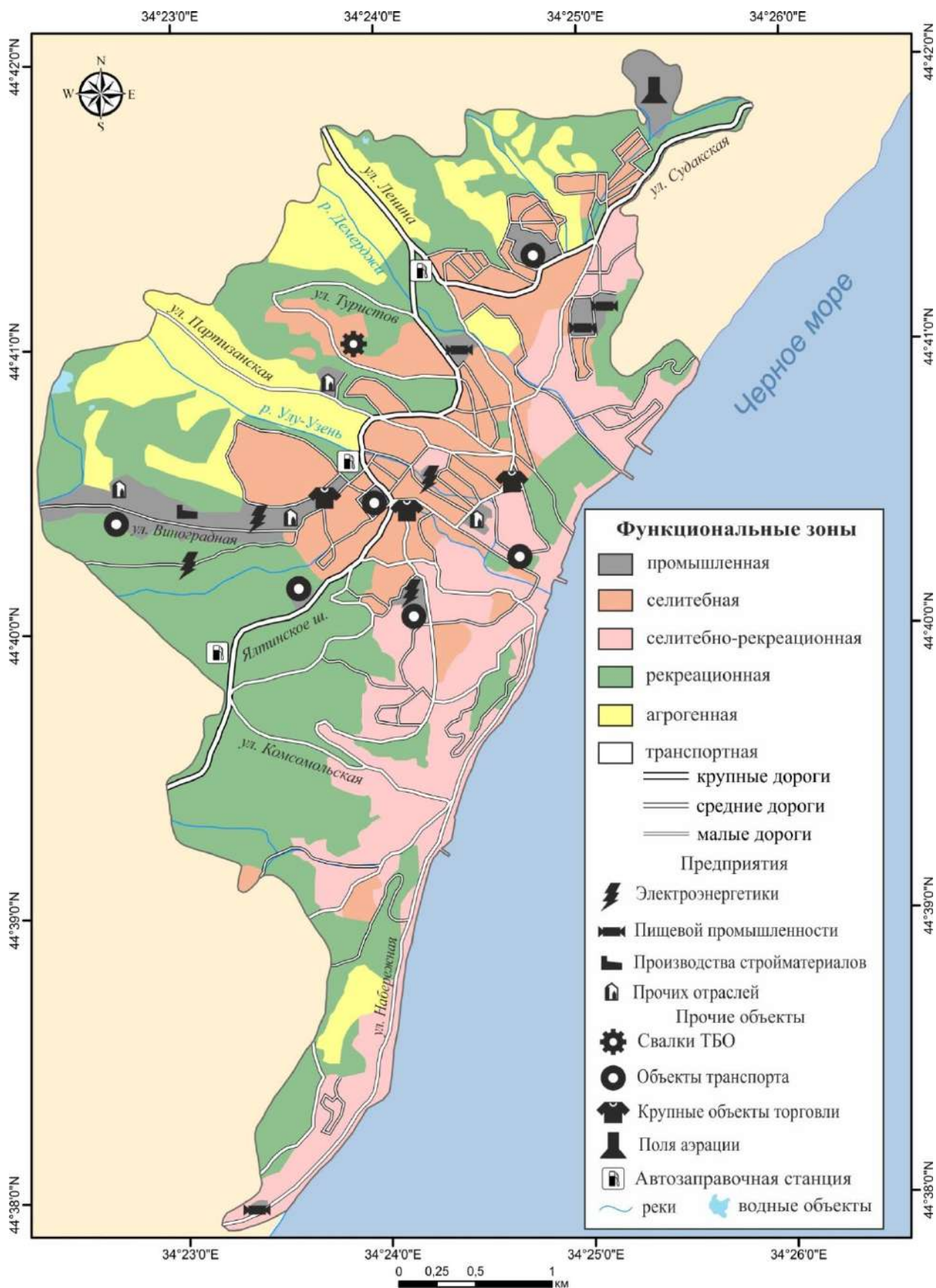


Рис. 2.4. Функциональное зонирование и основные источники техногенного воздействия в Алуште



Рис. 2.5. Агротенная (а), селително-рекреационная (б), промышлелная (в) и транспортная (г) зоны в Алуште

Алушта является одним из основных транспортных узлов полуострова – через город проходит трасса Симферополь-Алушта-Ялта. Наибольшая плотность движения автотранспорта характерна для Ялтинского шоссе, Симферопольской улицы, ул. Ленина. Основной поток автотранспорта, использующий различные марки бензина, составляют легковые автомобили – около 70%, грузовые – 15%, автобусы, троллейбусы и мототранспорт – 15%. Интенсивность движения на автомагистралях в среднем составляет около 2000 авт./ч и с каждым годом увеличивается (Муровский и др., 2011).

Основные предприятия городского округа Алушты (Социально-экономический паспорт...,
2017)

Наименование предприятия	Адрес	Наименование вида производимой продукции
<i>Агропромышленный комплекс</i>		
ФГУП «ПАО «Массандра»: Филиал «Алушта»	пер. Иванова, 3	Выращивание винограда и производство вина
Филиал «Малореченское»	с. Малореченское, ул. Садовая, 1	»
Филиал «Таврида»	с. Кипарисное	»
Филиал «Приветное»	с. Приветное, ул. Ленина, д. 2	»
ООО «Маглив»	с. Лазурное, ул. Головкинского, 5	Производство алкогольных напитков
ОАО «Алуштинский эфиромасличный совхоз- завод»	ул. 15 Апреля, д. 37	Производство и оптовая торговля косметическими и парфюмерными средствами
ООО «Бег»	ул. Красноармейская, д. 56, оф. 102	Переработка молока и производство сыра
<i>Промышленный комплекс</i>		
АО «Шархинский карьер»	с. Малый Маяк	Добыча и производство нерудных строительных материалов
ООО «Аквавита»	с. Виноградное, ул. 5 км Ялтинского шоссе, д. 3	Производство пластмассовых плит, полос, труб и профилей
ООО «Крымтехносервис»	ул. Виноградная, д. 7	Производство товарного бетона
ООО «Автобетон»	с. Кипарисное, ул. Строительная, д. 11	»
ООО «Алуштинская городская типография»	ул. В. Хромых, д. 27	Виды полиграфической деятельности
<i>Производство и распределение электроэнергии</i>		
МКП «Горсовет»	ул. Пуцатова, д. 26.	Распределение электроэнергии
Алуштинское управление по эксплуатации газового хозяйства ГУА РК «КРЫМГАЗСЕТИ»	ул. Виноградная, д. 15	Распределение газообразного топлива по газораспределительным сетям
Филиал ГУП РК «КРЫМТЕПЛОЭЛЕКТРО- ЭНЕРГО»	ул. Лесная, д. 1	Производство пара и горячей воды (тепловой энергии) тепловыми электростанциями

Автотранспорт, в том числе транзитный, является главным источником выбросов в атмосферу Алушты и может потенциально поставлять большое количество поллютантов с выхлопными газами (Cu, Sr, Pb), при истирании шин (Fe, Cd, Zn, Pb, Co, Ni, Cr, Cu, Sb) и тормозных колодок (Cu, Sb, Zn, Ti, Pb, Cr, W), абразии дорожного покрытия (Zn, Pb, As, W, Cr, V, Co, Mn) (Adachi, Tainosho, 2004; Iijima et al., 2007; Gietl et al., 2010; Limbeck, Puls, 2011; Quiroz et al., 2013). В результате обслуживания и эксплуатации автомобильной отрасли города – автомобильных заправочных станций, гаражей, автостоянок и автовокзалов – в атмосферу поступают частицы бензина, технического масла, ПАУ и др. (Сапронова, Муровский, 2006).

2.2. Природные условия территории Ялты и техногенное воздействие

Город Ялта, входящий в состав одноименного городского округа и являющийся административным центром, расположен в южной части Крымского полуострова (Горный Крым) на берегу Черного моря в долинах рек Дерекойка и Учан-Су в 44°29' северной широты и 34°09' восточной долготы. Городской округ Ялта граничит на севере с Ялтинским горно-лесным природным заповедником, на юге с – Черным морем, на востоке – с Алуштинским, на юго-западе – с Севастопольским административными районами. Численность постоянного населения в городском округе Ялта по состоянию на 01.01.2017 составила 138,6 тыс. чел., в том числе городское население – 86,4 тыс., сельское – 50,6 тыс. Площадь округа составляет 283 км² (1,1% от общей территории Республики Крым), а площадь города – 18,2 км². В состав округа кроме самой Ялты входят город Алупка, 21 поселок городского типа, 8 поселков и 1 село (Социально-экономический паспорт..., 2017).

Городской округ Ялта является крупнейший курортный регион Крыма – на территории Ялтинского региона функционирует 155 предприятий санаторно-курортной и туристической сферы общей вместимостью 35,8 тыс. мест. По количеству отдыхающих (около 441 тыс. чел. в 2017 г.) и здравниц город занимает первое место среди курортных регионов Крыма (Социально-экономический паспорт..., 2017).

2.2.1. Рельеф и геологическое строение

Исследуемая территория занимает южный макросклон Главной гряды Крымских гор, представляя собой полосу, вытянутую вдоль побережья Черного моря с запада на восток (рис. 2.6). Главная гряда Крымских гор характеризуется рельефом средневысотных столовых и складчато-глыбовых гор, а ее южный склон представляет собой холмистое низкогорье, на нижней части которого лежит полоса ЮБК, которая ограничивается Ай-Петринским, нешироким Ялтинским, сильно вытянутым к югу Никитским массивами, соединяющимися узким Гурзуфским седлом с Бабуган-Яйлой. Для ЮБК свойственен грядово-эрозионный рельеф

с крутыми склонами (от 2-3° на морском пляже и речных террасах, до 20-40° и более), эрозионными долинами и оврагами, где скапливаются рыхлые наносы, во время ливневых дождей вовлекающиеся в селевые потоки (Мильков, Гвоздецкий, 1986). Особенно характерны оползни и обвалы, возникающие при обводнении продуктов выветривания горных пород и усиливающиеся при подрезании склонов для строительства инженерных сооружений и прокладки дорог (Муратов, 1973).

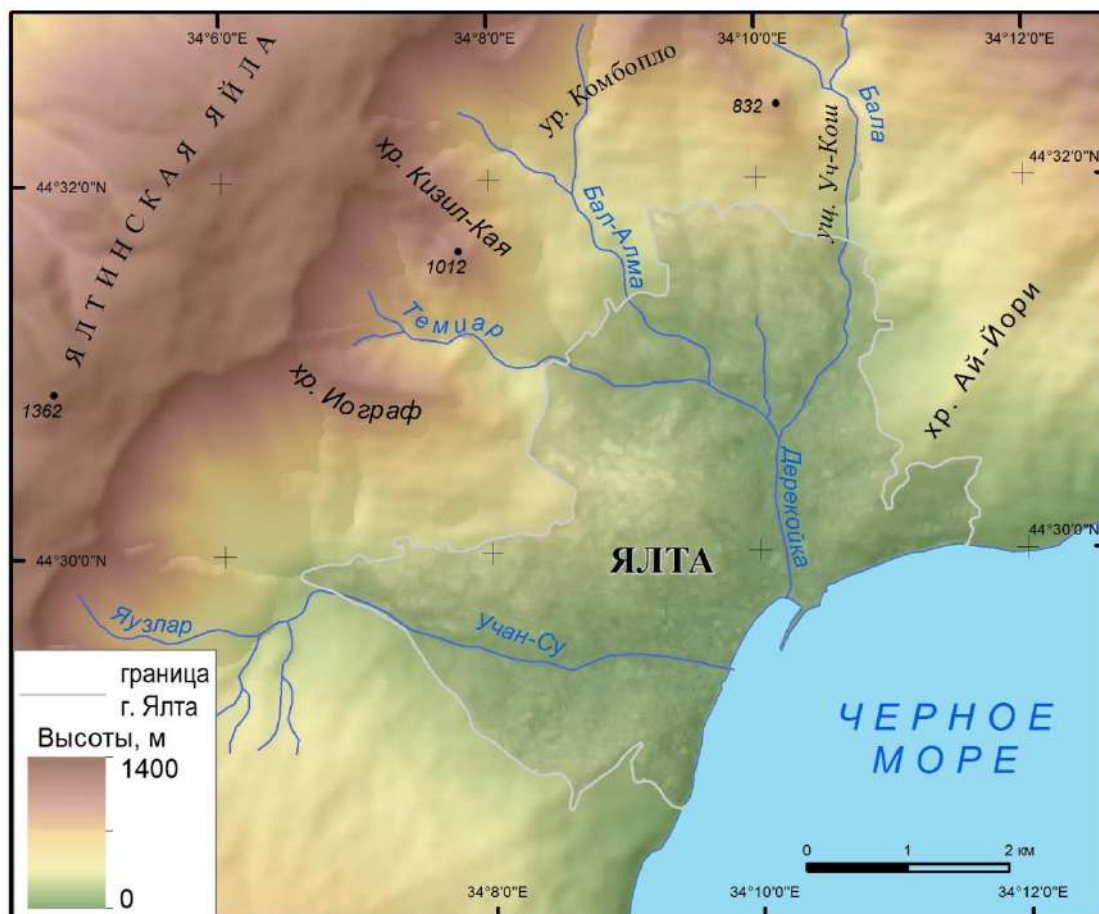


Рис. 2.6. Рельеф г. Ялты и сопредельной территории

В районе ЮБК выделяют четыре речных террасы: I – первая “садовая”, II – вторая надпойменная, III – судакская, IV – манджильская (Гвоздецкий, 1964). Самая низкая терраса высотой 2-4 м над поймой хорошо выражена в долинах рек Учан-Су и Дерекойка и имеет широкую, плоскую поверхность. Вторая терраса образует небольшие останцы высотой 5-7 м, покрытые серыми и бурыми суглинками с цоколем из коренных пород. Третья терраса имеет высоту в верховьях рек 15-20 м и более над рекой, снижаясь до 6-7 м у устья. Четвертая терраса прослеживается в виде останца высотой 60 м над р. Учан-Су.

Главная гряда состоит из двух различных по возрасту и особенностям складчатости структурных этажей. Нижний этаж (фундамент мегантиклинория) – таврический флиш –

сложен верхнетриасово-нижнеюрскими глинистыми сланцами (аргиллиты и алевролиты) и песчаниками. Флиш смят в мелкие складки, которые из-за слоистости легко разрушаются: на горных склонах образуются щебнистые осыпи, вода размывает сланцы бороздами, ложбинами, оврагами (Багрова и др., 2001). Верхний этаж образован преимущественно более прочными верхнеюрскими конгломератами, известняками и песчаниками.

2.2.2. Климат и гидрологическая сеть

Главными факторами, формирующими климат Крыма, являются географическое положение, влияние Черного моря, рельеф и особенности переноса воздушных масс. Ялта расположена в субтропическом субсредиземноморском поясе, отличающемся от средиземноморского более низкими зимними температурами. В летнее время город находится под влиянием Азорского антициклона, в зимний период погода определяется западным атмосферным переносом (атлантические циклоны).

Климат Ялтинского Южнобережья характеризуется засушливым жарким летом и мягкой зимой, большая часть осадков – 400-450 мм в год – выпадает в зимний период, что характерно для средиземноморского хода осадков (Багрова и др., 2001). В Крымских горах с высотой происходит снижение температуры и увеличение количества осадков до 1000-1500 мм с $K_{увл}$ до 1.

В Ялте в течение всего года преобладают ветры восточного и юго-восточного направлений (рис. 2.7). Повторяемость штилей в среднем за месяц составляет 6 %, что говорит о высокой продуваемости территории. Наибольшая скорость ветра наблюдается в период с ноября по февраль и достигает 2,7-4,6 м/с, с марта по июнь она колеблется от 0,9 до 2,1 м/с (Дневник погоды..., 2018). Естественным барьером на пути проникновения холодных воздушных масс зимой на ЮБК являются Крымские горы, благодаря которым средние температуры даже самого холодного месяца – февраля, редко опускаются ниже 0°C (Половицкий, Гусев, 1987). Средняя температура февраля составляет +4,2°C, а июля +23,2°C (Багрова и др., 2001). Средняя годовая температура воздуха в Ялте +12,9°C.

Полуостров Крым беден водными ресурсами благодаря климатическим особенностям, геологическому строению и рельефу. Как правило, в верховьях это настоящие горные реки: многоводные, быстрые, с перекатами и водопадами. К низовьям их водность уменьшается из-за значительного испарения и перехода в подземные слои. Большое значение на территории Горного Крыма имеет подземное питание карстовыми водами, поэтому верховья рек, как правило, не пересыхают (Олиферов, Тимченко, 2005).

На территории Ялты протекают две основные реки – Учан-Су (Водопадная) и Дерекойка (Быстрая). Водораздел между реками проходит по холму Дарсан и отрогу хребта Иограф. Реки

относятся к южнобережной группе водотоков, берут начало на южных склонах Главной гряды Крымских гор и впадают в Черное море в центре Ялты. Средняя высота водосбора р. Учан-Су – 520 м, р. Дерекойка – 720 м. Долины рек в верховьях узкие, в виде ущелий, затем они постепенно расширяются, приобретая в низовьях трапецеидальную форму. Поймы узкие и имеются только в нижних течениях. Руслу слабоизвилистые, в нижнем течении в черте Ялты, в основном, спрямленные, углубленные и укрепленные бетонными плитами во избежание наводнений (Олиферов, Тимченко, 2005).

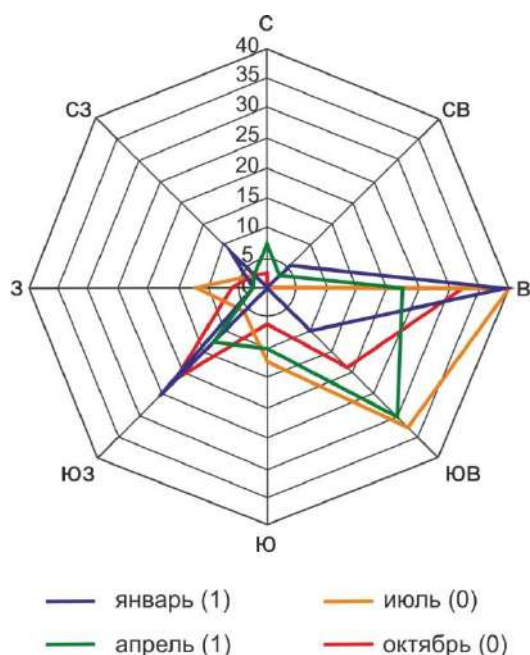


Рис. 2.7. Роза ветров Ялты за 2017 г. В скобках – количество штелей. Составлено по (Дневник погоды..., 2018)

Река Учан-Су (длина реки – 7 км, площадь бассейна – 28,9 км²) берет начало у подножий горы Ай-Петри, среднемноголетний сток (по гидропосту Ялта) – 0,384 м³/с. В верховье река течет по ущелью, имеет большой уклон и падение – 94,3 м/км и 660 м соответственно (Ресурсы..., 1966). Местами русло реки почти отвесное, образует водопады. Например, на расстоянии двух км от истока на высоте 390 м находится одноименный водопад, состоящий из нескольких ступеней (высота водопада 98 м). На втором каскаде сооружено небольшое строение с водозабором, отсюда вода поступает в Могабинское водохранилище (300 тыс. м³) и используется затем для водоснабжения Ялты. Верховье реки Учан-Су находится в пределах территории Ялтинского государственного горно-лесного заповедника. В зимнее время года является селеопасной.

Река Дерекойка (длина реки – 9,6 км, площадь бассейна – 51 км²) берет начало на южных склонах Никитской яйлы между хребтами Иограф и Кизил-Кая, среднемноголетний расход воды – 0,577 м³/с (гидропост Ялта). Средний уклон Дерекойки на первых пяти километрах

равен 130 м/км, в нижнем течении уклон уменьшается до 50 м/км. Величина падения русла – 1325 м. Залесенность водосборного бассейна составляет 63% (Олиферов, Тимченко, 2005). Дерекойка имеет наибольшую площадь водосбора на Южном берегу Крыма и считается самой полноводной рекой среди водотоков данной группы за счет большого количества притоков (более 60 родников) в верховье на территории Крымских гор. Основным крупнейшим левым притоком является р. Гува, а правым – р. Бал-Алма. Главный исток р. Дерекойки выделить сложно из-за разветвленной системы притоков в верховье, иногда формально начало реки выделяют ниже слияния Гувы и Бал-Алмы в центре Ялты (в 400 м ниже автовокзала).

Реки Крыма характеризуются преимущественно паводковым режимом и преобладанием дождевого питания. В годовом ходе водного режима рек выделяются два периода: многоводный паводковый период (декабрь-апрель), обусловленный оттепелями и одновременным выпадением осадков, и период летне-осенней межени (май-ноябрь), во время которой реки сильно мелеют, а в некоторых участках могут полностью пересыхать. Большое значение имеет подземное питание карстовыми водами. Верховья рек питает множество карстовых родников. Наиболее крупный из них – Массандровский каптированный источник, являющийся также водопадом. Среднемноголетний расход воды – 0,23 м³/с, в период паводка может увеличиться до 22,8 м³/с (Ресурсы..., 1966). На водопаде в прошлом работала небольшая гидроэлектростанция. На сегодняшний момент местное население использует воду из родника для питья.

2.2.3. Растительный и почвенный покров

Растительность Крыма отличается исключительным богатством – около 3500 видов. Среди них 9,5% флоры – эндемичные растения, относящиеся к средиземноморскому типу (Багрова и др., 2001). Крымский полуостров расположен на широтах, соответствующих степной зоне, но из-за горного характера рельефа здесь большие площади заняты лесными ландшафтами. Город Ялта и окрестности находятся на южном склоне Главной гряды, на котором также выделяют три пояса: приморских ксерофитных можжевельново-дубовых лесов и кустарниковых зарослей; лесов из сосны крымской и пояс лесов из бука и сосны обыкновенной.

Нижний ярус (до высоты 350-400 м) – приморские ксерофитные можжевельново-дубовые леса с преобладанием можжевельника древовидного (*Juniperus communis*) и дуба пушистого (*Quercus pubescens*), а также таких редких видов растений, как земляничник мелкоплодный (*Arbutus andrachne*), иглица понтийская (*Ruscus aculeatus*), ладанник крымский (*Cistus tauricus*), тис ягодный (*Taxus baccata*). Самые распространенные сообщества – заросли дуба пушистого, дуба скального (*Quercus petraea*), грабинника (*Carpinus orientalis*), боярышника (*Crataegus laevigata*), шиповника (*Rosa majalis*), можжевельника, получившие

название «шибляки» (Багрова и др., 2001).

Пояс лесов из сосны крымской простирается в полосе от 400 до 900-1000 м над уровнем моря (рис. 2.8). В нижней части пояса встречаются дуб пушистый, можжевельник, иглица понтийская, ладанник крымский.

Пояс лесов из бука восточного (*Fagus orientalis*) и сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris*) простирается узкой прерывающейся полосой на высоте от 900-1000 м до границы с нагорными луговыми степями. Бук и сосна образуют в этом поясе как самостоятельные сообщества, так и смешанные, сосново-буковые.

Леса Главной гряды Крымских гор находятся на территории Крымского природного заповедника и имеют важное водоохранное и почвозащитное значение, способствуя уменьшению поверхностного стока талых и дождевых вод, формированию подземного стока и дополнительному питанию водотоков в межень (Соцкова, 2011), а также имеют оздоровительное значение.



Рис. 2.8. Реликтовый лес из сосны крымской в верховье Учан-Су

В горном Крыму широко распространены элювиальные и элюво-делювиальные отложения, реже пролювий. В зависимости от состава коренных пород элювий состоит из суглинисто-дресвяно-щебнисто-каменистых или глинисто-суглинистых отложений (Половицкий, Гусев, 1987). Почвенный покров изучаемой территории представлен бурыми горными лесными слабоненасыщенными коричневыми типичными и карбонатными почвами (рис. 2.9).

Узкую приморскую полосу под сухими лесами и кустарниками до высоты 400 м занимают коричневые почвы на элюво-делювии и элювии триас-юрских отложений – алевролитов, глинистых сланцев, известняков, песчаников и магматических пород. Почвы имеют коричневатую окраску гумусового горизонта и сравнительно большую мощность. Материнские

породы обуславливают обедненность почв мелкоземом и обилие каменистых включений (Половицкий, Гусев, 1987).

Под буковыми, дубовыми и грабовыми лесами распространены буроземы оподзоленные и ненасыщенные основаниями, ожелезненные, что обусловлено относительной обедненностью материнских пород основаниями и насыщенностью полуторными оксидами. Почвы слабо развиты и каменисты со светло-желтым и бурым оттенком гумусового горизонта, формируются на литологически разных породах и продуктах их выветривания: известняках, песчаниках, конгломератах, глинистых сланцах и кристаллических породах (Драган, 2004).

В горном Крыму до 1500 м широко распространены коричневые горные щебнистые почвы под низкорослой древесной и кустарниковой растительностью на продуктах выветривания известняков и магматических пород и глинистых сланцах (Половицкий, Гусев, 1987). На известняках почвы приобретают красноватый оттенок.

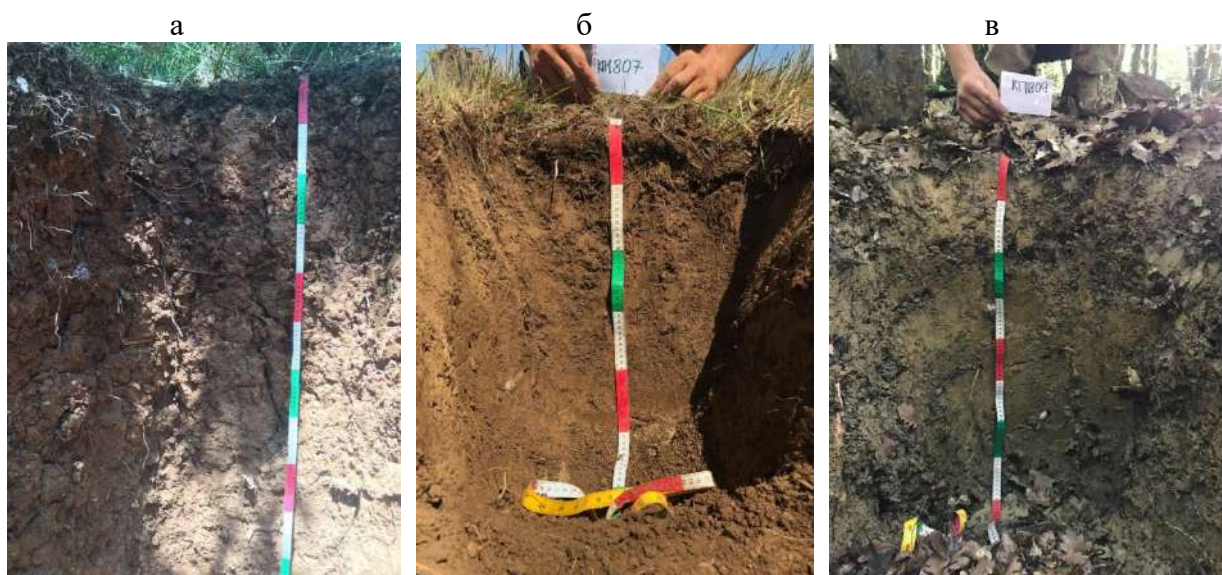


Рис. 2.9. Коричневая почва (а), бурозем на известняках (б), бурозем на глинистых сланцах (в)

Наиболее распространенными почвами Ялты являются урбаноземы селитебной и селитебно-рекреационной зон, где также встречаются экраноземы под асфальтом и рекреаземы на озелененных рекультивированных участках. В транспортной зоне под асфальто-бетонным покрытием залегают экраноземы, а вдоль дорог – реплантоземы и конструктороземы. На территории промышленной зоны формируются реплантоземы с экраноземами, а в рекреационной зоне и на территории парков – коричневые и коричневые урбанизированные почвы с рекреаземами. В агрогенной зоне под виноградниками развиваются агроземы или агрокоричневые почвы. На поймах рек Учан-Су и Дерекойка распространены аллювиальные почвы.

2.2.4. Функциональное зонирование и источники техногенного воздействия

Характер использования городских территорий играет ведущую роль в формировании техногенных геохимических аномалий (Перельман, Касимов, 1999). Для учета этого фактора на основе анализа «Генерального плана муниципального образования городского округа Ялта Республики Крым» (2016) и космических снимков WorldView-2 и Sentinel-2 составлена карта функциональных зон Ялты в масштабе 1:40 000, позволяющая установить особенности ветрового переноса внутри жилых кварталов в зависимости от расположения и группировки зданий и оценить преобладающее направление влияния техногенных источников, и на основе которой определено местоположение точек отбора проб (Касимов и др., 2012). В соответствии с функциональным использованием территорий в городе выделены зоны: селитебная зона низкой (до 2 этажей) и высокой (3 этажа и выше) этажности, селитебно-рекреационная, рекреационная, агрогенная, промышленная и транспортная (рис. 2.10).

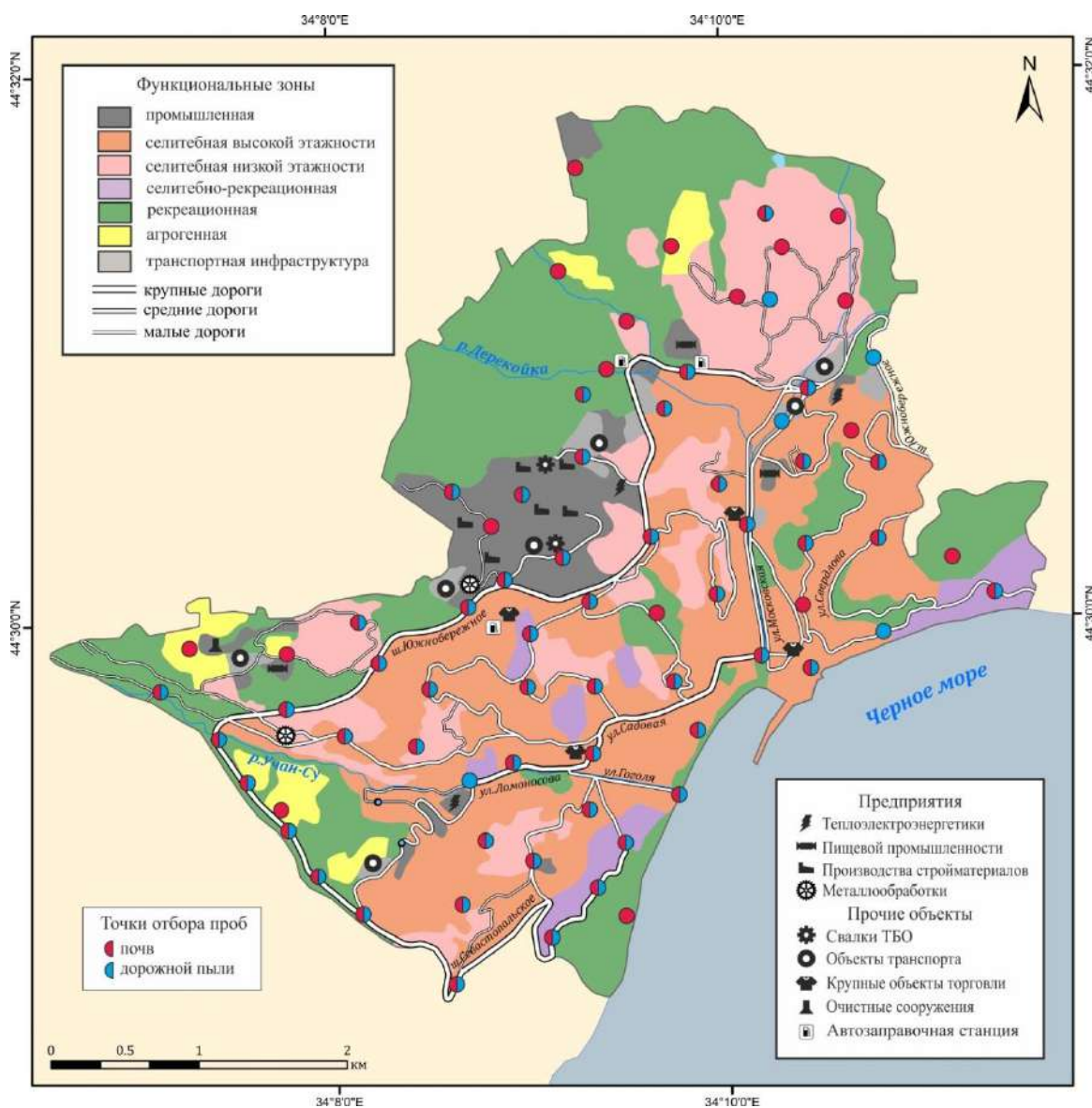


Рис. 2.10. Функциональное зонирование и основные источники техногенного воздействия

Селитебная зона включает в себя территории с многоэтажными жилыми комплексами, частной жилой и административной застройкой, зданиями культурно-просветительного и медицинского характера, внутриквартальными зелеными насаждениями, расположенные в периферийных частях.

Селитебно-рекреационная зона занимает частично центр города и значительную часть побережья и представлена территориями санаторно-курортных и гостиничных учреждений, территории и число которых с каждым годом увеличивается («Массандра», «Ялта-Интурист», «Таврида» и др).

Рекреационная зона включает в себя городские парки, бульвары и скверы, не формируя, целостного экологического каркаса города («Массандровский парк», «Мордвиновский парк», «Пионерский парк», «Приморский парк» и др).

Агрогенная зона представлена небольшими участками сельскохозяйственных земель, расположенных преимущественно на периферии города, отданных, в основном, под виноградарство (рис. 2.11).

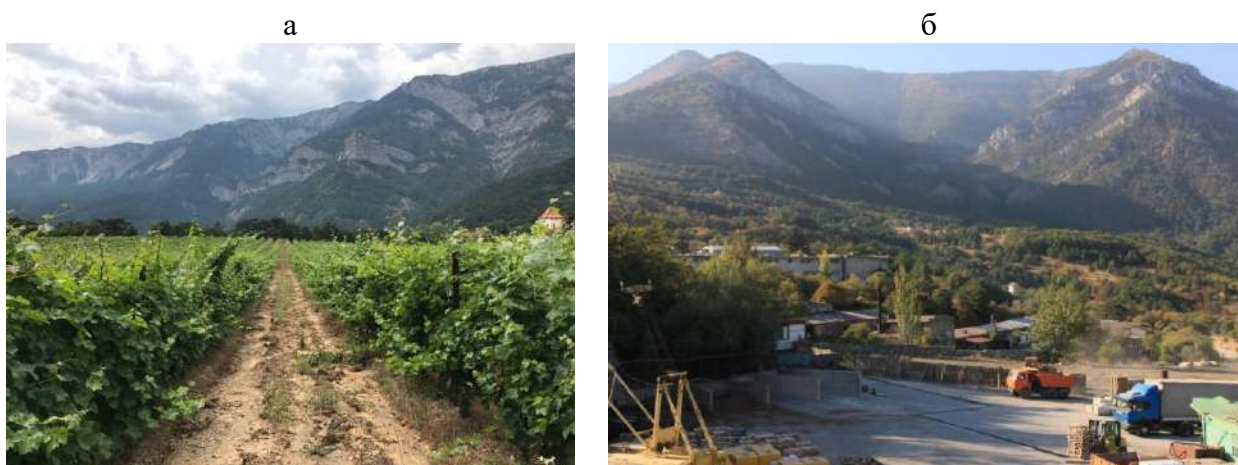


Рис. 2.11. Агрогенная (а) и промышленная (б) зоны в Ялте (фото автора)

Промышленная зона включает крупнейший район Дарсан (рис. 2.11), где расположены склады, магазины автобазы, металлобазы, предприятия по производству стройматериалов, а также несколько обособленных участков, отданных под различные предприятия, сконцентрированные вдоль северной границы городского образования. Среди стационарных источников загрязнителей можно выделить ряд предприятий теплоэнергетики (МУП «Ялтинские тепловые сети», ГУП РК «Крымтеплокоммунэнерго»), строительной промышленности («Стройдеталь», «Композит-строй»), пищевой промышленности («Ялтинский мясокомбинат», хлебокомбинат), металлообработки и машиностроения (машиностроительный завод НПП «Агрегат», металлобаза «Эверест-3») и другие (Доклад..., 2016).

В атмосферном воздухе г. Ялты за 2016 г. наблюдались повышенные среднегодовые концентрации диоксида азота – 1,3 ПДК и взвешенных веществ – 1,2 ПДК. Максимально

разовые концентрации диоксида азота (3,2 ПДК), оксида углерода (1,4 ПДК) и формальдегида (1,3 ПДК) наблюдались в феврале, оксида азота (1,3 ПДК) – в мае, взвешенных веществ (2,0 ПДК) – в июне (Доклад..., 2016).

Большой вклад в загрязнение Ялты вносит использование угля в качестве топлива в частных домах, при сжигании которого в окружающую среду поступают Sr, Mo, Ni, As, V, Zn, Pb и другие тяжелые металлы (Геохимия..., 1990). Источниками загрязнения являются также стихийные свалки и разнообразные коммунально-бытовые отходы, осадки сточных вод городской канализации, накапливающиеся на полях аэрации в северной части города.

Транспортная зона (рис. 2.12) представлена крупными автомагистралями (ул. Московская, ул. Садовая, Южнобережное шоссе, Севастопольское шоссе), сетью средних (ул. Гоголя, ул. Ломоносова, ул. Свердлова) и малых дорог (ул. Кирова и др.). В городе построены транспортные развязки преимущественно в виде круговых перекрестков. Наибольшая плотность движения автотранспорта характерна для Южнобережного шоссе и ул. Московской.

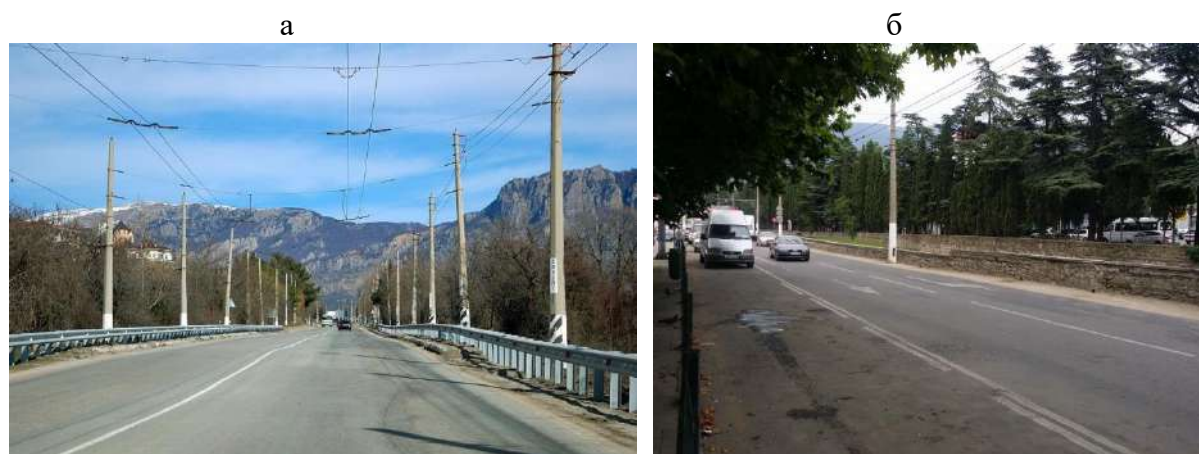


Рис. 2.12. Южнобережное шоссе (а) и ул. Московская (б)

Автотранспорт, в том числе транзитный, является главным источником выбросов в атмосферу Ялты и может потенциально поставлять большое количество поллютантов с выхлопными газами (Cu, Sr, Pb, БП), при истирании шин (Fe, Cd, Zn, Pb, Co, Ni, Cr, Cu, Sb) и тормозных колодок (Cu, Sb, Zn, Ti, Pb, Cr, W), абразии дорожного покрытия (Zn, Pb, As, W, Cr, V, Co, Mn) (Adachi, Tainosho, 2004; Iijima et al., 2007; Gietl et al., 2010; Limbeck, Puls, 2011; Муровский и др., 2011). В результате обслуживания и эксплуатации автомобильной отрасли города – автомобильных заправочных станций, гаражей, автостоянок и автовокзалов – в атмосферу поступают частицы бензина, технического масла, полициклические ароматические углеводороды и др. (Сапронова, Муровский, 2006).

2.3. Природные условия территории Севастополя и техногенное воздействие

Город расположен в юго-западной части Крымского полуострова, на побережье Черного моря в пределах 44°37' северной широты и 34°31' восточной долготы. Севастополь является городом-регионом и делится на 4 административных района: Балаклавский, Гагаринский, Ленинский и Нахимовский, в пределах которых расположены три города – Севастополь, Балаклава, Инкерман и один поселок городского типа – Кача.

Общая протяженность границ составляет 258 км, в том числе сухопутных – 152 км, морских 106 км. На северо-востоке Севастополь граничат с Бахчисарайским районом, на юго-востоке – с территорией Ялтинского городского совета. С запада и юга регион омывается водами Черного моря. Численность населения на 01.01.2017 составила 428,7 тыс. чел., в том числе городское население – 398,1 тыс. чел., сельское – 30,6 тыс. чел.

Севастополь является незамерзающим морским торговым и рыбным портом, промышленным, культурно-историческим и рекреационным центром, на территории которого расположена главная военно-морская база Черноморского флота Российской Федерации. В пределах региона насчитывается более 30 бухт, самые крупные из которых – Большая Севастопольская, Северная и Южная, Стрелецкая, Круглая, Камышовая и Казачья.

2.3.1. Геологическое строение и рельеф

По характеру рельефа (рис. 2.13) территория Севастополя относится к Горному Крыму, который протянулся вдоль всего южного побережья полуострова от Севастополя до Феодосии длиной около 180 км и 50 км шириной (Воронин, 1988). На территории исследования берут свое начало Внешняя, Внутренняя и Главная гряды. Внешняя гряда начинается у мыса Фиолент (средняя высота около 300 м) и простирается хребтом Кара-Агач (Караньские высоты), Сапун-горой, Федюхиными высотами до Мекензиевых гор и Инкерманских высот, где разрывается долиной р. Бельбек и вновь появляется на ее правом берегу у с. Верхнесадовое. Внутренняя гряда протянулась от Мекензиевых гор в районе п. Любимовка (высоты – 400-500 м) до г. Агармыш (Багрова и др., 2001).

Внешняя и Внутренняя гряды имеют вид типичных асимметричных куэстовых гряд, у которых северные склоны пологие и длинные, а противоположные – крутые и короткие, однако в пределах Севастополя ярко выраженные куэсты не встречаются. В границах Севастопольского региона, постепенно повышаясь с юго-запада на северо-восток, простираются неодинаковой ширины и формы Западные яйлы: Байдарская (высота 500-700 м) и большая часть Ай-Петринской (1200-1300 м). В основании северных районов Севастополя (п.г.т. Кача, п. Андреевка) лежат блоки Альминской впадины Скифской платформы. По линии Севастопольская бухта – Инкерман – Бахчисарай лежит предгорный краевой Индоло-

Кубанский прогиб, сочленяющий Скифскую платформу с частью альпийской геосинклинали, где расположены Крымские горы.



Рис. 2.13. Рельеф Севастополя и сопредельной территории

В геологическом отношении Горный Крым относится к молодой подвижной складчатой зоне, образовавшейся в кайнозое (альпийская геосинклиналиная область). Внешняя гряда сложена сарматскими известняками, образовавшимися в неогеновый период кайнозойской эры, Внутренняя гряда – из мшанковых и нуммулитовых известняков образована в меловой период мезозоя (Боков и др., 2010). Однако Севастопольский регион является областью мезозойской (киммерийской) складчатости и входит в сейсмически активную зону (Подгородецкий, 1988). Большая часть Севастополя расположена в 7-балльной зоне, а Балаклава и все южное побережье – в 8-балльной (по 12-балльной шкале). Пляжи Севастополя (от м. Сарыч до м. Фиолент) состоят из гальки твердых пород – гранитов, базальтов, диабазов.

2.3.2. Климат и гидрографическая сеть

Территория Севастополя расположена в пределах двух климатических поясов – субтропического средиземноморского на юго-восточном побережье (м. Фиолент) и более мягкого морского умеренно-континентального в предгорьях (Воронин, 1998). Зимой нагретое море согревает прибрежные воздушные массы, а летом несколько уменьшает жару, поэтому средняя температура воздуха самого холодного месяца – февраля – $+2,6\text{ }^{\circ}\text{C}$, при средней температуре воды $+7,2\text{ }^{\circ}\text{C}$, а самого теплого месяца – июля – $+22,4\text{ }^{\circ}\text{C}$ при $+22\text{ }^{\circ}\text{C}$ воды (Половицкий, 1987). Летом преобладают западные и северо-западные ветры, зимой – северо-восточного направления, приносящие холодный арктический воздух, а в межсезонье – южные (рис. 2.14). Самый ветренный месяц в году для Севастополя – ноябрь. Кроме ветров общей циркуляции наблюдаются местные ветры: бризы на побережье и горно-долинные – в долинах, балках и межгорных котловинах.

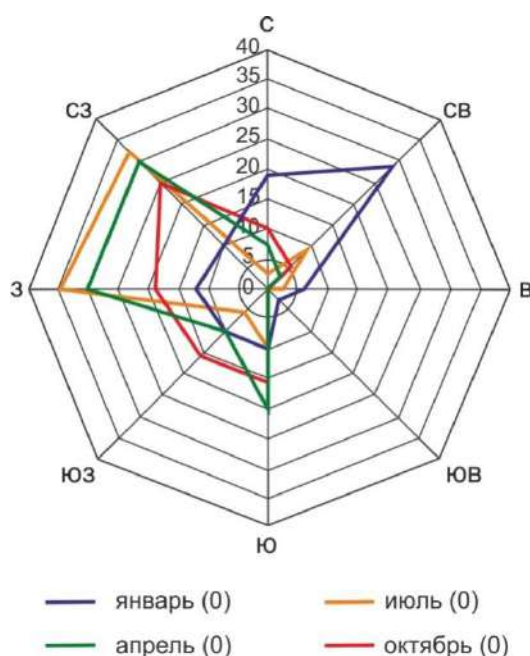


Рис. 2.14. Роза ветров Севастополя за 2017 г. В скобках – количество штителей. Составлено по (Дневник погоды..., 2018)

Рельеф как климатообразующий фактор оказывает большое воздействие на климат территории – Крымские горы препятствует проникновению холодных тяжелых арктических воздушных масс на побережье, а теплые и легкие воздушные массы, приходящие с юга, свободно проникают через Крымские горы, принося в предгорья и степную часть теплую погоду. В связи со сложным строением рельефа осадки распределяются неравномерно: от 300 мм/год на западном побережье до 700 мм/год на Ай-Петринской яйле, 800-1000 мм/год в области Главной гряды, около 450 мм/год в предгорье (Багрова и др., 2001). Самым дождливым

месяцем является декабрь, где среднемесячное количество осадков – 42 мм, а в июле – самом сухом месяце для Севастополя выпадает около 26 мм.

Территория Севастополя очень бедна поверхностными водами. Сток всех рек зарегулирован созданием больших и малых водохранилищ, прудов для орошения, и водоснабжения населенных пунктов. Все крупные реки (Кача, Бельбек, Черная) относятся к группе рек северо-западных склонов Крымских гор. Однако только р. Черная полностью расположена в пределах Севастопольского региона, остальные лишь частями – Кача своим нижним течением, Бельбек – средним и нижним (Подгородецкий, 1988).

2.3.3. Растительный и почвенный покровы

На территории Севастополя представлены растения средиземноморской и европейской групп. На северном склоне на высоте 150-300 м над уровнем моря располагается пояс лесостепи, который включает в себя нижний лугово-степной подпояс (до 250 м) с луговыми степями и фрагментами кустарниковых зарослей – шибляков и верхний подпояс с луговыми степями и дубово-грабинниковым шибляком (Воронин, 1998). Травостой представлен ковылем (*Stipa*), типчаком (*Festuca valesiaca*), мятликом луговым (*Poa pratensis*), пыреем ползучим (*Elytrigia repens*), пионом узколистным (*Paeonia tenuifolia*), чабрецом (*Thymus*). Большая часть предгорной степи распахана и используется в сельском хозяйстве.

С высоты 300-350 м над уровнем моря расположен пояс дубовых лесов, который состоит из дуба пушистого и дуба скального. Первые занимают небольшие площади в среднем течении Качи и Бельбека, а леса дуба скального не образуют сплошного пояса, и наиболее крупные массивы расположены в западной части Крымского заповедника (Экология..., 2003). В этом подпоясе встречаются также массивы сосновых лесов - сосны обыкновенной и сосны крымской (*Pinus pallasiana*).

На высотах 750-1000 м располагается пояс буковых и буково-грабовых лесов, затененность которых позволяет развиваться под кронами незначительному числу теневыносливых растений. Преобладающим типом растительности яйл являются луговые степи, на понижениях – луга, в карстовых воронках – буковые и буково-грабовые рощи (Подгородецкий, 1988).

На южном склоне до высоты 350-400 м над уровнем моря расположен пояс приморских можжевельново-дубовых лесов и кустарников. Растительность пояса представлена в основном средиземноморскими видами, в их числе вечнозелеными кустарниками: иглица понтийская, ладанник крымский, а из деревьев – земляничник мелкоплодный (Багрова и др., 2001). В поясе преобладают леса из низкоствольного дуба пушистого и можжевельника древовидного. Травяной покров представлен степными злаками – типчаком, бородачом (*Andropogon*). От 350-

400 м до 900-1000 м расположен пояс дубово-сосновых лесов, а на высоте 900-1000 м и до яйл – пояс лесов из бука и сосны обыкновенной.

Почвы территории Севастополя отличаются широким разнообразием – встречаются черноземы предгорные, бурые горные лесные, дерново-карбонатные, коричневые, аллювиально-луговые и лугово-черноземные. Так, на элювии и делювии карбонатных пород на склонах Внутренней и Внешней гряд сформировались преимущественно черноземы карбонатные. В горном Крыму на маломощных продуктах выветривания плотных известняков, мергелей, а также песчаников, сланцев, конгломератов под кустарниковыми зарослями, разреженными низкорослыми лесами и отчасти под степными сообществами широко распространены маломощные щебнистые дерново-карбонатные почвы (Половицкий, Гусев, 1987). Бурые горные лесные щебнистые почвы сформировались под буковыми, дубовыми, смешанными и сосновыми лесами на продуктах выветривания известняков и глинистых сланцев в пределах северных и южных склонов Главной гряды, а также частично на склонах Внутренней гряды.

В условиях средиземноморского климата под низкорослой древесной и кустарниковой растительностью – пушистым дубом, грабом, можжевельником на продуктах выветривания известняков, мергелей, глинистых сланцев, песчаников, конгломератов образовались коричневые щебнистые почвы (Драган, 2004). В речных долинах на аллювиальных глинистых и суглинистых отложениях, которые переслаиваются с галечниками и песками сформировались аллювиально-луговые и лугово-черноземные почвы.

Среди городских почв Севастополя наиболее распространены урбаноземы с экраноземами и рекреаземами в селитебных зонах и экраноземы, реплантоземы и конструктороземы транспортной и промышленной зон. В рекреационной зоне и на территории парков преобладают черноземы урбанизированные с рекреаземами. В агрогенной зоне под виноградниками развиваются агроземы или агрочерноземы, а на поймах рек Бельбек и Черная распространены аллювиальные и лугово-черноземные почвы.

2.3.4. Функциональное зонирование и источники техногенного воздействия

В Севастополе на основе анализа космических снимков WorldView-2, Sentinel-2 и «Генерального плана города Севастополя» (2017) были выделены зоны: селитебная с малоэтажной (до 2 этажей) и многоэтажной (3 этажа и выше) жилыми застройками, рекреационная, агрогенная, промышленная, транспортная и зона специального назначения (рис. 2.15; рис. 2.16).

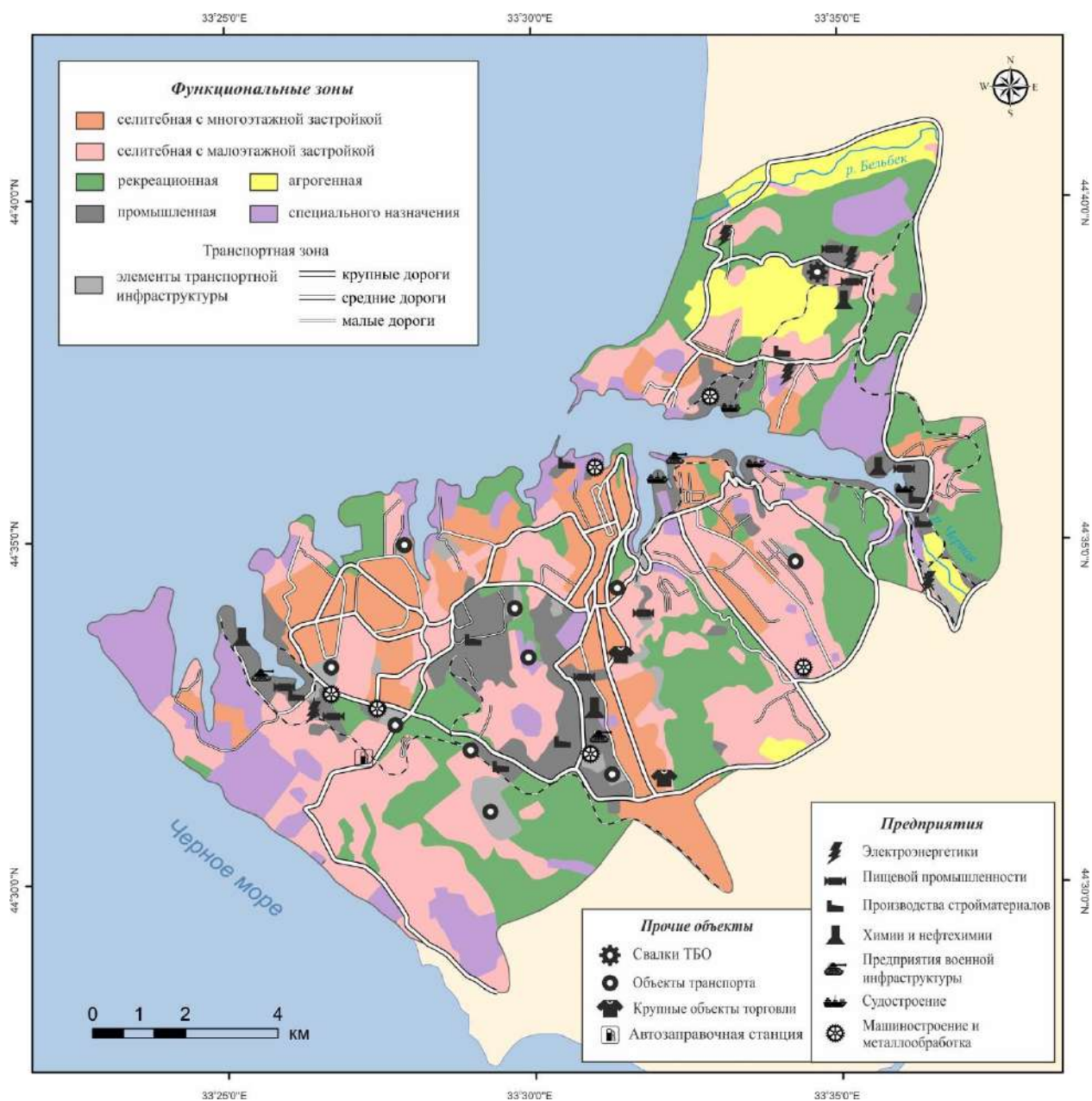


Рис. 2.15. Функциональное зонирование и основные источники техногенного воздействия в Севастополе

К зоне специального назначения относятся объекты военной инфраструктуры (военные части и училища, территории Черноморского флота РФ), расположенные вдоль побережья. Селитебная зона включает в себя территории с многоквартирными, преимущественно, пятиэтажными и девятиэтажными жилыми комплексами (микрорайоны “Горпищенко”, “Красная Горка” и др.) и с дачными участками и садовыми товариществами (СТ “Сапун-Гора”, “Молочные дачи” и др.).

Рекреационная зона представлена лесонасаждениями и бульварами, хвойными лесополосами, парками («Парк Победы», «Приморский бульвар» и др.), а также кладбищами (“Старое кладбище”, “Братское кладбище”). Агротенная зона включает в себя персиковые, сливовые, яблоневые сады, а также виноградники.



а



б



в



Рис. 2.16. Промышленная (а), жилые зона с многоэтажной застройкой (б) и транспортная зона (в) в Севастополе

Промышленная зона включает предприятия по производству строительных материалов, Севастопольский хлебозавод и молокозавод, производственно-складские помещения, котельную в южной (ул. Индустриальная, Камышового шоссе) и юго-западной (ул. Токарева) частях города. Вдоль Килен-бухты, Камышевой, Корабельной и Южной бухт располагаются основные предприятия строительной промышленности, ремонта и судостроения (“Южный Севастополь”, “Персей” и др.), Севастопольский морской завод и рыбный порт, нефтяные порты. Крупным промышленным центром также является Инкерман, где находятся судоразделочный завод “Чермет”, предприятия “Севморверфь”, “Крымвторцветмет”,

“Крымсплав”, а также завод марочных вин.

Основными стационарными загрязнителями воздуха Севастополя являются преимущественно предприятия теплоэнергетического комплекса: ГУП “Благоустройство города Севастополя” (47%), ГУП “Севтеплоэнерго” (24%), АО “Мобильные ГТЭС” (11%), ГУП “Водоканал” (8%), АО “Балаклавское рудоуправление имени А.М. Горького” (6%), ООО “СГС Плюс” (4%) (Доклад..., 2017). На территории города расположена Севастопольская ТЭЦ, работающая на природном газе. За 2016 год от стационарных источников было выделено 6,21 тыс. тонн загрязняющих веществ, из которых уловлено и обезврежено всего 1,8 тыс. тонн. С каждым годом наблюдается увеличение объемов выбросов за счет роста мощностей предприятий теплоэлектроэнергетики. Таким образом, объемы выбросов поллютантов в атмосферный воздух города в 2016 году составили 4,367 тыс. тонн и увеличились по сравнению с 2015 и 2014 годами в 2,5 и 3 раза, соответственно (Доклад..., 2017). Значительную роль в загрязнении города играют выбросы поллютантов с полигона твердых бытовых отходов (ТБО), расположенного в Первомайской балке Балаклавского муниципального округа (Доклад..., 2017) который в настоящее время исчерпывает мощности по приемке и утилизации отходов. Так, ежегодно в городе образуется около 200 тыс. тонн ТБО.

Транспортная зона представлена сетью крупных (проспект Генерала Острякова, ул. Генерала Мельника, ул. Ленина, Камышовое шоссе), средних (ул. Гопищенко, ул. Мечникова, ул. Курчатова) и малых дорог. Автотранспорт является главным источником загрязнения атмосферного воздуха Севастополя, вклад в общую эмиссию которого достигает 83%.

ГЛАВА 3. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

3.1. Полевые работы

Объектами исследований стали почвы и дорожная пыль городов Алушта, Ялта, Севастополь. Пробы почв отбирались методом «конверта» в узлах регулярной сети с шагом около 600 м в Алуште и Ялте, 500 м в центре Севастополя и 1000 м на его окраинах в функциональных зонах – транспортной, рекреационной, агрогенной, промышленной в трех городах, а также в селитебно-рекреационной в Алуште и Ялте, селитебной с малоэтажной (1-2 этажа) и многоэтажной (более 2 этажей) жилой застройкой в Севастополе и Ялте. Для получения средней пробы почвенные образцы отбирались в 5 повторностях на расстоянии 5-10 м друг от друга массой около 500 г. Всего отобрано: Алушта – 49 проб; Ялта – 69 проб; Севастополь – 269 проб поверхностных горизонтов почв. В качестве регионального фона для Алушты послужили поверхностные горизонты коричневых почв в пределах южного склона хребта Демерджи ($n=5$), а для Ялты – буроземы восточного склона г. Могаби и коричневые почвы природного заповедника “Мыс Мартьян” ($n=8$). Для Севастополя – западный склон Сапун-горы и территория в 2 км к северо-востоку от Севастополя, где отобраны пробы поверхностных горизонтов черноземов ($n=11$).

Рядом с точками опробования городских почв на дорогах разной ширины и с различной интенсивностью движения транспорта – крупных, средних и малых дорогах пластиковыми щеткой и совком с поверхности дорожного полотна в нескольких повторностях на расстоянии 5-10 м отбирались смешанные пробы дорожной пыли массой около 300 г. В Алуште отобрано 29, в Ялте – 57, в Севастополе – 110 образцов образцов дорожной пыли.

3.1. Лабораторные работы

Отобранные образцы почв и дорожной пыли высушивались, отбирались корни растений, включения мусора и камней. В Эколого-геохимическом центре географического факультета МГУ (ЭГЦ) потенциметрическим методом измерялись величина рН почв и дорожной пыли рН-метром «ЭКСПЕРТ-рН» и электропроводность кондуктометром «SevenEasy S30» фирмы MettlerToledo. Содержание органического углерода (Сорг) почв и дорожной пыли определялось там же методом Тюрина с титриметрическим окончанием. Гранулометрический состав анализировался на лазерном гранулометре «Analysette 22 comfort» (Fritsch, Германия).

Часть материала почв и дорожной пыли была разделена на гранулометрические фракции методом отмучивания (Вадюнина, Корчагина, 1986). Навеска пробы заливалась дистиллированной водой. Вода со взвешенными частицами отстаивалась в течение 17 минут

для получения фракции < 10 мкм – PM₁₀. После отстаивания сливался слой воды 10 см и фильтровался через фильтры Millipore с диаметром пор 0,45 мкм.

Валовое содержание ТММ в компонентах ландшафтов, а также их концентрации во фракциях PM₁₀ почв и пыли определялись в Аналитическом сертифицированном испытательном центре ВИМС (АСИЦ ВИМС) (Аттестат аккредитации Госстандарта России № RU.0001.510091) в составе Всероссийского научно-исследовательского института минерального сырья им. Н.М. Федоровского (ВИМС). Определение элементного состава проводили с использованием методики масс-спектропии и атомно-эмиссионной спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ICP-MS, ICP-AES), которые позволяют обнаружить сотые и тысячные доли кларков для многих микроэлементов. Определение содержания бенз(а)пирена в почвах, дорожной пыли и их фракциях PM₁₀ проводилось спектрофлуориметрическим методом в Лаборатории углеродистых веществ биосферы географического факультета МГУ (аналитик – Н.И. Хлынина).

3.1. Обработка данных

Использовались геохимические и санитарно-гигиенические показатели, сравнительно-географический, статистический и картографический методы. Для выявления техногенных геохимических аномалий в поверхностных горизонтах городских почв и их фракциях PM₁₀ рассчитывался коэффициент концентрации (K_c) и рассеяния (K_p): $K_c = C_i/C_f$ и $K_p = C_f/C_i$, где C_i – содержание поллютанта в почве и ее фракции PM₁₀ в городе, мг/кг, C_f – в фоновых почвах и их фракциях PM₁₀, мг/кг (Геохимия..., 1990). Оценка регионального фона проводилась путем сравнения содержания ТММ в фоновых пробах почв с их кларками в верхней части континентальной земной коры. Для всех изучаемых ТММ использовались кларки по (Rudnick, Gao, 2014).

Для дорожной пыли и ее фракций PM₁₀ из-за отсутствия фонового аналога, накопление и рассеяние ТММ оценивалось с помощью кларка концентрации (KK) и кларка рассеяния (KP): $KK = C_i/K$, $KP = K/C_i$, где C_i – содержание элемента в дорожной пыли и ее фракциях PM₁₀, мг/кг, K – кларк элемента в верхней части континентальной земной коры, мг/кг.

Доли ТММ во фракции PM₁₀ почв и дорожной пыли рассчитывались по формуле: $D_i = (C_i \cdot P_i) / C_{\text{пыль или почва}}$, где D – доля i элемента во фракции PM₁₀ пыли и почв, %; C – концентрация i элемента во фракции PM₁₀ пыли или почв, мг/кг фракции; P – доля фракции PM₁₀ в дорожной пыли или почвах в целом, %; $C_{\text{пыль/почва}}$ – концентрация i элемента в дорожной пыли или почвах в целом, мг/кг.

Суммарное загрязнение почв и их фракций PM₁₀ ТММ характеризовалось величиной суммарного показателя загрязнения $Z_c = \sum K_c - (n-1)$, где n – число химических элементов с $K_c >$

1,5 (Геохимия..., 1990). Для дорожной пыли Z_c рассчитывался по формуле: $Z_c = \sum K_i^{K_i - (n-1)}$, где $K_i > 1,5$. Степень экологической опасности загрязнения почв и пыли ТММ определялись в зависимости от величины Z_c . При оценке загрязнения почв, дорожной пыли и их фракций PM_{10} ТММ рассчитывался коэффициент опасности (K_o): $K_o = C_i / ПДК$, где C_i – содержание ТММ в почве, дорожной пыли и их фракциях PM_{10} , ПДК – предельно допустимые (ПДК) или ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) элементов в почве, мг/кг: V – 150, As – 10, Cd – 2,0, Sb – 4,5, Ni – 80, Mn – 1500, Pb – 130, Cu – 132, Zn – 200 мг/кг, БП – 20 нг/г (ГН 2.1.7.2041-06; ГН 2.1.7.2042-06). Коэффициент опасности K_o показывает, во сколько раз превышен гигиенический норматив.

Статистическая обработка данных проводилась в пакете Statistica 10. Для содержания БП и ТММ рассчитывались средние m , минимальные и максимальные значения, среднеквадратичные отклонения σ , коэффициенты вариации $C_v = \sigma/m \cdot 100\%$. Для выявления взаимосвязей между элементами, их происхождения и источников использовался метод главных компонент (РСА). Факторные нагрузки рассчитывали с помощью метода вращения Varimax normalized. Сильная связь выявлялась при величине факторных нагрузок $> 0,7$, средняя – от 0,5 до 0,7. Значимость коэффициентов корреляции между химическими элементами проверяли при $p < 0,001$.

Для анализа и визуализации пространственного распределения данные полевых и лабораторных исследований представлены в виде карт, построенных в программном пакете ArcGIS 10.4.

ГЛАВА 4. ЭКОГЕОХИМИЯ ПОЧВ И ДОРОЖНОЙ ПЫЛИ АЛУШТЫ

4.1. Тяжелые металлы и металлоиды в городских почвах

4.1.1. Почвенно-геохимический фон

Масштабы антропогенного воздействия в городах обычно оценивают путем сравнения содержания поллютантов в техногенно-нарушенных и фоновых ландшафтах. Изучение природного геохимического фона вне урбанизированных территорий необходимо для характеристики контрастности техногенных геохимических аномалий и оценки уровней загрязнения городской среды поллютантами, особенно теми, для которых не установлены санитарно-гигиенические нормативы (Геохимия..., 1999; Baize, Sterckeman, 2001; Касимов и др., 2014).

На ЮБК широко распространены коричневые почвы различной степенью карбонатности под шибляковой и разреженной лесной растительностью на продуктах разрушения глинистых сланцев и известняков (Лисецкий, Ергина, 2010; Костенко, 2014; Сухачева, Ревин, 2020). В фоновых почвах среди глинистых минералов важную роль играют каолинит, монтмориллонит и слюда, при этом наиболее часто встречающиеся минеральные ассоциации в почвах ЮБК – каолинит-хлорит-гидрослюда, кальцит-каолинит-гидрослюда, каолинит-гидрослюда-монтмориллонит; повсеместно присутствуют кварц, полевой шпат и кальцит (Маничев и др., 2009).

При эколого-геохимических исследованиях состояния окружающей среды Алушты в качестве регионального фона приняты содержания ТММ и БП в поверхностных (AU) горизонтах коричневых почв ($n=6$) на южном склоне хребта Демерджи (в 8 км к северу от города, недалеко от с. Лучистое) на продуктах выветривания глинистых сланцев и песчаников. Почвы отличаются монотонной серой окраской со слабым проявлением рубефикации; обычно в них преобладает слабокислая и близкая к нейтральной реакция среды (Драган, 2009). Значение рН изменяется от 6,2 (слабокислая среда) до 7,6 (нейтральная среда), гранулометрический состав – средне- и тяжело-суглинистый (содержание физической глины – 33–49%). Содержание органического углерода (C_{org}) составляет 2,1% при варьировании от 1,2% до 4,0%, удельная электропроводность (ЕС) водной вытяжки колеблется от 27 мкСм/см до 220 мкСм/см, составляя в среднем 103 мкСм/см.

В поверхностных горизонтах фоновых коричневых почв относительно верхней части континентальной земной коры слабо накапливаются $As_{2,7}Cd_{2,4}Pb_{1,6}$ (табл. 4.1). Большинство элементов имеют околочларковые содержания – Cs, Bi, Zn, Cu, Mn, Sn V, Co, Fe, Ni, W, Sb, Be, Cr, Mo. Во фракции PM_{10} в 1,5–2 раза более интенсивно по отношению к общим (валовым)

содержаниям накапливаются Cs, Zn и W. Высокая сорбционная способность мелких частиц обнаружена также в почвах эрозионных форм рельефа, расположенных в центре Европейской части России, где на частицы PM₁ и PM₁₋₁₀ приходится около 50% Mn, Cu, Zn, Pb, Co, Ni и Cr (Samonova, Aseeva, 2020). Содержание практически всех остальных ТММ в PM₁₀ фоновых коричневых почв в Крыму только на 10–20% выше относительно общей массы почвы.

Таблица 4.1

Содержание ТММ в поверхностных горизонтах фоновых коричневых почв южного склона хребта Демерджи

Элемент	Почвы (n=6)			Фракция PM ₁₀ почв (n=6)			D _x	Кларк
	C _ф , мг/кг	КК	C _v , %	C _ф , мг/кг	КК	C _v , %		
As	15,5	2,7	41	16,0	2,8	25	1,0	5,7
Cd	0,2	2,4	51	0,24	2,6	43	1,2	0,09
Pb	27	1,6	15	35	2,0	17	1,3	17
Cs	7,3	1,5	43	11	2,2	3	1,5	4,9
Bi	0,3	1,5	31	0,4	1,6	27	1,3	0,23
Zn	98	1,3	23	199	2,7	15	2,0	75
Cu	29	1,1	40	24	0,9	82	0,8	27
Mn	871	1,1	31	899	1,2	54	1,0	774
Sn	2,4	1,1	25	3,4	1,6	29	1,4	2,1
V	106	1,0	38	130	1,2	26	1,2	106
Fe	38563	1,0	20	48258	1,2	13	1,3	39180
Ni	40	0,9	30	44	0,9	16	1,1	47
W	1,7	0,9	41	2,7	1,4	35	1,6	1,9
Sb	0,7	0,9	24	0,8	1,1	30	1,1	0,75
Co	13	0,9	28	15	1,0	17	1,2	15
Be	1,7	0,8	27	2,4	1,1	23	1,4	2,1
Cr	64	0,7	36	86	0,9	25	1,3	92
Mo	0,8	0,7	70	0,5	0,4	73	0,6	1,1
Ba	303	0,5	23	361	0,6	23	1,2	628
Sr	64	0,2	27	84	0,3	22	1,3	320

Примечание. Для Bi, V, Cs, Cu, Co, Zn, As, Sb использовались кларки (Hu, Gao, 2008), Ba, Cd, Mo, Be, Cr, Ni, Sr, Mn, Fe, Pb, W, Sn (Rudnick, Gao, 2003). Полу жирным выделены элементы с КК и D_x > 1,5. D_x – отношение содержания элемента в PM₁₀ почв к почвам. Элементы ранжированы по убыванию КК в почвах

Таким образом, для частиц PM₁₀ характерна As_{2,8}Zn_{2,7}Cd_{2,6}Cs_{2,2}Pb_{2,0}Bi_{1,6}Sn_{1,6} геохимическая ассоциация, Ba, Sr и Mo интенсивно рассеиваются в фоновых почвах и их частицах PM₁₀ (КК = 0,3–0,7), что связано с их аккумуляцией в более крупных фракциях и геохимическими особенностями почвообразующих пород – продуктов выветривания глинистых сланцев, карбонатов, алевролитов, аргиллитов, в которых повышены концентрации большого количества химических элементов. Так, в фоновых почвах Карадагского заповедника в восточной части ЮБК на глинах с прослоями алевролитов, мергелей, карбонатных пород и глинах с песчаными прослоями концентрации Cr достигают 76 мг/кг, Ni – 48, Cu – 43, Pb – 34, Zn – 24, Co – 11, Be – 1,4, Cd – 0,07 мг/кг (Маничев и др., 2009), что близко к фоновым уровням

Алушты кроме Zn и Cd. В пределах ЮБК песчано-глинистые породы содержат Cr до 73 мг/кг, Zn – 58, Ni – 42, Pb – 19, Cu – 17, Co – 13, Be – 2, Mo – 1 мг/кг, а коричневые почвы – Zn до 140 мг/кг, Cr – 57, Ni – 40, Pb – 31, Cu – 19, Co – 16, Be – 2, Mo – 0,9 мг/кг (Радченко, 2006), что практически не отличается от полученных нами данных.

Таким образом, региональная геохимическая особенность фоновых почв Алушты – накопление As, Cd, Pb, Zn и Cs, что объясняется составом горных пород – глинистых сланцев, алевролитов и аргиллитов, в которых обычно накапливается большое количество химических элементов (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989). Аккумуляция ТММ также обусловлена их связью с глинистыми минералами, гидроксидами Fe и Mn и накоплением на сорбционном геохимическом барьере (Перельман, Касимов, 1999).

4.1.2. Физико-химические свойства городских почв

В результате техногенного воздействия в городах происходит геохимическая трансформация физических и химических свойств почв: изменяется pH, электропроводность, содержание органического углерода и гранулометрический состав с формированием щелочных, сорбционно-седиментационных, органоминеральных и других геохимических барьеров (Кошелева и др., 2015). Уровень содержания поллютантов зависит не только от близости источников загрязнения, но и физико-химических параметров антропогенно-преобразованных почв, определяющих интенсивность накопления загрязнителей и способность самоочищения. Наибольшую техногенную нагрузку испытывают верхние горизонты почв, куда поступает большое количество взвешенных частиц с сорбированными поллютантами из атмосферного воздуха.

Реакция среды. Для многих городов характерно подщелачивание почв – Москвы (Касимов и др., 2016), Улан-Батора (Сорокина, 2013), Санкт-Петербурга (Уфимцева и др., 2011), Кракова (Ciarkowska et al., 2019), Берлина (Birke et al., 2011), Турина (Biasioli et al., 2006) и других, приводящее к ослаблению миграции ряда ТММ и их накоплению (Перельман, Касимов, 1999; Касимов и др., 2014). В поверхностных горизонтах почв Алушты значение pH водной вытяжки по сравнению с фоном увеличено в среднем на единицу (табл. 4.2) – до слабощелочной реакции (7,6). Это связано с поступлением карбонатной пыли от автотранспорта и промышленных предприятий, обломков строительного мусора, цемента и кирпича, имеющих щелочную реакцию среды (Biasioli et al., 2006). По функциональным зонам Алушты оно слабо варьирует от 7,7 в транспортной и промышленной зонах до 7,1 – в рекреационной. Наибольшие значения pH приурочены к почвам агрогенной зоны (8,0–8,2) из-за применения для мелиоративных целей вод рек, имеющих щелочную реакцию среды при дренировании широко распространенных на ЮБК карбонатных пород. В западной части города в почвах рекреационной зоны обнаружены

минимальные значения рН (6,0), близкие к фоновым значениям (рис. 4.1а), что связано с их подкислением в результате разложения опада сосновых лесов и удаленности от источников подщелачивания.

Хорошим индикатором поступления строительной карбонатной пыли и подщелачивания городских почв, является широко применяемое при эколого-геохимических оценках соотношение макроэлементов – Ca/Al (Ramirez et al., 2019; Bencharif-Madani et al., 2019). В фоновых условиях ЮБК отношение Ca/Al в коричневых почвах и их фракции PM₁₀ составляет 0,10 и 0,06, возрастая в городе из-за воздействия строительных объектов в 6 и 2 раза – 0,61 и 0,13 соответственно. В городском округе Фушунь (Китай), где основными источниками загрязнения окружающей среды является производство цемента и угледобыча, значения Ca/Al составили 4, 1,3 и 0,84 соответственно в строительной пыли, дорожной пыли и почвах (Kong et al., 2011).

Таблица 4.2

Физико-химические свойства поверхностных (0-15 см) горизонтов почв Алушты

Функциональная зона (число проб)	рН	ЕС, мкСм/см	С _{орг} , %	Содержание физической глины, %
Селитебная (7)	7,6 (7,5–7,7)	329 (162–664)	3,1 (1,7–5,6)	34 (18–66)
Селитебно-рекреационная (14)	7,6 (7,1–7,9)	497 (165–1341)	3,8 (1,0–9,7)	28 (10–51)
Рекреационная (5)	7,1 (6,0–7,9)	385 (94–1046)	7,3 (2,5–16)	34 (15–53)
Агрогенная (6)	7,6 (6,4–8,2)	133 (56–318)	2,2 (0,7–7,2)	41 (27–50)
Промышленная (4)	7,7 (7,5–7,8)	201 (128–306)	3,5 (1,2–4,7)	22 (16–28)
Транспортная (13)	7,7 (7,4–7,9)	222 (129–454)	4,5 (2,3–7,7)	30 (10–37)
Среднее по городу (49)	7,6 (6,0–8,2)	320 (56–1341)	4,0 (0,7–16)	31 (10–66)
Фон (6)	6,7 (6,2–7,6)	103 (27–220)	2,1 (1,2–4,0)	40 (33–49)

Примечание. В скобках указаны минимальные и максимальные значения

Электропроводность поверхностных горизонтов городских почв по сравнению с фоновыми повышена в среднем в 3 раза из-за появления в них легкорастворимых соединений природного и техногенного происхождения. Так, в агрогенной зоне города ЕС почв в городе составляет 56 мкСм/см, а в селитебно-рекреационной и рекреационной зонах – 1341–1046 мкСм/см. Значения ЕС максимальны в почвах, расположенных на удалении не более 1 км от побережья, что указывает на влияние ветровой поставки солей Черного моря (рис. 4.1б). Высокая электропроводность почв промышленных (306 мкСм/см), транспортных (454 мкСм/см) и селитебных (664 мкСм/см) зон также связана с выбросами транспорта и промышленных предприятий.

Влияние моря хорошо отражает индикаторное отношение Na/Al, Na активно поступает с морским аэрозолем при бризе, а Al – с терригенными частицами почв, дорожной пыли, горных

пород. Поэтому в почвах и их фракции PM_{10} Алушты средние значения Na/Al (0,1) в 1,5 раза выше, чем в фоновых почвах(0,05-0,07). Значения Na/Al максимальны вблизи побережья (0,22-0,29) и уменьшаются при удалении от береговой линии (0,05-0,1), что указывает на активное поступление аэрозолей с элементами морского происхождения и может служить причиной повышенных значений удельной электропроводности водной вытяжки городских почв.

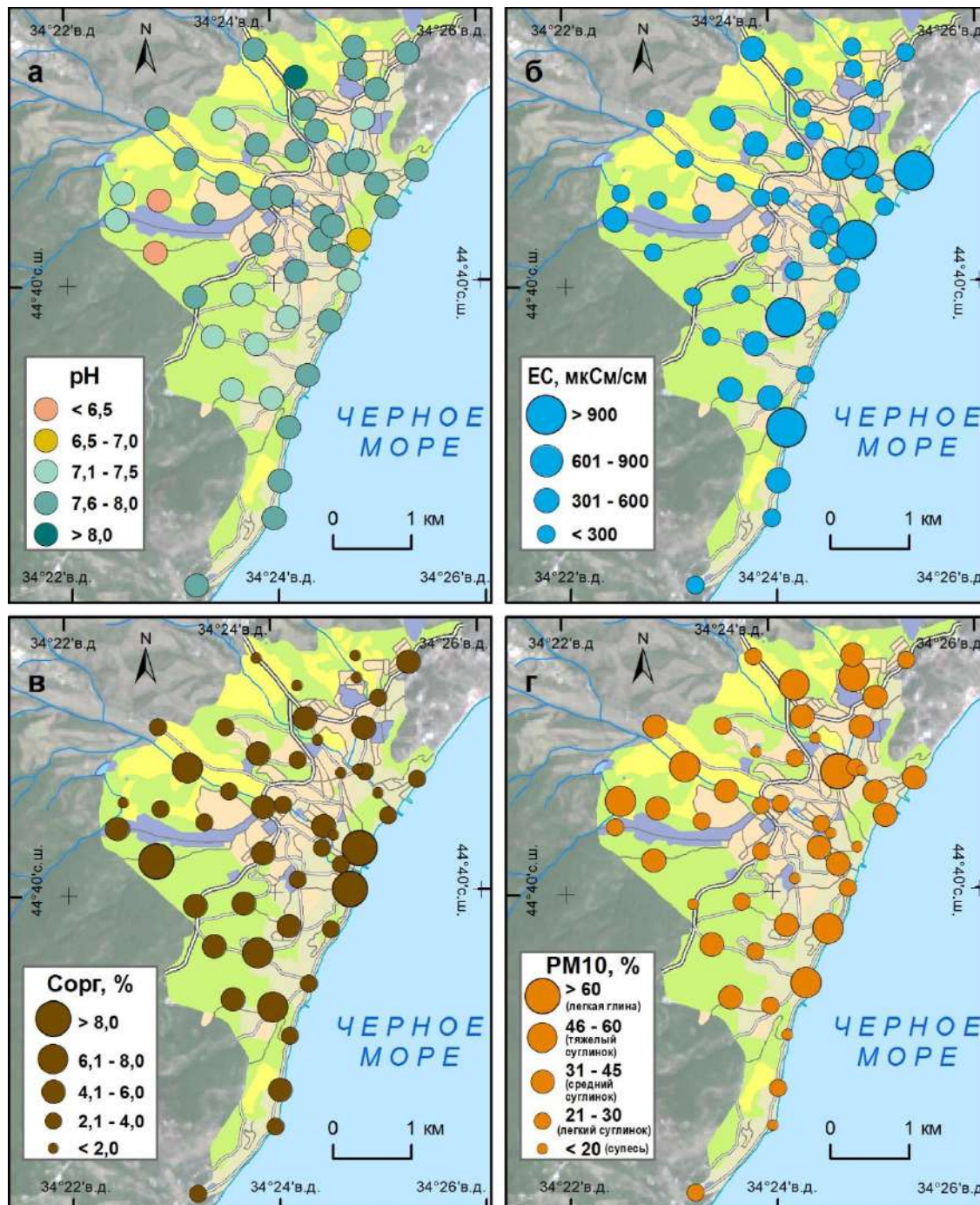


Рис. 4.1. Реакция среды pH (а), электропроводность (б), содержание органического углерода (в) и гранулометрический состав (г) почв Алушты

Органический углерод в городских почвах формируется из природных фракций гумуса и органических соединений, например, углеводов техногенного происхождения, которые

являются трудно разрушаемыми почвенными микроорганизмами соединениями, накапливающимися в почвах долгое время (Kasimov et al., 2019). В почвах многих городов мира содержание $C_{\text{орг}}$ сильно варьирует и часто достигает 3-4%, что способствует аккумуляции поллютантов на органико-минеральном геохимическом барьере (Уфимцева и др., 2011; Mihailović et al., 2015; Кошелева и др., 2015; Касимов и др., 2016). В поверхностных горизонтах почв Алушты среднее содержание $C_{\text{орг}}$ составляет 4%, что превышает фоновые уровни в 2,5 раза. В пределах города его концентрации изменяются от 0,7% в агрогенной зоне до 16% – в рекреационной, куда он может поступать в результате применения органических удобрений (табл. 4.2; рис. 4.1в). Почвы агрогенной зоны имеют наименьшее среднее содержание $C_{\text{орг}}$ (2,2%), что связано с дегумификацией и деградацией почвенного покрова в результате сельскохозяйственного использования территорий (Biasioli et al., 2006). Высокое содержание $C_{\text{орг}}$ также приурочено к почвам селитебно-рекреационной (9,7%) и транспортной зон (7,7%) из-за выбросов масел и сажи и истирания асфальтового покрытия, которые содержат разнообразные органические соединения техногенного происхождения, в особенности, ПАУ.

Гранулометрический состав почв определяется литолого-геоморфологическими особенностями почвообразующих пород, но в городах он подвержен сильной техногенной трансформации преимущественно на участках вблизи промышленных, транспортных объектов и жилых зданий. Городские почвы Алушты в целом среднесуглинистые со средним содержанием физической глины около 31%. Их гранулометрический состав значительно изменяется в пределах города – от песчаного в селитебно-рекреационной и транспортной зонах (содержание физической глины – 10%) до легкоглинистого (66%) в селитебной, в основном из-за внесения новых грунтов различного состава.

Утяжеление гранулометрического состава городских почв также может быть вызвано осаждением техногенного тонкодисперсного аэрозоля на поверхность почв (Геохимия..., 1990; Касимов и др., 2014). В Алуште почвы с высоким содержанием фракции PM_{10} характерны для агрогенной зоны (50%), что связано с применением сельскохозяйственной техники на виноградниках и привносом мелких частиц с речными водами при поливах (рис. 4.1г).

4.1.3. Загрязнение городских почв тяжелыми металлами и металлоидами

В поверхностных горизонтах почв концентрации Sr, Zn, Sb, Pb, Cu в среднем до 3 раз выше фоновых уровней (табл. 4.3; рис. 4.2). Zn, Sb, Pb, Cu активно поступают в почву в результате воздействия автотранспорта, а Sb, Zn и Pb – при сжигании твердых бытовых отходов и топлива на теплоэлектростанциях. Аккумуляция Sr может быть связана с выбросами пыли объектов строительства и золы при сжигании угля для отопления жилых домов (Геохимия..., 1990; Landing et al., 2010; Demetriades, Birke, 2015). Остальные элементы имеют

околокларковые значения ($K_c < 1,5$).

Таблица 4.3

Содержание ТММ в почве и ее фракции PM_{10} в Алуште

Элемент	Почва				Фракция PM_{10} почв				D_x
	C_i , мг/кг	C_{ϕ} , мг/кг	K_c	C_v , %	C_i , мг/кг	C_{ϕ} , мг/кг	K_c	C_v , %	
Sb	1,3 (0,6–2,8)	0,69	1,8	39	2,0 (0,28–16)	0,83	2,4	116	1,6
Cu	48 (13–147)	29	1,7	52	55 (4,6–180)	24	2,3	79	1,1
Pb	50 (16–154)	27	1,8	60	73 (15–272)	35	2,1	63	1,5
Zn	190 (76–1152)	97	1,9	82	407 (56–1130)	199	2,0	48	2,1
Sn	3,1 (1,8–5,6)	2,4	1,3	25	5,9 (1,0–68)	3,4	1,7	163	1,9
Cd	0,29 (0,13–1,8)	0,21	1,4	82	0,38 (0,05–2,0)	0,24	1,6	79	1,3
Sr	270 (65–317)	64	2,7	43	101 (19–205)	83	1,2	27	0,6
Co	12 (5,1–19)	13	0,9	30	16 (4,6–40)	15	1,1	30	1,4
Ni	39 (10–65)	40	1,0	32	49 (9,7–112)	44	1,1	32	1,3
Ba	316 (220–418)	303	1,0	17	393 (81–881)	361	1,1	31	1,2
W	1,7 (0,68–5,8)	1,7	1,0	46	2,6 (0,78–8,6)	2,7	1,0	48	1,5
Bi	0,35 (0,12–1,3)	0,34	1,0	49	0,38 (0,10–1,0)	0,37	1,0	38	1,1
V	91 (26–183)	106	0,9	38	124 (31–275)	130	1,0	36	1,4
Cr	59 (6,8–109)	64	0,9	39	89 (22–190)	86	1,0	34	1,5
Be	1,6 (0,8–3,0)	1,7	0,9	32	2,4 (0,56–5,6)	2,4	1,0	31	1,5
As	15 (3,0–27)	15	0,9	38	16 (4,0–36)	16	1,0	40	1,1
Cs	6,3 (1,7–13,5)	7,3	0,9	45	9,7 (2,4–21)	11	0,9	36	1,5
Mn	733 (488–1239)	871	0,8	20	827 (222–1966)	899	0,9	34	1,1
Fe	33401 (21630–49350)	38563	0,8	21	40580 (10302–86623)	48258	0,8	29	1,2
Mo	0,76 (0,5–1,4)	0,8	1,0	26	0,34 (0,09–1,3)	0,48	0,7	116	0,4

Примечание. В скобках указаны минимальные и максимальные значения. Элементы ранжированы по убыванию K_c во фракции PM_{10} почв. D_x – отношение содержания элемента в PM_{10} почв к почвам. Полу жирным выделены элементы с K_c и $D_x > 1,5$

Для PM_{10} почв с высокой сорбционной емкостью характерны более высокие концентрации (интенсивность накопления поллютантов в PM_{10} относительно валового содержания D_x) большинства ТММ по сравнению с почвами. На частицы PM_{10} почв в среднем приходится более половины массы Zn (I класс опасности), Cs и Sr, содержание которых в частицах PM_{10} в 2,1–1,5 раза больше, чем в почвах (рис. 4.3). Так, выявлена тенденция увеличения концентраций Zn и других универсальных индикаторов загрязнения, в микрочастицах PM_{10} во всех точках опробования (рис. 4.4).

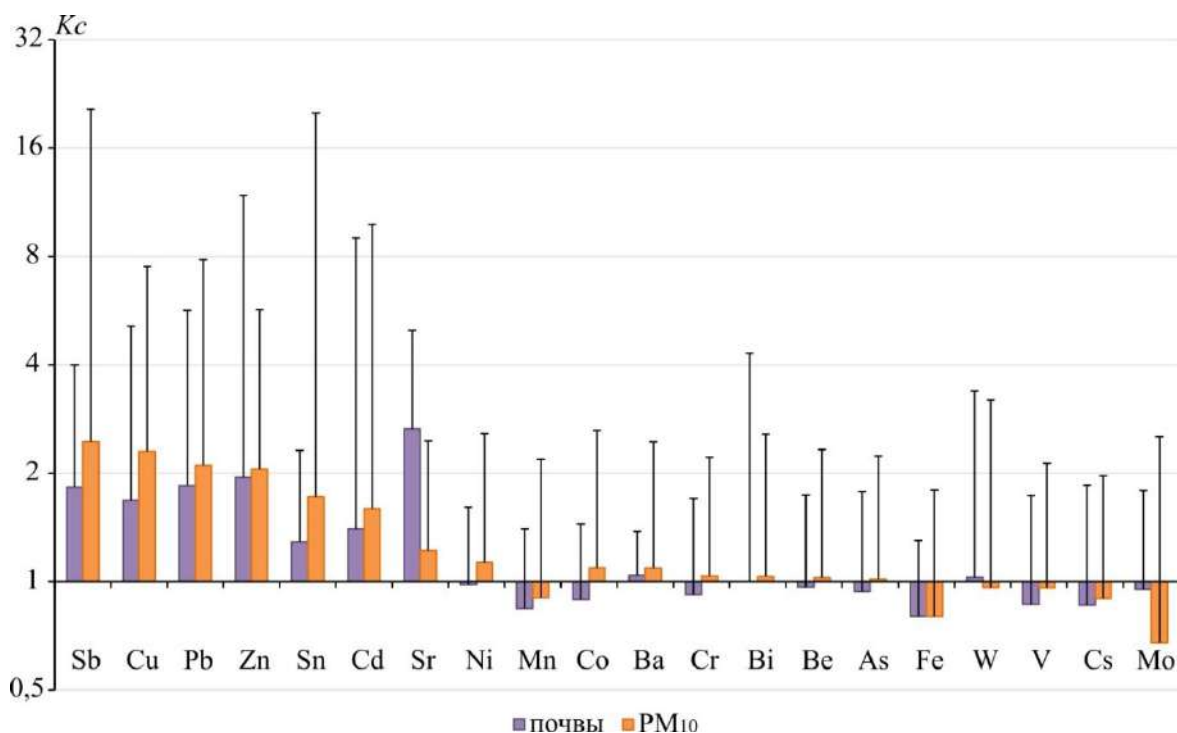


Рис. 4.2. Коэффициенты концентраций ТММ в почвах и ее фракции PM_{10} в Алуште. Вертикальными линиями показаны максимальные значения K_c

Около 40–50% Pb (I класс опасности), Sb (II), W (III), а также Sn и Be (рис. 4.3) связано с PM_{10} почв, а их содержание в 1,5–1,9 раз превышает общие концентрации. Накопление As, Mn и Вi в дорожной пыли в целом и фракции PM_{10} практически одинаково. Доля Sr ($D_x = 0,6$) и Mo ($D_x = 0,4$), которые имеют положительную корреляционную связь ($r = 0,3–0,5$ при $p < 0,05$) с более крупными частицами диаметром > 50 мкм, в PM_{10} почв составляет всего 23% и 13% соответственно.

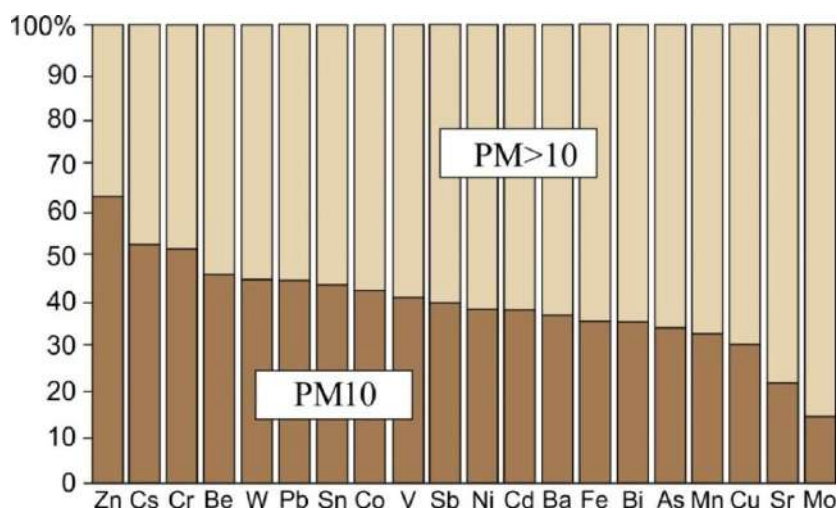


Рис. 4.3. Доля ТММ во фракциях PM_{10} городских почв Алушты

В почвах Гонконга также до 20–40% массы большинства ТММ содержится во фракции PM_{10} (Luo et al., 2011). Накопление Cr, Cu, Ni, Pb и Zn в почвенных частицах диаметром ≤ 10

мкм характерно для некоторых городов Европы (Ajomere-Marsan et al., 2008) и Китая (Wang et al., 2006). Повышенные концентрации ТММ в наиболее мелких фракциях связаны с увеличением площади их поверхности, а также содержания глинистых минералов, оксидов Fe, Mn и органического вещества, которые способствуют накоплению поллютантов в результате осаждения, комплексообразования и адсорбции (Luo et al., 2011; Gabarron et al., 2017; Li et al., 2017; Dehghani et al., 2018; Damian et al., 2018; Liu et al., 2018).

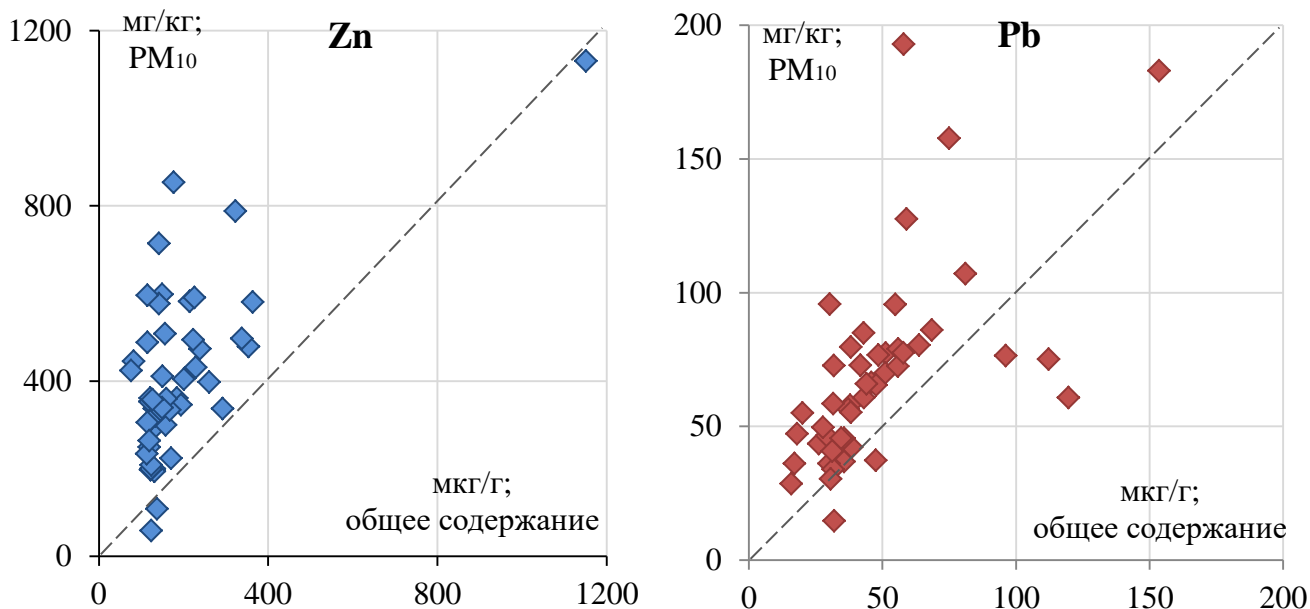


Рис. 4.4. Соотношение содержаний Zn и Pb в почве и ее фракции PM₁₀ в Алуште

Пространственная неоднородность антропогенного воздействия в городе приводит к сильной изменчивости содержаний многих поллютантов и формированию эпицентров с их аномально высокими концентрациями. Поэтому кроме средних содержаний ТММ были рассчитаны коэффициенты их аномальности (K_a), которые показывали превышение максимальных K_c над средними. В почвах Алушты наиболее контрастные локальные аномалии образуют многие ТММ (цифра – аномальность): $Cd_{6,4}Zn_{6,1}Bi_{3,4}W_{3,3}Pb_{3,1}Cu_{3,0}Sb_{2,2}$. Наибольшей аномальностью в PM₁₀ почв обладают $Sn_{12}Sb_{8,4}Cd_{6,2}Pb_{3,7}Mo_{3,7}C_{3,3}W_{3,3}Bi_{2,5}$. При этом в частицах PM₁₀ почв по сравнению с почвами увеличивается максимальное содержание практически всех элементов, в особенности Sb и Sn (до 4-6 раз), что говорит об их поступлении преимущественно с мелкими фракциями. На фоне высокой аномальности такие элементы, как Bi и W имеют низкие средние концентрации (K_c 1,0), что показывает неполную “картину” загрязнения и говорит о важности изучения локальных очагов воздействия, вблизи которых часто формируются аномалии поллютантов.

Для почвы и ее фракции PM₁₀ отмечается высокая вариабельность (C_v) концентраций ТММ. По степени изменчивости содержаний элементов выделяется три группы ТММ: с

относительно низкими ($C_v < 50\%$), средними (50-100%) и высокими ($> 100\%$) уровнями вариабельности (рис. 4.5). Низкие значения C_v наблюдаются для элементов, поступающих от терригенных источников – Fe, Mn, Ni, Sr, Cr, Be, V, As, Cs, Bi, W и Co.

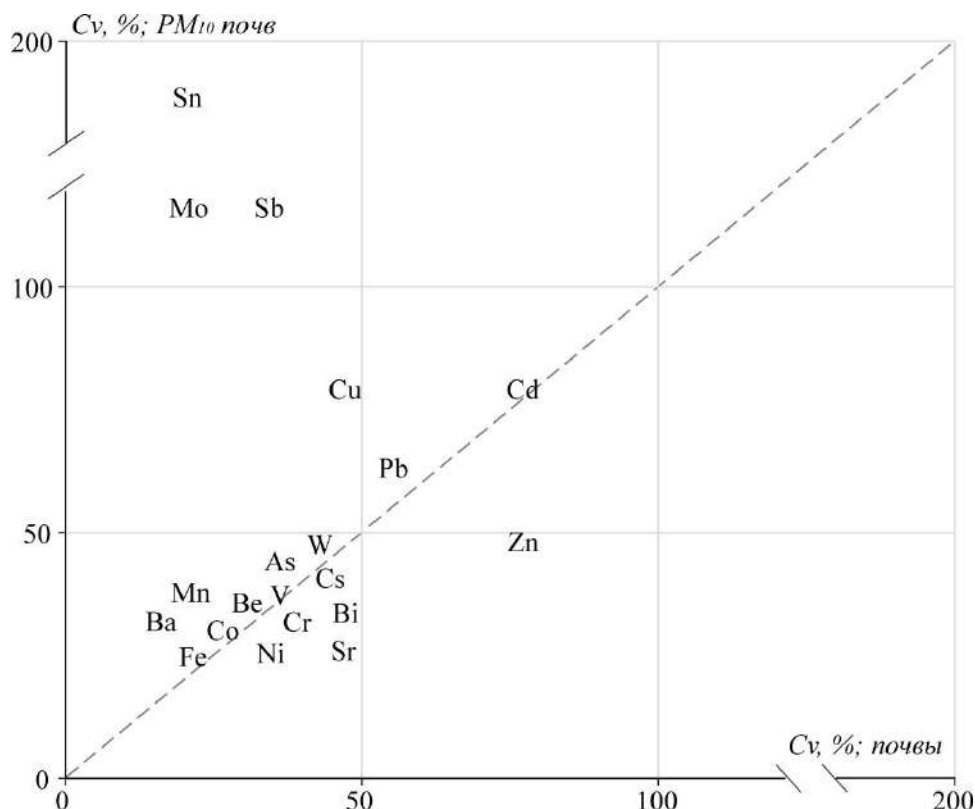


Рис. 4.5. Соотношение коэффициентов вариации (C_v , %) содержаний ТММ в почве и ее фракциях PM_{10} в Алуште

Из-за наличия локальных источников воздействия и формирования зон с максимальными уровнями загрязнения преимущественно техногенные ТММ имеют средние (Cu, Cd, Pb, Zn) и высокие (Mo, Sb, Sn) уровни вариабельности. На это указывают и повышенные значения C_v этих элементов в городских почвах по сравнению с фоновыми: для Pb – в 3,5–4 раза, Sn – в 1,1–6 раз, Zn – 3–4 раза, Sb – 1,5–4 раза, Cd – 1,5–2 раза. При этом величина C_v Mo, Sb, Sn высока в частицах PM_{10} почв (в 3–6 раз по сравнению с почвами в целом). Значение C_v Pb и Cd для почв и их фракций PM_{10} слабо отличается, вариабельность Cu выше в частицах PM_{10} , а Zn – в общей массе почв.

ТММ в почвах различных функциональных зон. Функциональное использование территории оказывает существенное влияние на содержание и распределение ТММ в пределах города. Почвы функциональных зон имеют разную геохимическую специализацию (табл. 4.4; рис. 4.6). Во фракции PM_{10} почв селитебной зоны аккумулируются Pb, Cu, Zn, Sb (K_c 2,2–2,6), где их доля в PM_{10} максимальна, составляя 40–75%, что может быть связано с преобладанием антропогенных насыпных грунтов преимущественно средне- и тяжелосуглинистого

гранулометрического состава. Близкие концентрации V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Sr и Pb обнаружены в поверхностных горизонтах почв селитебных зон Алушты Е.В. Евстафьевой с соавт. (2018).

Таблица 4.4

Геохимическая специализация почвы и ее фракций PM₁₀ в функциональных зонах Алушты

Функциональная зона (число проб)	Почва	Фракция PM ₁₀ почв
Транспортная (13)	Sr _{3,0} Sb _{2,4} Pb _{2,0} Cd _{2,0}	Sb _{3,0} Cu _{3,0} Pb _{2,2} Zn _{2,0}
Промышленная (4)	Sr _{3,2} Pb _{2,3} Sb _{2,0}	Cu _{2,6} Sb _{2,3} Pb _{2,2}
Селитебная (7)	Sr _{3,2} Pb _{2,3}	Pb _{2,6} Cu _{2,6} Zn _{2,4} Sb _{2,2}
Селитебно-рекреационная (14)	Sr _{2,7} Zn _{2,6}	Sb _{3,0} Sn _{3,0} Zn _{2,3} Pb _{2,1} Cd _{2,0}
Агрогенная (6)	Cu _{2,5}	Cu _{2,8}
Рекреационная (5)	–	Zn _{2,5} Pb _{2,1}
Среднее по городу (49)	Sr _{2,7}	Sb _{2,4} Cu _{2,3} Pb _{2,1} Zn _{2,0}

Примечание. Прочерк – показатель отсутствует. Цифры в нижнем индексе – величина *Kc*. Приводятся элементы с *Kc* > 2

Транспортная и селитебно-рекреационная зоны отличаются повышенными концентрациями Sb, Zn и Pb (*Kc* 2,0–3,0), что, вероятно, обусловлено ростом количества туристов и, следовательно, интенсивности транспортного потока. Так, число отдыхающих на Крымском полуострове ежегодно увеличивается на 10–20%, из которых около 60% используют личный автотранспорт (Доклад..., 2020). Повышение доли автотранспорта в передвижении туристов доказывают данные о способе прибытия на полуостров – в 2019 г. до 60% туристов приехали, используя паромную переправу и Крымский мост, в 2014 г. эта доля составляла около 35% (Абрамова, Троценко, 2020).

Почвы под виноградниками (агрогенная зона) в северной и северо-западной части Алушты накапливают Cu (*Kc* 1,5–4,4) из-за использования фунгицидов, содержащих медь: бордоской жидкости – смеси медного купороса (CuSO₄·5H₂O) в известковом молоке (Ca(OH)₂); раствора хлорокиси меди (CuCl₂·3Cu(OH)₂); бургундской жидкости – медного купороса и кальцинированной соды (Ruymers et al., 2013).

В странах Южной Европы в сельскохозяйственных почвах, где виноградарство является важным сектором экономики, концентрации Cu в среднем в 4 раза больше фоновых уровней (Ballabio et al., 2018). В агрогенной зоне в пользу интенсивной техногенной поставки Cu свидетельствуют также данные о дефиците Cu примерно на 60% пашни Крыма (Сычевский и др., 2012). Почвы под виноградниками отличаются слабым накоплением (*Kc* 1,4–1,7) Sr, Zn, Sb, Pb, Bi, Be, As, Cr, V, Cs, из-за использования осадков сточных вод с полей аэрации или коммунально-бытовых отходов, орошением полей водами р. Улу-Узень и р. Демерджи, для

которых характерны повышенные содержания Cs, As, Pb, Bi, Cu и Zn в донных отложениях (Доклад..., 2017). Интенсивное рассеивание Mo в частицах PM₁₀ почв агрогенной зоны, вероятно, связано с его миграцией в нижние горизонты почв при вымывании щелочными поливными водами, в которых этот элемент может быть подвижен.

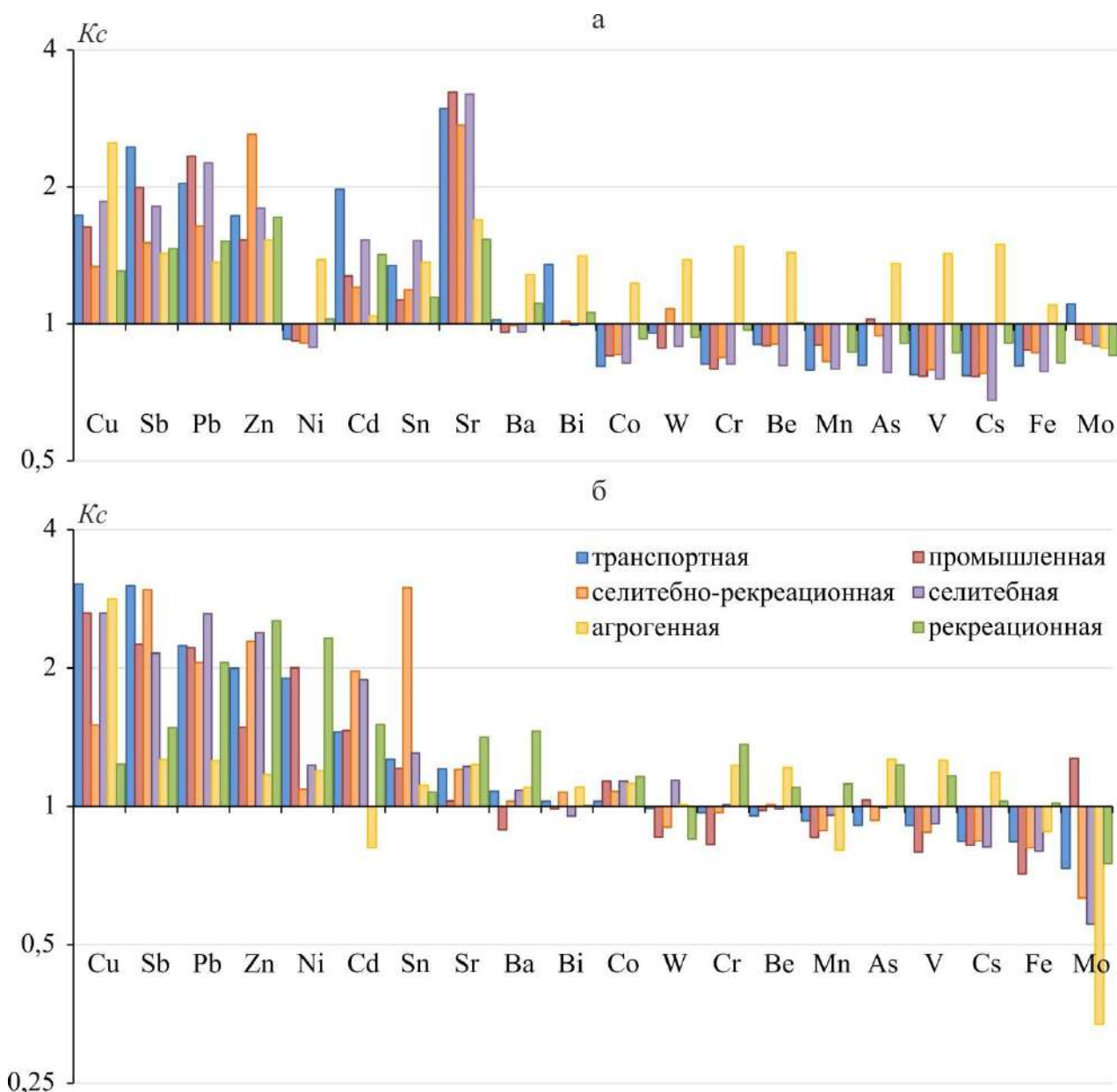


Рис. 4.6. Геохимические спектры почвы (а) и ее фракций PM₁₀ (б) в функциональных зонах Алушты

Менее загрязнены частицы PM₁₀ почв рекреационной зоны, на которые приходится до 75% Zn (*Kc* 2,5) и 65% Pb (2,1), поступающих в почву с различными удобрениями и в результате воздушного переноса тонкодисперсных техногенных выбросов.

Геохимические аномалии в почвах. Пространственное положение аномалий ТММ в поверхностном горизонте почв и их фракций PM₁₀ показано на рис. 4.7–4.8. В почвах высокие

содержания Cu (K_c 5,1) обнаружены на северо-западе Алушты в жилой застройке на ул. Туристов, а Pb (5,4–5,7) – в центрально-восточной части города вблизи санаторно-гостиничных комплексов на пойме р. Улу-Узень в результате выноса загрязняющих веществ из автономных ландшафтов. Максимальные концентрации Zn и Cd (9–12), Cu которых составляет 82%, наблюдаются на юге рядом с селитебно-рекреационной и транспортной зонами, что связано с воздействием автотранспорта. Интенсивная аккумуляция этих поллютантов также объясняется их накоплением органическим веществом почв – влиянием органо-минерального геохимического барьера (Кошелева и др., 2015), на что указывает значимая связь между концентрациями элементов и содержанием C_{org} ($r = 0,4$ при $p < 0,05$).

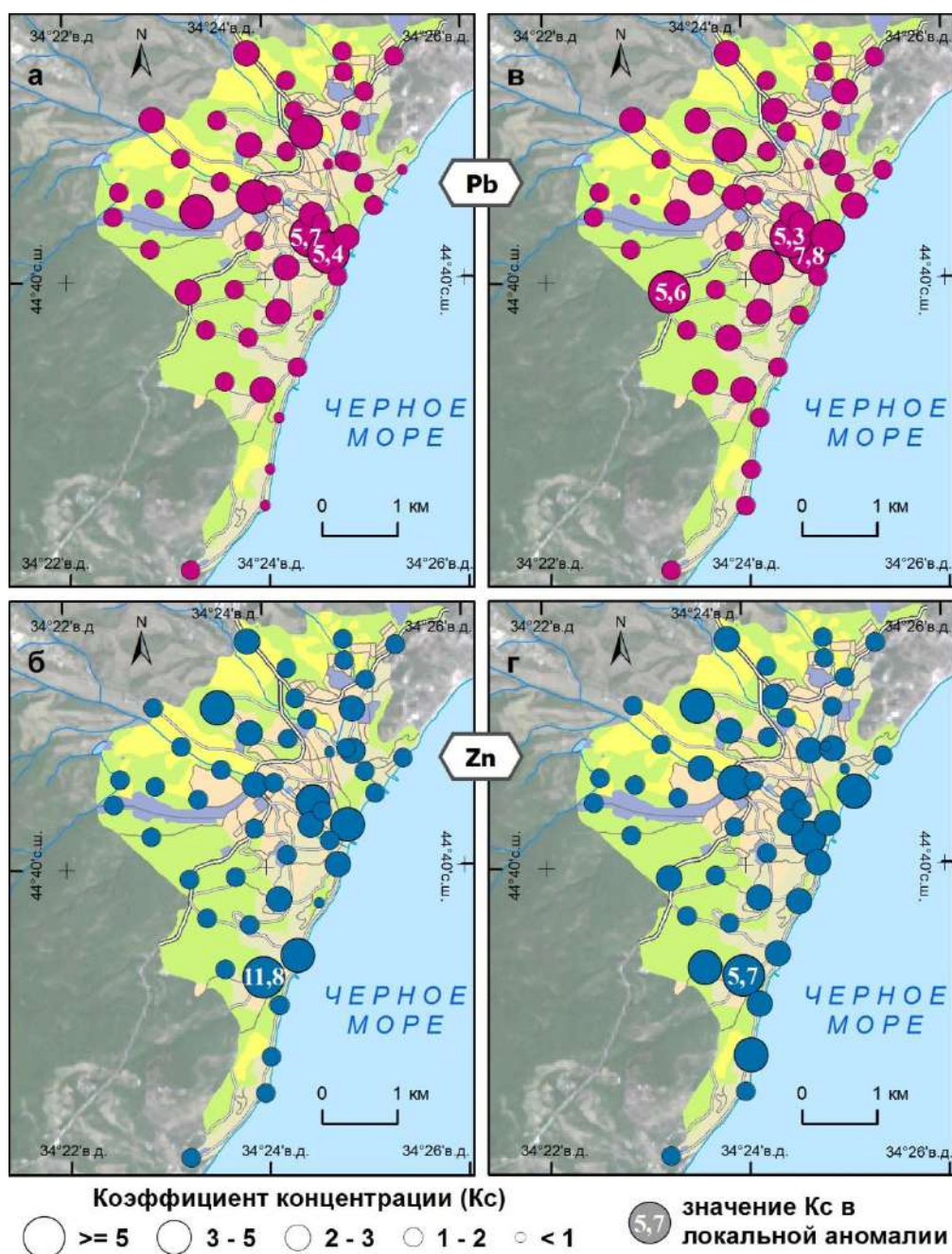


Рис. 4.7. Pb и Zn в почве (а, б) и ее фракции PM_{10} (в, г) в Алуште

Во фракции PM_{10} почв контрастность аномалий увеличивается, особенно сильно в восточной части города на пойме р. Улу-Узень за счет смыва и дальнейшего транспорта речным потоком мелких частиц. Здесь во фракции PM_{10} интенсивно аккумулируются $Pb_{7,8}, Cu_{7,0}, Sb_{5,0}$. $Pb-Cu-Sb$ аномалия с превышением фоновых концентраций поллютантов в 5,6–7,5 раз образовались во фракции PM_{10} почв юго-западной и центральной части города вдоль крупного Ялтинского шоссе вблизи автозаправок и автовокзала, где причиной накопления этих ТММ, очевидно, является воздействие автотранспорта. Во многих городах наиболее высокие концентрации Pb характерны в придорожных почвах, при этом его содержание увеличивается вдоль крупных дорог с высокой интенсивностью движения (Nabulo et al., 2006; Xia et al., 2011). Для Pb установлена положительная корреляционная связь между его концентрацией во фракции PM_{10} почв Алушты и содержанием оксидов Mn и Fe ($r = 0,5$). Это говорит о существенной роли в загрязнении PM_{10} почв этим металлом хемосорбционного геохимического барьера, механизм действия которого связан с сорбцией ТММ оксидами и гидроксидами Fe , Mn , Al (Глазовская, 2012). Sn , Sb и Cd с наибольшими значениями коэффициента вариации их концентраций (163%, 116% и 80%), образуют зоны с аномально высокими содержаниями в частицах PM_{10} почв, превышающими фоновые значения в 10–20 раз в селитебно-рекреационной зоне южной части города (ул. Набережная).

На неоднородность антропогенного воздействия в пределах города и поступление ТММ от различных источников указывают соотношения элементов. Одним из наиболее распространенных показателей является Cu/Sb , так как Sb активно используется при производстве автомобильных колодок и накладок (Sternbeck et al., 2002; Grigoratos, Martini, 2015), а Cu содержится в промышленных выбросах и фунгицидах. Так, в почвах и их фракции PM_{10} Алушты значения Cu/Sb в среднем составляют 38 и 27, что слабо отличается от фоновых уровней (41 и 29) и в 2 раза ниже соотношений в верхней части континентальной земной коры (70). При увеличении выбросов Sb в окружающую среду показатель Cu/Sb резко снижается, достигая 0,7 в частицах PM_{10} почв на юге Алушты, что в 21 раз ниже фонового уровня. Это подтверждается значениями показателя Cu/Sb , полученными для полуметаллических тормозных колодок, которое составляет 1,3 (Pant et al., 2015). В агрогенной зоне из-за активного применения медьсодержащих фунгицидов значения Cu/Sb резко возрастают до 172 в почвах и до 121 во фракции PM_{10} почв.

Активная поставка Sb от автотранспорта также подтверждается изменением в почвах и их фракции PM_{10} Алушты по сравнению с фоном соотношений Sb с другими ТММ преимущественно техногенного генезиса: значения Mo/Sb и Sn/Sb уменьшаются в 2–3 и 1,5 раза, а Sb/W , Sb/Bi и Sb/Cd – увеличиваются в 1,8–2,6, 1,8–2,4 и 1,3–1,5 раза. Особенно сильно Sb/W , Sb/Bi и Sb/Cd возрастают в почвах и их фракции PM_{10} в селитебно-рекреационной и

транспортной зонах, отличающихся наибольшей плотностью движения транспорта. При этом соотношение Mo/Sb в частицах PM_{10} в 30 раз меньше, а в почвах в целом – в 10 раз меньше фона, что указывает на значительные поступления Sb с частицами PM_{10} , подтверждая их высокую индикационную значимость для оценки степени техногенного воздействия и источников загрязнения в городах.

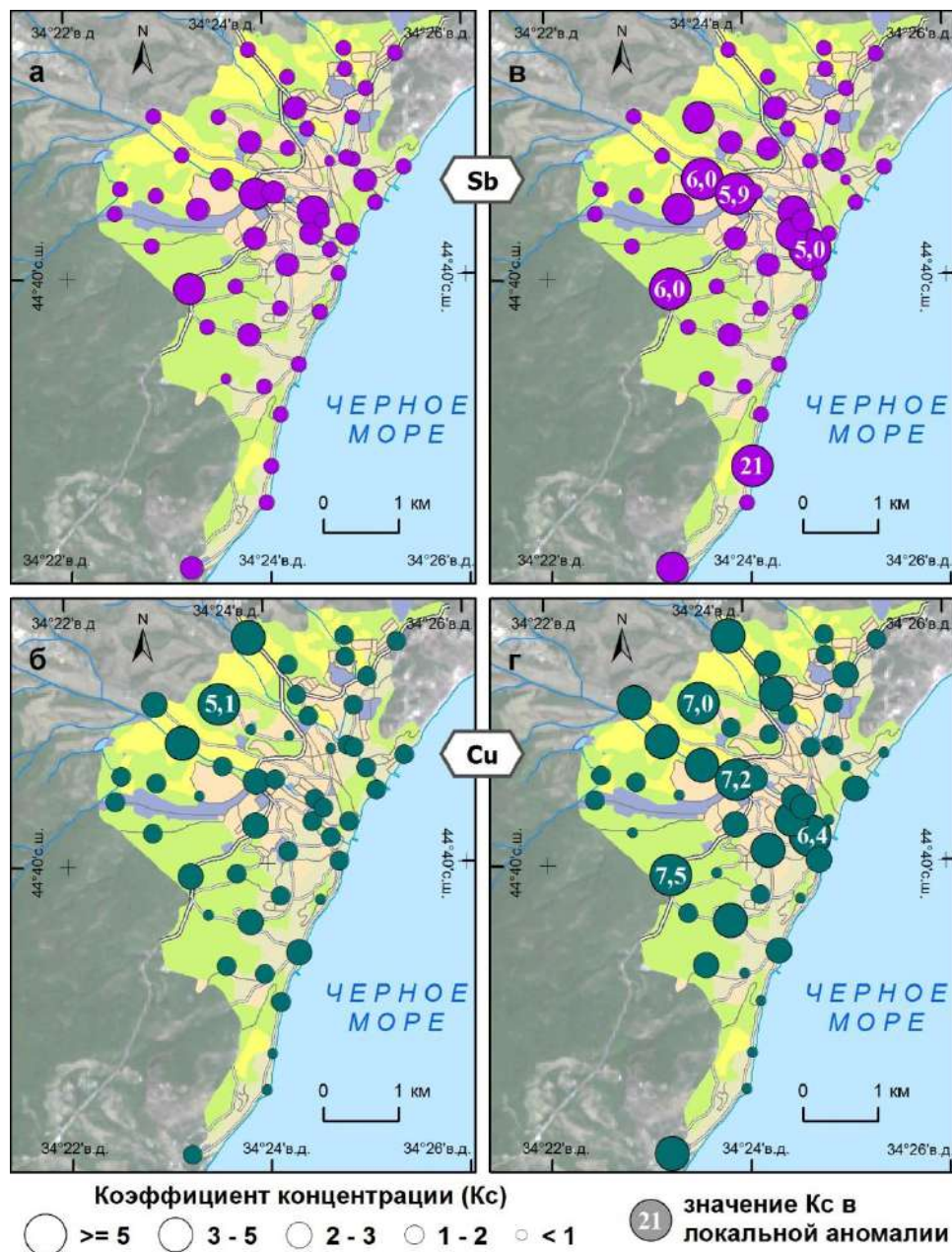


Рис. 4.8. Sb и Cu в почве (а, б) и ее фракции PM_{10} (в, г) в Алуште

Другим важным поллютантом, поступающим при воздействии автотранспорта, является Zn. Одним из его основных источников в городах с интенсивной транспортной нагрузкой является истирание шин (Pant et al., 2015). Так, среднее соотношение Zn/Sb в почвах Алушты составляет 149, что незначительно больше фонового уровня (139), в частицах PM_{10} среднее значение Zn/Sb, наоборот, уменьшается по сравнению с фоном с 240 до 201, что указывает на

более активное поступление Sb преимущественно с тонкими частицами, а Zn – с более крупной фракцией. При этом наибольших значений в PM_{10} (до 835) Zn/Sb достигает в транспортной зоне. Pb также поступает при воздействии автотранспорта: считается, что он активно выбрасывается при износе металлических частей (Grigoratos, Martini, 2015). Однако промышленные объекты также могут поставлять большие массы Pb (Геохимия..., 1990). В почвах и их фракции PM_{10} в Алуште значения Pb/Sb слабо отличаются от фоновых уровней, но в 1,5 раза возрастают в промышленной зоне, что указывает на дополнительное поступление Pb с промышленными выбросами. Таким образом, в Алуште техногенное воздействие приводит к накоплению в почвах и их фракциях PM_{10} транспортной и рекреационно-рекреационной зон элементов-индикаторов воздействия автотранспорта, представляющих наибольшую экологическую опасность для городских жителей и туристов – Zn, Sb, Pb, Cd, Cu и Sn.

4.2. Тяжелые металлы и металлоиды в дорожной пыли

4.2.1. Физико-химические свойства дорожной пыли

Выпадая на поверхность городских почв, дорожная пыль вызывает изменение их физико-химических свойств, поэтому изучение свойств самой дорожной пыли крайне важно при оценках загрязнения окружающей среды и при изучении условий миграции поллютантов в городской среде.

Изменение *реакции среды* водной вытяжки дорожной пыли в сторону подщелачивания указывает на повышение емкости щелочного геохимического барьера, на котором накапливаются многие ТММ (Кошелева и др., 2015). Дорожная пыль Алушты имеет в среднем слабощелочную реакцию среды (рН 7,5–7,6) на разных типах дорог (табл. 4.5). Наибольшие значения рН (8,0–8,2) зафиксированы на средних дорогах, а также во дворах (рис. 4.9а). Подщелачивание дорожной пыли до рН 8–9 наблюдается и в других городах (Ладонин, Пляскина, 2009; Acosta et al., 2011; Власов и др., 2015; Pant et al., 2015; Kasimov et al., 2019; Konstantinova et al., 2020).

Таблица 4.5

Физико-химические свойства дорожной пыли Алушты

Объекты (число проб)	рН	ЕС, мкСм/см	$C_{орг}$, %	Содержание физической глины, %
Малые дороги (7)	7,6 (7,3–8,0)	202 (147–293)	1,4 (0,7–2,8)	28 (18–34)
Средние дороги (15)	7,5 (7,1–8,2)	359 (104–1479)	2,1 (0,9–3,5)	19 (7–29)
Крупные дороги (7)	7,5 (7,3–7,8)	182 (114–236)	1,6 (0,8–2,4)	21 (8–34)
Алушта в среднем (29)	7,5 (7,1–8,2)	283 (104–1479)	1,8 (0,7–3,5)	22 (7–34)

Примечание. В скобках указаны минимальные и максимальные значения

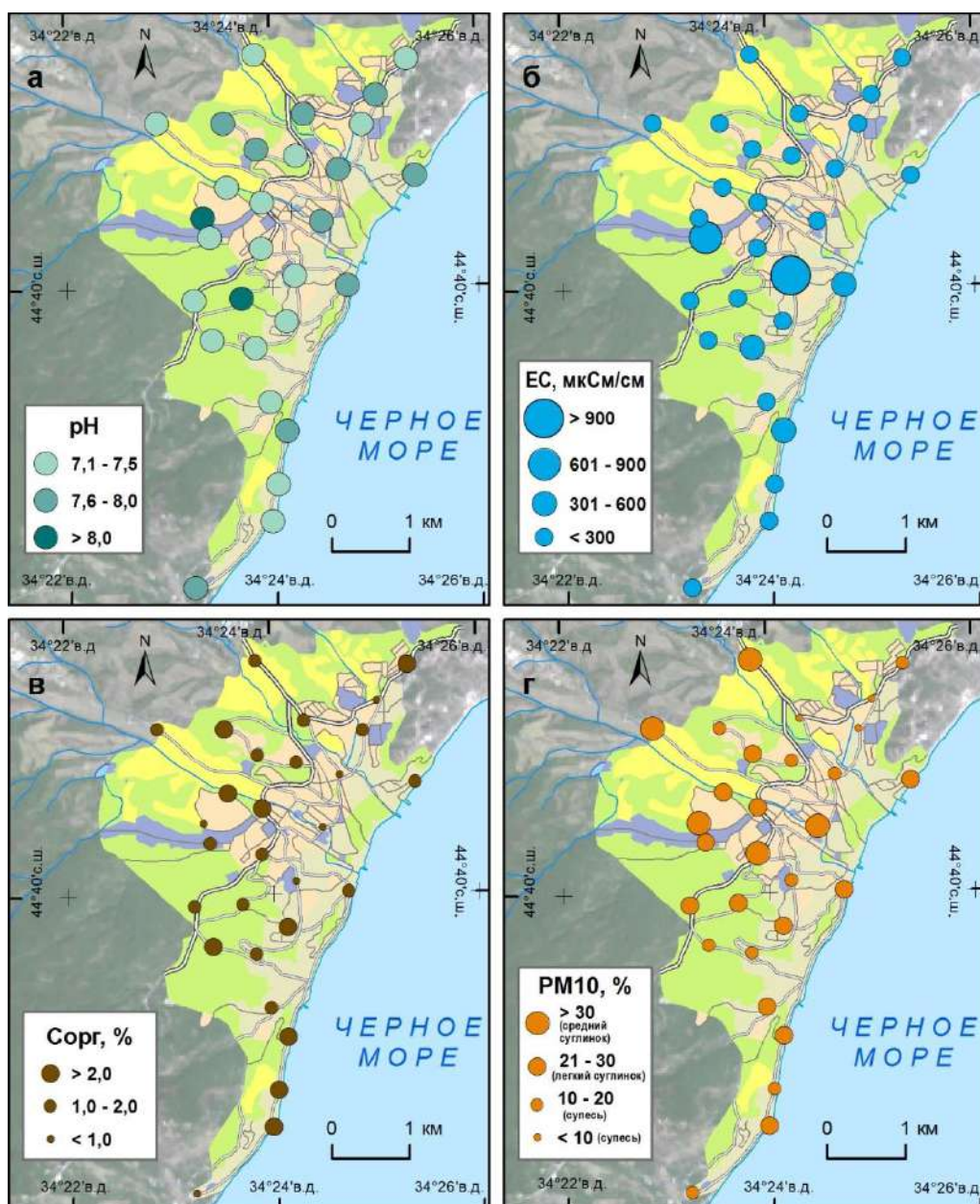


Рис. 4.9. Реакция среды pH (а), электропроводность (б), содержание органического углерода (в) и гранулометрический состав (г) дорожной пыли Алушты

Высокая удельная электропроводность пыли на дорогах связана с присутствием в водной вытяжке большого количества растворимых соединений техногенного и природного происхождения. Электропроводность водной вытяжки дорожной пыли Алушты соответствует значениям, установленным для почв и изменяется от 104 мкСм/см на ул. Комсомольской до 1479 мкСм/см на ул. Октябрьской, составляя в среднем 283 мкСм/см (рис. 4.9б). Электропроводность увеличивается в ряду: средние дороги > малые > крупные. Максимальное значение *ЕС* приурочено к дорогам вблизи промышленной зоны на западе Алушты, что указывает на поступление растворимых загрязняющих веществ от промышленных объектов и транспорта.

Органическое вещество в дорожной пыли формируется за счет частиц почвы, содержащих гумус, и органических соединений техногенного происхождения. В транспортной зоне в составе органического вещества преобладают труднорастворимые органические соединения, практически не разрушаемые почвенными микроорганизмами, что усиливает его накопление. Источниками этих соединений выступают асфальтовое покрытие, выбросы промышленности и автотранспорта (Faure et al., 2000). Содержание органического углерода в дорожной пыли составляет в среднем 1,8%, что в 2 раза меньше по сравнению с городскими почвами (4,0%). На дорогах с разной интенсивностью движения $C_{орг}$ варьирует от 0,7% на малых до 3,0–3,5% – на средних дорогах (рис. 4.9в), что, вероятно, связано с большим транспортным потоком и повышенным истиранием дорожного покрытия и шин, которые являются источниками техногенных органических веществ.

Гранулометрический состав дорожной пыли является интегральным показателем сорбционно-седиментационного геохимического барьера – с ростом содержания тонких фракций емкость такого барьера возрастает, что увеличивает сорбционную способность пыли. Дорожная пыль Алушты имеет легкосуглинистый гранулометрический состав, изменяясь в пределах города от песчаного (содержание физической глины до 10%) до среднесуглинистого (содержание физической глины до 35%). Доля фракции PM_1 в пыли в среднем по городу составляет 3%, PM_{1-10} – 18%, PM_{10-50} – 14%, $PM_{>50}$ – 63% (рис. 4.10). С ростом интенсивности движения транспорта увеличивается доля песка в дорожной пыли, что связано с большей скоростью автомобильного движения и, как следствие, выдуванием мелких частиц.

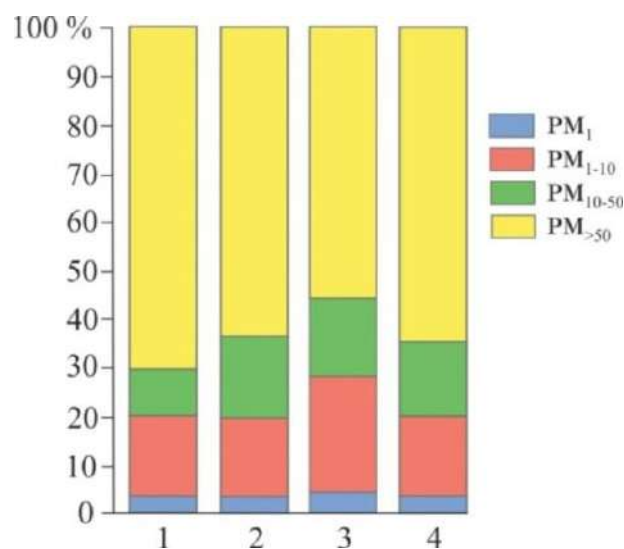


Рис. 4.10. Гранулометрический состав дорожной пыли Алушты.
Дороги: 1 – крупные, 2 – средние, 3 – малые, 4 – город в среднем

4.2.2. Загрязнение дорожной пыли тяжелыми металлами и металлоидами

Среди ТММ в дорожной пыли наиболее активно накапливаются преимущественно элементы I и II классов опасности (цифры – величина *КК*): $Cd_{2,9}Pb_{2,2}Sb_{2,0}Zn_{1,7}Cu_{1,6}$ (рис. 4.11; табл. 4.6), поступающие от техногенных источников, среди которых выделяют истирание шин и износ тормозных колодок, эмиссию выхлопных газов и частиц моторного масла, абразию дорожного покрытия. Околокларковые концентрации характерны для As, Sn, Sr, Mo и Bi. Содержание W, V, Cs и Co в 1,5–2, а Ni, Be, Ba, Cr в 2–3 раза ниже их кларков. Такая ассоциация накапливающихся элементов типична для дорожной пыли других городов (Lee et al., 2005; Wijaya et al., 2012; Касимов и др., 2016; Adamiec, 2017; Padoan et al., 2017; Bourliva et al., 2018; Men et al., 2018; Konstantinova et al., 2020).

Частицы PM_{10} пыли обогащены сильнее: $Zn_{6,6}Sb_{4,9}Cd_{4,9}Pb_{3,6}Cu_{2,9}As_{2,5}Sn_{2,4}W_{2,0}Bi_{1,7}$ (рис. 4.11; табл. 4.6), околокларковые концентрации имеют Cs, Mn, Fe, Mo, V, Co, Be, Cr и Ni, а Ba и Sr рассеиваются ($KP = 1,6–1,8$). Концентрации практически всех поллютантов в дорожной пыли и ее фракции PM_{10} сильно различаются, увеличиваясь в PM_{10} в среднем в 3–4 раза для Zn, W, Cs и в 2-3 раза – Sb, Cr, Be, Bi, Co, Sn, что слабо отличается от городских почв. Наибольшая аккумуляция Mo ($D_x = 0,7$) и Sr ($D_x = 0,6$) зафиксирована в дорожной пыли, куда они могут поступать из придорожных почв с более крупными частицами.

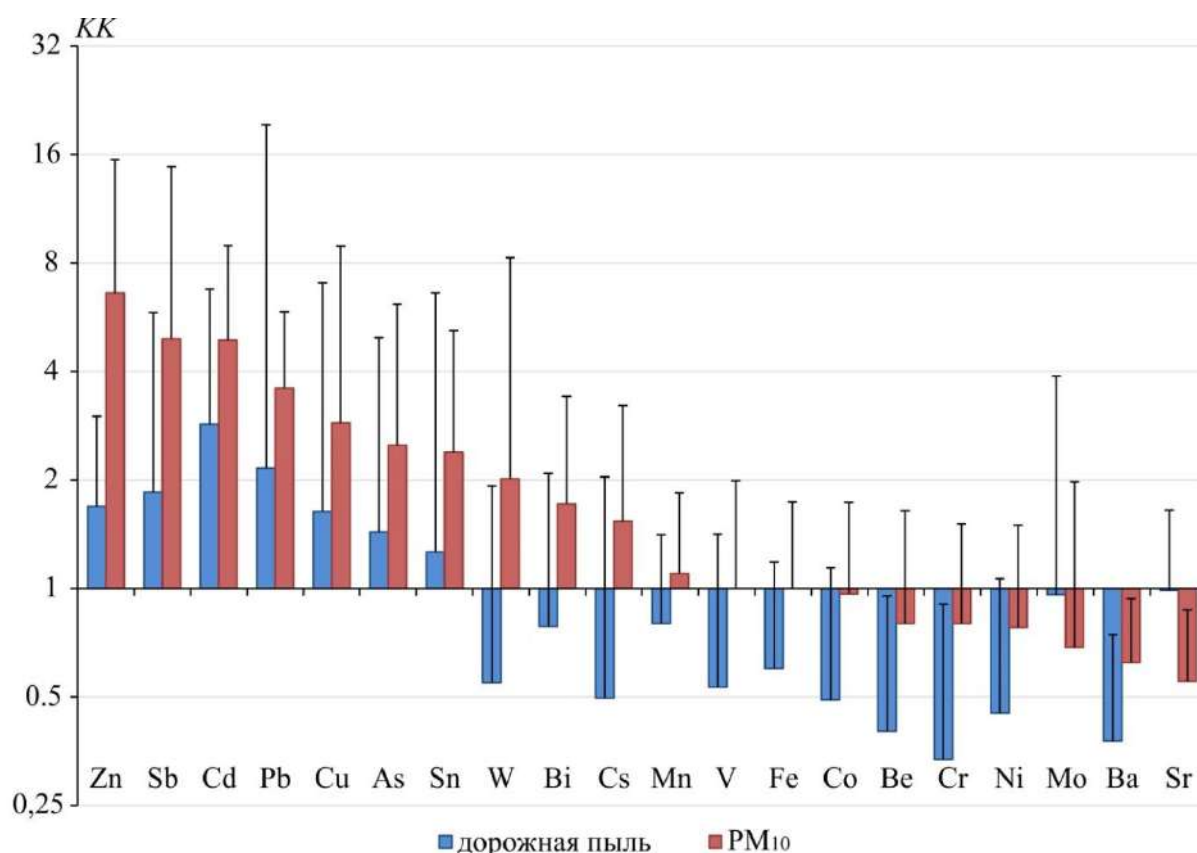


Рис. 4.11. Кларки концентраций ТММ в дорожной пыли и ее фракции PM_{10} в Алуште.

Вертикальными линиями показаны максимальные значения *КК*

Частицы PM_{10} пыли Алушты, доля которых составляет всего 20% от общей массы дорожной пыли, содержат более 50% W, Cs, Zn, Sb, Bi, Cr, Pb, Sn, Be, что говорит о повышенной сорбционной способности тонких частиц относительно более крупных фракций. На дорогах с разной интенсивностью автомобильного движения доля большинства ТММ во фракции PM_{10} пыли уменьшается с ростом транспортного потока. В пыли малых дорог с PM_{10} связаны 70–90% W, Cs, Zn, Sb, Bi, Cr, Pb, Sn, 50–70% Be, Co, Cu, V, As, Ni, Cd (рис. 4.12). На средних и крупных дорогах доля всех ТМ в частицах PM_{10} (кроме Cs, Mn и Sr) уменьшается: в пыли средних дорог на них приходится 50–65% W, Cs, Zn; на крупных дорогах – 50–80% W, Cs, Zn, Sn, Sb, Bi, Cu. Аналогичная зависимость установлена для дорожной пыли Москвы, где на частицы PM_{10} приходится до 40–60% содержания большинства ТММ, а концентрации Cd, Sb, Sn, Cu, Bi, Pb, Zn, Mo, W в этой фракции в 4–22 раза выше, чем их кларки верхней части континентальной земной коры (Касимов и др., 2016).

Таблица 4.6

Содержание ТММ в дорожной пыли и ее фракциях PM_{10} в Алуште

Элемент	Дорожная пыль			Фракция PM_{10} пыли			D_x	Кларк
	C_i , мг/кг	KK	C_v , %	C_i , мг/кг	KK	C_v , %		
Cd	0,3 (0,12–0,6)	2,9	44	0,44 (0,16–0,81)	4,9	36	1,7	0,09
Pb	37 (12–329)	2,2	156	61 (29–99)	3,6	30	1,7	17
Sb	1,5 (0,6–4,7)	2,0	73	4,0 (1,1–12)	5,3	68	2,7	0,75
Zn	127 (87–225)	1,7	26	495 (183–1162)	6,6	43	3,9	75
Cu	44 (14–191)	1,6	91	78 (19–240)	2,9	69	1,8	27
As	8,0 (2,6–28)	1,4	69	14 (6,4–34)	2,5	42	1,7	5,7
Sn	3,2 (1,2–17)	1,3	92	6,0 (2,8–13)	2,4	37	1,9	2,5
Mo	1,1 (0,5–4,3)	1,0	69	0,75 (0,15–2,2)	0,7	69	0,7	1,1
Sr	266 (65–445)	0,8	32	149 (95–236)	0,5	26	0,6	320
Bi	0,18 (0,06–0,5)	0,8	58	0,4 (0,19–0,79)	1,7	35	2,2	0,23
Mn	613 (356–1084)	0,8	26	840 (543–1418)	1,1	23	1,4	774
Fe	26001 (12740–48090)	0,7	31	42383 (25448–70651)	1,1	23	1,6	39180
W	1,1 (0,5–3,9)	0,6	59	4,1 (1,8–17)	2,2	69	3,7	1,9
V	56 (24–150)	0,5	50	103 (60–211)	1,0	34	1,8	106
Co	7,4 (3,8–17)	0,5	47	15 (7,9–26)	1,0	24	2,0	15
Ni	23 (10–53)	0,5	56	39 (20–75)	0,8	31	1,7	47
Cs	2,4 (0,75–10)	0,5	80	7,5 (3,0–16)	1,5	42	3,1	4,9
Be	0,9 (0,47–2,2)	0,4	50	1,9 (0,9–3,8)	0,9	34	2,2	2,1
Ba	237 (143–467)	0,4	29	391 (263–589)	0,6	15	1,7	628
Cr	31 (11–83)	0,3	59	70 (41–139)	0,8	34	2,3	92

Примечание. В скобках указаны минимальные и максимальные значения. Элементы ранжированы по убыванию KK в дорожной пыли в целом. D_x – отношение содержания элемента во фракции PM_{10} к общему содержанию в дорожной пыли. Полу жирным выделены элементы с $KK > 1,5$

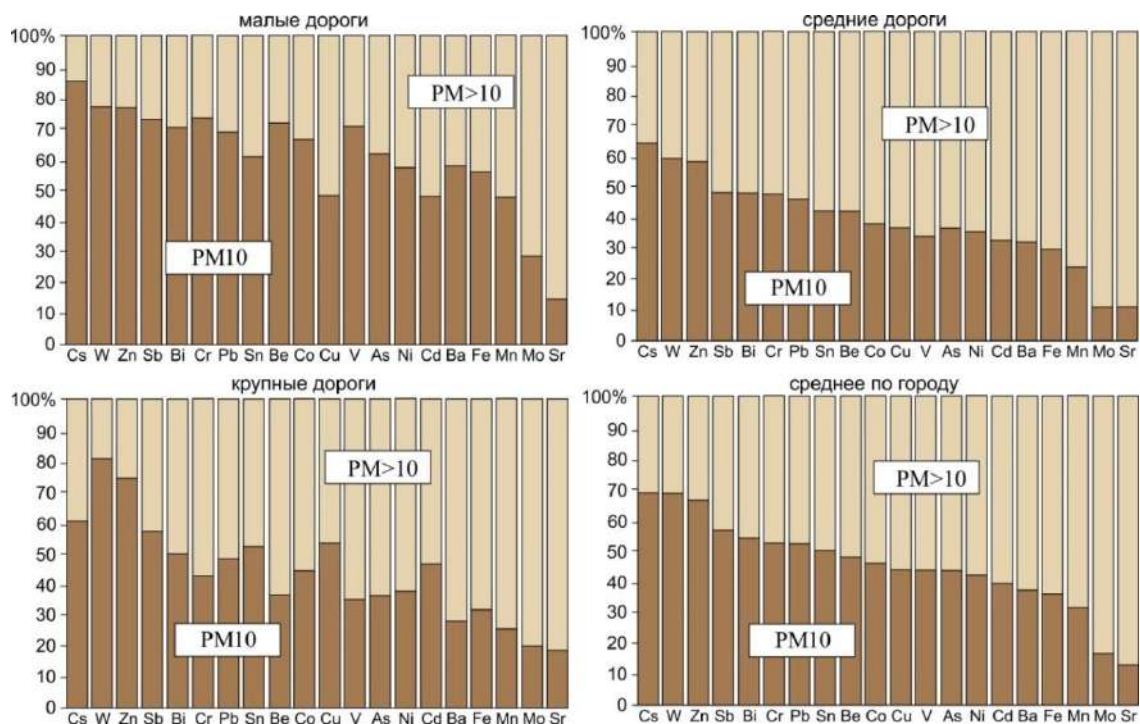


Рис. 4.12. Доля ТММ во фракции PM_{10} пыли на разных типах дорог Алушты

В дорожной пыли и ее частицах PM_{10} , как и в почвах, содержание многих элементов сильно меняется в пределах города, образуются аномальные зоны с высоким превышением максимальных концентраций над средними. С одной стороны, это связано с формированием локальных аномалий ТММ в результате антропогенного воздействия, с другой – с низкими средними содержаниями и рассеиванием ряда элементов, в особенности в общей массе пыли. Высокие коэффициенты C_v (60–100%) имеют элементы с техногенными источниками происхождения, а именно W, Pb, Cu, Sn, Sb, As, а также Cs и Mo, поступающие в дорожную пыль при выдувании поверхностных горизонтов городских почв. Максимальная вариабельность с C_v около 150% зафиксирована для Pb в дорожной пыли. Эти элементы образуют наиболее контрастные аномалии в пыли, в которых максимальные содержания, например, Pb, Cu и Sn составляют 19 и 7 КК, что до 9 раз превышает средние значения. Относительно низкие значения вариабельности (< 60%) в пыли выявлены для Mn, Ba, Fe, Sr, Be, Co, Bi, Ni, V, Cd, Zn (рис. 4.13; табл. 4.6). Высокой аномальностью и максимальными значениями КК (8–16) в PM_{10} почв обладают W, Zn, Cu и Sb, которые, вероятно, поступают на поверхность дорожного полотна в составе мелких частиц.

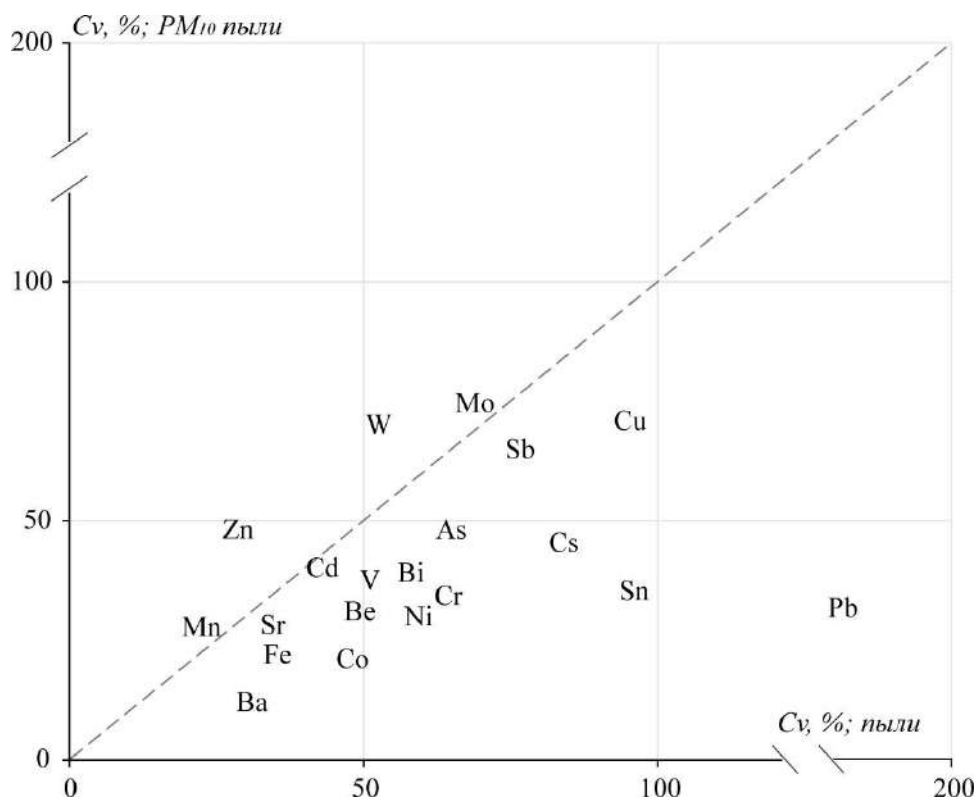


Рис. 4.13. Соотношение коэффициентов вариации (C_v , %) содержаний ТММ в дорожной пыли и ее фракциях PM_{10} в Алуитте

Анализ соотношений коэффициентов вариации ТММ в общей массе пыли и ее частицах PM_{10} выявил тенденцию увеличения изменчивости содержаний большинства элементов (кроме W и Zn) в дорожной пыли, в особенности Pb и Sn, формирующих наиболее контрастные локальные аномалии в крупных частицах. Кроме этого, относительно низкие C_v элементов в PM_{10} пыли связаны с повышенными уровнями накопления (KK) ТММ в этих фракциях на большей части территории города.

ТММ в дорожной пыли разных типов дорог. Количество и химический состав дорожной пыли и частиц PM_{10} на разных типах дорог сильно отличается и зависит от качественного состава транспортных средств, его количества, скорости движения и маневренности, а также продуваемости территории (Касимов и др., 2016; Укарханова и др., 2020). Интенсивность автомобильного движения слабо влияет на накопление Cu в дорожной пыли в целом, где величина KK на разных типах дорог практически не изменяется. Cd, Zn, As и Pb активнее концентрируются в пыли средних, Sn – малых, а Sb – крупных дорог (табл. 4.7; рис. 4.14). Таким образом, KK большинства элементов на разных типах дорог увеличиваются в ряду: средние дороги > малые > крупные.

Накопление ТММ в дорожной пыли и ее фракциях PM₁₀ в Алуште

Объект	Дороги	Величина <i>KK</i>			
		> 6	6–4	4–2	< 2
Дорожная пыль	крупные	–	–	Sb _{2,9} Cd _{2,3}	Zn _{1,7}
	средние	–	–	Cd _{3,1} Pb _{2,7}	Zn _{1,8} Sb _{1,7} Cu _{1,6} As _{1,6}
	малые	–	–	Cd _{2,8}	Cu _{1,8} Pb _{1,7} Sn _{1,6}
	город в целом	–	–	Cd _{2,9} Pb _{2,2}	Sb _{2,0} Zn _{1,7} Cu _{1,6}
PM ₁₀ пыли	крупные	Sb _{8,5} Zn _{7,7}	Cd _{4,9} Cu _{4,3}	Pb _{3,5} W _{3,5} Sn _{3,0}	As _{1,9} Bi _{1,7}
	средние	Zn _{6,4}	Cd _{4,9} Sb _{4,0}	Pb _{3,6} Cu _{2,6} As _{2,4} Sn _{2,3}	Bi _{1,7} W _{1,6}
	малые	–	Zn _{5,9} Cd _{4,9}	Pb _{3,7} Sb _{3,4} As _{3,2} Sn _{2,1} Cs _{2,0}	Cu _{1,9} Bi _{1,7}
	город в целом	Zn _{6,6}	Sb _{5,3} Cd _{4,9}	Pb _{3,6} Cu _{2,9} As _{2,5} Sn _{2,4} W _{2,2}	Bi _{1,7}

Наибольшая аккумуляция ТММ в дорожной пыли малых и средних дорог объясняется повышенным содержанием более мелких частиц за счет меньшей скорости движения транспорта и продуваемости территорий, а также качественным составом транспортного потока. На средних дорогах основной поток составляет общественный транспорт (микроавтобусы, троллейбусы), поставляющий наибольшее количество пылевых частиц в результате частых остановок, заторов и дорожных пробок, особенно в центральной части города и вдоль набережной. Так, замедление скорости движения до 20 км/ч приводит к увеличению объема выбросов в среднем на 30% (Битюкова, Мозгунов, 2019).

Для частиц PM₁₀ пыли на всех типах дорог характерно накопление Zn, Sb, Cd, Pb, Cu, As, Sn, W и Bi. В зависимости от интенсивности движения транспорта *KK* увеличивается в ряду от средних и малых дорог к крупным. As и Cs активнее концентрируются во фракции PM₁₀ малых дорог, а Sb, Zn, Cu, Sn, W – крупных. Интенсивность движения не влияет на распределение Cd, Bi и Pb. В дорожной пыли крупных дорог аккумуляция ТММ объясняется составом автопарка, где преобладает транзитный транспорт, в том числе грузовики и автобусы, особенно в центральной части города на крупном Ялтинском шоссе, способствующие наиболее интенсивному истиранию дорожного покрытия, шин и тормозных колодок и накоплению Sb в дорожной пыли и частицах PM₁₀ крупных дорог.

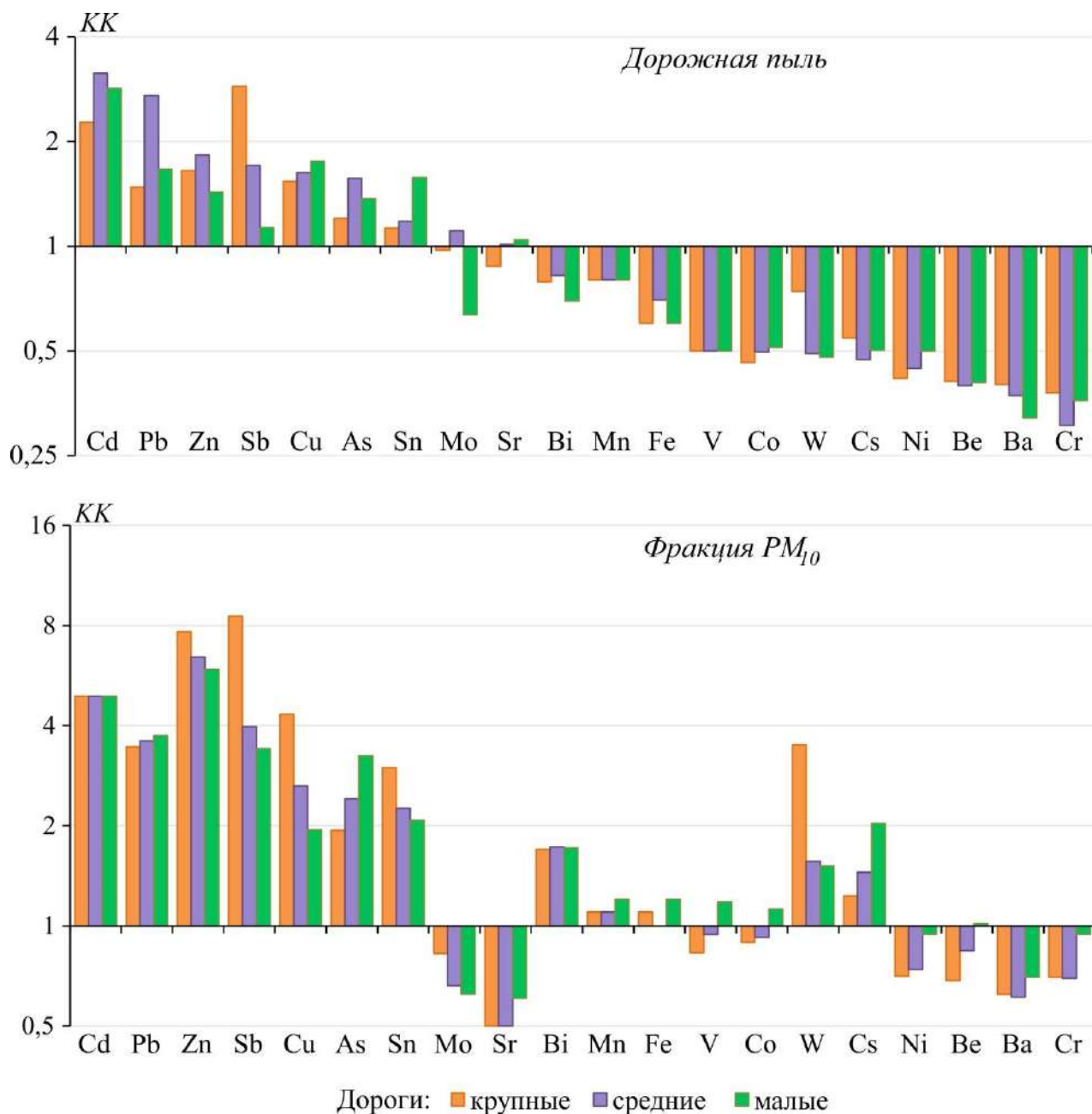


Рис. 4.14. Содержание ТММ в дорожной пыли и ее фракциях PM_{10} на разных типах дорог
Алушты

Геохимические аномалии в дорожной пыли. Пространственная структура загрязнения дорожной пыли и ее фракции PM_{10} ТММ показана на картах (рис. 4.15–4.16). Наиболее контрастная Pb–Cd локальная аномалия в дорожной пыли в целом сформировалась в селитебно-рекреационной и рекреационной зонах рядом с центральной набережной города, которая отличается большим скоплением отдыхающих, туристов и транспортных средств, что приводит к частым заторам и пробкам. Концентрация Pb в данной точке превысила кларки верхней части земной коры в 19 раз, а Cd – в 7 раз. Между этими элементами установлена значимая корреляционная связь ($r = 0,6$ при $p < 0,05$), что может свидетельствовать об их поступлении из общего источника – с выбросами транспортных средств, в результате чего значения

соотношений Pb/Cd, Pb/Sn, Pb/Sb, Pb/W, Pb/Bi в 5-11 раз повышаются, а Mo/Cd, Sn/Cd, Zn/Pb – уменьшаются относительно средних показателей по городу. Из-за наличия многообразных невыхлопных источников Pb и Cd сложно провести их идентификацию на основе метода элементных соотношений.

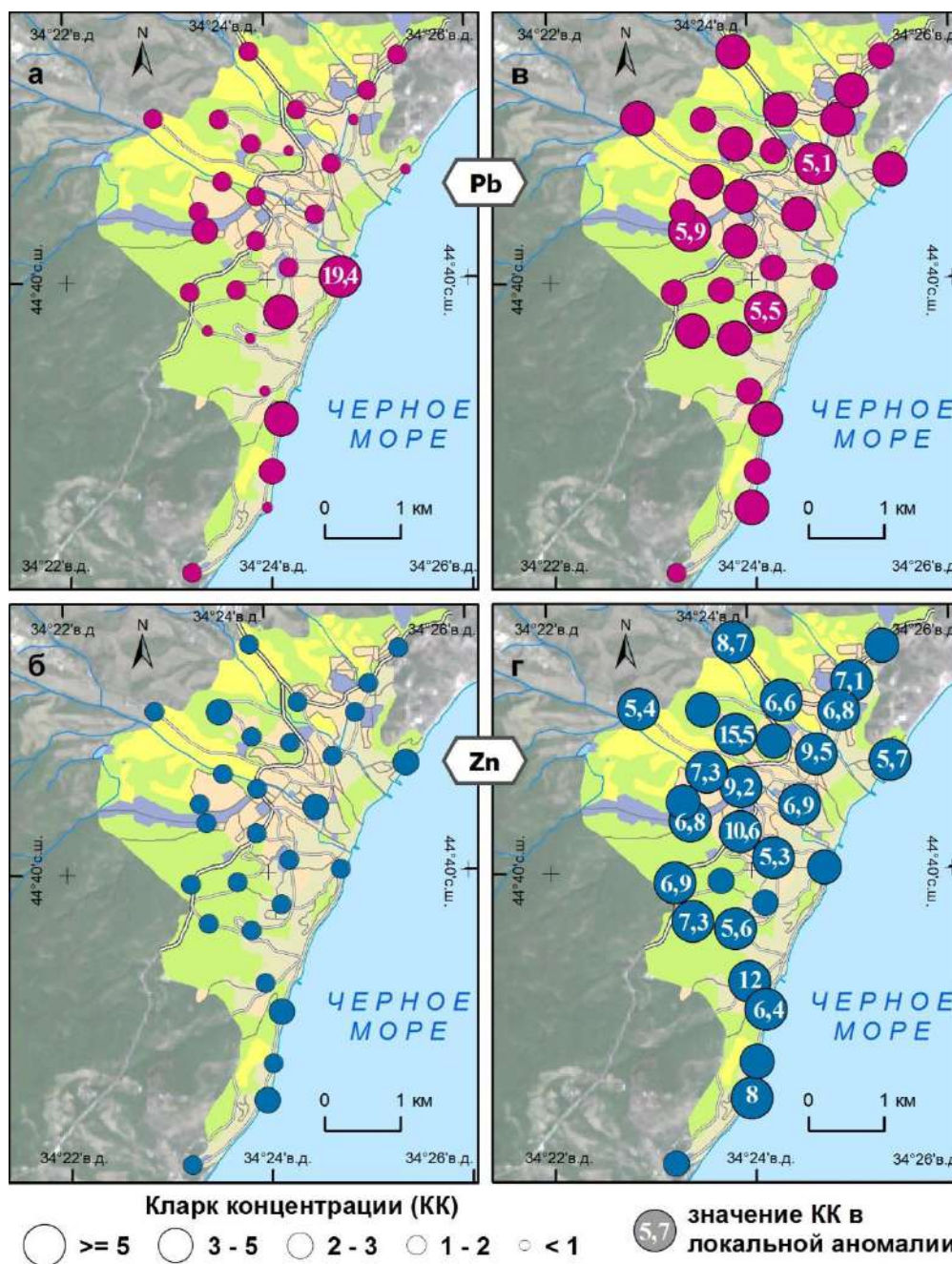


Рис. 4.15. Pb и Zn в дорожной пыли (а, б) и ее фракции PM_{10} (в,г) в Алуште

Повышенные концентрации Sb наблюдаются в дорожной пыли (КК 6,0) и фракции PM_{10} (КК 10–12) на крупном Ялтинском шоссе вблизи с автовокзалом и заправкой в результате высокой интенсивности движения, частых остановок и, как следствие, истирания тормозных механизмов автотранспорта, что подтверждается увеличением значений Sb/Bi, Sb/W, Sb/Cd относительно средних соотношений по городу и в земной коре. Такая же закономерность

характерна для частиц PM_{10} на крупной дороге в северной части Алушты (ул. Ленина), где формируются контрастные Sb–Cu–Sn аномалии с выраженной межэлементной связью ($r = 0,65–0,86$ при $p < 0,05$), а их содержания в этой зоне аккумуляции превышают кларки для Sb в 15 раз, Cu – 9 и Sn – 5 раз.

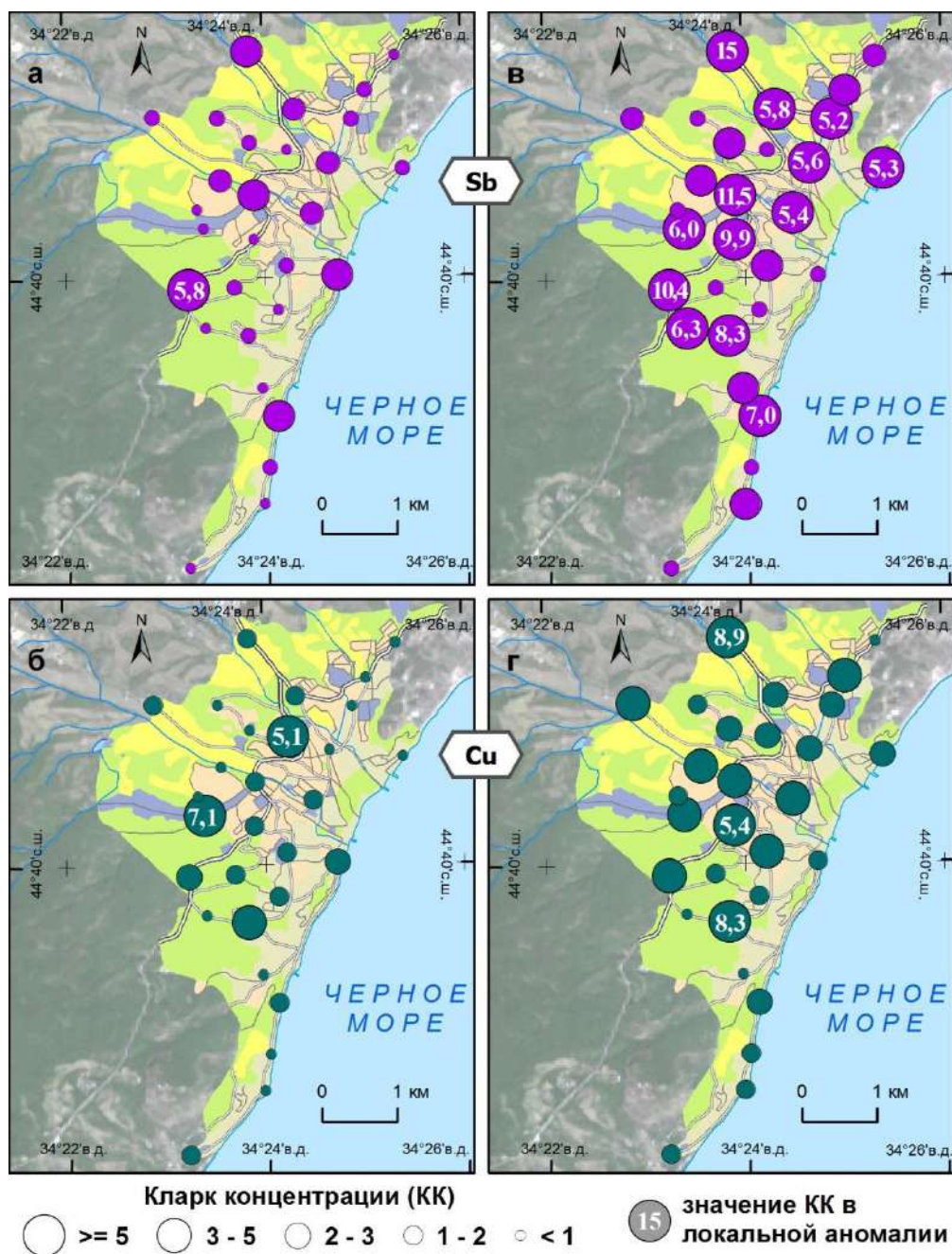


Рис. 4.16. Sb и Cu в дорожной пыли (а, б) и ее фракции PM_{10} (в, г) в Алуште

Локальные аномалии Zn (КК 10–16), Cd (КК 9) и Pb (КК 5) образвавшиеся, вероятнее всего, в результате износа шин и дорожного покрытия из-за частого торможения, образовались во фракции PM_{10} пыли средних дорог вблизи с частным жилым сектором. Соотношения Zn/W, Zn/Mo, Zn/V, Zn/Cu, Zn/Sn, Zn/Bi в рассматриваемых аномалиях резко повышаются, что свидетельствует об активном поступлении Zn при техногенном воздействии. Кроме этого,

высокое отношение Zn/Sb (> 25), которое часто используется как индикатор истирания шин, также указывает на поступление поллютанта от этого источника. Так, в PM_{10} пыли среднее значение Zn/Sb составляет 150, достигая в локальных аномалиях 340–360.

Максимальные концентрации Cu (КК 7,1) и Sn (КК 6,6) в дорожной пыли обнаружены в западной части города (ул. Виноградная) на территории промышленной зоны, где сосредоточены объекты транспортной инфраструктуры города: автостоянки грузовой и строительной техники, автосервисы и автобаза, гаражные кооперативы и автозаправка. В результате их эксплуатации формируются аномалии Cu–Sn, которые могут поступать из-за изнашивания металлических деталей и колодок транспортных средств, где они содержатся в больших количествах (Adachi, Tainosho, 2004; Thorpe, Harrison, 2008; Grigoratos, Martini, 2015). Накопление этих ТММ также может быть обусловлено влиянием предприятия металлообработки и металлоконструкции, расположенного на территории промзоны, что подтверждается высоким соотношением Cu/Sb (251), превышающее значения кларков земной коры и среднее по городу в 4-6 раз. Кроме этого, поступление Cu и Sn от одного источника подтверждается высокими значениями коэффициента r между концентрациями поллютантов ($r = 0,6$ при $p < 0,05$).

4.3. Бенз(а)пирен в почвах и дорожной пыли

Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) – широко распространенные токсичные поллютанты, образующиеся в результате неполного сгорания органического топлива при температуре 650-750°C и входящие в состав нефтепродуктов. ПАУ разделяются на низкомолекулярные соединения, состоящие из 2-3 бензольных колец и поступающие в основном от петрогенных источников, и высокомолекулярные с 4-6 бензольными кольцами (Сао et al., 2017; Lawal, 2017). Последние являются более стойкими и токсичными поллютантами и образуются преимущественно в результате горения (Stogiannidis, Laane, 2015). Всего в природе изучено около 160 ПАУ, но только 16 из них включены Агентством по охране окружающей среды США в список приоритетных загрязнителей различных природных сред (USEPA, 2003) и строго регламентируются нормативно-правовой базой во многих странах мира. Загрязнение почв этими полиаренами проводится по сумме 16 приоритетных ПАУ, содержание которых колеблется в среднем от 100 до 300 нг/г. ПАУ, образующиеся от высокотемпературных источников в результате горения, поступают в атмосферу преимущественно с твердыми частицами размером менее 1 мкм (Howsam et al., 2001). При этом более 50% из них связаны с фракцией менее 0,49 мкм и образуются при движении транспортных средств, тогда как от других источников горения полиарены поступают

преимущественно с частицами размером от 0,49 до 0,95 мкм (Rehwagen et al., 2005).

Среди ПАУ самым опасным и приоритетным загрязнителем считается бенз(а)пирен (БП), который обладает высокой стойкостью в различных компонентах ландшафтов, канцерогенными и мутагенными свойствами по отношению ко всем живым организмам, вызывая аллергические реакции кожи и увеличивая частоту развития рака кожи, легких и желудочно-кишечного тракта у животных и человека (Wu et al., 2011; Lawal, 2017). Бенз(а)пирен – единственный из ПАУ, который в России включен в перечень загрязняющих веществ, подлежащих государственному контролю в области охраны окружающей среды. При выпадении из загрязненного атмосферного воздуха в составе пыли и аэрозолей БП способен активно закрепляться на поверхности почв из-за высокой сорбирующей способности органического вещества, его низкой растворимости и слабой миграции в почвах (Morillo et al., 2007; Dai et al., 2008; Ravindra et al., 2008; Nam et al., 2008). Наиболее важным фактором, определяющим сорбцию БП, является органическое вещество, а именно его количество, состав и структура (Maliszewska-Kordybach, 2005). БП является стойким поллютантом, однако под действием почвенных микроорганизмов подвержен микробному разложению в окислительных условиях более кислых почв.

Таким образом, содержание БП в почве является индикатором техногенной нагрузки на городские территории, где основными источниками поллютанта служат промышленные и транспортные выбросы, отопительные системы и сжигание бытовых отходов (Sushkova et al., 2017; Nikiforova et al., 2019). В дорожную пыль городов БП поступает преимущественно в процессе работы бензиновых и дизельных двигателей автотранспорта (Liu et al. 2007), с частицами, образующимися при истирании шин, тормозных колодок и асфальтового покрытия (Binet et al., 2002; Srogi, 2007), а также при выдувании загрязненных городских почв. Накапливаясь в почве и дорожной пыли, поллютант способен мигрировать в другие компоненты ландшафта, включаясь в биологическую циркуляцию и создавая угрозу здоровью человека.

Мониторинг загрязнения компонентов окружающей среды городов ПАУ осуществляется достаточно давно во многих странах, однако чаще всего приводятся сведения о содержаниях ПАУ в общей массе проб почв и дорожной пыли без выделения отдельных гранулометрических фракций. Данные о загрязнении частиц разного размера, в особенности более тонких и экологически опасных PM_1 и PM_{10} практически отсутствуют.

Городские почвы. В почвах Алушты среднее содержание БП составляет 60 нг/г, что превышает фоновое значение (1 нг/г) в 60 раз (табл. 4.8). В микрочастицах PM_{10} почв концентрация БП возрастает до 73 нг/г. Содержание БП в городских почвах и их фракциях PM_{10} в различных функциональных зонах Алушты существенно различается, изменяясь от 8,3 до 111

нг/г в общей массе почвы и от 7,9 до 152 нг/г в микрочастицах РМ₁₀ почв (рис. 4.17).

Таблица 4.8

БП в почве и ее фракции РМ₁₀ в функциональных зонах Алушты

Показатели	Функциональные зоны (число проб)						Алушта (49)
	Т (13)	П (4)	Смл (7)	С-Р (14)	Р (5)	А (6)	
Почва							
среднее, нг/г	111	20	65	49	48	8,3	60
мин.-макс., нг/г	0,5–322	2–39	0,5–210	1–187	0,5–178	0,5–47	0,5–322
<i>K_c</i>	111	20	65	50	48	8,3	60
<i>K_o</i>	5,5	1,0	3,2	2,5	2,4	0,4	3,0
Фракция РМ ₁₀ почв							
среднее, нг/г	152	67	65	47	32	7,9	73
мин.-макс., нг/г	0,5–510	0,5–140	0,5–230	0,5–270	0,5–130	0,5–45	0,5–510
<i>K_c</i>	152	67	65	47	32	7,9	73
<i>K_o</i>	7,6	3,4	3,2	2,4	1,6	0,4	3,6

Примечание. Функциональные зоны: Т – транспортная, П – промышленная, Смл – селитебная с малоэтажной застройкой, С-Р – селитебно-рекреационная, Р – рекреационная, А – агрогенная

Зависимость накопления поллютантов от функционального назначения городских территорий подтверждена многими исследованиями, наибольшим загрязнением, как правило, отличаются промышленная и транспортная зоны (Kosheleva, Nikiforova, 2011; Jiang et al., 2016). В Алуште повышенные уровни накопления поллютанта выявлены в почвах и частицах РМ₁₀ почв транспортной зоны (*K_c* 111 и 152 соответственно). Полученные данные согласуются с результатами (Carrero et al., 2013; Jiang et al., 2016), указывая на то, что автотранспорт является основным источником загрязнения городской среды, который может поставлять 60–90% ПАУ в атмосферный воздух городов (Nielsen, 1996). Аномалии в почвах обусловлены эмиссией выхлопных газов, содержащих продукты неполного сгорания бензина и дизельного топлива, в том числе БП, а также выдуванием с дорожного полотна и накоплением в почве частиц, образующихся при истирании колодок, шин и дорожного полотна (Ravindra et al., 2008). Почвы агрогенной зоны Алушты отличаются относительно низким содержанием БП, что объясняется удаленностью от техногенных источников ПАУ. Улучшенной аэрации, быстрому разложению и выносу БП из почвенного профиля способствуют распашка и перемешивание верхних горизонтов почв. В почвах Алушты БП достаточно хорошо сорбируется органическим веществом и осаждается на органо-минеральном геохимическом барьере, что подтверждается положительной корреляционной связью ($r = 0,38$) между концентрацией поллютанта и содержанием C_{org} .

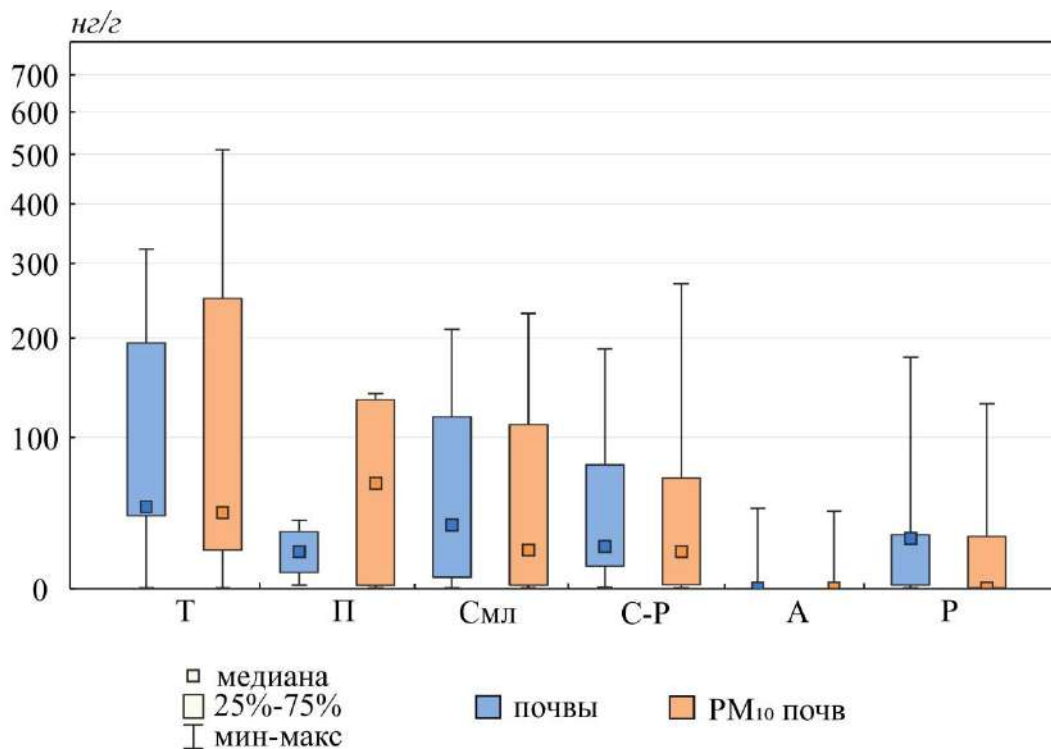


Рис. 4.17. Содержание БП в почве и ее фракции PM_{10} в функциональных зонах Алушты. Зоны: Т – транспортная, П – промышленная, СмЛ – селитебная, С-Р – селитебно-рекреационная, А – агрогенная, Р – рекреационная

Во многих работах отмечается существенное влияние гранулометрического состава на распределение ПАУ (Müller et al., 2000; Ravindra et al., 2008), чаще всего приводятся данные об интенсивном накоплении ПАУ в частицах менее 50 мкм, содержащих органическое вещество (Srogi, 2007; Quantin et al. 2005). В Алуште повышенные содержания БП в частицах PM_{10} по сравнению с почвами установлены в транспортной и промышленной зонах, где его концентрации больше в 1,5 и 3 раза соответственно. Содержание БП в пылевых частицах других функциональных зон изменяется слабо.

В почвах и их фракциях PM_{10} в Алуште отмечается высокая вариабельность C_v содержания поллютанта – 134% и 156% соответственно, которое в пределах города меняется от 0.5 до 322 нг/г в общей массе почвы и от 0.5 до 510 нг/г в частицах PM_{10} почв, что говорит о формировании локальных аномалий БП из-за влияния антропогенных источников. Пространственное положение аномалий БП в общей массе почвы и тонких частицах PM_{10} различается слабо (рис. 4.18).

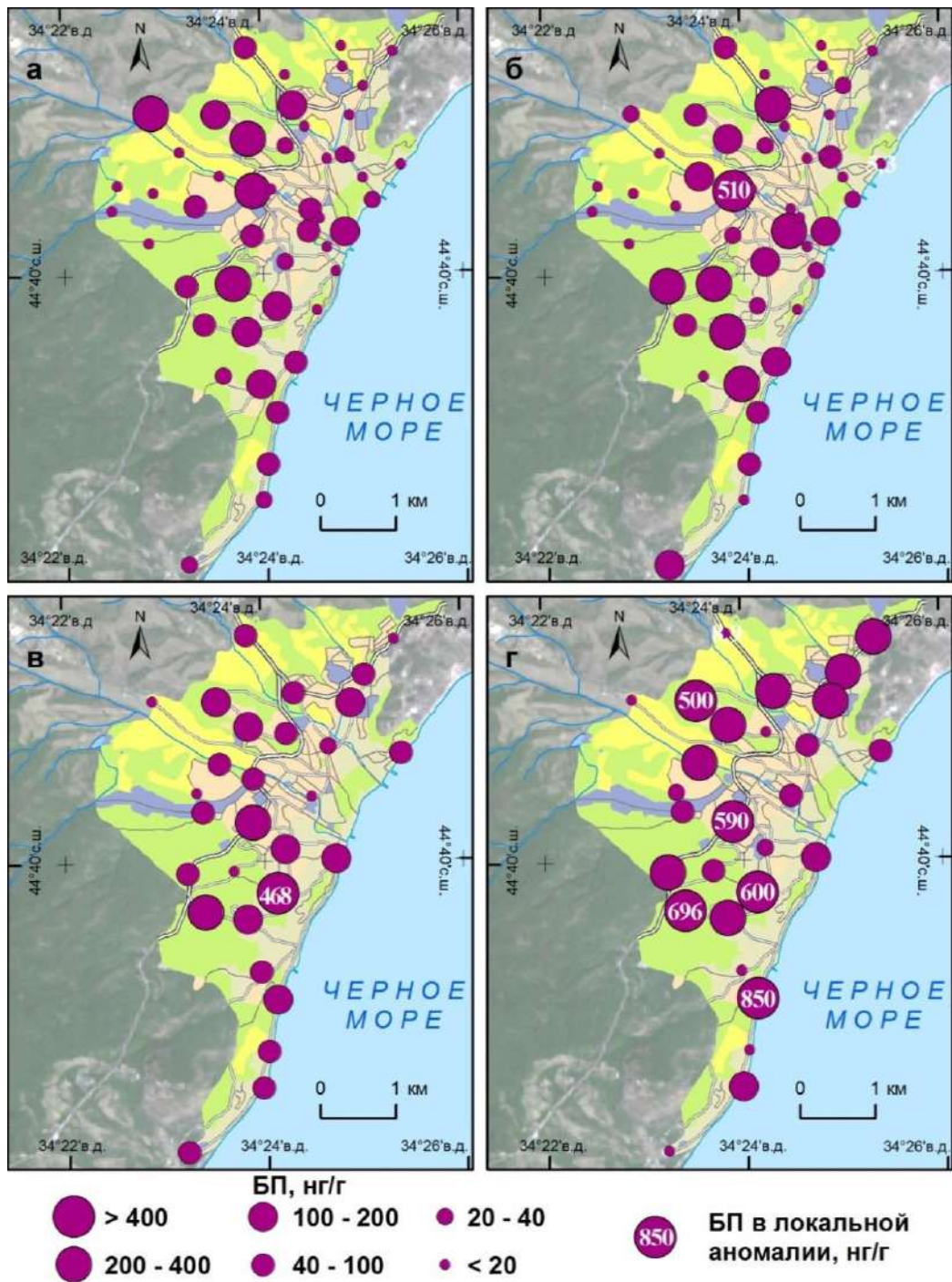


Рис. 4.18. Бенз(а)пирен в почве (а), фракции PM_{10} почв (б), дорожной пыли (в), фракции PM_{10} пыли (г) в Алуште

В первой выделены четыре контрастных аномалии с очень высоким уровнем накопления БП – 210-322 нг/г, то есть с превышением фона более чем в 300 раз. Одна из них образовалась в селитебной зоне под влиянием печного отопления частных домов и личного автотранспорта. Другие аномалии сформированы в придорожных почвах северо-западной, юго-западной и центральной частях Алушты. Аномалия в центре (211 нг/г) расположена вдоль крупного шоссе вблизи автовокзала и заправочной станции, эксплуатация которых сопровождается эмиссией

автомобильного топлива и масел, содержащих БП.

Во фракции PM_{10} почв контрастность этой аномалии увеличивается, и содержание БП достигает чрезвычайно высокого уровня – 510 нг/г, что в 2 раза превышает общую концентрацию и более чем в 500 раз фоновую. Вблизи наиболее загруженных автомагистралей города (Ялтинское шоссе, Ленина, Комсомольская и Набережная) содержание поллютанта достигает 250–394 нг/г. Очень высокий уровень накопления БП во фракции PM_{10} почв также зафиксирован на востоке города на пойме р. Улу-Узень (230 нг/г) в результате активной аккумуляции БП в подчиненных позициях. Поллютант отличается гидрофобностью и слабой растворимостью в воде, что приводит к его медленной биodeградации и длительной аккумуляции в пойменных почвах (Wilcke, 2000).

Дорожная пыль. Из-за отсутствия фоновых аналогов уровни накопления БП в дорожной пыли крымских городов оценивались относительно его содержания в фоновых почвах (1 нг/г).

В дорожной пыли Алушты среднее содержание БП составляет 97 нг/г, что превышает фоновую концентрацию в почвах в 97 раз, изменяясь от 0,5 до 468 нг/г, то есть до 468 *Kc* (табл. 4.9). Во фракции PM_{10} концентрация БП примерно в 2,5 раза больше, чем в дорожной пыли, что согласуется с ранее установленной закономерностью усиленного накопления поллютанта в более мелких фракциях (Acosta et al., 2009; Luo et al., 2011).

Таблица 4.9

Содержание БП в дорожной пыли и ее фракциях PM_{10} разных типов дорог Алушты

Показатели	Тип дороги (число проб)			Алушта (29)
	крупные (7)	средние (15)	малые (7)	
Дорожная пыль				
среднее, нг/г	84	106	93	97
мин.–макс., нг/г	0,5–210	12–301	0,5–468	0,5–468
<i>Kc</i>	84	106	93	97
<i>Ko</i>	4,2	5,3	4,7	4,9
Фракция PM_{10} пыли				
среднее, нг/г	327	256	113	238
мин.–макс., нг/г	0,5–590	15–850	0,5–600	0,5–850
<i>Kc</i>	327	256	113	238
<i>Ko</i>	16	13	5,7	12

В частицах PM_{10} среднее содержание БП составляет 238 нг/г, что превышает фоновые содержания в 238 раз, варьируя от 0,5 до 850 нг/г, то есть до 850 *Kc* (табл. 4.9). Как и для городских почв, в дорожной пыли установлена положительная корреляционная зависимость между содержанием поллютанта и $C_{орг}$ ($r = 0,42$ при $p < 0,05$), что подтверждает накопление БП на органо-минеральном геохимическом барьере.

Интенсивность накопления БП в дорожной пыли несильно различается на дорогах разной крупности (рис. 4.19), увеличиваясь в ряду: крупные ($Kc = 84$) < малые (93) < средние (106).

Максимальное накопление БП в дорожной пыли средних дорог объясняется составом автомобильного потока, а именно, преобладанием пассажирского транспорта с меньшими скоростями и прерывистым характером движения, частыми остановками, в результате которых увеличивается количество эмитируемых в атмосферу поллютантов. Аккумуляция БП в частицах PM_{10} пыли увеличивается в другой последовательности дорог: малые (Kc 113) < средние (256) < крупные (327). На крупных дорогах движется основной поток транзитного транспорта, а именно, грузовых машин и междугородных автобусов, использующих топливо в основном более низкого качества и поставляющих наибольшее количество мелких пылевых частиц.

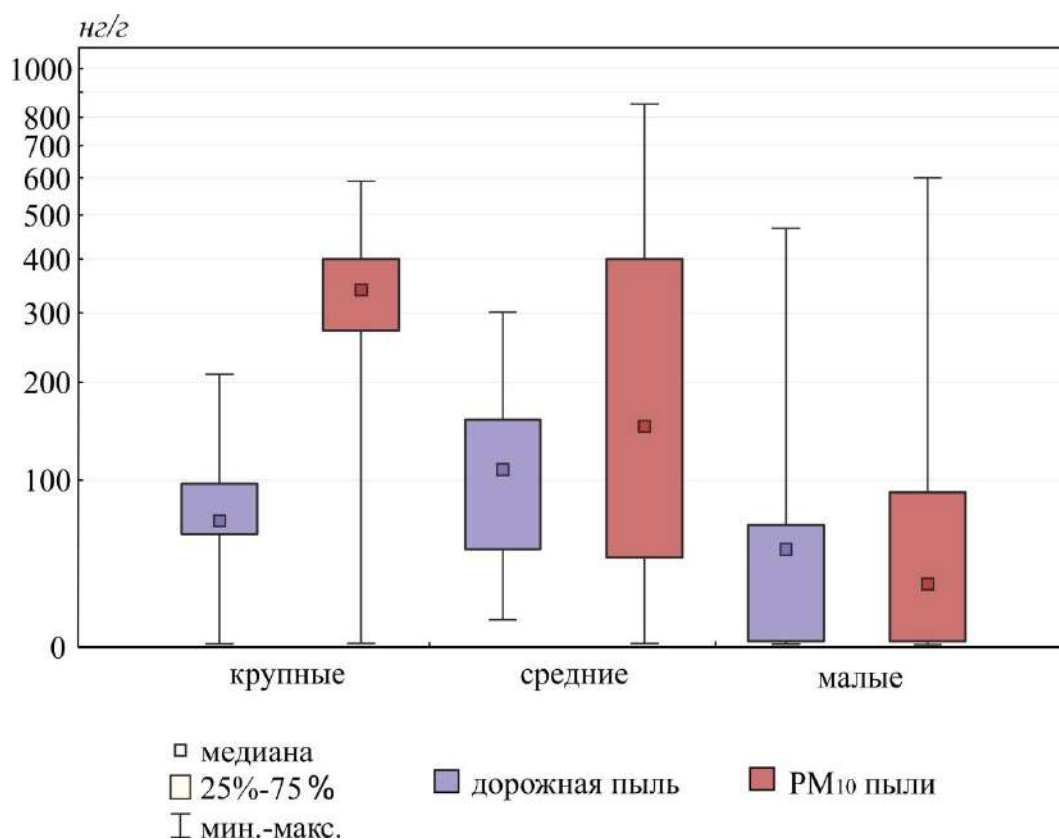


Рис. 4.19. Содержание БП в пыли дорог разной крупности в Алуште

Пространственное положение аномалий БП в общей массе дорожной пыли и ее тонких частицах PM_{10} показано на рисунке 4.17. Чрезвычайно высокий уровень накопления БП в дорожной пыли наблюдается в северо-западной, юго-западной и восточной частях города на крупных и средних дорогах. Повышенное накопление БП во фракции PM_{10} обнаружено также на дорогах с наиболее интенсивным транспортным потоком (Ялтинское шоссе, ул. Судакская) грузовых и легковых автомобилей (Kc 600), а также на дороге вдоль набережной города, где содержание БП более чем в 800 раз превышает фоновые значения.

Алушта – приморский и рекреационный город с большим перепадом высот и числом солнечных дней, высокой температурой воздуха и, следовательно, повышенной

интенсивностью биологического разложения бенз(а)пирена (Цибарт, Геннадиев, 2013). Но его концентрации в дорожной пыли высоки, что указывает на наличие мощных постоянных источников воздействия в городе и современное загрязнение окружающей среды Алушты БП и другими ПАУ.

ГЛАВА 5. ЭКОГЕОХИМИЯ ПОЧВ И ДОРОЖНОЙ ПЫЛИ ЯЛТЫ

5.1. Тяжелые металлы и металлоиды в городских почвах

5.1.1. Почвенно-геохимический фон

Для городских почв Ялты региональным фоном послужили поверхностные горизонты буроземов, сформированных на песчаниках окаربоначенных ($n=3$) в пределах восточного склона г. Могаби, а также коричневых почв на известняках и песчаниках ($n=5$) в Никитском ботаническом саду.

Особенность структур почвенного покрова ЮБК в районе Ялты связана с широким проявлением обнажений плотных пород, участие примитивных почв на склонах и формированием мощных почв в понижениях рельефа, а пестрота почвенного покрова обусловлена активными денудационно-аккумулятивными процессами (Драган, 2011). Фоновые почвы имеют нейтральную-сильнощелочную (рН 6,6–8,7) реакцию среды, что связано с широким распространением карбонатных пород в Крыму, среднесуглинистый и легкоглинистый гранулометрический состав с содержанием физической глины 27–45%. Содержание $C_{\text{орг}}$ составляет в среднем 4,0%, варьируя от 0,1% до 6,6%, электропроводность изменяется от 149 мкСм/см до 1008 мкСм/см. Относительно малое содержание $C_{\text{орг}}$ (обычно менее 4% в поверхностном горизонте) является отличительной чертой коричневых почв ЮБК, что связано с их формированием на склонах и развитием эрозионных процессов, отражающихся также в низкой величине (обычно менее 0,9) отношения углерода гуминовых кислот к углероду фульвокислот (Драган, 2009). Буроземы характеризуются оглиненностью переходных горизонтов, накоплением оксалатных и свободных форм Fe в верхней части профиля, отсутствием или слабовыраженным перераспределением кремнезема и полуторных оксидов по профилю вниз.

Содержание ТММ в поверхностных горизонтах фоновых буроземов и коричневых почв и их частиц PM_{10} относительно верхней части континентальной земной коры выявило слабое накопление ($KK \geq 1,5$) $Cd_{3,1}As_{2,3}Pb_{1,8}Zn_{1,6}$ и $Cd_{4,5}As_{2,9}Pb_{2,5}Zn_{2,4}Cs_{1,8}Bi_{1,6}Sb_{1,5}$ (табл. 5.1). Для фоновых коричневых почв на известняках и песчаниках в природном заповеднике «Мыс Мартьян» и буроземов в пределах восточного склона г. Могаби, сформированных на окаربоначенных песчаниках, характерно обогащение Cd, As, Pb и Zn, как и для фоновых коричневых почв южного склона хребта Демерджи (фоновые почвы Алушты), что указывает на вероятный литогенный источник этих ТММ в фоновых ландшафтах – почвообразующие породы (известняки и песчаники) богаты этими элементами.

Содержание ТММ в поверхностных горизонтах фоновых почв Никитского ботанического сада
и в пределах восточного склона г. Могаби

Элемент	Почвы (n=8)			Фракция РМ ₁₀ почв (n=8)			D _x	Кларк
	C _ф , мг/кг	KK	C _v , %	C _ф , мг/кг	KK	C _v , %		
Cd	0,28	3,1	39	0,4	4,5	28	1,4	0,09
As	12,9	2,3	22	15,3	2,9	20	1,3	5,7
Pb	31	1,6	14	43	2,5	16	1,4	17
Zn	118	1,6	35	180	2,4	22	1,5	75
Sn	3,3	1,3	26	3,4	1,4	11	1,0	2,5
Sb	1,0	1,2	16	1,2	1,5	20	1,3	0,75
Mo	1,3	1,2	41	1,5	1,3	41	1,1	1,1
Bi	0,3	1,2	19	0,4	1,6	14	1,3	0,23
Cs	5,8	1,2	22	8,8	1,8	27	1,5	4,9
Cu	25	0,9	24	32	1,2	17	1,3	27
Co	12,6	0,8	37	17,8	1,2	37	1,4	15
Cr	76	0,8	39	102	1,1	35	1,3	92
Ni	40	0,8	23	60	1,2	14	1,5	47
Fe	30155	0,7	24	42970	1,1	18	1,4	39180
V	77	0,7	23	112	1,1	12	1,5	106
Be	1,6	0,7	22	2,2	1,0	20	1,4	2,1
Mn	512	0,7	44	1027	1,3	104	2,0	774
W	1,3	0,6	17	1,7	0,8	17	1,3	1,9
Ba	244	0,4	27	295	0,5	14	1,2	628
Sr	92	0,3	42	83	0,3	20	0,9	320

Примечание. Для Bi, V, Cs, Cu, Co, Zn, As, Sb использовались кларки (Hu, Gao, 2008), Ba, Cd, Mo, Be, Cr, Ni, Sr, Mn, Fe, Pb, W, Sn (Rudnick, Gao, 2003). Полужирным выделены элементы с $KK > 1,5$. D_x – отношение содержания элемента в РМ₁₀ почв к почвам. Элементы ранжированы по убыванию KK в почвах

Во фракции РМ₁₀ содержание большинства элементов слабо отличается от общих содержаний (в среднем на 10–20%). Только V, Mn, Ni, Zn, Cs в 1,5–2 раза интенсивнее накапливаются относительно общей массы почвы. Наибольшее рассеяние в частицах РМ₁₀ выявлено для Sr из-за его аккумуляции в крупных фракциях. Сходная закономерность отмечается в природных почвах региона Мурсия (Испания), где концентрации Pb, As, Zn, Cd, Ni и Sr не зависят от размеров частиц, что объясняется равномерным распределением ТММ в почвенных частицах разного размера (Khademi et al., 2020).

Таким образом, фоновые почвы отличаются региональной Cd–As–Pb–Zn геохимической специализацией из-за влияния почвообразующих пород тяжелого гранулометрического состава и высокой сорбционной емкостью по отношению ко многим химическим элементам.

5.1.2. Физико-химические свойства городских почв

Реакция среды в поверхностных горизонтах почв Ялты меняется от слабощелочной до сильнощелочной (рН 7,3–9,3). Средняя величина рН 8,4 слабо варьирует по функциональным

зонам, изменяясь от 8,0–8,3 в почвах селитебных, рекреационных и селитебно-рекреационных зон до 8,5–8,8 в агрогенной, промышленной и транспортной (табл. 5.2; рис. 5.1). Наиболее высокие значения (рН 9,3) характерны для почв транспортной зоны из-за их подщелачивания в результате выбросов автотранспорта и строительной пыли при ремонтных работах. В целом почвы Ялты более щелочные по сравнению с почвами Алушты, что связано с интенсивной поставкой строительной карбонатной пыли и более широким распространением в Ялте карбонатных почвообразующих пород.

Таблица 5.2

Физико-химические свойства поверхностных (0–15 см) горизонтов почв Ялты

Функциональная зона (число проб)	рН	ЕС, мкСм/см	С _{орг} , %	Содержание физической глины, %
Селитебная с многоэтажной застройкой (11)	8,0 (7,3–8,4)	814 (141–3280)	4,6 (1,7–9,4)	33 (25–48)
Селитебная с малоэтажной застройкой (13)	8,2 (7,5–8,6)	510 (194–1531)	3,8 (1,0–9,7)	35 (19–54)
Селитебно-рекреационная (3)	8,3(7,8–8,6)	704 (191–1727)	3,5 (3,0–4,5)	39 (33–51)
Рекреационная (4)	8,3 (8,1–8,7)	282 (188–364)	5,1 (2,4–8,4)	34 (30–40)
Агрогенная (5)	8,8 (8,7–8,9)	201 (147–147)	1,1 (0,7–1,5)	55 (48–63)
Промышленная (6)	8,7 (8,8–8,8)	255 (146–377)	2,4 (1,3–3,1)	32 (22–56)
Транспортная (27)	8,5 (7,7–9,3)	595 (84–5150)	3,8 (0,7–11,4)	33 (14–55)
Среднее по городу (69)	8,4 (7,3–9,3)	542 (84–5150)	3,8 (0,7–11,4)	35 (14–63)
Фон (8)	8,0 (6,6–8,7)	298 (149–1008)	4,0 (0,1–6,6)	38 (27–45)

Примечание. В скобках указаны минимальные и максимальные значения

Удельная электропроводность (ЕС) городских почв Ялты составляет 542 мкСм/см, что в среднем в 2 раза выше фоновых почв (298 мкСм/см). Максимальные значения ЕС почв города обнаружены в транспортной зоне (рис. 5.1) вблизи побережья (5150 мкСм/см), селитебной с многоэтажной застройкой (3280 мкСм/см) и селитебно-рекреационной зоне (1727 мкСм/см), что может быть связано с привносом солей Черного моря. Более интенсивная транспортная нагрузка и морские аэрозоли способствуют почти двукратному увеличению ЕС почв Ялты по сравнению с Алуштой (542 и 320 мкСм/см соответственно).

Органический углерод в городских почвах представлен соединениями преимущественно техногенного происхождения. В почвах Ялты среднее содержание С_{орг} составляет 3,8%, изменяясь от 1,1% в агрогенной зоне, что связано с деградацией почв, до 5,1% в рекреационной, вероятнее, из-за содержания в газонах биогенных элементов и использования органических удобрений (табл. 5.2; рис. 5.1). Наиболее высокое содержание С_{орг} обнаружено в почвах транспортной зоны (11,4%), куда они выступают в результате истирания асфальтового

покрытия, с выбросами промышленности и автотранспорта. По содержанию $C_{орг}$ почвы Ялты практически не отличаются от почв Алушты (4,0% и 3,8% соответственно).

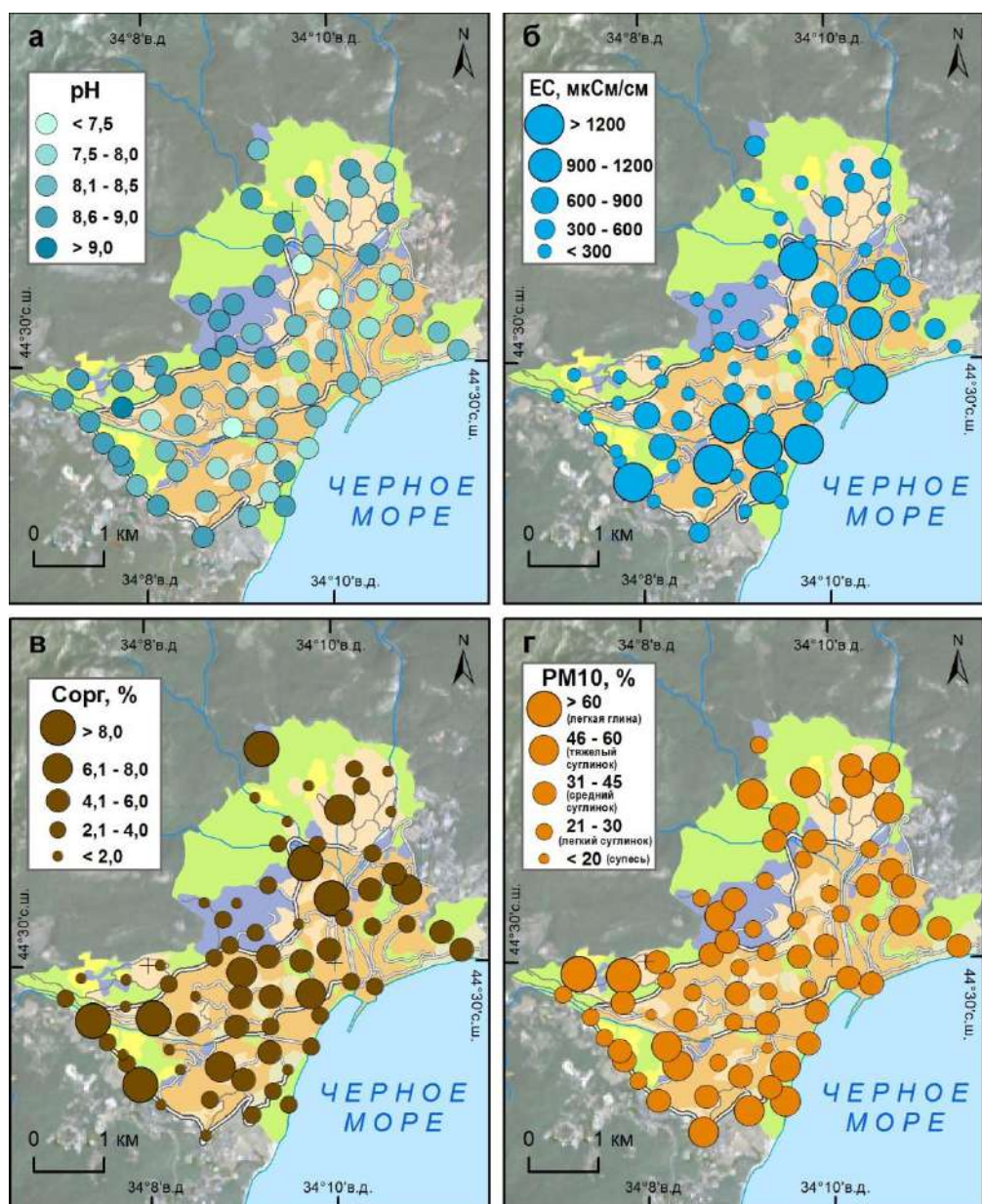


Рис. 5.1. Реакция среды pH (а), электропроводность (б), содержание органического углерода (в) и гранулометрический состав (г) почв Ялты

Гранулометрический состав почв практически во всех функциональных зонах (кроме агрогенной) тяжелосуглинистый со средним содержанием физической глины 32–39%. По содержанию физической глины почвы Ялты и Алушты слабо отличаются (в среднем 35% и 31% соответственно). Наибольшее среднее (55%) и максимальное (63%) содержание физической глины в почвах Ялте установлено в агрогенной зоне (рис. 5.1), где почвы имеют среднеглинистый состав из-за уплотнения при использовании сельскохозяйственной техники на полях и привноса илстых частиц при поливе речными водами. Резкое увеличение доли физической глины в почвах виноградников установлено также в Алуште.

Таким образом, фоновые почвы отличаются региональной Cd–As–Pb–Zn геохимической специализацией за счет их накопления в почвообразующих породах, которые обладают тяжелым гранулометрическим составом и высокой сорбционной емкостью по отношению ко многим химическим элементам (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989).

5.1.3. Загрязнение городских почв тяжелыми металлами и металлоидами

В поверхностных горизонтах почв и фракции PM₁₀ в Ялте в среднем более активно накапливаются Pb, Sr, Zn, Sb, Sn и Cu, содержание которых в 1,6–3,3 раза превышает фоновые значения преимущественно из-за влияния автотранспорта (табл. 5.3; рис. 5.2).

Таблица 5.3

Содержание ТММ в почве и ее фракции PM₁₀ в Ялте

Элемент	Почва				Фракция PM ₁₀ почв				D _x
	C _i , мг/кг	C _ф , мг/кг	K _c	C _v , %	C _i , мг/кг	C _ф , мг/кг	K _c	C _v , %	
Pb	101 (20–2057)	31	3,3	244	133 (27–731)	43	3,1	100	1,3
Sr	250 (87–589)	92	2,7	44	159 (65–459)	83	1,9	34	0,6
Zn	269 (67–954)	118	2,3	76	530 (137–2597)	180	2,9	77	2,0
Sb	2,0 (0,7–11)	1,0	2,0	67	2,9 (1,0–9,1)	1,2	2,4	58	1,5
Sn	6,1 (1,3–23)	3,3	1,8	75	6,2 (2,6–22)	3,4	1,8	48	1,0
Cu	40 (14–112)	25	1,6	40	67 (30–159)	32	2,1	38	1,7
Cd	0,4 (0,1–1,5)	0,3	1,4	55	0,57 (0,2–1,3)	0,4	1,4	48	1,5
Mo	1,7 (0,7–4,7)	1,3	1,3	39	1,8 (0,7–5,7)	1,5	1,2	39	1,0
Bi	0,3 (0,1–1,0)	0,27	1,2	44	0,5 (0,1–1,0)	0,36	1,4	34	1,5
Ba	303 (146–662)	244	1,2	34	433 (179–1156)	295	1,5	32	1,4
Mn	572 (300–1153)	512	1,1	29	901 (349–5025)	901	0,9	63	1,6
W	1,3 (0,5–3,6)	1,25	1,1	42	1,9 (0,9–3,3)	1,7	1,2	23	1,4
Cs	5,0 (1,2–12)	5,8	0,9	50	8,6 (3,0–18)	8,8	1,2	34	1,7
Fe	25696 (13380–42480)	30156	0,9	29	38448 (20848–54408)	42970	0,9	18	1,5
V	64 (23–106)	77	0,8	41	110 (46–188)	112	1,0	28	1,7
As	10 (3,4–24)	13	0,8	42	14 (4,6–36)	16	0,8	42	1,3
Ni	31 (13–55)	40	0,8	35	52 (22–79)	60	0,9	24	1,7
Be	1,3 (0,5–2,4)	1,6	0,8	40	2,0 (0,8–3,1)	2,3	0,9	24	1,6
Co	9,0 (3,4–16)	13	0,7	38	14,2 (6,2–22)	18	0,8	23	1,6
Cr	52 (20–109)	76	0,7	45	83 (28–128)	102	0,8	28	1,6

Примечание. В скобках указаны минимальные и максимальные значения. Элементы ранжированы по убыванию K_c в почвах. D_x – отношение содержания элемента в PM₁₀ почв к почвам. Полужирным выделены элементы с K_c > 1,5

В почвах Алушты ассоциация основных поллютантов аналогична, что подтверждает существенную роль в загрязнении окружающей среды обоих городов выбросов автотранспорта, доля которых достигает 80–90% от выбросов вредных веществ в атмосферный воздух Ялты (Кобрин и др., 2010; Шибанов, 2011). Другими значимыми источниками поступления Sr, Sb, Sn и Pb в почвы могут являться объекты теплоэнергетики, котельные и печное отопление,

осуществляемое путем сжигания угля в частной жилой застройке, а также предприятия по металлообработке, производству строительных материалов, металлических и железобетонных изделий и др. (Demetriades, Birke, 2015). Концентрации остальных элементов в почвах и фракции PM_{10} близки к фоновым содержаниям.

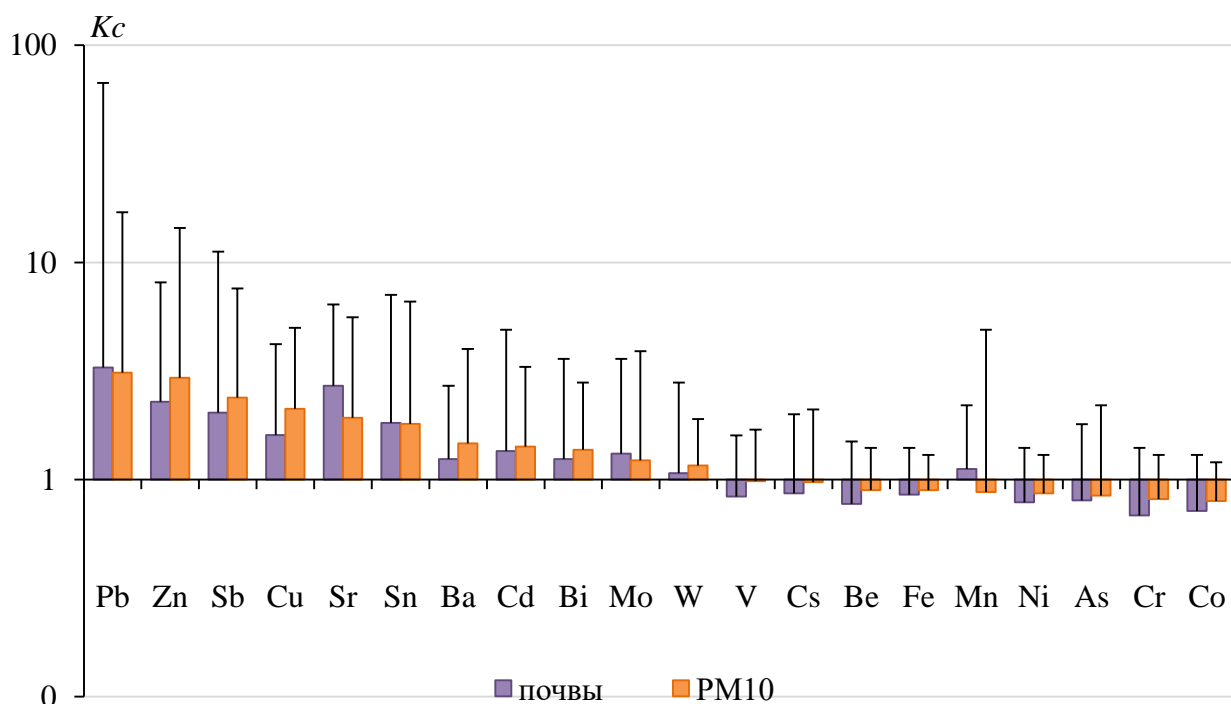


Рис. 5.2. Коэффициенты концентраций ТММ в почвах и ее фракции PM_{10} в Ялте. Вертикальными линиями показаны максимальные значения K_c

Многие ТММ в среднем в 1,5–2 раза интенсивнее накапливаются в частицах PM_{10} почв относительно общих содержаний. Во фракции PM_{10} наибольшая аккумуляция характерна для Zn (отношение концентрации элемента в PM_{10} к почвам в целом $D_x = 2,0$), Cu, Cs, V, Ni ($D_x = 1,7$), а также Be, Co, Cr, Mn, Cd, Sb, Bi, Fe ($D_x = 1,5$ – $1,6$). В почвах содержание Sr в среднем увеличивается по сравнению с микрочастицами PM_{10} ($D_x = 0,6$), а остальных элементов слабо изменяется ($D_x = 1,0$ – $1,4$).

Анализ фракционного распределения ТММ показал, что частицы PM_{10} почв Ялты содержат более 60% Zn, Cs, V, Ni, 50–60% Cr, Be, Cu, Co, Pb, W, Bi, Fe, Cd, Mn, Ba и 40–50% Sb, As и Sn от их общих содержаний в почвах (рис. 5.3). Наибольшая доля Sr (74%) и Mo (61%) сосредоточена в более крупных частицах $PM_{>10}$. При сравнении с Алуштой видно, что в почвах Ялты на PM_{10} приходится более значительная доля большинства ТММ: в Алуште средний вклад данной фракции составляет для всех ТММ кроме Mo и Sr от 35% до 63%, в Ялте от 45% до 66%. Для обоих городов характерна меньшая доля связанных с PM_{10} Sn, Mo и Sr, поступающих в почвы, вероятно, с более крупными чем PM_{10} частицами.

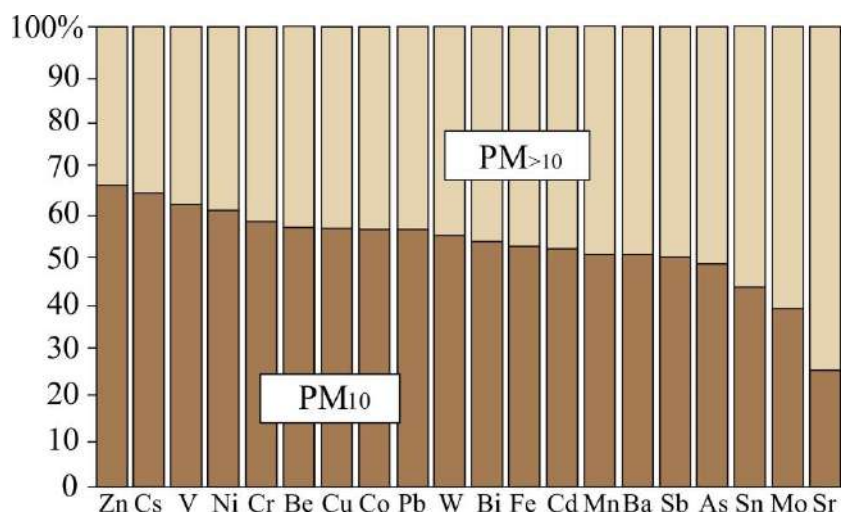


Рис. 5.3. Доля ТММ во фракции PM_{10} городских почв Ялты

Концентрации многих элементов в почве и ее частицах PM_{10} в Ялте сильно варьируют, достигая аномально высоких уровней преимущественно вблизи с источниками воздействия. Наиболее контрастные геохимические аномалии в почвах образуют (цифра – максимальные Kc) $Pb_{67}Sb_{11}Zn_8Sn_7Sr_{6,4}Cd_5Cu_4$, а также $Bi_{3,6}Mo_{3,6}W_{2,8}Ba_{2,7}Mn_{2,2}$, средние значения Kc которых не превышают 1,0-1,3. В частицах PM_{10} почв ассоциации элементов с аномальными значениями Kc сходные с общей массой почвы, т.е. Pb , Sb и Zn являются супертоксикантами в почвах и их частицах PM_{10} в Ялте, как и во многих других городах (Касимов, Власов, 2018), а максимальные Kc этих ТММ составляют более 10. Однако в почвах и частицах PM_{10} локальные аномалии имеют различную контрастность. Несмотря на то, что среднее содержание многих ТММ в PM_{10} почв выше по сравнению с почвами в целом, аномальность Pb , Sb , Cd и W существенно увеличивается в общей массе почвы, что связано с уровнями накопления этих ТММ в частицах крупнее PM_{10} . Для Zn , Cu и Ba , наоборот, характерны более контрастные локальные аномалии в мелких частицах.

По степени вариабельности концентраций элементов в почвах Ялты, как и Алушты выделяется три группы ТММ. Наиболее низкой изменчивостью ($Cv < 50\%$) характеризуются Ba , Fe , Mn , Ni , Sr , Cr , Be , V , As , Cs , Bi , W и Co (рис. 5.4). Средние значения Cv (50-100%) выявлены для Sn , Cd , Sb , Zn и Mn , а аномально высокие (100-244%) – для Pb , что указывает на антропогенное происхождение этих элементов. При этом в Ялте обнаружена тенденция увеличения вариабельности концентраций приоритетных загрязнителей – Pb , Cd , Sb и Zn в общей массе почвы по сравнению с более мелкими частицами PM_{10} .

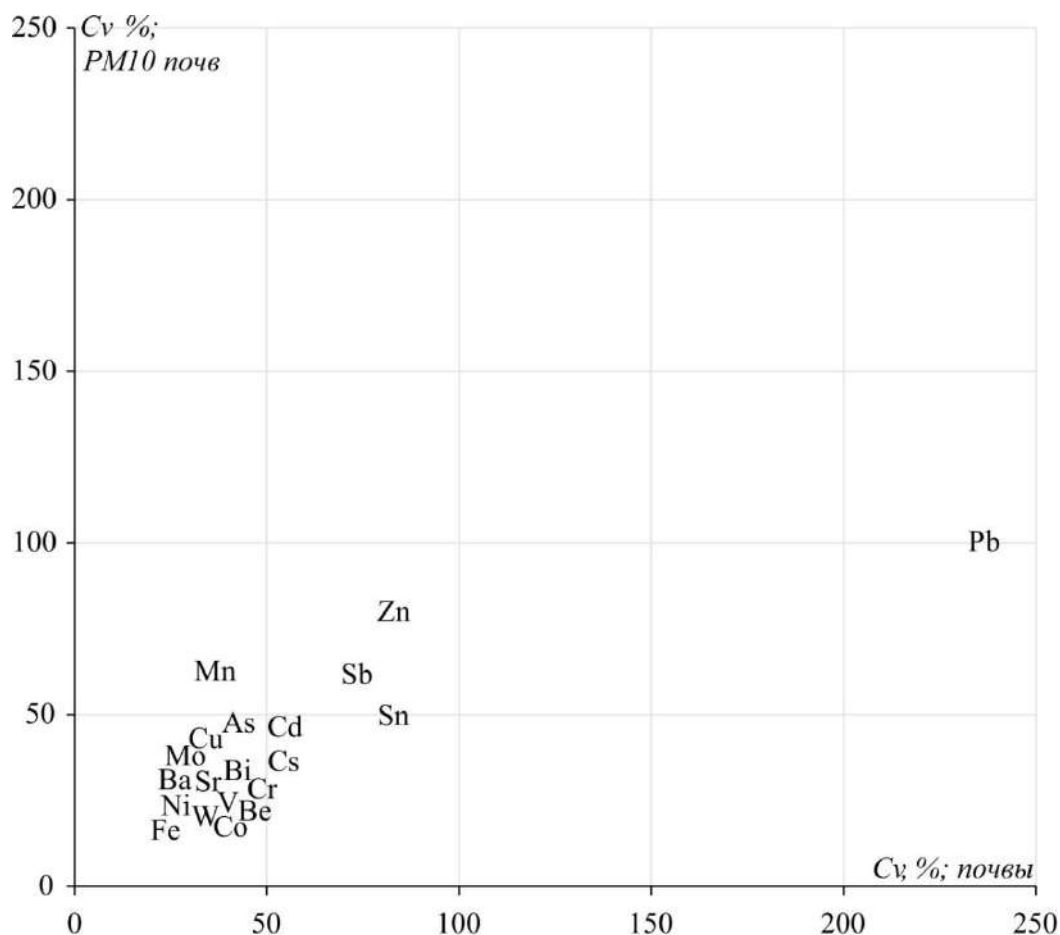


Рис. 5.4. Соотношение коэффициентов вариации (C_v , %) содержаний ТММ в почве и ее фракции PM_{10} в Ялте

ТММ в почвах функциональных зон. Содержание и интенсивность накопления большинства загрязнителей в городских почвах определяется интенсивностью техногенного воздействия, характер и степень которого связаны с принадлежностью территории к функциональной зоне. Наиболее сильное накопление загрязнителей установлено в районах малоэтажной жилой застройки, где в почвах накапливаются Pb, Zn, Sb, Sr и Sn (*Кс* 2,2–7,1). Фракция PM_{10} почв селитебной зоны с многоэтажной застройкой загрязнена Pb, Zn, Sb, Cu и Sn (*Кс* 5,4–2,2), в результате эмиссии при печном отоплении жилых домов и воздействия автотранспорта (табл. 5.4; рис. 5.5).

В транспортной и селитебно-рекреационной зонах образуются близкие по уровню накопления и составу аномалии ТММ – Sb–Sr–Zn–Pb (*Кс* 2,9–2,1) в почвах и Sb–Zn–Pb–Cu (*Кс* 3,7–2,3) во фракции PM_{10} , поступающие от общего источника – автотранспорта. В почвах и фракции PM_{10} промышленной зоны аккумулируется Sr (*Кс* 3,3–4,6), накапливающийся в результате выбросов объектов строительства и энергетики (Amato et al., 2009).

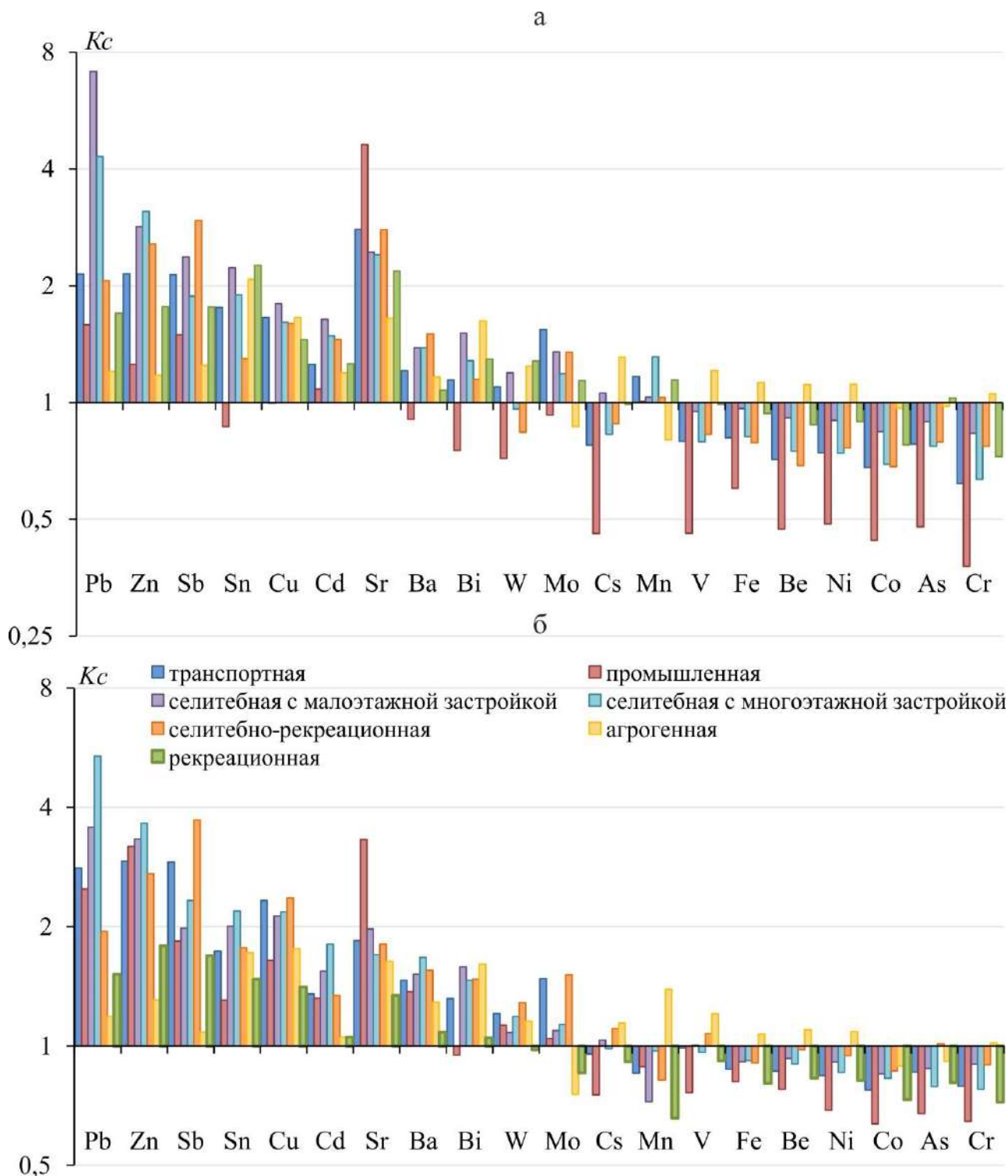


Рис. 5.5. Геохимические спектры почвы (а) и ее фракции PM_{10} (б) в функциональных зонах Ялты

Наименее загрязнены почвы рекреационной и агрогенной зон, в которых слабо накапливаются Sn (K_c 2,1–2,3) и Sr (2,2), что может быть связано с их атмосферным переносом от техногенных источников, содержание остальных ТММ близко к фоновым. Загрязнение почв парковой и селитебной зон Ялты обнаружено Е.В. Евстафьевой с соавт. (2018) – содержание V, Cr, Co, Ni и Cu в 2 раза больше, а Pb – до 5 раз меньше относительно полученных нами значений.

Геохимическая специализация почвы и ее фракции PM_{10} в функциональных зонах Ялты

Функциональная зона (число проб)	Почва	Фракция PM_{10} почв
Транспортная (28)	$Sr_{2,8}Sb_{2,1}Pb_{2,1}Zn_{2,1}$	$Sb_{2,9}Zn_{2,9}Pb_{2,8}Cu_{2,3}$
Промышленная (6)	$Sr_{4,6}$	$Sr_{3,3}Zn_{3,2}Pb_{2,5}$
Селитебная с малоэтажной застройкой (13)	$Pb_{7,1}Zn_{2,8}Sb_{2,4}Sr_{2,4}Sn_{2,2}$	$Pb_{3,6}Zn_{3,3}Cu_{2,1}Sb_{2,0}Sn_{2,0}Sr_{2,0}$
Селитебная с многоэтажной застройкой (11)	$Pb_{4,3}Zn_{3,1}Sr_{2,4}$	$Pb_{5,4}Zn_{3,7}Sb_{2,3}Cu_{2,2}Sn_{2,2}$
Селитебно-рекреационная (3)	$Sb_{2,9}Sr_{2,8}Zn_{2,6}Pb_{2,1}$	$Sb_{3,7}Zn_{2,7}Cu_{2,4}$
Агрогенная (5)	$Sn_{2,1}$	–
Рекреационная (3)	$Sn_{2,3}Sr_{2,2}$	–
Среднее по городу (69)	$Pb_{3,3}Sr_{2,7}Zn_{2,3}$	$Pb_{3,1}Zn_{2,9}Sb_{2,4}Cu_{2,1}$

Примечание. Прочерк – показатель отсутствует. Цифры в нижнем индексе – величина Kc . Приводятся элементы с $Kc > 2$

Геохимические аномалии в почвах. Для городских почв Ялты и фракции PM_{10} характерна наиболее устойчивая техногенная ассоциация $Pb-Zn-Sb-Cu-Cd-Sn-Sr$ (рис. 5.6-5.7). Поступление большинства поллютантов в городские почвы Ялты связано в основном с автотранспортом. Так, в почвах транспортной зоны установлены максимальные уровни Kc для Zn (7,8–8,1) в восточной части города на ул. Свердлова и ул. Мухина, а также для Cu (4,5) на пересечении крупных автодорог в центре Ялты и Sn (7,1) на средней дороге с высокой плотностью движения. Наиболее высокие концентрации Sr (Kc 6,0–6,4) характерны для почв, расположенных вблизи бетонных заводов в промышленной зоне Дарсан на северо-западе города из-за поступления поллютанта с пылевыми выбросами объектов строительства.

Аномально высокие значения Kc Pb (6,0–67), Sb (5,0–11), Zn (5,8–6,5) и Cd (3,4–4,9) в поверхностных горизонтах почв установлены в центральной и южной части города в селитебной зоне с малоэтажной жилой застройкой из-за использования угля для отопления жилых домов и воздействия автотранспорта.

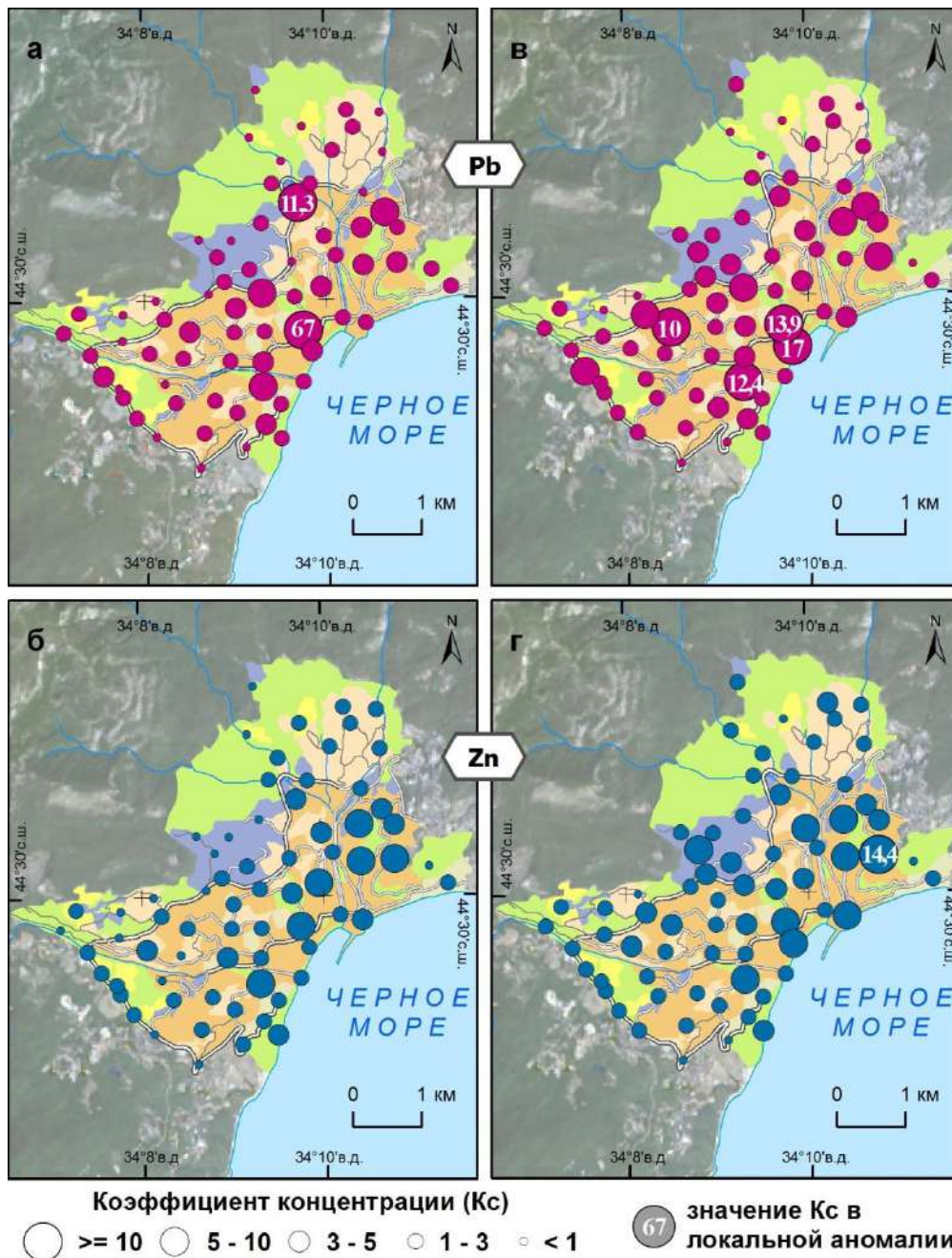


Рис. 5.6. Pb и Zn в почве (а, б) и ее фракции PM₁₀ (в, г) в Ялте

Во фракции PM₁₀ почв количество аномалий с высокими уровнями накопления большинства поллютантов увеличивается. Полиэлементные аномалии Zn–Pb–Cd выше фонового уровня Zn в 5,0–14 раз, Pb – 5,7–17, Cd – 3,1–3,3 раза сформировались во фракции PM₁₀ почв селитебных зон в центральной и южной части города и в транспортной зоне на востоке. Высокие содержания Sb (Kc 6,1–7,6) выявлены в частицах PM₁₀ придорожных почв вдоль крупного Ялтинского шоссе и вблизи с автостоянкой гостиницы «Ялта-Интурист».

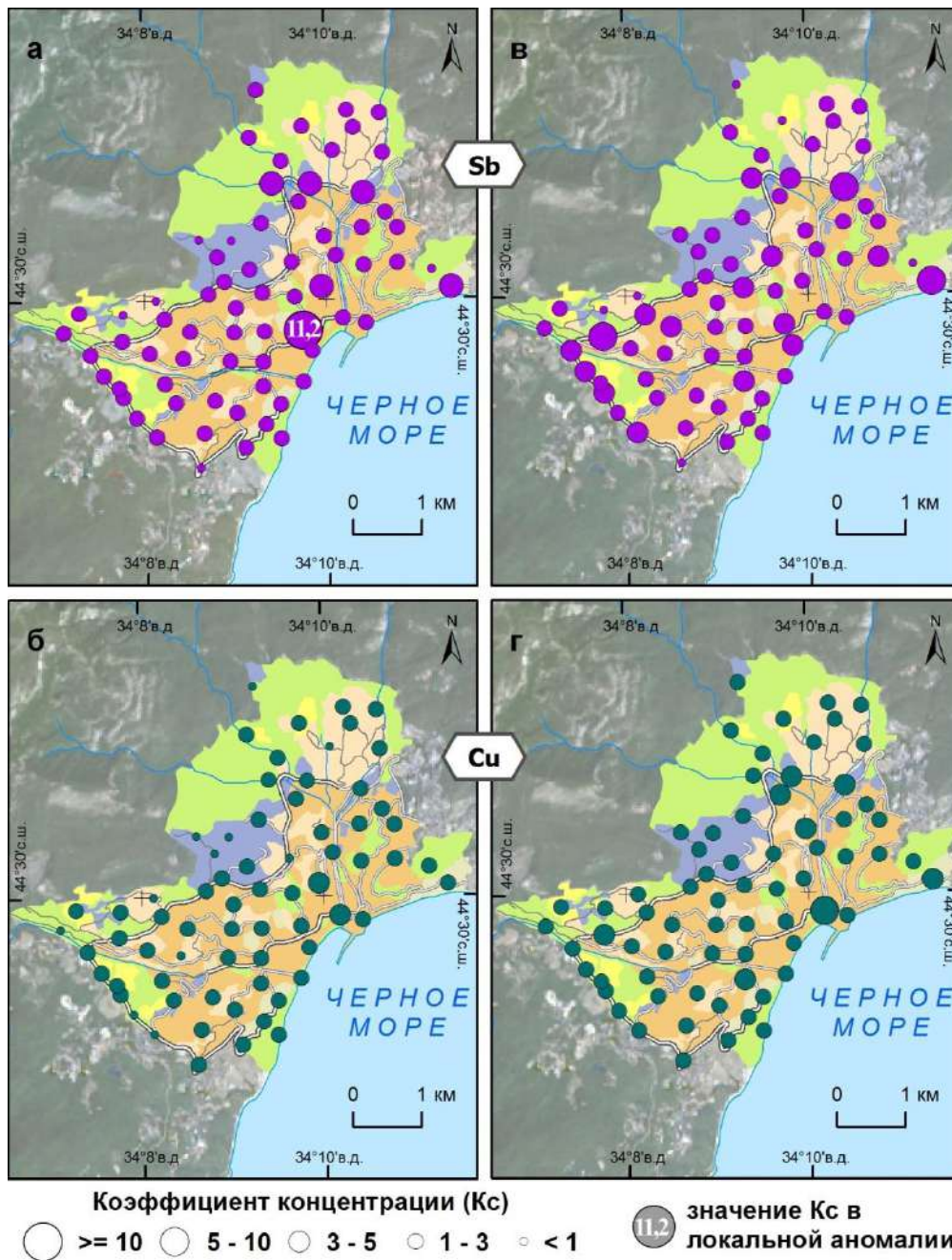


Рис. 5.7. Sb и Cu в почве (а, б) и ее фракции PM_{10} (в,г) в Ялте

5.2. Тяжелые металлы и металлоиды в дорожной пыли

5.2.1 Физико-химические свойства дорожной пыли

Реакция среды дорожной пыли Ялты на всей территории города сильнощелочная (рН 8,0–11), что обусловлено поступлением частиц с рН 9–10 в результате износа тормозных колодок автомобилей и ремонтных работ дорожного полотна (рис. 5.8). Значение рН в среднем увеличивается в ряду малые дороги (8,6) < средние (8,9) < крупные (9,3), что связано с интенсивным истиранием дорожного покрытия в результате большего потока транспортных средств. Увеличение рН пыли с ростом крупности дорог возможно объясняется их подметанием

и мойкой в летнее время с помощью различных щелочных средств. В Ялте по сравнению с Алуштой дорожная пыль и почвы более щелочные, вероятно, из-за более интенсивной транспортной нагрузки, большего числа строительных объектов и более широкого распространения выходов карбонатных пород.

Удельная электропроводности водной вытяжки дорожной пыли составляет в среднем 315 мкСм/см, изменяясь от 119 мкСм/см до 1148 мкСм/см (табл. 5.5). Наиболее высокие средние (337 мкСм/см), максимальные (1148 мкСм/см) и минимальные (146 мкСм/см) величины ЕС зафиксированы на средних дорогах, что связано с влиянием транспорта и промышленных объектов и ветровым переносом солей Черного моря (рис. 5.8). Для Ялты по сравнению с Алуштой характерна более высокая электропроводность водной вытяжки дорожной пыли и почв, что указывает на большую поставку водорастворимых соединений от техногенных источников и с моря.

Таблица 5.5

Основные физико-химические свойства дорожной пыли Ялты

Объекты (число проб)	pH	ЕС, мкСм/см	$C_{орг}$, %	Содержание физической глины, %
Малые дороги (17)	8,6 (8,0–9,1)	267 (137–615)	2,2 (0,5–4,9)	34 (20–56)
Средние дороги (22)	8,9 (8,2–11)	337 (146–1148)	2,1 (0,9–3,5)	31 (20–50)
Крупные дороги (18)	9,3 (8,2–11)	336 (119–581)	1,6 (0,2–3,4)	38 (20–63)
Ялта в среднем (57)	8,9 (8,0–11)	315 (119–1148)	1,7 (0,2–4,9)	34 (20–63)

Примечание. В скобках указаны минимальные и максимальные значения

Содержание органического углерода в дорожной пыли в среднем составляет 1,7%, варьируя от 0,2% до 4,9%, что близко к уровню $C_{орг}$ в дорожной пыли Алушты (1,8%). Высокие содержания $C_{орг}$ в дорожной пыли обычно связаны с поступлением органических соединений в результате загрязнения битумно-асфальтовыми смесями, сажей, источниками которых являются асфальтовые покрытия, выхлопные газы, автомобильные масла. Максимальное содержание $C_{орг}$ 4,9% приурочено к малым дорогам (рис. 5.8), что обусловлено повышенными выбросами выхлопных газов и сажи при прогреве транспортных средств во дворах, а также выдуванием почвенных частиц с дворовых клумб и газонов.

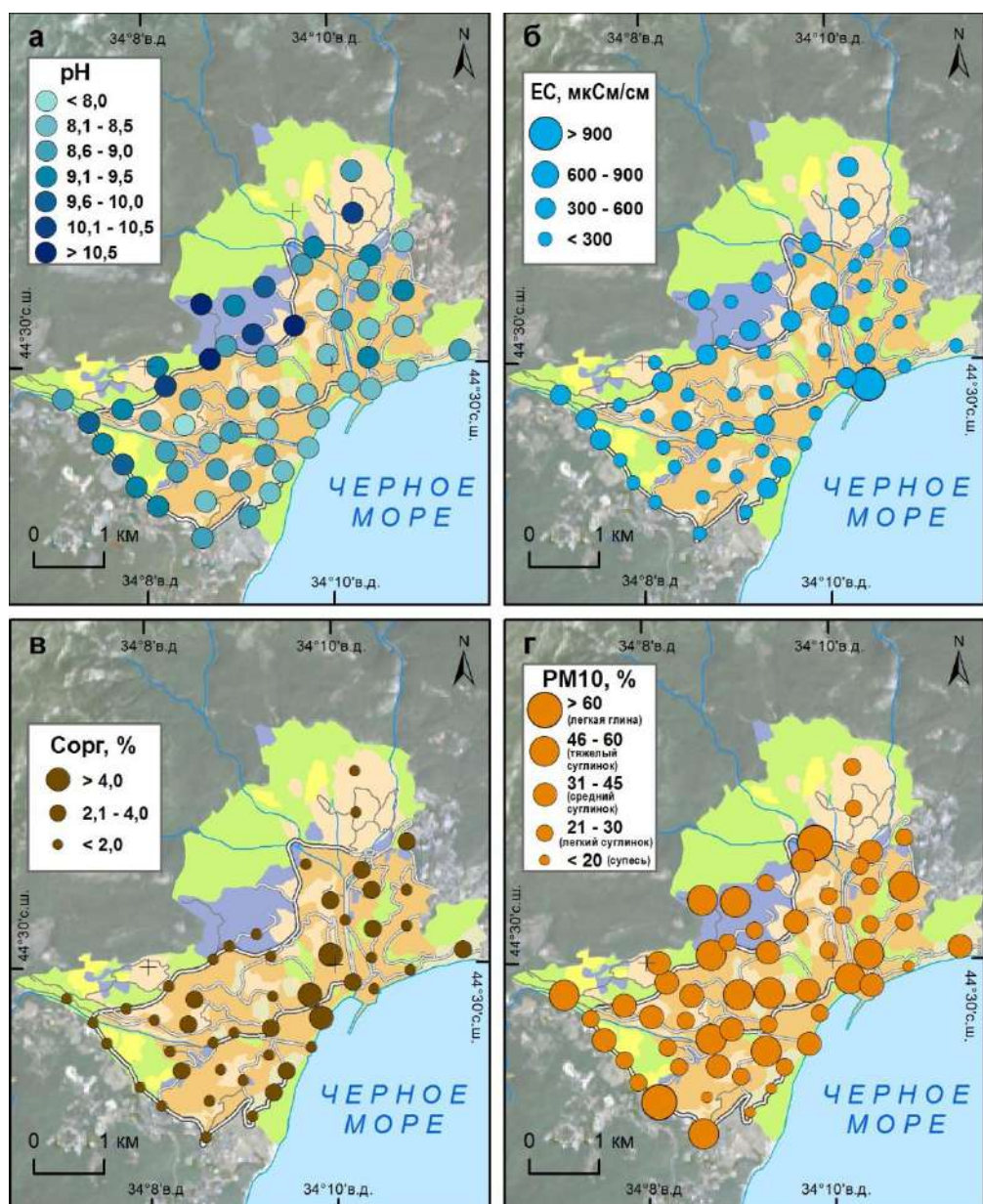


Рис. 5.8. Реакция среды pH (а), электропроводность (б), содержание органического углерода (в) и гранулометрический состав (г) дорожной пыли Ялты

Гранулометрический состав дорожной пыли Ялты среднесуглинистый (содержание физической глины – от 31% до 38%) на всех типах дорог (рис. 5.8), изменяясь в пределах города от супесчаного (20%) до легкоглинистого (63%). Изменение гранулометрического состава пыли по категориям дорог в целом незначительно (до 4%). Доля фракции PM_{10} в пыли в среднем по городу составляет 5%, PM_{1-10} – 29%, PM_{10-50} – 18%, $\text{PM}_{>50}$ – 48% (рис. 5.9). Для Ялты по сравнению с Алуштой характерна более тяжелая по гранулометрическому составу дорожная пыль: среднее содержание физической глины в пыли Ялты составляет 34%, в Алуште – всего 22%, что обуславливает большую сорбционную способность пыли Ялты по отношению к поллютантам.

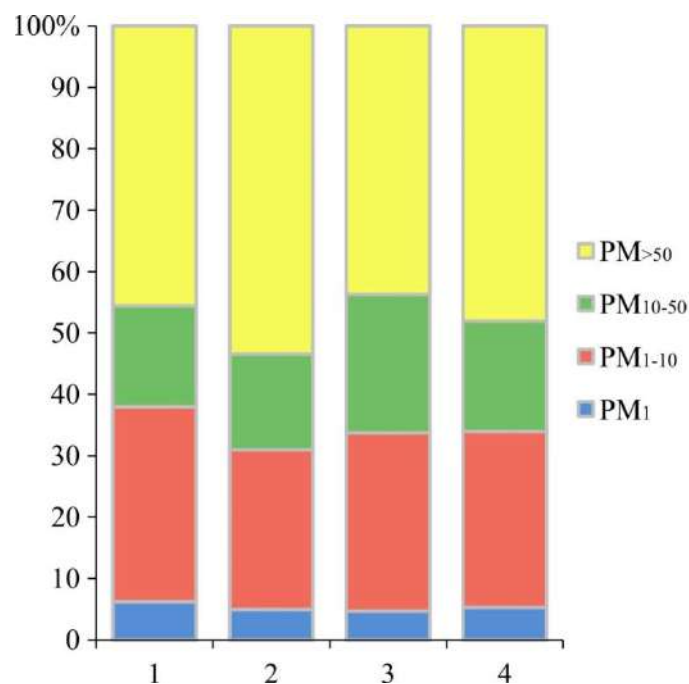


Рис. 5.9. Гранулометрический состав дорожной пыли Ялты.
Дороги: 1 – крупные, 2 – средние, 3 – малые, 4 – город в среднем

5.2.2. Загрязнение дорожной пыли тяжелыми металлами и металлоидами

Дорожная пыль Ялты относительно кларков верхней части континентальной земной коры обогащена (цифры – величина *КК*): $Pb_{2,6}Cd_{2,5}Zn_{2,4}Sb_{2,3}Cu_{2,0}Sr_{1,7}Mo_{1,7}Sn_{1,7}$ (табл. 5.6; рис. 5.10). Содержание As, Cr, Mn, Fe и Bi в 1,5–3, Ni, Be, V, Co, Cs, Ba и W в 3–6 раз ниже их кларков.

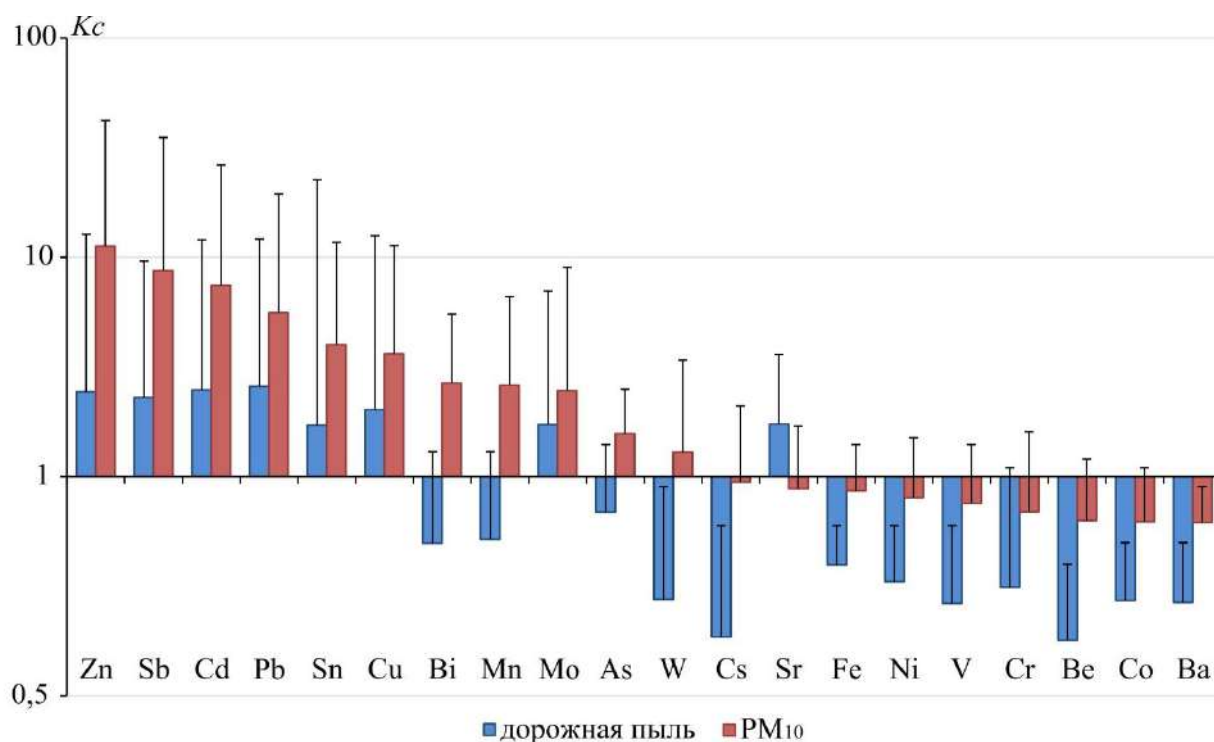


Рис. 5.10. Кларки концентраций ТММ в дорожной пыли и ее фракции PM_{10} в Ялте.
Вертикальными линиями показаны максимальные значения *КК*

Содержание ТММ в дорожной пыли и ее фракции РМ₁₀ в Ялте

Элемент	Дорожная пыль			Фракция РМ ₁₀ пыли			D _x	Кларк
	C _i , мг/кг	КК	C _v , %	C _i , мг/кг	КК	C _v , %		
Pb	44 (10–206)	2,6	89	95 (7,7–330)	5,6	64	2,2	17
Cd	0,2 (0,09–1,1)	2,5	60	0,7 (0,1–2,4)	7,4	52	3,0	0,09
Zn	183 (46–952)	2,4	96	844 (86–3150)	11,3	67	4,6	75
Sb	1,9 (0,5–7,8)	2,3	74	7,0 (0,5–29)	8,7	68	3,8	0,75
Cu	55 (12–337)	2,0	102	98 (15–305)	3,6	52	1,8	27
Sr	470 (297–974)	1,7	30	238 (122–472)	0,9	33	0,5	320
Mo	1,9 (0,54–7,7)	1,7	68	2,7 (0,2–9,9)	2,5	67	1,4	1,1
Sn	4,3 (0,44–57)	1,7	180	10 (0,7–29)	4,0	51	2,3	2,5
As	3,9 (1,5–7,6)	0,7	40	8,8 (4,1–14)	1,6	29	2,3	5,7
Mn	398 (232–1007)	0,5	27	2011 (262–5059)	2,6	73	5,5	774
Bi	0,1 (0,003–0,29)	0,5	74	0,6 (0,1–1,3)	2,7	41	5,4	0,23
Fe	16101 (8581–23940)	0,4	23	35017 (8240–56645)	0,9	23	2,2	39180
Ni	17 (9,6–30)	0,3	28	40 (12–77)	0,8	29	2,4	47
Cr	29 (10–97)	0,3	54	64 (15–144)	0,7	38	2,2	92
W	0,6 (0,24–1,74)	0,3	45	2,6 (0,4–6,9)	1,3	42	4,7	1,9
Co	4,1 (2,7–7,5)	0,3	27	9,3 (2,6–16)	0,6	31	2,3	15
Ba	168 (100–335)	0,3	32	388 (115–556)	0,6	20	2,3	628
V	28 (14,5–61)	0,3	35	80 (20–144)	0,8	31	2,9	106
Cs	0,9 (0,37–3,1)	0,2	51	4,6 (0,7–10,2)	0,9	45	5,1	4,9
Be	0,4 (0,19–1,02)	0,2	37	1,5 (0,3–2,7)	0,6	34	3,5	2,1

Примечание. В скобках указаны минимальные и максимальные значения. Элементы ранжированы по убыванию КК в дорожной пыли. D_x – отношение содержания элемента во фракции РМ₁₀ к дорожной пыли. Полу жирным выделены элементы с КК > 1,5

Частицы РМ₁₀ пыли обогащены (КК > 1,5) Zn_{11,3}Sb_{8,7}Cd_{7,4}Pb_{5,6}Sn_{4,0}Cu_{3,6}Bi_{2,7}Mn_{2,6}Mo_{2,5}As_{1,6}. Околокларковые концентрации имеют V, Cr, Ni, Fe, Sr, W и Cs, а Be, Co и Ba рассеивается. Таким образом, мелкие частицы РМ₁₀ пыли обогащены ТММ значительно сильнее, чем дорожная пыль, за исключением Sr, который накапливается в супесчаных и песчаных фракциях. В частицах РМ₁₀ относительно общих содержаний накапливается Zn, Cd, Sb, Cd, Be, Mn, W и Bi (в 3–6 раз), а также Pb, Ba, Sn, Mo, As, Cu, Ni, Co, Fe, Cr и V (в 1,5–3 раза).

Воздействие автотранспорта приводит к тому, что ведущими поллютантами, активно накапливающимися в РМ₁₀ дорожной пыли в Ялте и Алуште, являются Zn, Sb, Cd, Pb, Cu и Sn, при этом в Ялте Кс этих ТММ больше. Существенная роль микрочастиц дорожной пыли в загрязнении окружающей среды Ялты подтверждается данными о резком увеличении концентраций Sb, Zn, Cr и As в прибрежных водах города в результате поступления ливневых стоков, содержащих частицы дорожной пыли и почв, а также сброса коммунально-бытовых стоков (Совга и др., 2011) и росте концентраций Co, Ni, Zn, Cd и Pb в речных водах города после ливневых дождей (Рябинин и др., 2011).

На частицы PM_{10} дорожной пыли Ялты в среднем приходится более 80% Zn, Cs, W, Bi, Be, Sb, 70–80% Cd, Sn, V, Mn, As, Ni, Pb, Ba, Cr, Co. Фракционное распределение ТММ в дорожной пыли на дорогах с различной интенсивностью транспортных средств представлено на рисунке 5.11. Так, на разных типах дорог доля большинства ТММ во фракции PM_{10} пыли слабо изменяется, незначительно возрастая для Mn, As, Ni, Ba, Co, Fe (до 4–13%) на крупных дорогах. В Ялте по сравнению с Алуштой резко возрастает доля ТММ, связанная с частицами PM_{10} – в Алуште на эту фракцию приходится 60–70% Cs, W, Zn, 35–60% остальных ТММ кроме Mo и Sr.

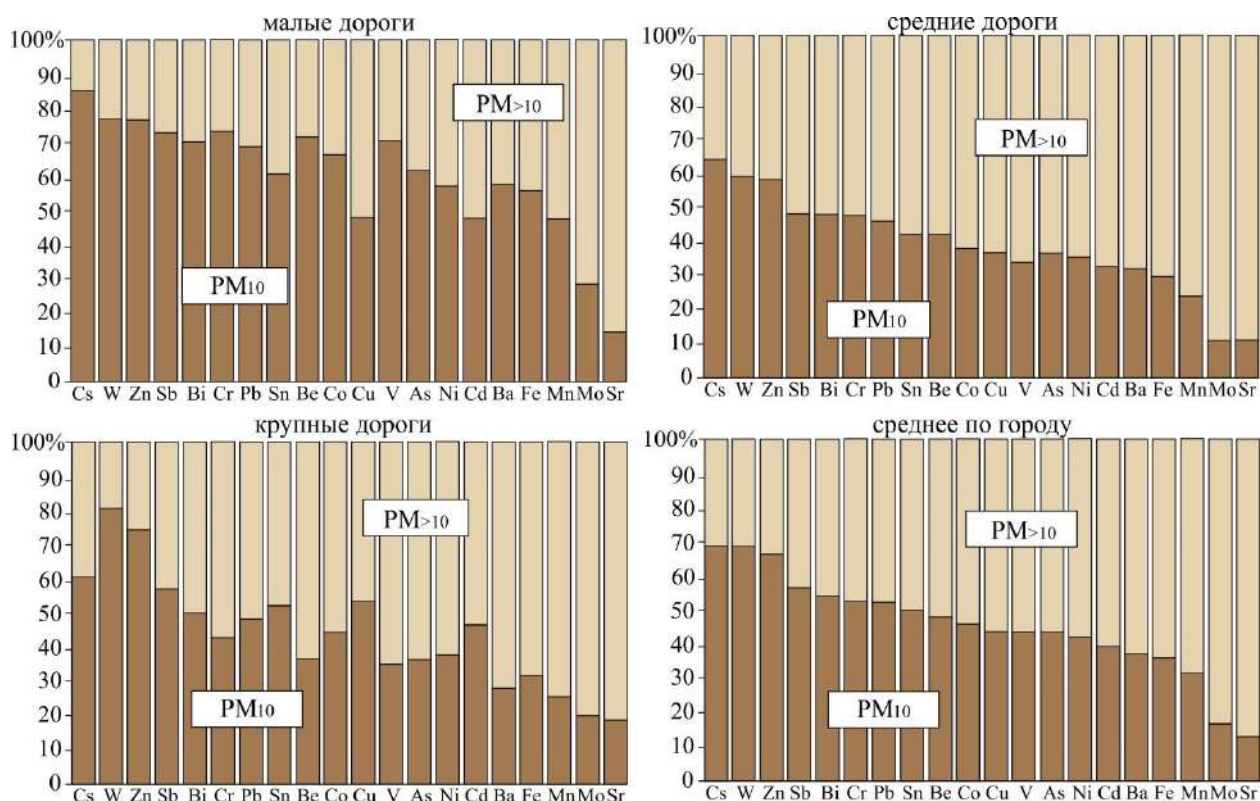


Рис. 5.11. Доля ТММ во фракции PM_{10} пыли на разных типах дорог Ялты

По степени вариабельности концентраций элементов в дорожной пыли Ялты выделяется три группы ТММ. Наиболее низкой изменчивостью ($C_v < 50\%$) характеризуются Ba, Fe, Mn, Ni, Sr, Cr, Be, V, As, Cs, Bi, W и Co (рис. 5.12). Средние значения C_v (50–100%) выявлены для Sn, Cd, Sb, Zn и Mn, а аномально высокие (100–244%) – для Pb, что указывает на антропогенное происхождение этих элементов. При этом в дорожной пыли Ялты, как и почвах, сохраняется тренд увеличения вариабельности содержаний Pb, Cd, Sb и Zn в общей массе по сравнению с фракциями PM_{10} .

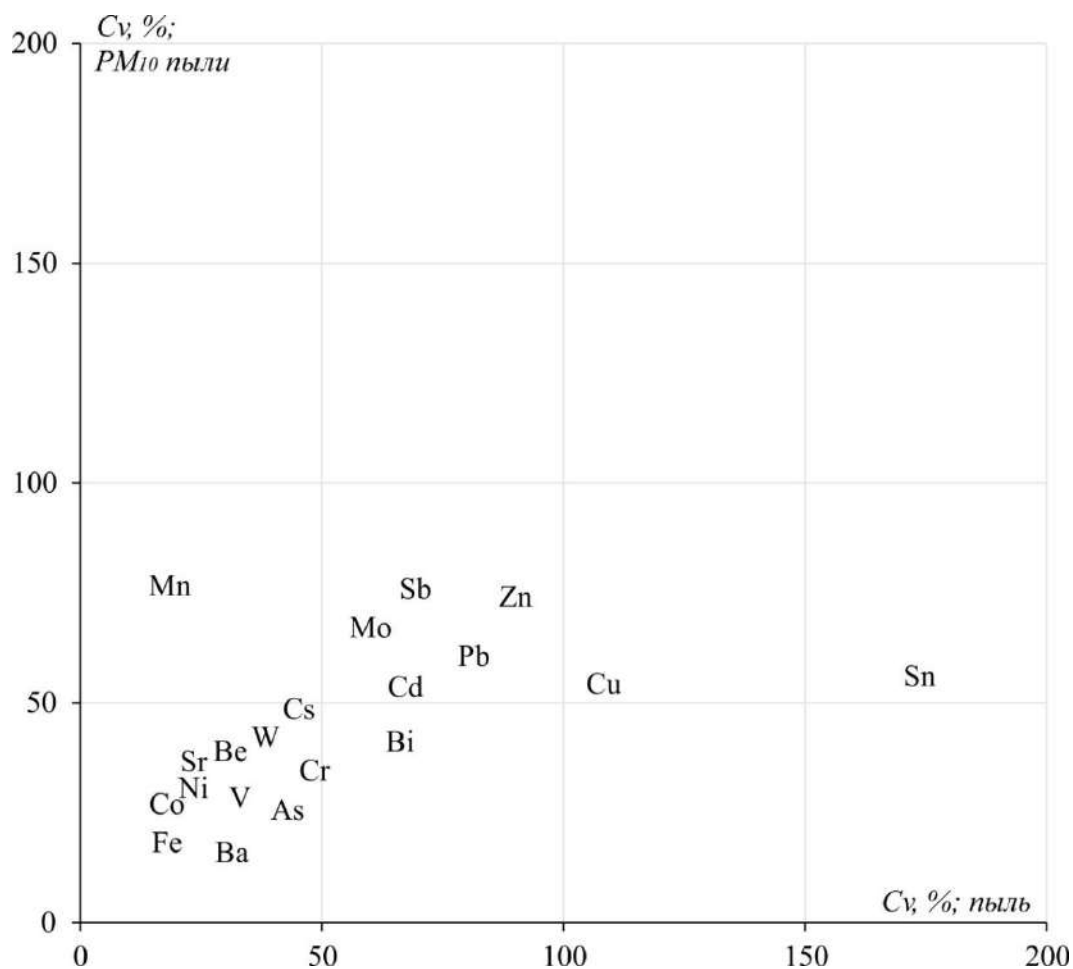


Рис. 5.12. Соотношение коэффициентов вариации (C_v , %) содержаний ТММ в дорожной пыли и ее фракциях PM_{10} в Ялте

Таблица 5.7

Накопление ТММ в дорожной пыли и ее фракциях PM_{10} в Ялте

Объект	Тип дороги	Величина KK			
		> 8	8–4	4–2	< 2
Дорожная пыль	крупные	–	–	$Sb_{3,2}Mo_{2,8}Cu_{2,7}Pb_{2,4}Cd_{2,3}$	$Zn_{1,9}Sn_{1,9}$
	средние	–	–	$Pb_{2,5}Sb_{2,1}Sn_{2,1}$	$Cd_{2,0}Zn_{2,0}Cu_{2,0}Sr_{1,9}$
	малые	–	–	$Zn_{3,6}Cd_{3,3}Pb_{2,8}Sr_{2,0}$	$Sb_{1,6}$
	город в целом	–	–	$Pb_{2,6}Cd_{2,5}Zn_{2,4}Sb_{2,3}$	$Cu_{2,0}Sr_{1,7}Mo_{1,7}Sn_{1,7}$
PM_{10}	крупные	$Sb_{12,9}Zn_{9,9}$	$Cd_{6,5}Sn_{5,0}$ $Cu_{4,7}Pb_{4,3}$	$Mo_{3,5}Bi_{3,4}Mn_{3,3}$	$As_{1,7}W_{1,6}$
	средние	$Zn_{9,8}Sb_{8,5}$	$Cd_{7,0}Pb_{5,2}$	$Mo_{2,1}Bi_{2,4}Cu_{3,3}Sn_{3,7}$	$Mn_{1,8}$
	малые	$Zn_{14,5}Cd_{9,0}$	$Pb_{7,4}Sb_{4,5}$	$Sn_{3,4}Mn_{3,0}Cu_{2,9}Bi_{2,2}$	$Mo_{1,8}As_{1,6}$
	город в целом	$Zn_{11,3}Sb_{8,7}$	$Cd_{7,4}Pb_{5,6}$	$Sn_{4,0}Cu_{3,6}Bi_{2,7}Mn_{2,6}Mo_{2,5}$	$As_{1,6}$

ТММ в дорожной пыли разных типов дорог. В дорожной пыли и ее частицах PM_{10} *КК* большинства элементов на разных типах дорог увеличиваются в ряду: малые дороги < средние < крупные. Sb, Mo, Cu активнее концентрируются в дорожной пыли в целом на крупных, Pb, Cd, Zn – малых, а Sn – средних дорогах (табл. 5.9; рис. 5.13).

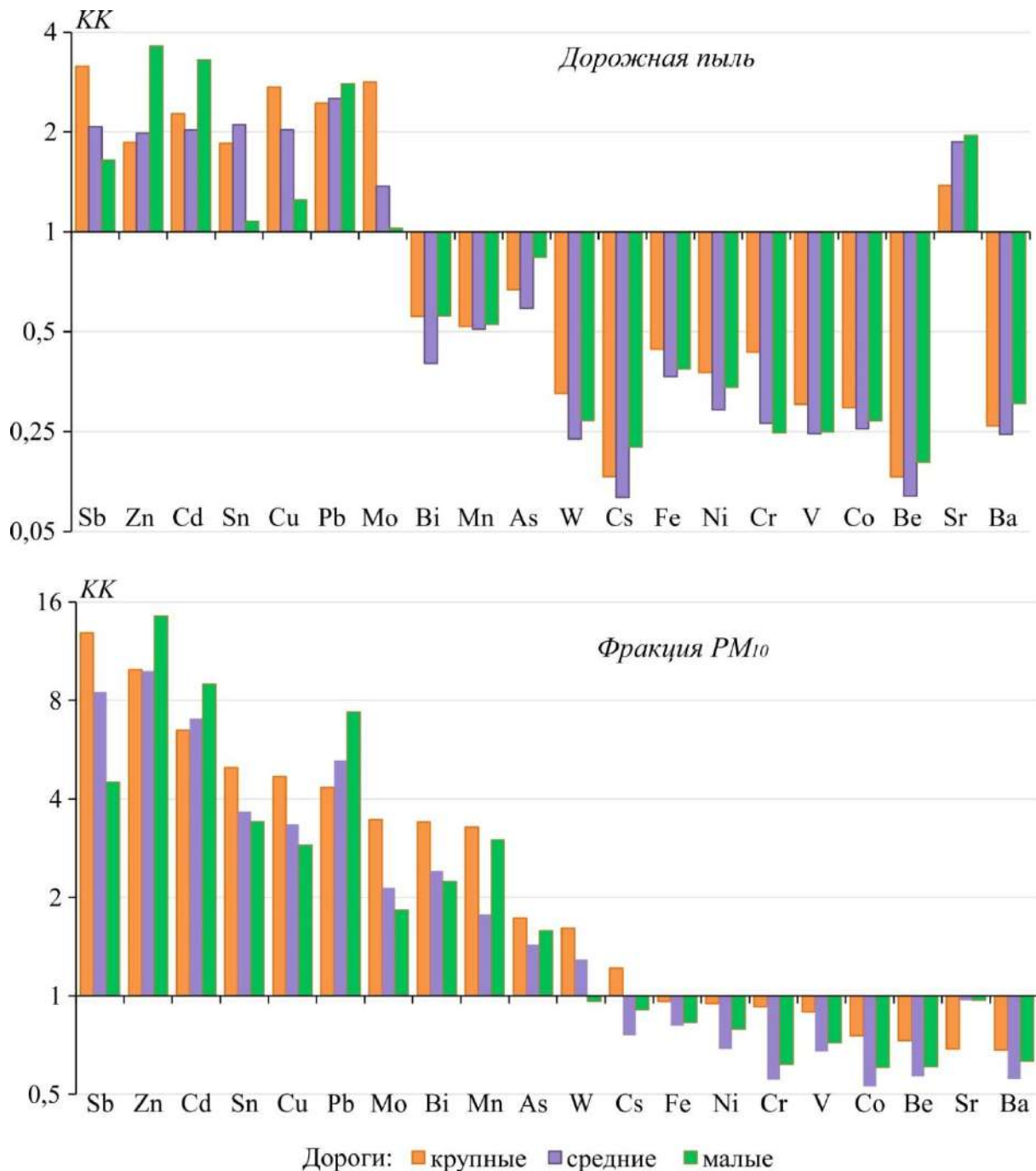


Рис. 5.13. Содержание ТММ в дорожной пыли и ее фракциях PM_{10} на разных типах дорог
Ялты

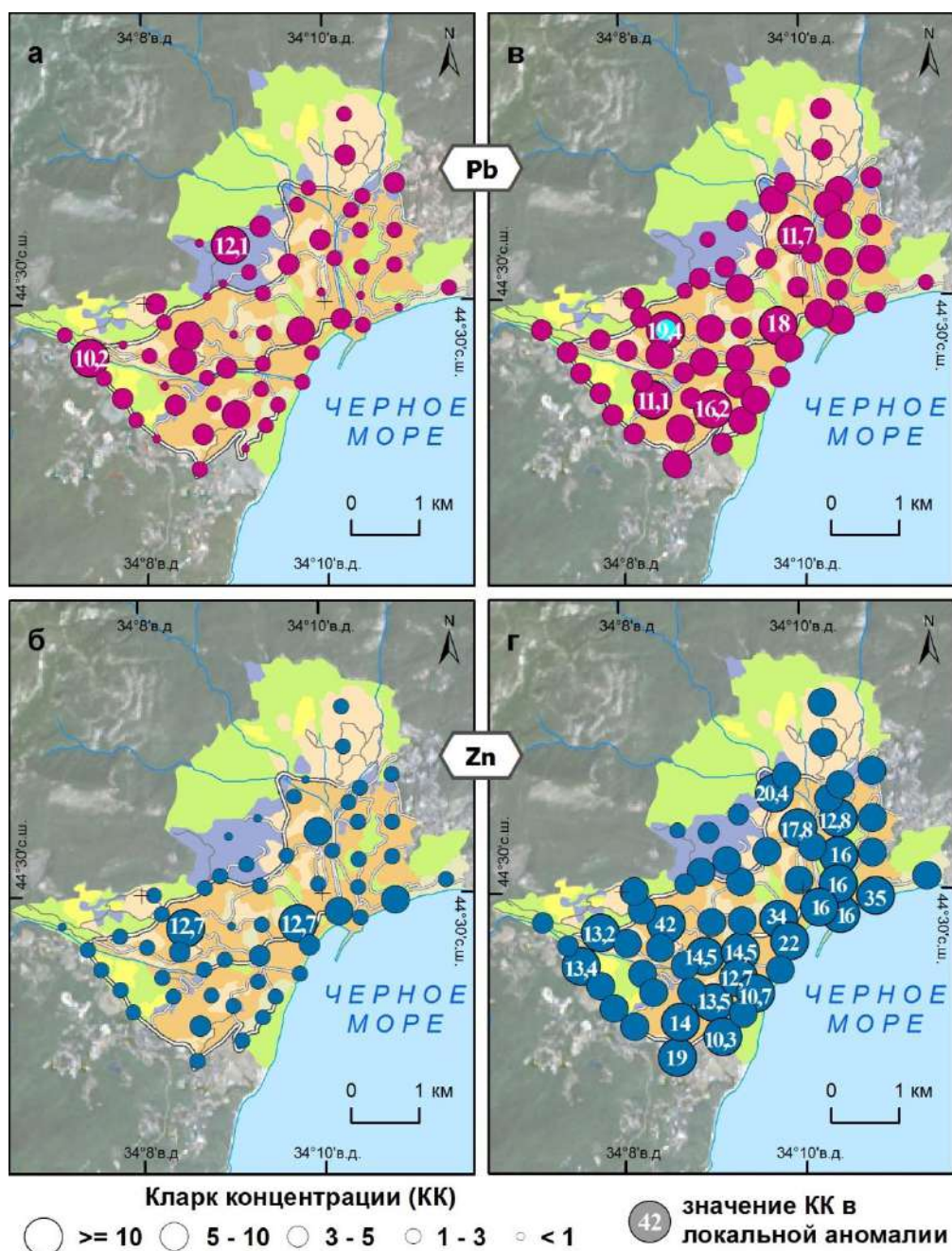


Рис. 5.14. Pb и Zn в дорожной пыли (а, б) и ее фракции PM₁₀ (в, г) в Ялте

Во фракции PM₁₀ пыли крупных дорог интенсивнее накапливаются Sb, Sn, Cu, Mo, Bi, Mn, As, W, малых дорог – Zn, Cd, Pb. Наибольшее загрязнение пыли на крупных дорогах может быть обусловлено высокой плотностью транспортного потока, особенно в центральной части города на Ялтинском шоссе, Севастопольском шоссе, ул. Московской, где сосредоточена большая часть инфраструктуры города, и образуется большое количество мелких и опасных частиц в результате частых пробок и остановок общественного транспорта. На активную поставку Sb, Cu, Sn, W и Mo с выбросами автотранспорта указывает увеличение накопления большинства ТММ в PM₁₀ пыли Алушты и Ялты с ростом крупности дороги.

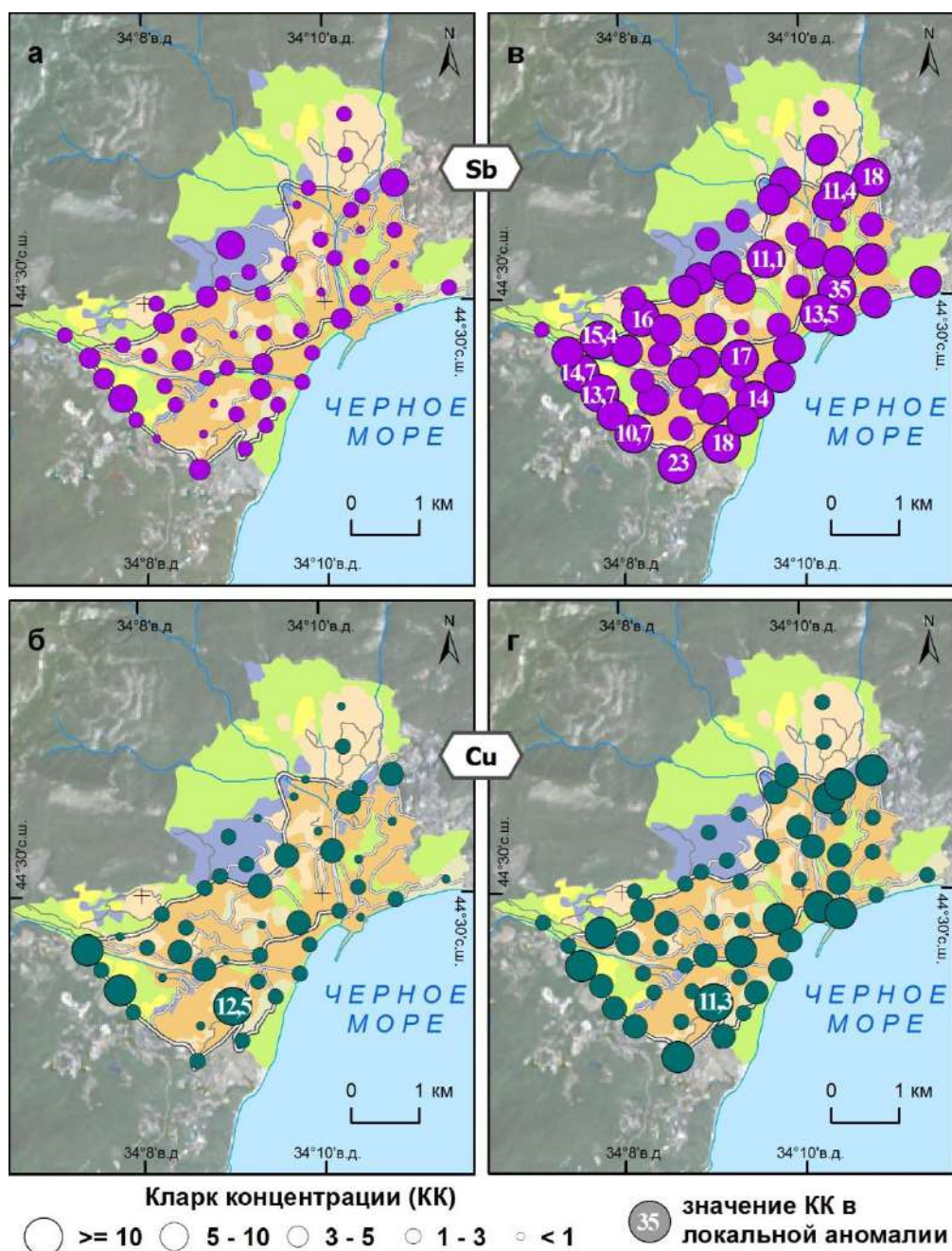


Рис. 5.15. *Sb* и *Cu* в дорожной пыли (а, б) и ее фракции PM_{10} (в, г) в Ялте

5.3. Бенз(а)пирен в почвах и дорожной пыли

Городские почвы. Среднее содержание бенз(а)пирена в городских почвах Ялты составляет 139 нг/г, что более чем в 100 раз превышает фоновое (1 нг/г) значение (табл. 5.8). В частицах PM_{10} почв концентрация поллютанта в среднем в 2 раза выше по сравнению с общим содержанием и составляет 256 нг/г.

Таблица 5.8

БП в почве и ее фракции PM_{10} в функциональных зонах Ялты

Показатели	Функциональные зоны (число проб)							Ялта (69)
	Т (27)	П (6)	Смн (7)	Смл (13)	С-Р (3)	Р (4)	А (5)	
Почва								
среднее	140	85	124	240	77	52	79	139
мин.-макс., нг/г	5,3–878	10–232	5–499	2,8–1375	19–171	23–97	3,4–145	2,8–1375
<i>Kc</i>	140	85	124	240	77	52	79	139
<i>Ko</i>	7,0	4,2	6,2	12	3,9	2,6	4,0	7,0
Фракция PM_{10} почв								
среднее	195	166	180	290	334	61	37	197
мин.-макс., нг/г	3,0–962	14–704	27–673	1,3–979	27–540	23–109	2,7–78	1,3–979
<i>Kc</i>	195	166	180	290	334	61	37	197
<i>Ko</i>	9,8	8,3	9,0	14,5	16,7	3,0	1,8	9,8

Примечание. Функциональные зоны: Т – транспортная, П – промышленная, Смн – селитебная с многоэтажной застройкой, Смл – селитебная с малоэтажной застройкой, С-Р – селитебно-рекреационная, Р – рекреационная, А – агрогенная

По сравнению с Алуштой загрязнение городских почв Ялты БП почти в 2 раза интенсивнее – среднее содержание БП в Алуште составляет 60 нг/г. Различия в уровне загрязнения Ялты и Алушты еще более выражены во фракциях PM_{10} почв. Так в Алуште средняя концентрация БП составляет 73 нг/г, а в Ялте – 265 нг/г, что почти в 4 раза больше. Таким образом, загрязнение почв и фракции PM_{10} в Ялте в среднем в 2–4 раза больше, чем в Алуште.

Содержание БП в городских почвах и их фракции PM_{10} в различных функциональных зонах Ялты варьирует от 52 до 240 нг/г в общей массе почвы и от 37 до 334 нг/г в микрочастицах PM_{10} почв. Наиболее загрязнены почвы селитебной зоны с малоэтажной жилой застройкой (*Kc* 240). БП поступает в почвы в сорбированном состоянии на поверхности пылевых частиц, образующихся при сжигании угля для отопления жилых домов, бытовых отходов и автомобильного топлива, что в совокупности определяет высокий уровень загрязнения почв (Wang et al., 2009; Vortey-Sam et al., 2014; Cao et al., 2017). Об этом говорит и содержание БП в атмосфере Ялты, которое зимой из-за работы отопительных систем, в том числе в частных домах, примерно в 2 раза выше, чем в другие сезоны (Корунов, Халиков, 2019). Частицы PM_{10} почв по сравнению с общими содержаниями наиболее загрязнены в селитебно-рекреационной зоне, где концентрация поллютанта в 334 раза превышает фоновое значение (рис. 5.16). В почвах рекреационной зоны и частицах PM_{10} почв агрогенной зоны зафиксированы наиболее низкие содержания БП (*Kc* 52 и 37), вероятно, из-за отсутствия локальных источников поллютанта.

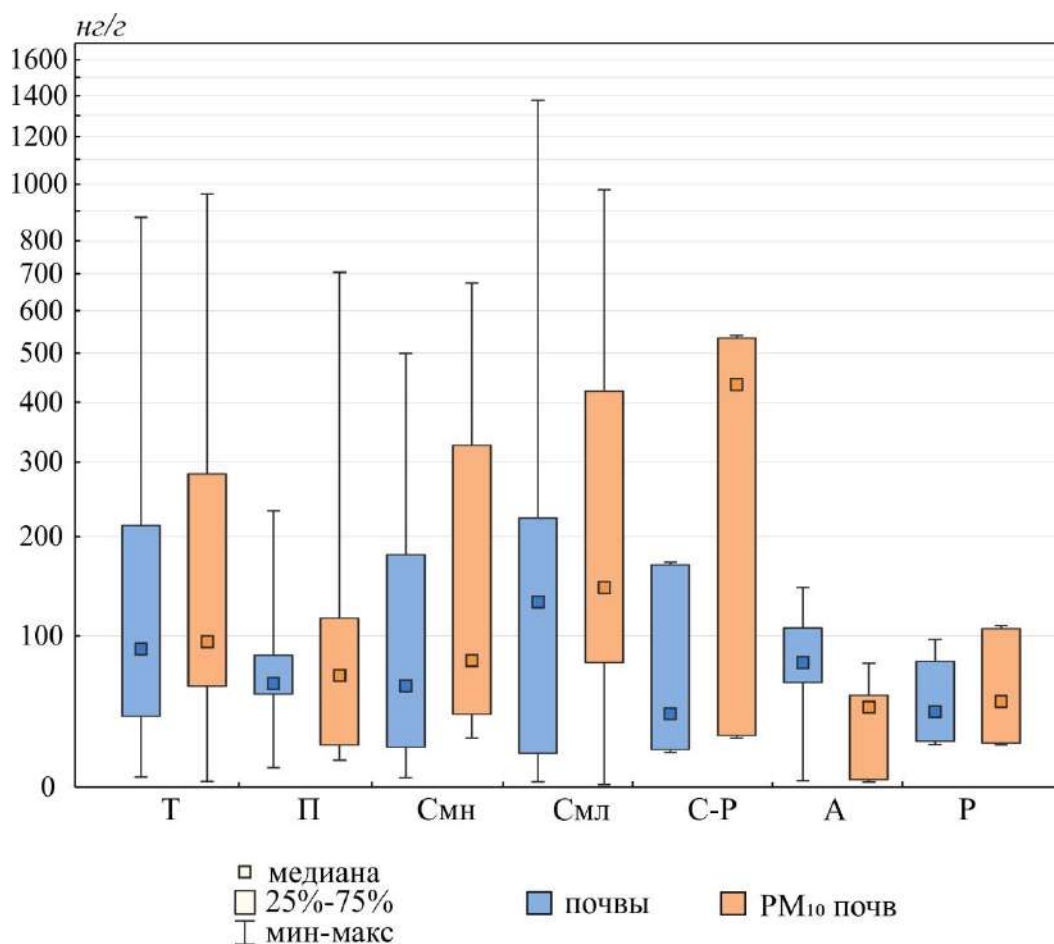


Рис. 5.16. Содержание БП в почве и ее фракциях PM_{10} в функциональных зонах Ялты. Зоны: Т – транспортная, П – промышленная, СМН и СМЛ – селитебная с многоэтажной и малоэтажной застройкой, А – агрогенная, С-Р – селитебно-рекреационная, Р – рекреационная

Анализ пространственного распределения БП в почвах и их фракции PM_{10} в Ялте выявил сильную вариацию концентраций поллютанта: от 2,8 до 1375 нг/г (C_v 151%) в почвах и от 1,3 до 979 нг/г (120%) – во фракции PM_{10} . Для тонких частиц характерно увеличение количества аномальных зон, пространственное положение которых отличается от аномалий для почв в целом. Наиболее крупная аномалия БП в городских почвах с превышением фона в 1375 раз обнаружена в селитебной зоне с малоэтажной застройкой вблизи котельной, выбрасывающей продукты сгорания угля (рис. 5.17).

В частицах PM_{10} почв чрезвычайно высокие уровни накопления БП зафиксированы в жилом секторе в северной (808 нг/г), центральной (979 нг/г) и юго-западной (421–492 нг/г) частях города, где его содержание превышает фоновые уровни в 421–979 раз, что, вероятно, связано с выбросами золы при сжигании угля, используемого при отоплении частных домов. Высокие концентрации БП наблюдаются также в придорожных почвах рядом с шоссе и крупными дорогами, где его содержание в почвах превышает фон до 878 раз, а во фракции PM_{10} – до 962 раз. Другие аномалии БП во фракции PM_{10} почв (434–540 нг/г) образовались в центре

города рядом с набережной, зонами отдыха и гостиничными комплексами, то есть в районах с наибольшей плотностью транспортных средств и туристов, что может негативно сказаться на здоровье отдыхающих. Интенсивное накопление БП происходит также в почвах и их частицах PM_{10} в северо-западной части Ялты на территории промышленной зоны и автобаз, где концентрация загрязнителя в 700 раз выше его содержания в фоновых почвах.

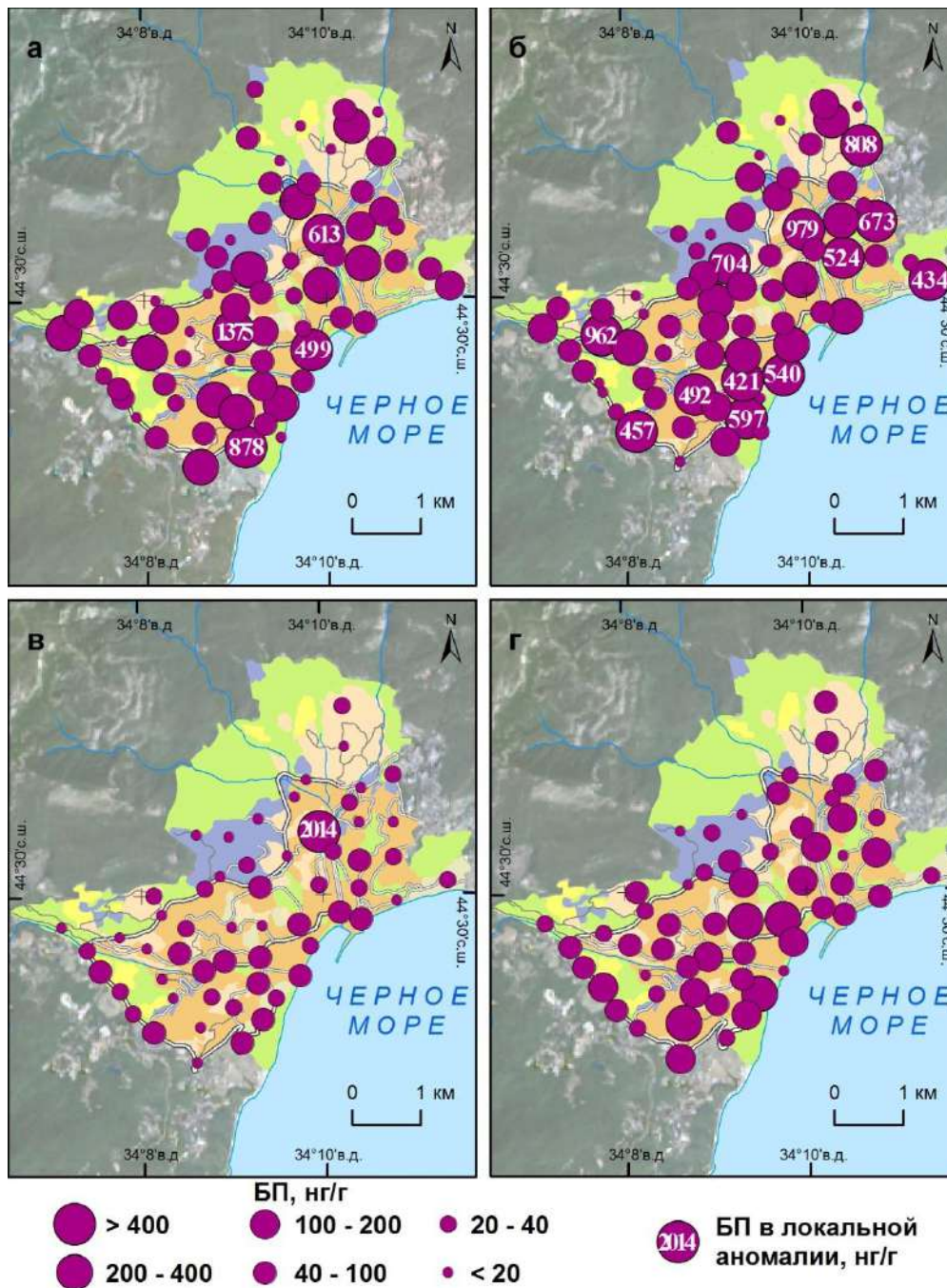


Рис. 5.17. Бенз(а)пирен в почве (а), фракции PM_{10} почв (б), дорожной пыли (в), фракции PM_{10} пыли (г) в Ялте

Дорожная пыль. В дорожной пыли Ялты содержание БП составляет в среднем 64 нг/г и характеризуется высокой пространственной вариабельностью, меняясь от 3,3 до 2014 нг/г (табл. 5.10). Во фракции PM_{10} дорожной пыли среднее содержание БП составило 83 нг/г, которое

превышает общее содержание в 1.3 раза, варьируя от 5,9 до 332 нг/г (табл. 5.9) с превышением в некоторых точках общего содержания в пыли до 10–15 раз. При этом среднее содержание БП в дорожной пыли примерно в 2 раза меньше, а в РМ₁₀ дорожной пыли почти в 3 раза меньше, чем в почвах и их фракции РМ₁₀ соответственно. Более интенсивное загрязнение почв по сравнению с пылью может быть связано с воздушным переносом частиц, обогащенных БП, с обширных территорий с лесными пожарами, которые наблюдались в окрестностях Ялты летом 2018 г. перед проведением полевых работ. В Ялте средние концентрации БП в дорожной пыли примерно в 1,5 раза меньше, а в частицах РМ₁₀ дорожной пыли почти в 3 раза меньше, чем в Алуште, что, вероятно, связано с большой долей грузового транспорта в Алуште, являющегося активным источником БП.

Таблица 5.9

Содержание БП в дорожной пыли и ее фракции РМ₁₀ разных типов дорог Ялты

Показатели	Тип дороги (число проб)			Ялта (57)
	крупные (18)	средние (22)	малые (17)	
	Дорожная пыль			
среднее, нг/г	34	28	144	64
мин.-макс., нг/г	7,4–92	3,3–86	7,9–2014	3,3–2014
<i>K_c</i>	34	28	144	64
<i>K_o</i>	1,7	1,4	1,4	1,5
	Фракция РМ ₁₀ пыли			
среднее, нг/г	68	74	111	83
мин.-макс., нг/г	8,1–196	11–332	5,9–113	5,9–332
<i>K_c</i>	68	74	111	83
<i>K_o</i>	3,4	3,7	5,6	4,2

На разных типах дорог интенсивность накопления поллютанта в дорожной пыли меняется в ряду: средние (*K_c* 28) < крупные (34) < малые дороги (144). Наибольшее накопление БП в пыли малых дорог (рис. 5.18) может быть связано с разрушением дорожного покрытия, содержащего различные смеси углеводородов, и частым прогревом двигателей автотранспорта во дворах, при котором БП образуется как продукт неполного сгорания топлива. Для частиц РМ₁₀ пыли установлена такая же закономерность аккумуляции БП: на малых дорогах мелкие фракции в 1,5 и 2 раза сильнее обогащены поллютантом по сравнению со средними и крупными дорогами.

В Ялте чрезвычайно высокий уровень накопления БП в дорожной пыли (2014 нг/г) отмечен только в одной локальной аномалии в центральной части города (рис. 5.17) на малой дороге вблизи селитебной малоэтажной зоны, что может быть связано с отоплением частных домов углем. Во фракции РМ₁₀ пыли чрезвычайно высокое накопление БП характерно для малых дорог в центральной и юго-западной части города в многоэтажной жилой зоне (рис. 3.64). Еще одна аномалия выявлена в южной части города на дорогах вблизи жилых кварталов

и селитебно-рекреационной зоны с гостиничными комплексами, санаториями и местами отдыха.

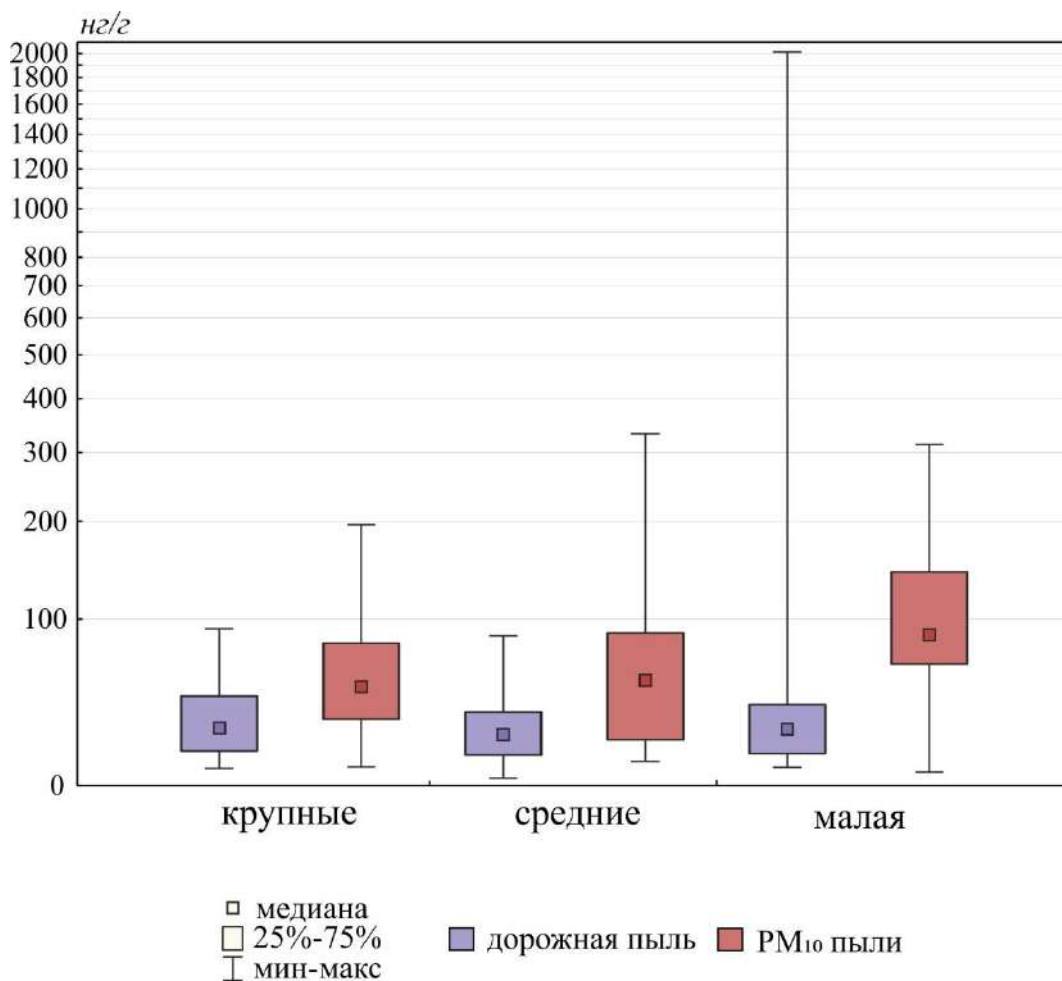


Рис. 5.18. Содержание БП в дорожной пыли и ее фракции PM_{10} в Ялте

ГЛАВА 6. ЭКОГЕОХИМИЯ ПОЧВ И ДОРОЖНОЙ ПЫЛИ СЕВАСТОПОЛЯ

6.1. Тяжелые металлы и металлоиды в городских почвах

6.1.1. Почвенно-геохимический фон

В качестве регионального фона послужили поверхностные горизонты черноземов обыкновенных в пределах западного склона Сапун-горы ($n=3$) и в 2 км к северо-востоку от Севастополя ($n=8$), сформировавшиеся на элювии и элюво-делювии известняков. Почвы имеют тяжело-суглинистый и средне-глинистый гранулометрический состав (содержание физической глины – 63–76%), реакция среды меняется от слабокислой до слабощелочной (рН 6,0–7,7). Электропроводность в среднем составляет 167 мкСм/см, варьируя от 45 мкСм/см до 225 мкСм/см, содержание $C_{орг}$ колеблется от 0,8% до 2,3%.

В поверхностных горизонтах фоновых почв относительно верхней части континентальной земной коры накапливаются ($KK = 2,4-2,8$) Cd_{2,5}As_{2,4}, рассеиваются – Be, Cr, W, Ba, Sr (табл. 6.1).

Таблица 6.1

Содержание ТММ в поверхностных горизонтах фоновых черноземов обыкновенных западного склона Сапун-горы и в 2 км к северо-востоку от Севастополя ($n=11$)

Элемент	Почва			Фракция РМ ₁₀ почв			D_x	Кларк
	$C_{ф}$, мг/кг	KK	Cv , %	$C_{ф}$, мг/кг	KK	Cv , %		
Cd	0,22	2,5	17	0,3	3,4	22	1,3	0,09
As	10,6	2,4	21	15,4	2,7	18	1,5	5,7
Cu	32	1,2	64	40	1,5	16	1,3	27
Pb	20	1,2	15	31	1,8	21	1,6	17
Bi	0,24	1,1	17	0,43	1,9	24	1,8	0,23
Zn	73	1,0	17	168	2,2	40	2,3	75
Sb	0,78	1,0	18	0,91	1,1	18	1,2	0,75
Mn	804	1,0	23	1277	1,7	29	1,6	774
Cs	4,7	1,0	21	7,0	1,4	17	1,5	4,9
Sn	2,0	0,8	15	2,2	0,9	32	1,1	2,5
Co	11,3	0,7	22	15,3	1,0	20	1,4	15
Fe	29629	0,7	19	45281	1,1	14	1,5	39180
Ni	37	0,7	15	51	1,0	11	1,4	47
V	74	0,7	21	109	1,0	14	1,5	106
Mo	0,71	0,6	19	0,33	0,3	56	0,5	1,1
Be	1,5	0,6	18	2,1	0,9	17	1,4	2,1
Cr	54	0,6	18	74	0,8	11	1,4	92
W	0,8	0,5	13	1,2	0,6	32	1,5	1,9
Ba	309	0,5	16	413	0,7	25	1,3	628
Sr	93	0,3	36	92	0,3	28	1,0	320

Примечание. Для Bi, V, Cs, Cu, Co, Zn, As, Sb использовались кларки (Hu, Gao, 2008), Ba, Cd, Mo, Be, Cr, Ni, Sr, Mn, Fe, Pb, W (Rudnick, Gao, 2003). Полу жирным выделены наиболее активно накапливающиеся элементы. D_x – отношение содержания элемента в РМ₁₀ почв к почвам. Элементы ранжированы по убыванию KK в почвах

Содержание других элементов (Sn, Co, Fe, Ni, V, Mo, Zn, Sb, Mn, Cs) близки к кларку верхней части континентальной земной коры. Таким образом, общей геохимической чертой поверхностных горизонтов фоновых почв Севастополя, Ялты и Алушты – черноземов обыкновенных на элювии и элюво-делювии известняков, коричневых почв на известняках и песчаниках и буроземов на окарбоначенных песчаниках является обогащение Cd и As, что связано с высоким содержанием этих элементов в почвообразующих породах большей части Крымского полуострова. В частицах PM_{10} фоновых почв также наибольшее накопление характерно для Cd и As. Во фракции PM_{10} по сравнению с валовым содержанием концентрации практически всех ТММ кроме Mo (отношение содержания элемента в PM_{10} к почвам в целом – $D_x = 0,5$) и Sr ($D_x = 1,0$) больше: для Zn в 2,3 раза, для Bi, Mn, Pb, Cs, W, Fe в 1,5–2,0 раза и на 10–40% остальных ТММ.

6.1.2. Физико-химические свойства почв

Физико-химические свойства определяют фиксирующую способность почв по отношению к поллютантам. Изменение pH способствует формированию кислого (при уменьшении pH) и щелочного (при увеличении) геохимических барьеров, органическое вещество выступает в роли органо-минерального, частицы разного размера – сорбционно-седиментационного барьера.

Значения pH водной вытяжки поверхностных горизонтов почв Севастополя изменяется от 6,9 (нейтральная реакция среды) до 8,5 (сильнощелочная среда), составляя в среднем 7,7 (табл. 6.2; рис. 6.1). По функциональным зонам pH изменяется слабо – в среднем от 7,6 в почвах селитебной зоны с многоэтажной жилой застройкой до 7,9 в транспортной зоне. Эти данные близки для ранее установленных уровней в пгт. Кача в Нахимовском районе северной части Севастополя, где pH почв составляет 7,4–7,5 в селитебной, сельскохозяйственной и рекреационной зонах (Чекмарева, Сидорова, 2013).

Наиболее высокие показатели pH (8,5) установлены в почвах транспортной зоны и селитебной с малоэтажной застройкой Севастополя, что может указывать на техногенное подщелачивание почв, обусловленное преимущественно влиянием автотранспорта, и приводит к накоплению многих поллютантов на щелочном геохимическом барьере. Почвы Севастополя по величине pH слабо отличаются от Алушты, но менее щелочные, чем в Ялте, что обусловлено, вероятно, подкисляющим воздействием выбросов промышленных предприятий, особенно – сжигания топлива на объектах энергетики и военных объектах.

Электропроводность водной вытяжки почв поверхностных горизонтов, являющаяся интегральной характеристикой содержания водорастворимых соединений, в среднем составляет 381 мкСм/см, варьируя от 100 мкСм/см в рекреационной зоне до 2225 мкСм/см в транспортной зоне, что превышает уровень фоновых почв в 2–6 раз (табл. 6.2; рис. 6.1). Высокая

электропроводность почв, особенно в прибрежных городах, может быть связана с привносом солей природного происхождения – с поверхности Черного моря и техногенного – с выбросами автотранспорта. По величине ЕС водной вытяжки почвы Севастополя (381 мкСм/см) занимают промежуточное положение между почвами Алушты (320 мкСм/см) и Ялты (542 мкСм/см).

Таблица 6.2

Физико-химические свойства поверхностных (0–15 см) горизонтов почв Севастополя

Функциональная зона (число проб)	pH	ЕС, мкСм/см	C _{орг} , %	Содержание физической глины, %
Селитебная с малоэтажной застройкой (59)	7,7 (7,3–8,5)	392 (138–970)	3,6 (1,0–10,5)	46 (13–75)
Селитебная с многоэтажной застройкой (42)	7,6 (7,1–8,1)	411 (167–1079)	3,6 (1,3–10,8)	47 (18–69)
Рекреационная (20)	7,7 (6,9–8,0)	315 (100–855)	4,1 (1,1–14,8)	50 (14–67)
Агрогенная (2)	7,7 (7,6–7,8)	259 (245–272)	1,5 (1,3–1,8)	66 (64–68)
Промышленная (27)	7,7 (7,2–8,3)	371 (186–1027)	4,0 (1,2–9,3)	44 (22–70)
Транспортная (50)	7,9 (6,9–8,5)	377 (156–2225)	3,4 (1,0–9,4)	43 (19–75)
Среднее по городу (200)	7,7 (6,9–8,5)	381 (100–2225)	3,6 (1,0–14,8)	46 (13–75)
Фон (11)	7,1 (6,0–7,7)	167 (45–2225)	1,7 (0,8–2,3)	63 (59–76)

Примечание. В скобках указаны минимальные и максимальные значения

Содержание C_{орг} в городских почвах Севастополя составляет 3,6%, изменяясь от 1,0% до 14,8%, что превышает фоновые аналоги в 2 раза (табл. 6.2; рис. 6.1), но слабо отличается от уровня C_{орг} в почвах Ялты и Алушты (3,8% и 4,0% соответственно). Во всех функциональных зонах Севастополя (кроме агрогенной) содержание C_{орг} достаточно сильно изменяется (в 9–10 раз) и зависит от применения органических удобрений и торфо-компостных смесей. Наименьшее содержание C_{орг} зафиксировано в почвах агрогенной зоны (1,5%), которое практически не отличается от фона. Высокие уровни C_{орг} в отдельных точках рекреационной зоны (до 14,8%) и селитебной с малоэтажной и многоэтажной застройками (до 10,5% и 10,8%) связаны, вероятно, с широким распространением травянистых видов растений, обуславливающих существенные массы поставляемого в поверхностные горизонты почв органического материала, а также редко проводимыми уборками опада листьев древесных растений. Например, в пгт. Кача в северной части Севастополя из-за этих факторов содержание C_{орг} в почвах селитебной и рекреационной зон достигает 13–16% (Чекмарева, Сидорова, 2013).

Гранулометрический состав поверхностных горизонтов почв Севастополя (рис. 6.1) в целом легкогоглинистый (содержание физической глины – 46%). В агрогенной зоне города почвы имеют более тяжелый гранулометрический состав – содержание физической глины составляет в среднем 66%. Такое утяжеление состава выявлено для Алушты и Ялты, что также связано с

уплотнением почв при использовании сельскохозяйственной техники и орошением полей речными водами, содержащими тонкие частицы речной взвеси. В среднем, в Севастополе содержание физической глины в почвах больше, чем в Ялте и Алуште (46%, 35% и 31% соответственно), что значительно усиливает сорбционную способность почв (сорбционный барьер) по отношению к загрязнителям.

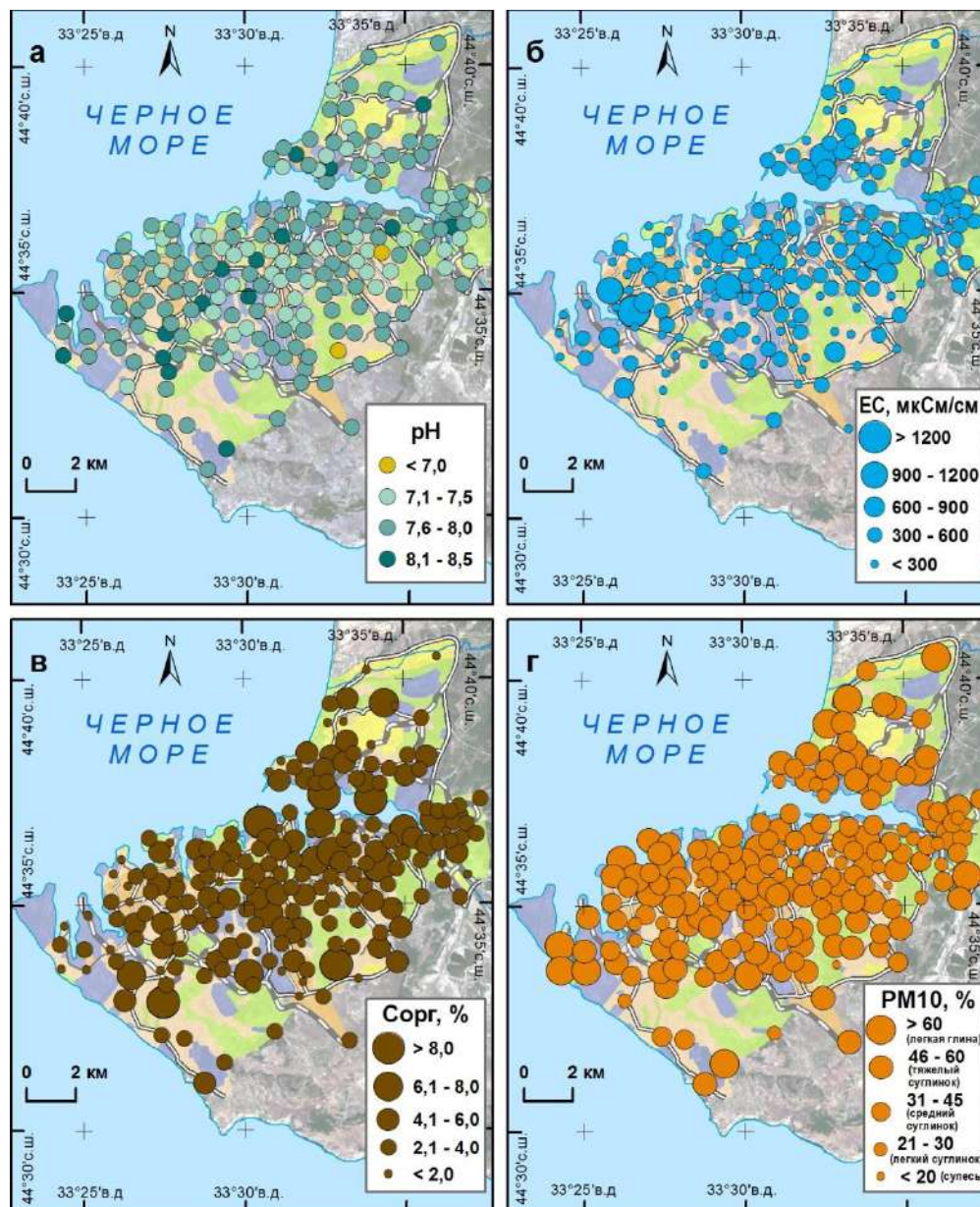


Рис. 6.1. Реакция среды pH (а), электропроводность (б), содержание $C_{орг}$ (в) и гранулометрический состав (г) почв Севастополя

6.1.3. Загрязнение городских почв тяжелыми металлами и металлоидами

В поверхностных горизонтах почв и фракции PM_{10} в среднем наиболее активно накапливаются (нижние индексы – значения коэффициента концентрации K_c) $Pb_{4,6}Zn_{4,0}Sb_{3,1}Cd_{2,7}Sr_{2,4}Sn_{2,1}Cu_{2,0}Mo_{1,9}$ и $Mo_{4,8}Pb_{4,6}Sb_{4,0}Cd_{3,0}Zn_{2,9}Sn_{2,4}Sr_{1,9}Cu_{2,0}$ (рис. 6.2; табл. 6.3), которые поступают из нескольких источников: воздействия автотранспорта (Pb, Zn, Sb, Cd, Sn,

Cu), сжигания топлива на теплоэлектростанциях, и в особенности угля для отопления жилых домов, в выбросах которых могут содержаться Pb, Sb, Cd, Sr (Геохимия..., 1990; Landing et al., 2010; Demetriades, Birke, 2015), а также сжигание и утилизация ТБО. Так, в субстратах полигонов ТБО относительно незагрязненных почв активно аккумулируются Cu (до 1500 раз), Cd (408), Zn (219), Pb (107), Cr (78), Co (40), V (27), Ni (до 25 раз) и другие ТММ (Горох, 2005).

Таблица 6.3

Содержание ТМ в почве и ее фракциях РМ₁₀ в Севастополе

Элемент	Почва				Фракция РМ ₁₀ почв				D _x
	C _i , мг/кг	C _ф , мг/кг	K _c	C _v , %	C _i , мг/кг	C _ф , мг/кг	K _c	C _v , %	
Mo	1,3 (0,28–5,2)	0,71	1,9	53	1,6 (0,2–8,6)	0,33	4,8	73	1,2
Pb	91 (4,7–1000)	20	4,6	146	138 (3,6–1748)	31	4,6	148	1,5
Sb	2,4 (0,27–71)	0,78	3,1	219	3,7 (0,2–134)	0,91	4,0	271	1,5
Cd	0,6 (0,15–5,1)	0,22	2,7	111	0,9 (0,2–10,8)	0,3	3,0	140	1,5
Zn	292 (29–18000)	73	4,0	437	482 (38,8–21441)	168	2,9	321	1,7
Sn	4,2 (0,5–44)	2,0	2,1	109	5,2 (0,3–66)	2,2	2,4	131	1,2
Cu	66 (10–400)	33	2,0	93	83 (4,6–793)	41	2,0	117	1,3
Sr	223 (53–560)	93	2,4	46	172 (38–980)	1,2	1,9	61	0,7
W	1,1 (0,18–6,5)	1,0	1,1	51	1,5 (0,1–7,9)	44	1,3	50	1,4
Ba	342 (26–5390)	309	1,1	119	417 (23–5005)	414	1,0	119	1,2
Bi	0,24 (0,02–1,1)	0,24	1,0	49	0,4 (0,02–1,8)	0,43	1,0	54	1,7
Cr	48 (17–150)	54	0,9	37	64 (19–358)	74	0,9	52	1,3
Ni	30 (7,3–52)	37	0,8	30	41 (10–108)	51	0,8	33	1,4
As	8,6 (0,2–25)	10,6	0,8	43	12,2 (0,2–44)	15,4	0,8	53	1,4
Co	8,4 (1,1–33)	11	0,7	41	11,5 (1,2–36)	15	0,8	43	1,4
Be	1,06 (0,1–2,0)	1,5	0,7	37	1,5 (0,1–4,9)	2,1	0,7	40	1,4
Mn	664 (85–2169)	804	0,8	46	867 (94–4862)	1277	0,7	59	1,3
Cs	3,1 (0,3–6,6)	4,7	0,7	42	4,7 (0,4–13,5)	7,0	0,7	34	1,5
V	52 (14–100)	74	0,7	37	72 (19–243)	109	0,7	41	1,4
Fe	22150 (2030–40740)	29629	0,7	33	29768 (2362–109235)	45281	0,7	41	13

Примечание. В скобках указаны минимальные и максимальные значения. Элементы ранжированы по убыванию K_c во фракции РМ₁₀ почв. D_x – отношение содержания элемента в РМ₁₀ почв к почвам. Полу жирным выделены элементы с K_c > 1,5

Аккумуляция Sr в почвах может быть связана с активным строительством жилых домов, объектов рекреации и инфраструктуры в городе, которое сопровождается высокой пыленностью. Отличительной особенностью почвенных РМ₁₀ в Севастополе по сравнению с Алуштой и Ялтой являются высокие значения K_c для Mo, что связано с его активным рассеиванием в РМ₁₀ фоновых почв. В целом перечень накапливающихся в почвах и их фракции РМ₁₀ поллютантов в Севастополе слабо отличается от Алушты и Ялты, однако интенсивность их накопления в несколько раз выше.

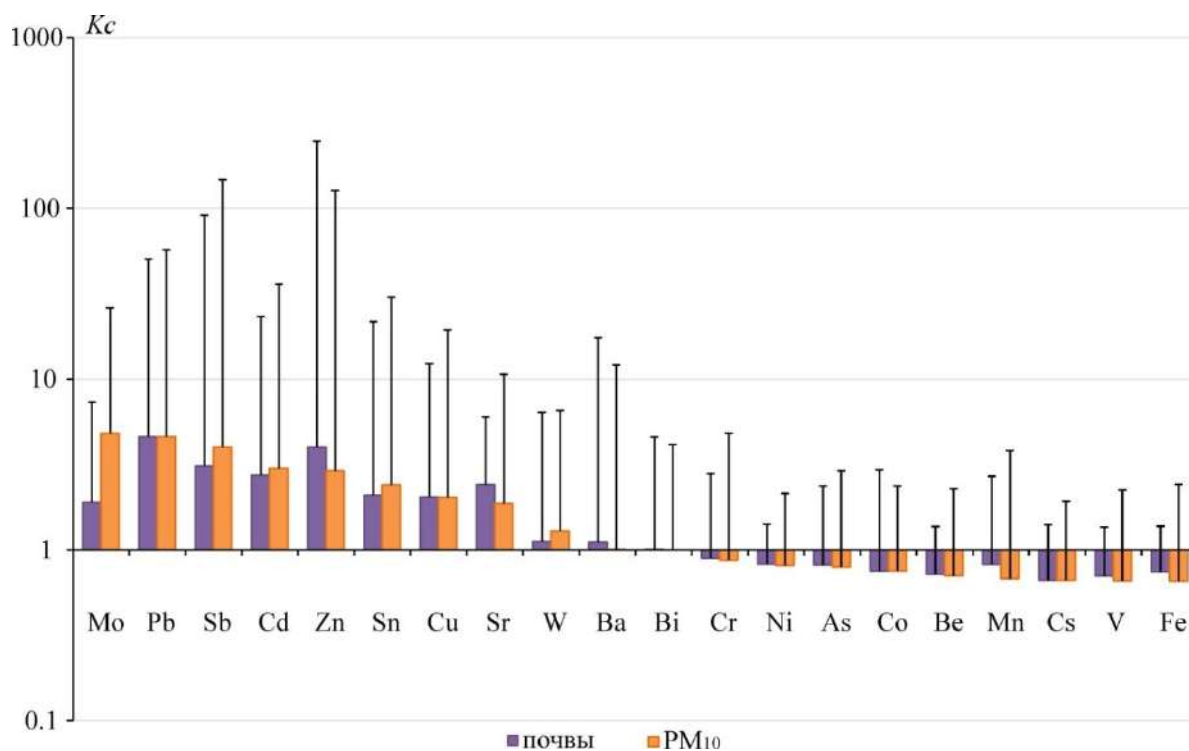


Рис. 6.2. Коэффициенты концентраций ТММ в почвах и ее фракции PM_{10} в Севастополе. Вертикальными линиями показаны максимальные значения K_c

Содержание некоторых ТММ в почве и частицах PM_{10} достаточно сильно варьирует (табл. 6.3). Так, во фракции PM_{10} увеличиваются концентрации всех поллютантов (отношение содержания элемента в PM_{10} к почвам в целом $D_x = 1,2-1,7$) кроме Sr, интенсивнее накапливаются Bi и Zn ($D_x = 1,6-1,7$), а также Sb, Pb, Cs, Cd ($D_x = 1,5$).

В почвах Севастополя на экологически опасные частицы PM_{10} в среднем приходится 74% массы Zn, 71% Bi, 66% Cs, 65% Pb, 63% Be, 61% W и V, 60% As, Co, Cd, а также более половины массы Sr, Ni, Fe, Sb, Mn, Mo, Cu, Sn, Ba (рис. 6.3).

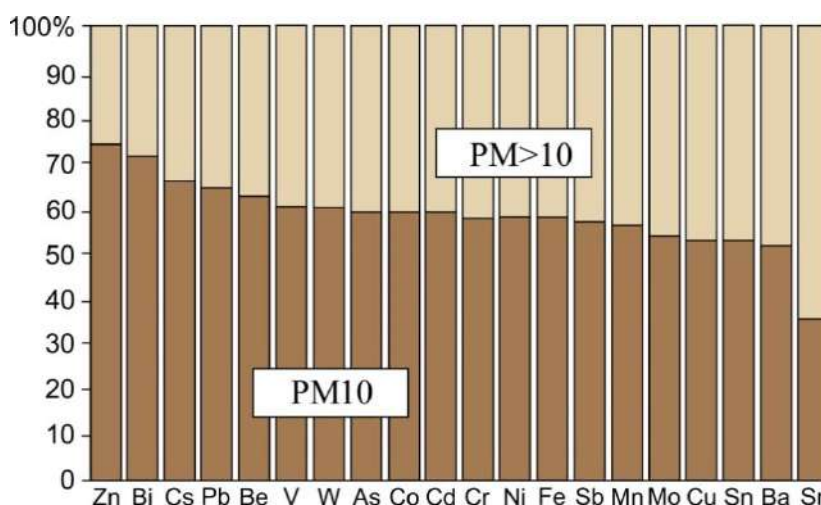


Рис. 6.3. Доля ТММ во фракции PM_{10} городских почв Севастополя

Sr, по-видимому, поступает в почвы с более крупными частицами, поэтому доля

связанного с PM_{10} металла составляет всего 36%. В отличие от почв Гонконга, где на фракцию PM_{10} приходится до 50% массы всех поллютантов (Luo et al., 2011), в частицах PM_{10} почв Севастополя наблюдаются наиболее высокие доли большинства ТММ (55–73%), что обусловлено тяжелосуглинистым и легкоглинистым гранулометрическим составом почв – содержание физической глины составляет в среднем 46%. По этой же причине в Севастополе по сравнению с Ялтой и Алуштой возрастает доля связанных с PM_{10} ТММ, особенно Мо, доля которого в PM_{10} почв Севастополя из-за активной поставки металла с промышленными выбросами достигает 57%, при 40% в Ялте и около 15% в Алуште.

В почвах и фракции PM_{10} Севастополя из-за наличия многообразных источников техногенного воздействия, приводящее к формированию локальных аномалий с высокими концентрациями поллютантов, происходит резкое увеличение вариабельности их содержаний относительно фоновых территорий и создает «пестроту» картины загрязнения. Наиболее сильно варьируют концентрации таких ТММ, как Zn ($C_v = 321–437\%$), Sb (219–271%), Pb (146–148%), Cd (111–140%), Sn (109–131%), Ba (119%) и Cu (93–117%), а их коэффициент вариации примерно в 1,5–25 раз выше, чем в фоновых почвах (рис. 6.4).

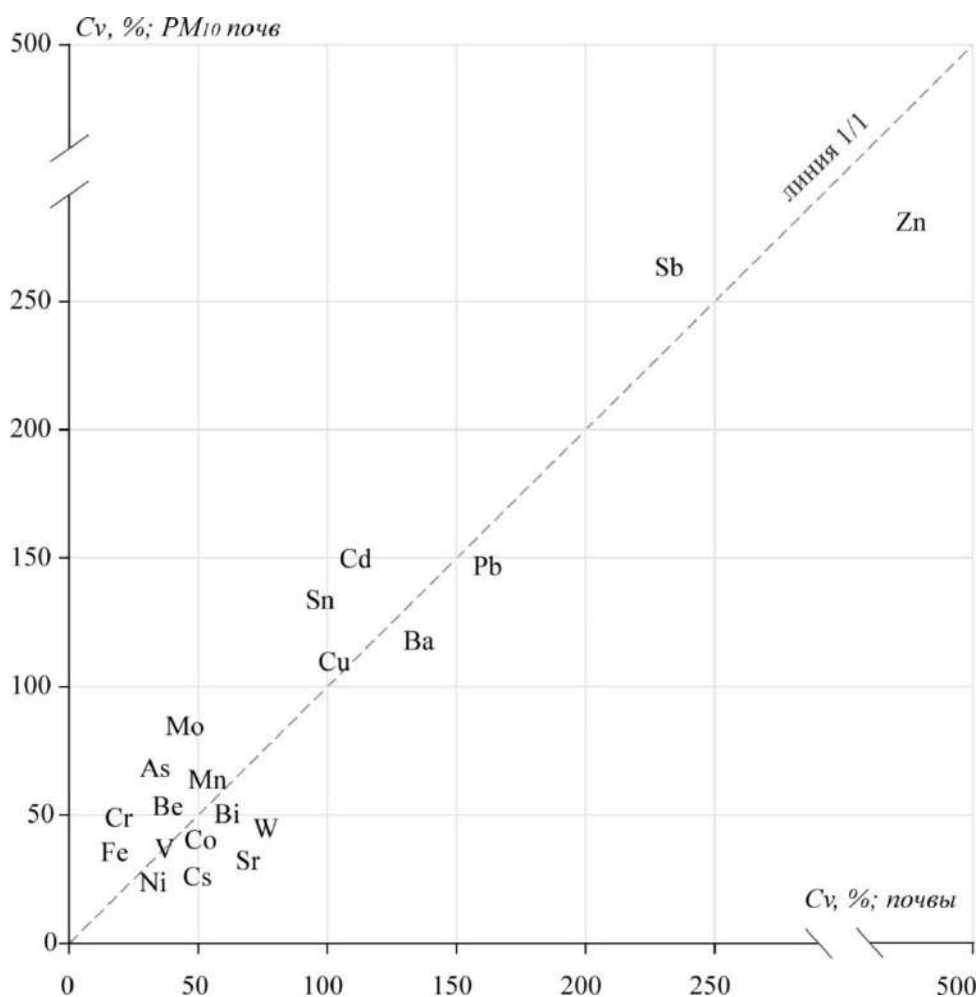


Рис. 6.4. Соотношение коэффициентов вариации (C_v , %) содержаний ТММ в почве и ее фракции PM_{10} в Севастополе

ТММ в почвах различных функциональных зон. В почвах Севастополя концентрация поллютантов изменяется в зависимости от функционального использования территории (рис. 6.5; табл. 6.4). Наиболее загрязнены почвы в целом и частицы PM_{10} в промышленной зоне из-за выбросов объектов энергетики, предприятий металлообработки, ремонтных мастерских и т.д. Так, функционирование промышленных предприятий, ремонтных мастерских и портовых сооружений, в больших количествах расположенных рядом с береговой линией, приводит к накоплению в илистой фракции (PM_1) донных отложениях Севастопольской бухты Cu, Zn, Cr, Ni, Mn, Pb (Шкапенко и др., 2017). В северной части Крыма в почвах рядом с машиностроительными и металлообрабатывающими предприятиями формируются обширные и контрастные аномалии Cu, Pb, Zn, Cr и Mn (Новиков, Новикова, 2003).

Таблица 6.4

Геохимическая специализация почвы и ее фракций PM_{10} в функциональных зонах Севастополя

Функциональная зона (число проб)	Почва	Фракция PM_{10} почв
Селитебная с малоэтажной застройкой (59)	$Pb_{4,3}Zn_{3,0}Sb_{2,7}Sr_{2,4}$ $Cu_{2,3}Cd_{2,2}$	$Mo_{5,0}Pb_{4,1}Sb_{3,4}Sn_{2,3}$ $Cd_{2,1}Zn_{2,1}Cu_{2,1}$
Селитебная с многоэтажной застройкой (42)	$Pb_{4,1}Zn_{2,5}Sb_{2,4}Cd_{2,3}Sr_{2,2}Sn_{2,1}$	$Pb_{4,3}Mo_{4,0}Sb_{2,9}Cd_{2,4}Sn_{2,3}$
Рекреационная (20)	$Pb_{3,3}Zn_{2,5}Cd_{2,1}$	$Mo_{3,4}Pb_{2,3}$
Агрогенная (2)	$Cu_{2,7}$	$Mo_{4,1}Cu_{2,4}$
Промышленная (27)	$Zn_{12,7}Sb_{6,1}Pb_{5,7}Cd_{5,2}$ $Sn_{2,9}Sr_{2,7}Cu_{2,4}Mo_{2,1}$	$Sb_{9,3}Zn_{6,6}Cd_{6,2}Mo_{5,5}$ $Pb_{5,4}Sn_{3,1}Cu_{2,4}Sr_{2,1}$
Транспортная (50)	$Pb_{5,4}Sb_{3,0}Zn_{2,7}Cd_{2,7}Sr_{2,6}Cu_{2,2}$	$Mo_{5,0}Pb_{4,7}Sb_{3,6}Cd_{2,6}Sn_{2,3}Cu_{2,2}$
Среднее по городу (200)	$Pb_{4,6}Zn_{4,0}Sb_{3,1}Cd_{2,7}$ $Sr_{2,4}Sn_{2,1}$	$Mo_{4,8}Pb_{4,6}Sb_{4,0}Cd_{3,0}$ $Zn_{2,9}Sn_{2,4}$

Примечание. Цифры в нижнем индексе – величина Kc . Приводятся элементы с $Kc > 2,0$

Транспортная и селитебная зоны низкой и высокой этажности являются вторыми по уровню накопления ТММ, в результате их эмиссии при печном отоплении жилых домов и с выхлопными газами от автотранспорта, что в совокупности определяет высокий уровень загрязнения почв в данных функциональных зонах. Так, при преобладании ветров со стороны моря, то есть южного и юго-западного направлений, в атмосферных аэрозолях Севастополя в больших количествах содержатся редкоземельные и рассеянные Hf, Th, Sc, La, Ce, диатомовые водоросли, цианобактерии и их ассоциации, в то время как при ветрах северных и северо-восточных румбов с континента в аэрозолях активно концентрируются токсичные Cd, As, Cu и Zn (Смирнова, Рябинин, 2016). В северной части Крыма также как и в Севастополе в почвах селитебных техногенных ландшафтов активно аккумулируются Pb, Cu, Sr, а также Cr и As (Новиков, Новикова, 2003).

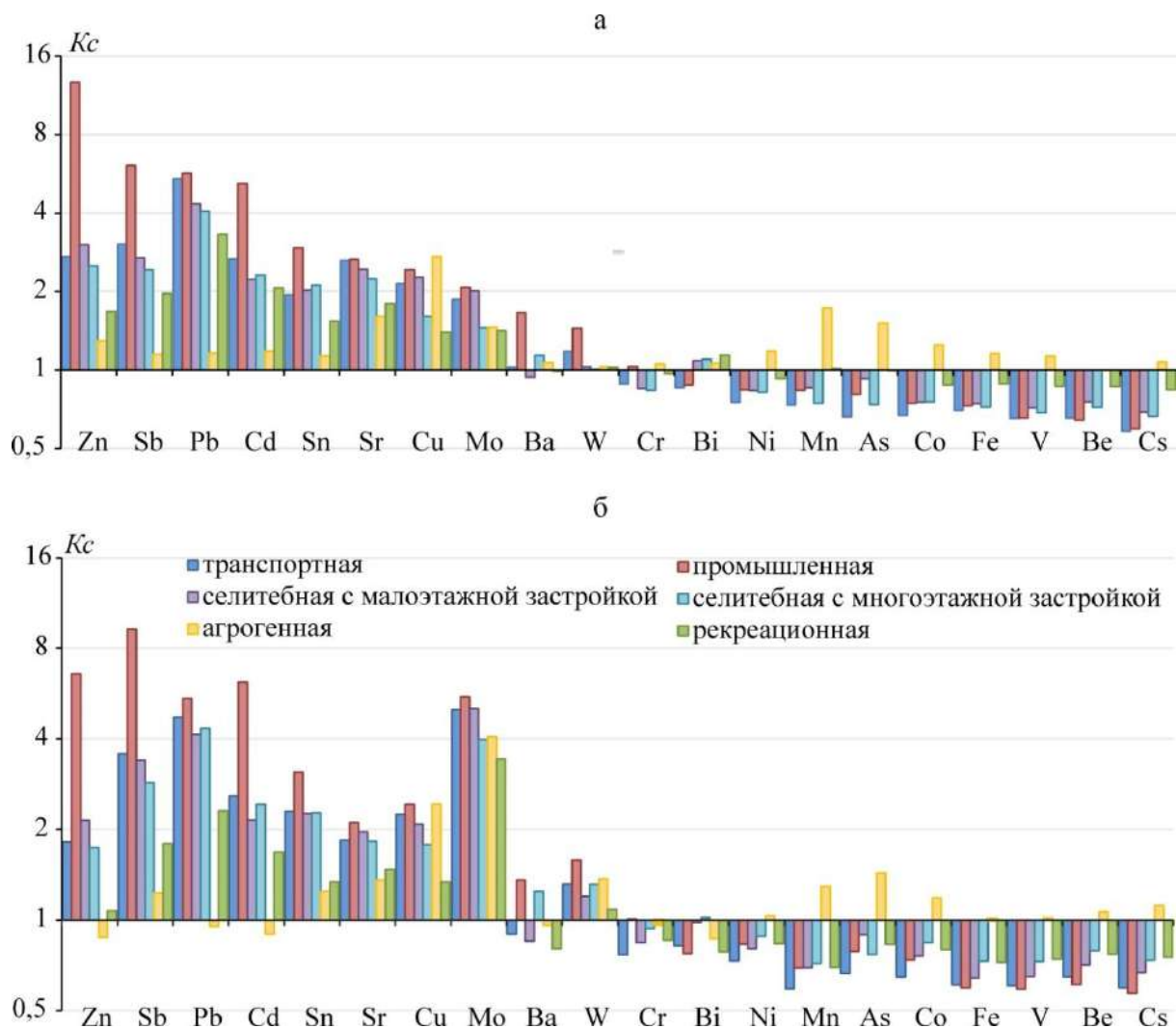


Рис. 6.5. Геохимические спектры почвы (а) и ее фракций PM_{10} (б) в функциональных зонах Севастополя

Слабое накопление ТММ установлено для почв и частиц PM_{10} рекреационной (Mo, Pb, Zn, Cd) зоны, где Mo, Pb, Zn, Cd аккумулируются в результате аэрального поступления с выбросами промышленных предприятий и автотранспорта. Накопление Cu в агрогенной зоне, большую часть территории которой занимают яблоневые, персиковые поля и виноградники, может быть связано с использованием медьсодержащих фунгицидов, а также с применением минеральных удобрений. Повышенные концентрации Cu неоднократно выявлялись в почвах виноградников Крыма и Севастополя (Vystavna et al., 2014; Максимишина и др. 2015), а также других районов Средиземноморья – Испании, Италии (Facchinelli et al., 2001; Acosta et al., 2011). Так, в сельскохозяйственных почвах Мурсии и Пьемонта, специализирующихся на выращивании винограда, цитрусовых и злаковых культур, содержание Cu достигает 60-350 мг/кг, что связано с длительным внесением в почвы пестицидов и удобрений. Изучение концентраций ТММ в почвах Крымского полуострова при почти полувековом использовании минеральных удобрений показало, что в почвах существенно возрастает содержание

подвижных форм Cu, Mn и Zn, но не меняется распределение Cd, Pb и Co (Сычевский и др., 2012). Помимо Cu сельскохозяйственный (виноградарский, полеводческий и садоводческий) характер техногенного воздействия может также способствовать накоплению P, F, Hg, Cr, As (Новиков, Новикова, 2003).

Геохимические аномалии в почвах. В почвах контрастные аномалии с наиболее высокими уровнями накопления многих поллютантов образовались в промышленной зоне Севастополя к северо-востоку от аэродрома «Южный», где концентрации Zn превышают фоновые значения в 247 раз, Sb – 91, Cd – 23, Pb – 19, Ba – 17, Sn и Cd – 12 раз (рис. 6.6-6.7).

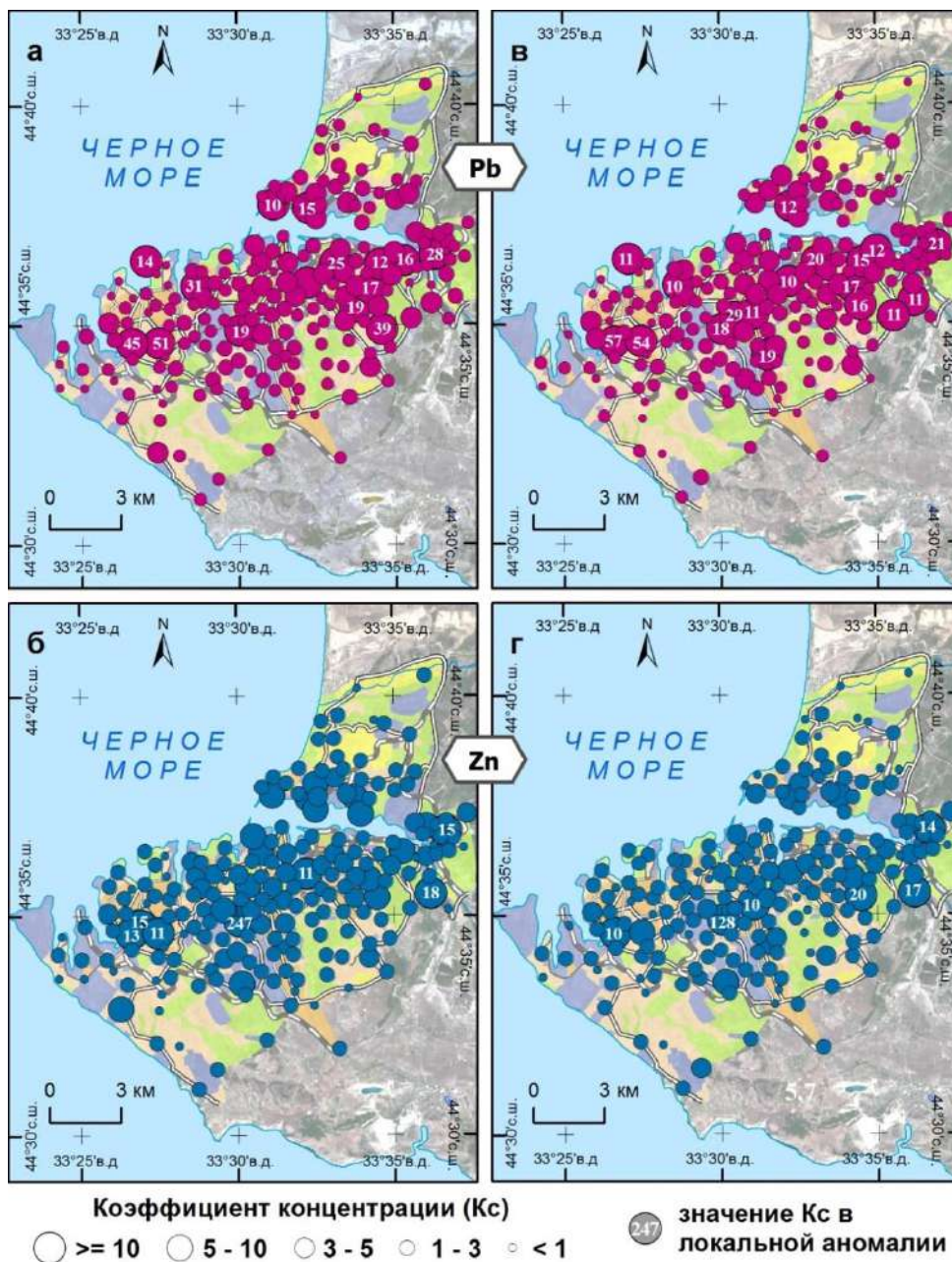


Рис. 6.6. Pb и Zn в почве (а, б) и ее фракции PM₁₀ (в, г) в Севастополе

Еще одна Sb–Cd–Pb аномалия сформировались в восточной части города в селитебных

зонах с многоэтажной жилой застройкой (микрорайон «Камышовая бухта» и «5-й микрорайон») вблизи с гаражными кооперативами, где концентрации Sb превышают фоновые значения в 3–14 раз, Pb – 45–51, Cd – 15–18 раз. В почвах центральной части города рядом с Южной бухтой под влиянием выбросов автотранспорта повышены содержания ТММ по сравнению с фоном: Pb в 3–11 раз, Sb – 3–10, Cd – 3–5 раз. Высокие *K_c* Pb, Cd, Sb (5–28) установлены в почвах селитебной зоны (микрорайон «Горпищенко») рядом с гаражным кооперативом «Автолюбитель-2», а также в районе Инкермана вдоль Симферопольского шоссе и ул. Линейная. В северной части Севастополя в почвах в целом Pb (5–15), Cd (5–20), Sb (5–10) наиболее интенсивно накапливается вдоль Севастопольской бухты рядом с судоремонтным заводом. На существенную роль автотранспорта и свалок ТБО в загрязнении почв Севастополя указывает приуроченность ареалов концентраций Pb, Cu и Zn к местам скопления автотранспорта, а также несанкционированным свалкам строительного, технического и бытового мусора (Ясенева, Ясенева, 2019).

Во фракции PM_{10} почв Севастополя содержание Mo, Pb и Sb превышает фоновый уровень на 87%, 60% и 50% территории города соответственно. Контрастная аномалия с максимальной аккумуляцией поллютантов образовалась в западной части Севастополя в селитебной зоне (микрорайон «Горпищенко») рядом с гаражным кооперативом «Автолюбитель-2», где *K_c* для элементов составляют Sb – 144, Zn – 109, Pb – 54, Cd – 34, Sn – 29, Mo – 25, Cu – 19. Полиэлементные аномалии Mo–Sb–Cd–Pb–Zn–Cu–Sn с *K_c* ТММ больше 3–5 формируются в юго-западной части города в селитебной зоне с малоэтажной жилой застройкой около дачного массива «Молочные дачи», вдоль промышленной зоны, а также рядом с аэродромом «Южный». Еще одна аномалия этих элементов протянулась от Южной бухты (ул. Героев Севастополя) вдоль ул. Генерала Острякова и ул. Гоголя, занимая преимущественно селитебные и транспортные зоны Севастополя.

Контрастные аномалии большинства элементов образовались в восточной части Камышовой бухты, вдоль Камышового шоссе и ул. Правды, где расположены Севастопольский морской рыбный порт, котельная и селитебная зона с малоэтажными (СТ «Рыбак») и многоэтажными (микрорайон «Камышовая бухта») жилыми домами и гаражными кооперативами. В северной части Севастополя вдоль Севастопольской бухты во фракции PM_{10} почв сформировались аномалии Sb–Pb–Cd–Mo с превышением фоновых уровней в 5 и более раз. Высокие содержания поллютантов выявлены также в Инкермане, поселках «Октябрьский» и «Горный поселок», вдоль долины реки Черная и вблизи промышленных предприятий «Севморверфь», «Крымвторцветмет» и рыбоперерабатывающего завода. Контрастные аномалии Cu, Sb, Cd, Sn, Pb, Mo (*K_c* = 3–25) сформировались в частицах PM_{10} почв возле Севастопольской ГРЭС.

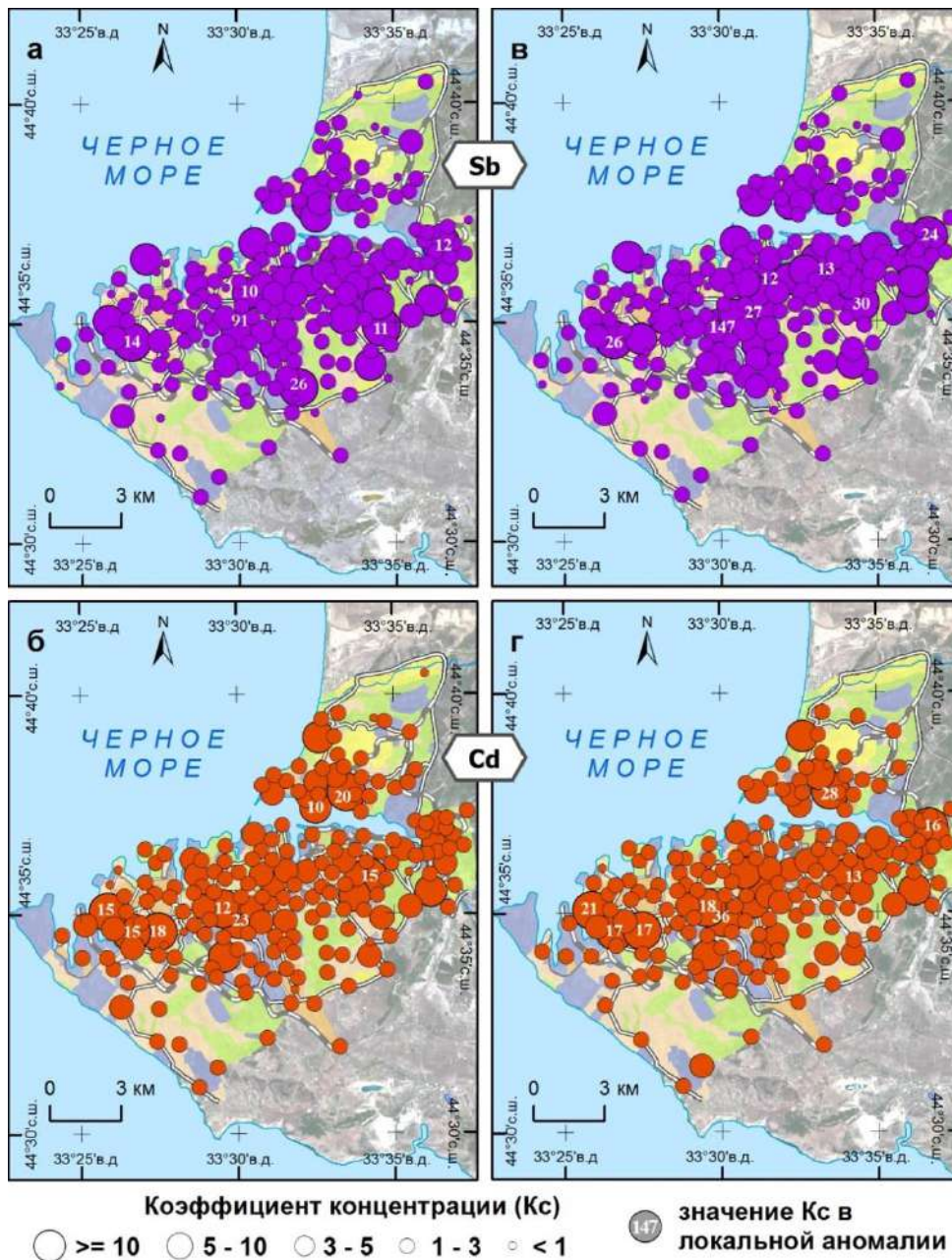


Рис. 6.7. Sb и Cd в почве (а, б) и ее фракции PM₁₀ (в, г) в Севастополе

6.2. Тяжелые металлы и металлоиды в дорожной пыли

Дорожная пыль является одним из источников частиц в атмосферном воздухе при выдувании с поверхности дорожного полотна, например, в Боготе, Колумбия, она составляет около 23% массы частиц PM₁₀ в атмосфере города (Ramírez et al., 2018), а в США – более половины массы частиц PM₁₀ около четверти массы частиц PM_{2.5} (United States Environmental Protection Agency, 2020). Актуальность изучения химического состава пыли Севастополя связана с тем, что уровень загрязнения воздуха твердыми частицами в городе характеризуется как повышенный, повторяемость превышения ПДК твердых частиц составляет около 1% (Иванов и др., 2018).

6.2.1. Физико-химические свойства дорожной пыли

Реакция среды дорожной пыли в Севастополе (рис. 6.8; табл. 6.5) на всех типах дорог щелочная (рН 8,1–8,2) и изменяется от слабощелочной (рН 7,1–7,5) до сильнощелочной (рН 8,5–10,4). В целом по величине рН дорожная пыль Севастополя (8,2) занимает промежуточное положение между Алуштой (7,5) и Ялтой (8,9). Значения рН > 9 в Севастополе и Ялте встречаются достаточно часто, что неоднократно устанавливалось и для других городов мира, например, в США и Китае (Hu et al., 2011; Sutherland et al., 2012).

Таблица 6.5

Основные физико-химические свойства дорожной пыли Севастополя

Объекты (число проб)	рН	ЕС, мкСм/см	$C_{орг}$, %	Содержание физической глины, %
Малые дороги (47)	8,1 (7,5–8,9)	227 (83–542)	2,0 (0,1–6,7)	33 (13–62)
Средние дороги (28)	8,2 (7,1–8,7)	277 (124–667)	1,5 (0,1–3,0)	39 (9–74)
Крупные дороги (35)	8,2 (7,4–10,4)	312 (100–1895)	1,8 (0,4–4,7)	35 (23–69)
Город в среднем (110)	8,2 (7,4–10,4)	267 (83–1895)	1,8 (0,1–6,7)	35 (9–74)

Примечание. В скобках указаны минимальные и максимальные значения

Электропроводность дорожной пыли в среднем составляет 267 мкСм/см, изменяясь от 83 мкСм/см до 1895 мкСм/см (табл. 6.5). Наибольшие значения ЕС обнаружены на крупных дорогах (312 мкСм/см), а наименьшие на малых (227 мкСм/см), то есть с ростом дорожно-транспортной сети и крупности дорог ЕС увеличивается (рис. 6.8), что связано с поступлением большего количества загрязняющих веществ в результате интенсивного движения транспорта. По величине ЕС водной вытяжки дорожной пыли Севастополь, Ялта и Алушта различаются слабо, средний уровень ЕС в них составляет 267, 315 и 283 мкСм/см соответственно, что указывает на относительно стабильное содержание растворимых соединений в дорожной пыли разных городов.

Содержание $C_{орг}$ в дорожной пыли Севастополя на разных типах дорог в среднем составляет 1,5%–2,0%, изменяясь от 0,1% до 6,7% (табл. 6.5; рис. 6.8). Высокое содержание $C_{орг}$ в дорожной пыли может быть связано с поступлением частиц почв с более высоким содержанием гумуса, а также органического углерода техногенного происхождения (частицы сажи), образующегося при сжигании топлива автотранспортом и при истирании шин и асфальтового покрытия. Среднее содержание $C_{орг}$ в дорожной пыли Севастополя, Ялты и Алушты не отличается (1,7–1,8%).

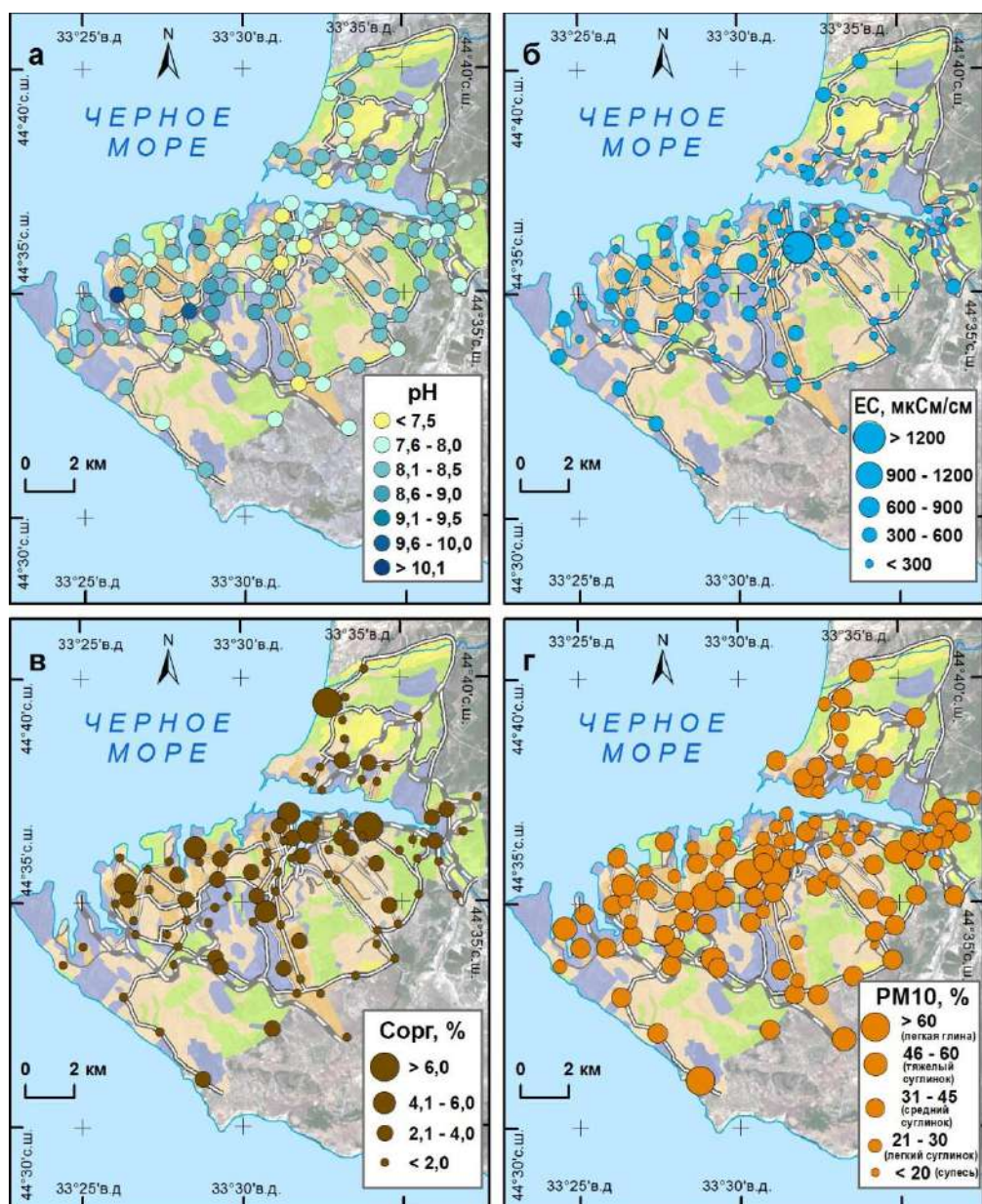


Рис. 6.8. Реакция среды pH (а), электропроводность (б), содержание $C_{орг}$ (в) и гранулометрический состав (г) дорожной пыли Севастополя

Гранулометрический состав дорожной пыли Севастополя (рис. 6.8) в среднем среднесуглинистый (содержание физической глины 33%–39%), варьируя от песчаного (около 9%) до легкоглинистого (до 69%). Высокое содержание частиц PM_{10} в дорожной пыли Севастополя связано с привнесом почвенных частиц с более тяжелым гранулометрическим составом, характерным для почв Крыма. Доля фракции PM_1 в пыли в среднем по городу составляет 6%, PM_{1-10} – 29%, PM_{10-50} – 15%, $PM_{>50}$ – 50% (рис. 6.9). Среднее содержание физической глины в дорожной пыли Севастополя и Ялты практически не отличается (35% и 34% соответственно), но превышает аналогичный показатель для Алушты (22%), что свидетельствует о меньшей сорбционной емкости дорожной пыли Алушты по отношению к поллютантам.

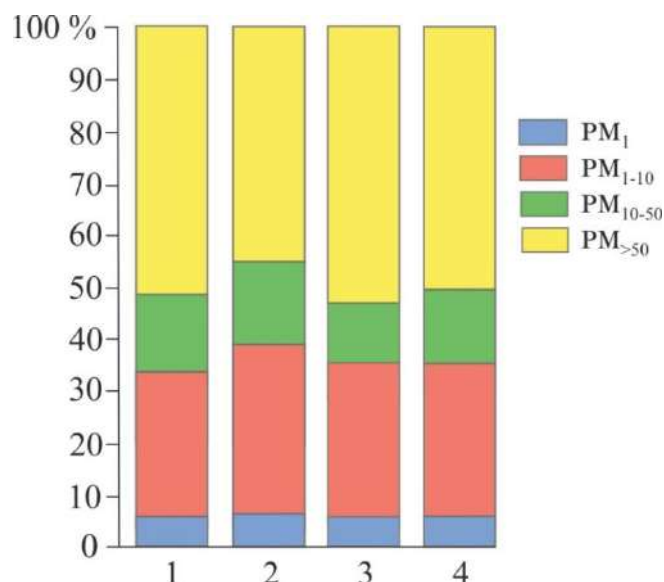


Рис. 6.9. Гранулометрический состав дорожной пыли Севастополя.

Дороги: 1 – крупные, 2 – средние, 3 – малые, 4 – город в среднем

6.2.2. Загрязнение дорожной пыли тяжелыми металлами и металлоидами

В дорожной пыли Севастополя накапливаются преимущественно элементы I и II классов опасности (цифры – величина *КК*): Cd_{6,3}Pb_{3,6}Cu_{3,1}Sb_{2,5}Sn_{2,0}Mo_{1,7}Zn_{1,6} (табл. 6.6; рис. 6.10).

Таблица 6.6

Содержание ТММ в дорожной пыли и ее фракции PM₁₀ в Севастополе

Элемент	Дорожная пыль			Фракция PM ₁₀ пыли			D _x
	Ci, мг/кг	КК	Cv, %	Ci, мг/кг	КК	Cv, %	
Cd	0,57 (0,1–25)	6,3	418	0,74 (0,24–7,7)	8,3	104	1,3
Pb	62 (8,5–650)	3,6	133	102 (24–703)	6,0	87	1,7
Cu	83 (8,1–640)	3,1	118	77 (22–275)	2,8	67	0,9
Sb	2,0 (0,3–24)	2,5	132	3,8 (0,88–17)	4,7	73	1,9
Sn	4,9 (0,81–73)	2,0	147	5,5 (1,6–24)	2,2	70	1,1
Mo	1,9 (0,38–6,2)	1,7	58	1,1 (0,18–6,5)	1,0	80	0,6
Zn	121 (33–520)	1,6	59	351 (111–1305)	4,7	59	2,9
Sr	309 (180–560)	1,1	23	135 (89–605)	0,9	36	0,8
As	3,7 (0,1–9,9)	0,7	45	8,2 (2,4–29)	1,5	48	2,2
Mn	505 (178–2711)	0,7	62	555 (230–1151)	0,7	36	1,1
Bi	0,11 (0,03–0,6)	0,5	75	0,41 (0,12–5,8)	1,8	134	3,7
W	1,1 (0,24–6,0)	0,5	89	1,9 (0,61–5,9)	0,9	61	1,9
Cr	44 (5,8–360)	0,5	106	44 (16–118)	0,5	41	1,0
Fe	14526 (5180–34020)	0,4	33	21552 (9054–47925)	0,5	34	1,5
Ni	20 (5,9–88)	0,4	58	32 (13–79)	0,6	31	1,6
Ba	213 (100–670)	0,3	33	285 (118–1462)	0,5	51	1,3
V	29 (8,9–110)	0,3	47	50 (22–117)	0,5	34	1,7
Co	4,4 (1,6–9,5)	0,3	34	7,4 (2,8–15)	0,5	33	1,7
Be	0,4 (0,2–0,84)	0,2	33	0,9 (0,4–1,9)	0,4	36	2,1
Cs	0,9 (0,4–2,4)	0,2	39	2,6 (1,0–6,2)	0,5	40	3,1

Примечание. В скобках указаны минимальные и максимальные значения. Элементы ранжированы по убыванию *КК* в дорожной пыли. D_x – отношение содержания элемента во фракции PM₁₀ к дорожной пыли. Полужирным выделены элементы с *КК* > 1,5

Околоокладковые содержания имеют Mn и As, Cs, Be, Co, V, Ba, Ni, Fe, Cr, W рассеиваются ($KP = 1,5-5,7$). Перечень поллютантов с наибольшими KK в Севастополе, Ялте и Алуште совпадает, что указывает на ведущую роль Cd, Pb, Zn, Sb, Cu и Sn в загрязнении окружающей среды городов Крыма.

Для большинства поллютантов характерны повышенные концентрации в частицах PM_{10} относительно общего содержания (отношение содержания элемента в PM_{10} к дорожной пыли в целом $D_x = 1,0-3,7$): для Bi, Cs, Zn, As, Be в 3–4 раза, Sb, V, Co, W, Pb, Ni, Fe в 1,5–2 раза, для Ba, Cd, Sn, Mn в 1,1–1,3 раза, а накопление Cu ($D_x = 0,9$), Mo ($D_x = 0,6$) и Sr ($D_x = 0,8$) интенсивнее в дорожной пыли.

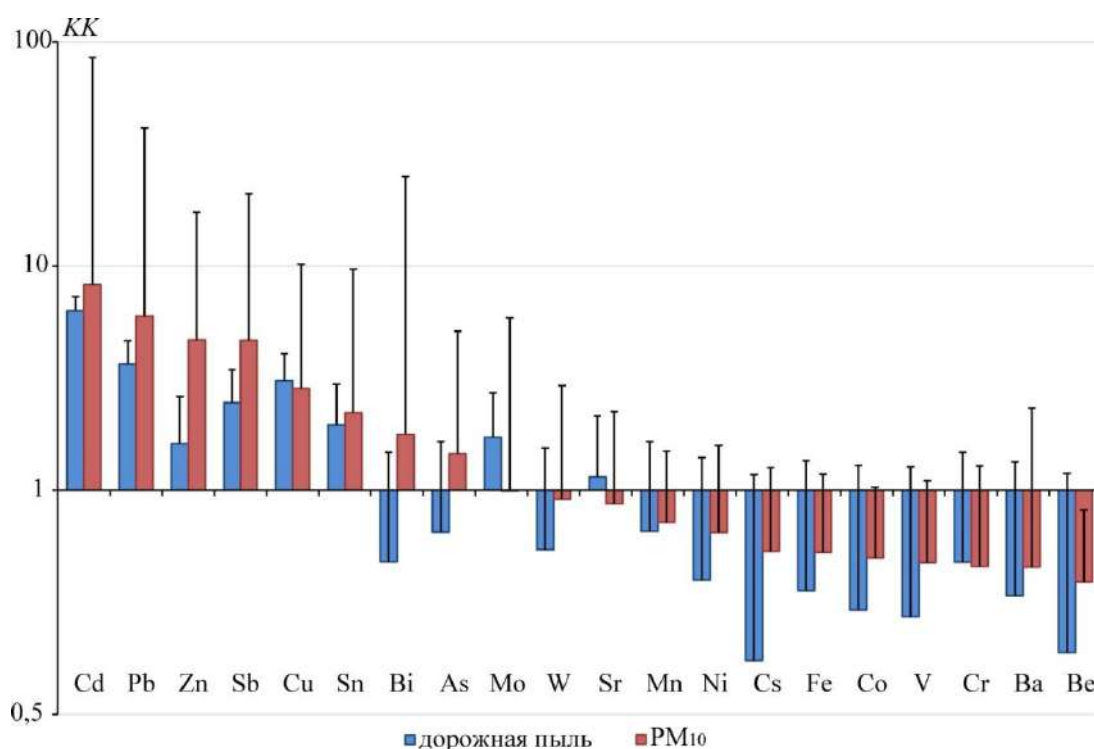


Рис. 6.10. Кларки концентраций ТММ в дорожной пыли и ее фракции PM_{10} в Севастополе. Вертикальными линиями показаны максимальные значения KK

На частицы PM_{10} дорожной пыли Севастополя в среднем приходится до 40% практически всех поллютантов, до 70–85% Bi, Cs, Zn, As и 60–70% Cd, Sb, Be, Pb, W, V, Ni (рис. 6.11). При увеличении интенсивности автомобильного движения доля большинства ТММ во фракции PM_{10} пыли практически не изменяется. Данная зависимость была установлена и для дорожной пыли Алушты.

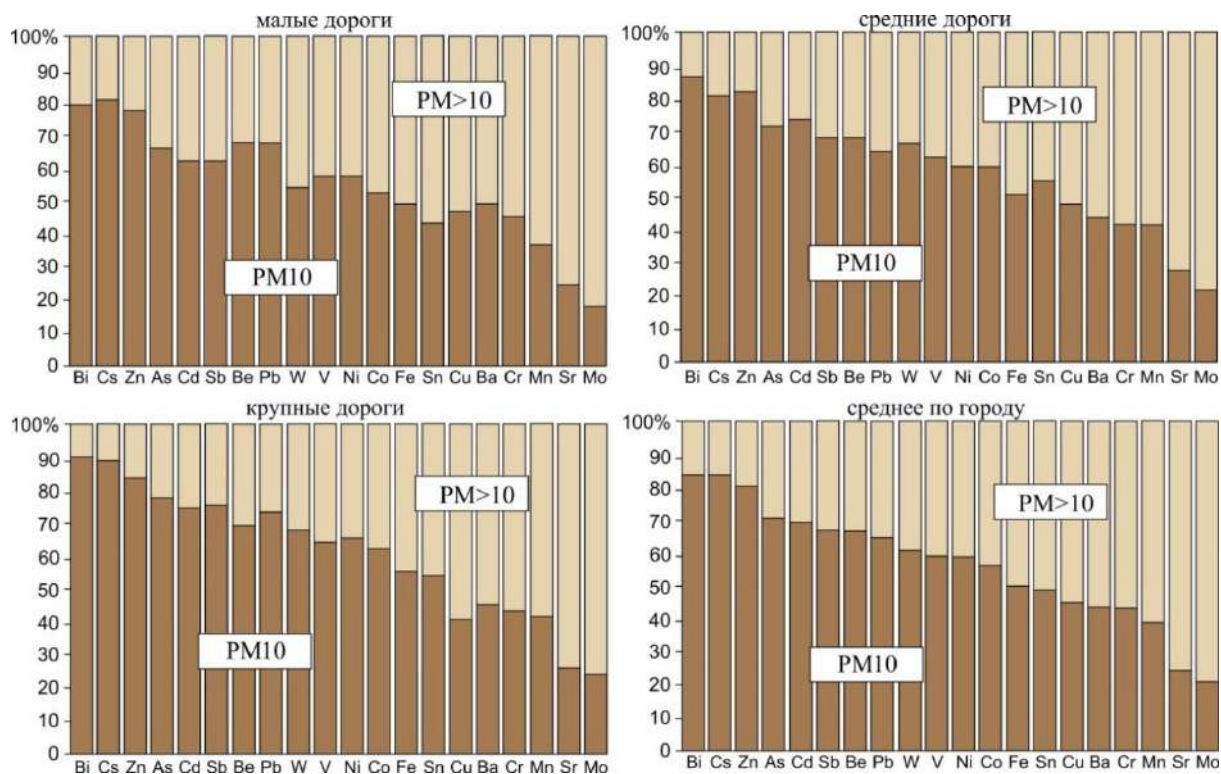


Рис. 6.11. Доля ТММ во фракции PM_{10} пыли на разных типах дорог Севастополя

Таким образом, фракция PM_{10} дорожной пыли обогащена $Cd_{8,3}Pb_{6,0}Zn_{4,7}Sb_{4,7}Cu_{2,8}Sn_{2,2}Bi_{1,7}$. Околокларковые концентрации характерны для Mn, Ni, Sr, Mo, W, а содержание Cs, Be, Co, V, Ba, Fe, Cr в 1,6–2,6 раз ниже их кларков в верхней части континентальной земной коры. В атмосферных аэрозолях в центре Севастополя преобладающими поллютантами являются Cd, Zn и Cu, что указывает на существенное загрязнение этими ТММ различных компонентов окружающей среды города (Рябинин и др., 2016). Дополнительным источником Cd, W, As и Sr в частицах дорожной пыли может служить региональный перенос поллютантов – установлено, что при ветрах со стороны западных ветрах (то есть со стороны европейского Средиземноморья), атмосферные осадки на побережье Севастополя обогащены этими ТММ по сравнению с осадками, выпадающими при ветрах восточных и других румбов (Smirnova et al., 2017). Для Севастопольской бухты атмосферные выпадения являются существенным источником ТММ в экосистеме бухты, особенно Cr, Ni, Cu, Sr, Zn, Ba, поток которых в десятки раз превышает фоновый уровень, а также Sb, Ag, As, W, Mo, Mn, Co, интенсивность выпадений которых с твердыми частицами в несколько раз превышает фоновый для ЮБК уровень (Рябинин и др., 2011а). По вкладу PM_{10} в валовое содержание ТММ в дорожной пыли Севастополь занимает промежуточное положение между Алуштой и Ялтой: вклад PM_{10} Bi, Cs и Zn в Севастополе близок к Ялте (78–85% и 89–92% соответственно), снижаясь у остальных ТММ относительно Ялты и приближаясь по значениям к Алуште.

ТММ в дорожной пыли разных типов дорог. В зависимости от интенсивности транспортной нагрузки КК ТММ в дорожной пыли увеличивается в ряду от крупных и средних дорог к малым, что может быть связано с плохой продуваемостью территории и увеличению содержаний мелких наиболее опасных частиц. Cd, Sb и Pb, являющиеся приоритетными поллютантами дорожной пыли Севастополя, активнее концентрируются на малых дорогах, тогда как максимальные уровни КК Cu и Mo обнаружены на крупных дорогах (табл. 6.7; рис. 6.12).

Таблица 6.7

Накопление ТММ в дорожной пыли и ее фракциях PM₁₀ в Севастополе

Объект	Тип дороги	Величина КК			
		> 6	6-4	4-2	< 2
Дорожная пыль	крупные	–	Cu _{4,3}	Cd _{3,7} Pb _{2,6} Sb _{2,3} Mo _{2,1}	Zn _{1,7} Sn _{1,7}
	средние	–	–	Pb _{3,6} Cu _{3,6} Cd _{3,3} Sb _{2,1}	Zn _{1,8} Mo _{1,6}
	малые	Cd _{11,7}	Pb _{5,0}	Sb _{3,1} Sn _{2,6}	Cu _{1,9} Pb _{1,7} Sn _{1,7} Zn _{1,7}
	город в целом	Cd _{6,3}	–	Pb _{3,6} Cu _{3,1} Sb _{2,5} Sn _{2,0}	Mo _{1,7} Zn _{1,6}
PM ₁₀	крупные	Cd _{7,5} Sb _{6,3}	Zn _{5,5} Pb _{5,3}	Cu _{3,6} Sn _{2,5}	Bi _{1,8}
	средние	Cd _{6,8}	Pb _{4,4}	Sb _{3,9} Zn _{3,7} Cu _{2,6} Sn _{2,2}	Bi _{1,7} As _{1,5}
	малые	Cd _{9,7} Pb _{7,5}	Zn _{4,7}	Sb _{3,9} Cu _{2,4} Sn _{2,0} Bi _{2,0}	As _{1,5}
	город в целом	Cd _{8,3}	Pb _{6,0} Sb _{4,7} Zn _{4,7}	Cu _{2,8} Sn _{2,2}	As _{1,5} Bi _{1,8}

Накопление Zn на разных типах дорог практически не меняется. Активная поставка Sb, Cu, Sn, W и Mo с выбросами автотранспорта приводит к тому, что в Севастополе, Ялте и Алуште накопление этих ТММ в PM₁₀ дорожной пыли усиливается с ростом крупности дороги, что указывает на существенную роль автотранспорта в загрязнении окружающей среды всех трех исследованных городов.

Для дорожной пыли и частиц PM₁₀ Севастополя характерна сильная вариабельность содержаний многих поллютантов (рис. 6.13), в особенности таких технофильных элементов, как Zn (59%), Cu (67–118%), Cd (104–418%), Sn (70–147%), Sb (73–132%), Pb (87–133%).

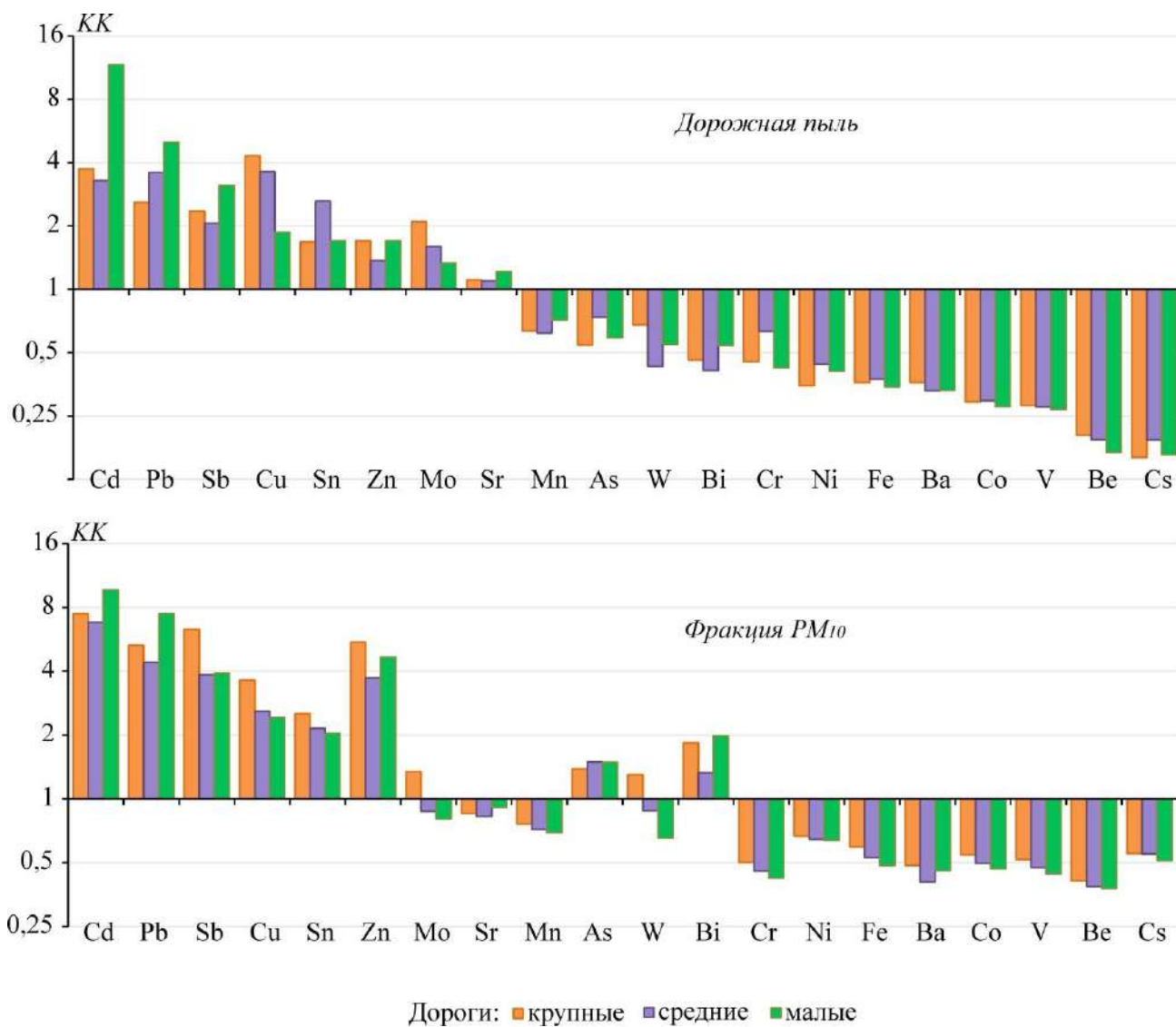


Рис. 6.12. Содержание ТММ в дорожной пыли и ее фракции PM₁₀ на разных типах дорог Севастополя

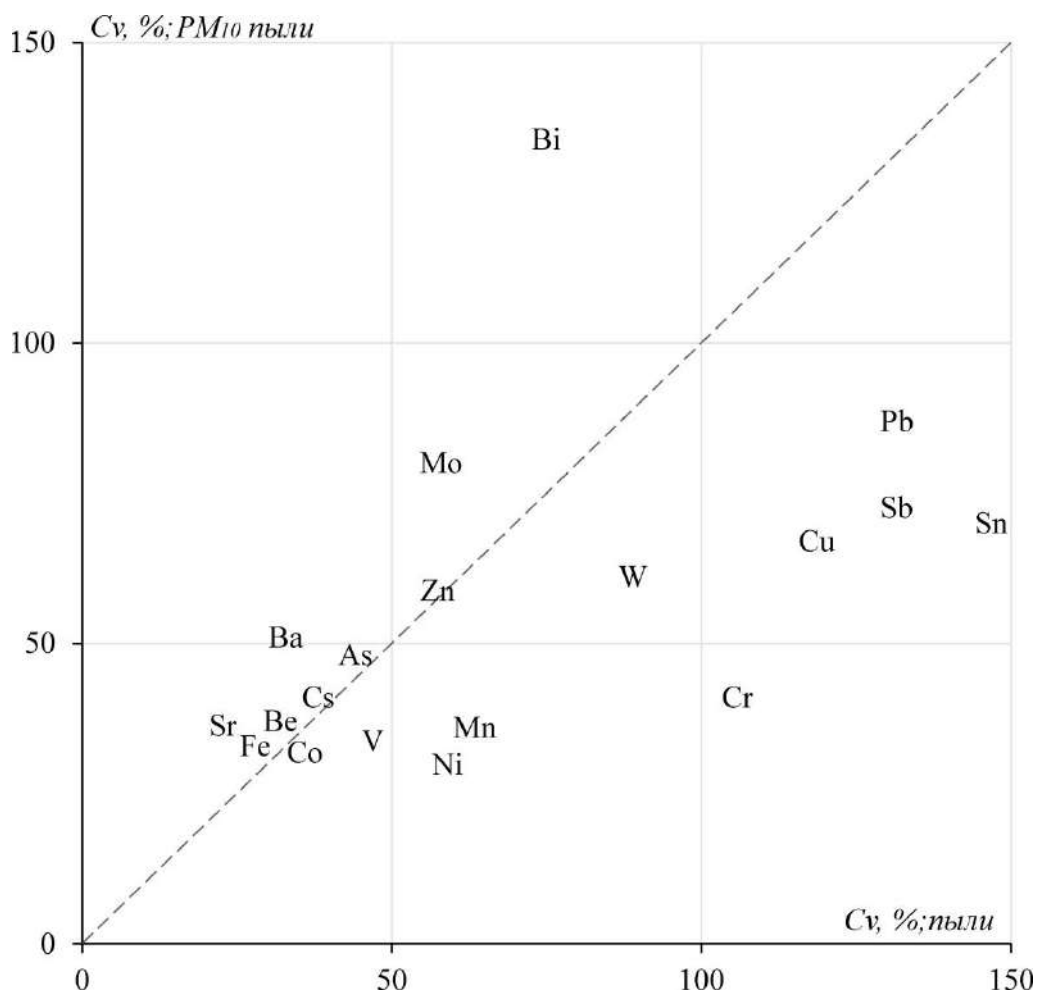


Рис. 6.13. Соотношение коэффициентов вариации (C_v , %) содержаний ТММ в дорожной пыли и ее фракциях PM_{10} в Севастополе

Локальные аномалии Pb, Zn, Cd, Cu и других ТММ встречаются в отдельных точках в районах, примыкающих к Севастопольской бухте (рис. 6.14-6.15). Вероятно, это связано с формированием здесь наиболее высоких уровней загрязнения атмосферного воздуха (особенно на побережье Северной бухты и Северной части города) из-за воздействия основных источников загрязнения природной среды города: Севастопольского национального института ядерной энергии и промышленности, Нефтяной базы ООО «Нафто-Крым», ОАО Севморзавод, ГП КГС «Севастопольская ТЭЦ», официальной свалки ТБО и нескольких стихийных свалок бытовых и промышленных отходов (Ясенева, 2015).

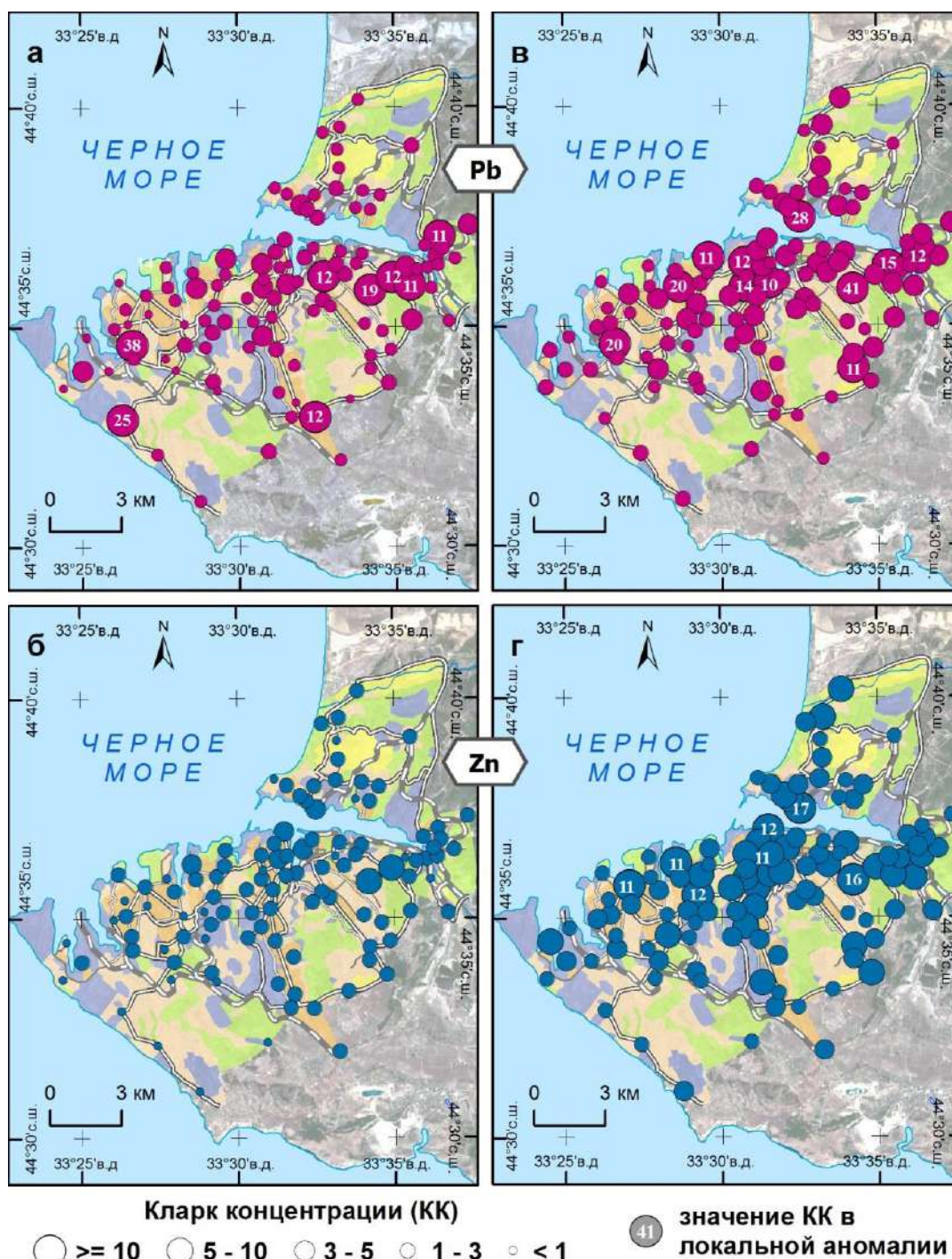


Рис. 6.14. Pb и Zn в дорожной пыли (а) и ее фракции PM_{10} (б) в Севастополе

Локальные аномалии ТММ в дорожной пыли и почвах установлены также в прибрежных районах восточной части Севастопольской бухты, где расположены промзоны и Инкерман. Высокое загрязнение здесь является одной из причин высокой заболеваемости детского населения (Ясенева, Ясенева, 2020). На южной от Севастопольской бухты стороне города наибольшие концентрации PM_{10} и $PM_{2.5}$ в атмосферном воздухе наблюдаются при ветрах юго-восточных и северо-восточных румбов, то есть когда привнос загрязнителей происходит из

центра города и со стороны северо-восточной промышленной части (Вареник и др., 2016; Дьяков и др., 2016).

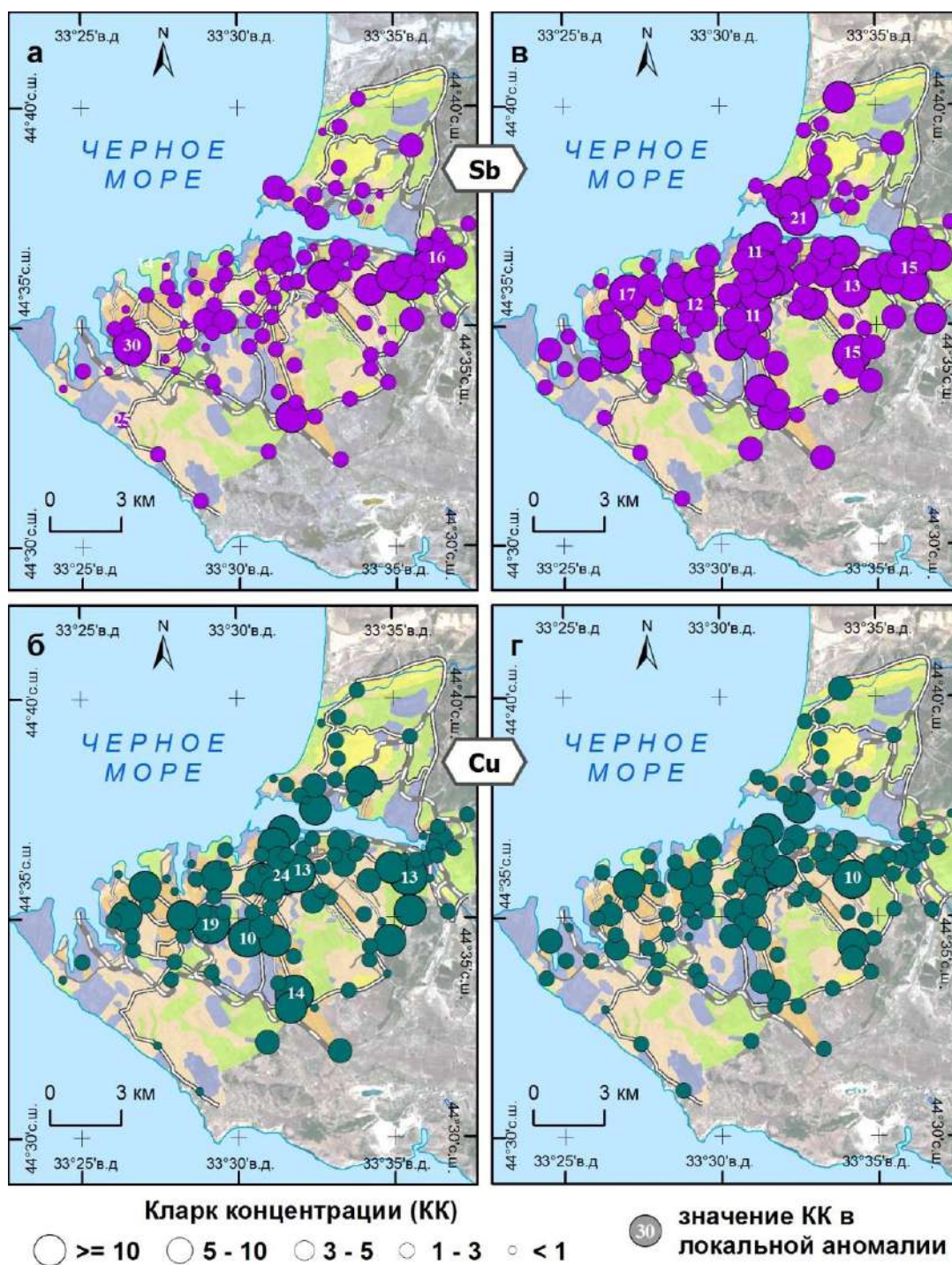


Рис. 6.15. Pb и Zn в дорожной пыли (а) и ее фракции PM₁₀ (б) в Севастополе

6.3. Тяжелые металлы и метллоиды в гранулометрических фракциях почв и дорожной пыли

Для более полного анализа распределения содержаний ТММ по гранулометрическим фракциям, то есть изучения фракционного состава элементов, из общей массы почвы и

дорожной пыли выделены и изучены илистая фракция PM_1 , фракция мелкой и средней пыли PM_{1-10} , крупной пыли PM_{10-50} и песчаная фракция $PM_{>50}$. В частицах PM_1 и PM_{1-10} дорожной пыли Севастополя содержание большинства элементов увеличивается (рис. 6.16).

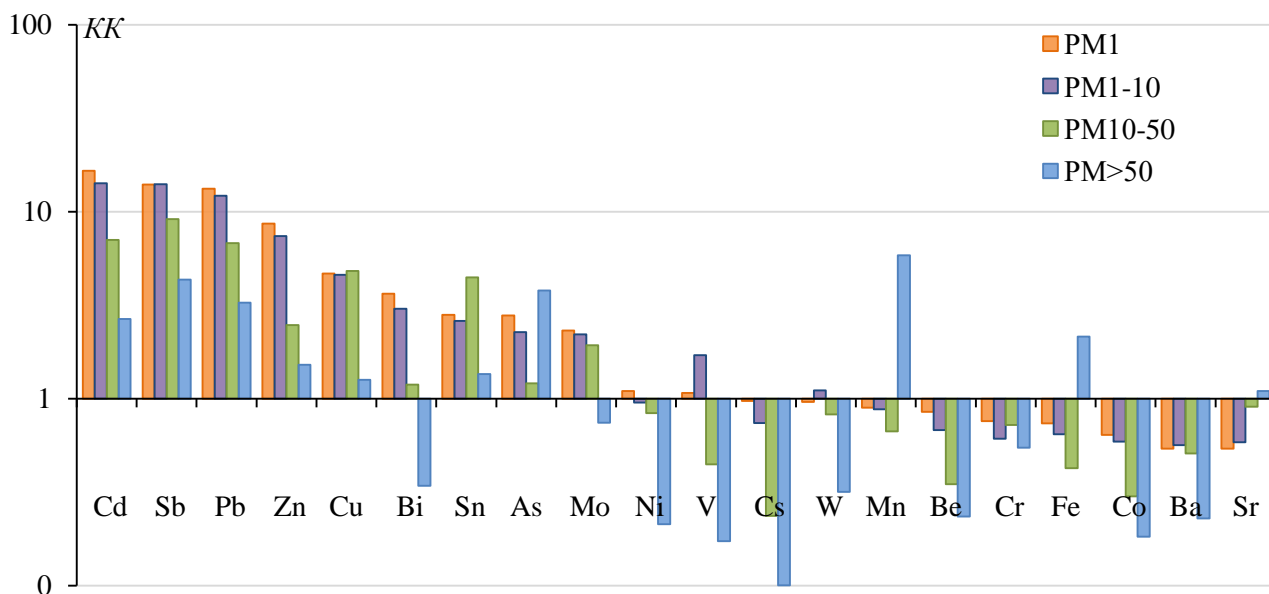


Рис. 6.16. Распределение ТММ в гранулометрических фракциях дорожной пыли Севастополя

При увеличении размеров частиц концентрации элементов уменьшаются. Различия концентрации ТММ в отдельных гранулометрических фракциях и в общей массе почв и дорожной пыли показаны с помощью коэффициента Dx (рис. 6.17). Для частиц PM_1 и PM_{1-10} Dx значительно выше по сравнению с более крупными фракциями почв и пыли.

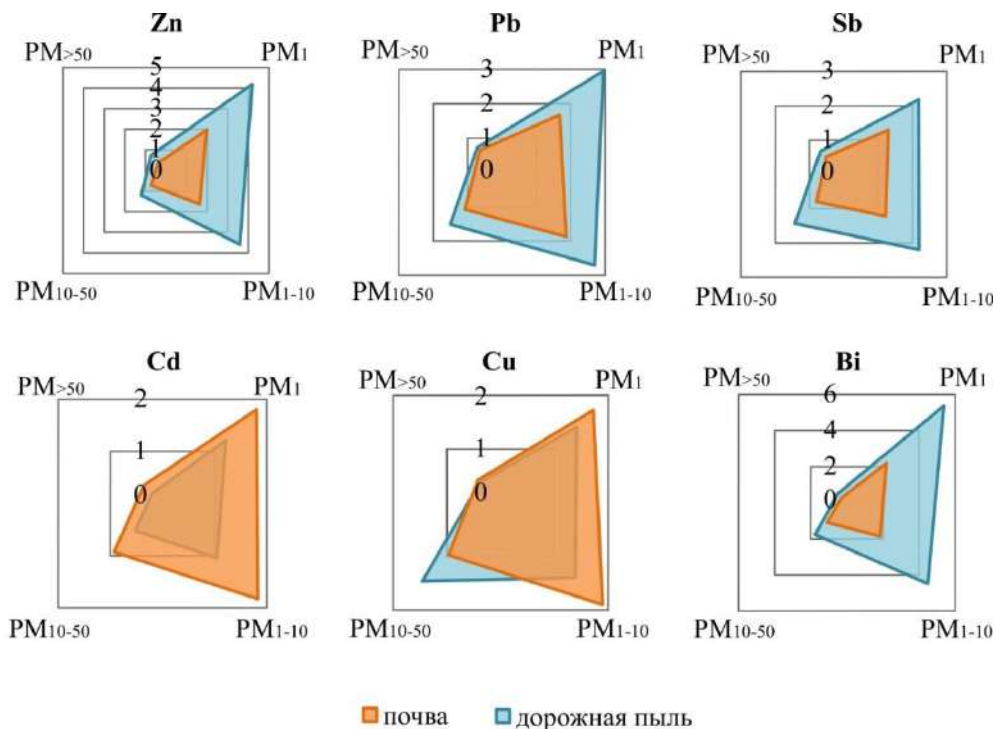


Рис. 6.17. Отношение концентраций ТММ во фракциях PM_1 , PM_{1-10} , PM_{10-50} , $PM_{>50}$ к общему содержанию (коэффициент Dx) в почвах и дорожной пыли Севастополя

6.4. Источники тяжелых металлов и металлоидов в гранулометрических фракциях почв и дорожной пыли

Для *городских почв и их частиц* PM_{10} в Севастополе получены четыре фактора, которые в сумме ответственны за 77 и 79% общей дисперсии. Первый фактор (PC1) обуславливает около 37 и 39% общей дисперсии и свидетельствует о накоплении в основном литофильных элементов Be, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, As, Cs в почвах за счет терригенных источников (почвообразующих пород).

Второй (PC2) и третий факторы (PC3) вносят соответственно 25–26 и 8–9% (табл. 6.8) в общую дисперсию и обусловлены влиянием выбросов автотранспорта. PC2 ответственен за накопление в почвах и частицах PM_{10} почв Zn, Sb, Ba, Cd, поступающих с невыхлопными выбросами автотранспорта (рис. 6.18). Так, загрязнение почв Sb обусловлено использованием Sb-сплавов в тормозных колодках, сульфатов Sb в прокладках автомобильных двигателей, сульфидов Sb в тормозных смазках (Hulskotte et al., 2014; Grigoratos, Martini, 2015; Ramírez et al., 2019). Высокие содержания Zn обычно объясняют износом шин, при производстве которых он используется (Harrison et al., 2012). PC3 обуславливает накопление в почвах и частицах PM_{10} почв Sn, Pb, Cd и Cu, источниками которых является износ металлических частей автомобилей, дорожного покрытия и дорожной разметки (Thorpe, Harrison, 2008; Grigoratos, Martini, 2015). Загрязнение почв Pb может свидетельствовать о его значительном поступлении в окружающую среду в прошлые годы, когда использовался этилированный бензин. Из-за наличия многообразных невыхлопных источников сложно провести их подробную идентификацию, что является существенной проблемой при изучении влияния транспорта на окружающую среду (Vlasov et al., 2021).

Четвертый фактор (PC4) с 5,5% общей дисперсии объясняет формирование в почвах аномалий W и Cr, а в частицах PM_{10} почв – Cu и Mo, поступление которых связано с теплоэнергетикой, металлообработкой, судостроением, судоремонтом и разнообразными ремонтными мастерскими. Важным источником Mo и W может являться сжигание бытовых отходов и биомассы, ископаемых видов топлива, например, угля, используемого для отопления жилых домов в Севастополе. В городе широко распространены предприятия строительной промышленности по производству кирпича цемента, плитки, активно проводятся строительные и демонтажные работы. Состав почв и их частиц PM_{10} в среднем слабо различается, что подтверждается одинаковым количеством выделенных главных компонент и сходным перечнем элементов, накапливающихся в результате влияния этих факторов.

Таблица 8

Значения факторных нагрузок для концентраций ТММ в почвах, дорожной пыли и их частицах PM₁₀ в Севастополе

Элемент	Почвы				PM ₁₀ почв				Дорожная пыль				PM ₁₀ пыли			
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC1	PC2	PC3	PC4	PC1	PC2	PC3	PC4	PC1	PC2	PC3	PC4
Be	0,943				0,967				0,746				0,929			
V	0,969				0,975				0,734				0,940			
Cr	<i>0,515</i>			<i>0,621</i>	<i>0,555</i>		<i>0,473</i>					0,829	0,787		<i>0,323</i>	
Mn	<i>0,578</i>	<i>0,344</i>			<i>0,587</i>	<i>0,663</i>					<i>0,496</i>	<i>0,559</i>	0,799	<i>0,339</i>		
Fe	0,943				0,968				<i>0,668</i>		<i>0,456</i>	<i>0,433</i>	0,918		<i>0,304</i>	
Co	0,811	<i>0,526</i>			0,870	<i>0,413</i>			0,863			<i>0,317</i>	0,931			
Ni	0,931				0,910				<i>0,442</i>	<i>0,317</i>		0,701	0,839			
Cu			0,713	<i>0,305</i>			<i>0,506</i>	<i>0,681</i>			<i>0,393</i>			<i>0,525</i>	<i>0,666</i>	
Zn		0,977				0,961					0,737			<i>0,601</i>	<i>0,523</i>	<i>0,306</i>
As	0,839				0,767			<i>0,414</i>	<i>0,674</i>				0,800			
Sr						<i>0,367</i>		<i>0,499</i>						<i>0,345</i>		0,716
Mo			<i>0,648</i>					0,811			<i>0,641</i>		<i>0,312</i>	<i>0,359</i>	0,731	
Cd		<i>0,544</i>	<i>0,524</i>	<i>0,413</i>		<i>0,615</i>	<i>0,619</i>				0,883			0,934		
Sn		<i>0,370</i>	0,780			<i>0,431</i>	0,724	<i>0,337</i>			<i>0,383</i>			<i>0,625</i>	<i>0,562</i>	
Sb		0,936				0,933					0,863			<i>0,444</i>	0,717	
Cs	0,946				0,949				0,780				0,963			
Ba		0,930				<i>0,668</i>	<i>0,559</i>				<i>0,665</i>		<i>0,394</i>	0,756		
W				0,851	<i>0,527</i>		<i>0,356</i>				<i>0,618</i>	<i>0,450</i>			0,797	
Pb			0,729				0,803				0,868			0,906		
Bi	<i>0,473</i>		<i>0,471</i>		<i>0,383</i>		<i>0,457</i>		<i>0,374</i>	<i>0,317</i>						0,876
Eigenvalue	7,4	5,1	1,9	1,1	7,7	5,3	1,6	1,1	5,7	3,0	1,8	1,6	10,5	3,6	1,4	1,1
Variance, %	37	25	9,4	5,5	39	26	8,1	5,5	28,4	15,2	9,2	8,1	52,3	18,2	6,9	5,4
Cumul, var., %	37	62	72	77	39	65	73	79	28,4	43,6	52,8	60,9	52,3	70,5	77,4	82,8

Примечание. Полужирным выделены значения факторных нагрузок > 0,7 (сильная связь), курсивом – > 0,5 (средняя связь), не показаны нагрузки < 0,3

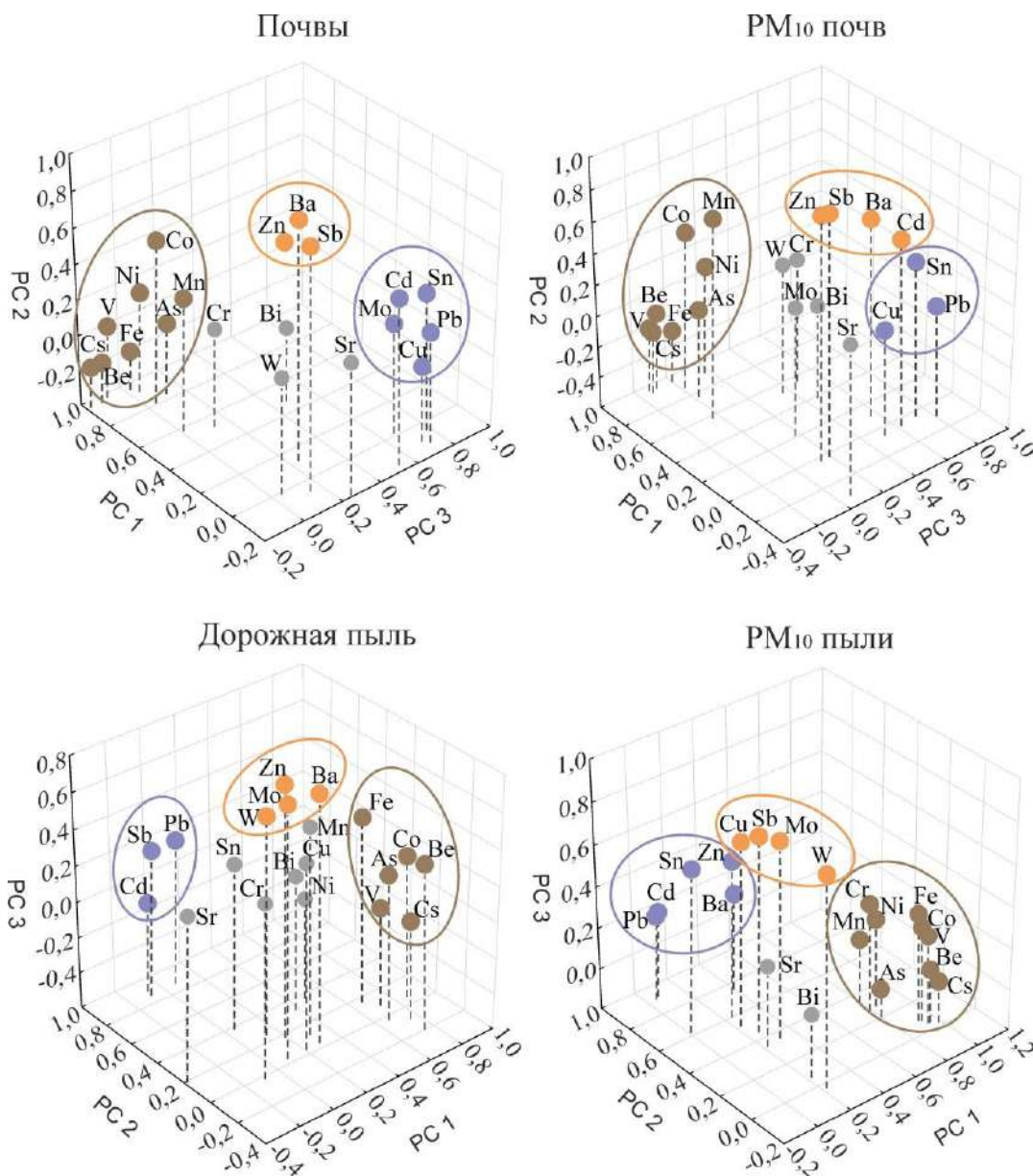


Рис. 6.18. Результаты метода PCA, идентифицирующие источники ТММ в почвах, дорожной пыли и их частицах PM_{10} в Севастополе (PC1–PC3 – факторные нагрузки)

Для дорожной пыли и ее частиц PM_{10} также получены четыре главных фактора, в сумме ответственных за 61 и 83% общей дисперсии. Первый фактор PC1 свидетельствует о накоплении антропогенно-терригенных элементов: в дорожной пыли – Be, V, Fe, Co, As, Cs, в PM_{10} пыли – Be, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, As, Cs. Водная и ветровая эрозия почв является основным источником минеральных компонентов дорожной пыли (Gunawardana et al., 2012). Этот фактор активнее проявляется для фракции PM_{10} , которая наиболее подвержена выдуванию, обуславливая 52% дисперсии, в то время как для дорожной пыли дисперсия составляет всего 28%.

PC2 ответственен за 15–18% дисперсии и характеризует вклад автотранспорта в накопление Pb и Cd в общей массе пыли и ее частицах PM_{10} , а также Sb – в дорожной пыли и

Ba, Sn, Zn – в PM₁₀. Перечень элементов, выделенных для дорожной пыли и PM₁₀ пыли в результате воздействия второго фактора, в целом совпадает с полученными для почв и их частиц PM₁₀, что указывает на поступление этих элементов в почвы и пыль от единого источника – автотранспорта.

PC3 вносит 7–9% в общую дисперсию и объясняет формирование в пыли аномалий Zn, Mo, Ba, W, а в PM₁₀ пыли – Mo, Sb, W, Cu, Zn. Так, Mo является индикатором влияния промышленности на загрязнение окружающей среды городов, что говорит о поступлении данной ассоциации элементов в дорожную пыль Севастополя от промышленных предприятий и объектов теплоэнергетики. Дополнительным источником Mo, Zn, Ba, W, Sb являются автомобильные колодки, шины, разрушение дорожного покрытия и дорожной разметки. В дорожной пыли Москвы анализ источников ТММ показал, что Mo и Sb могут поступать вместе при истирании тормозных колодок и деталей автомобилей (Vlasov et al., 2021).

PC4 объясняет 5–8% дисперсии и связан с обогащением пыли Cr, Ni, Mn, и частиц PM₁₀ – Sr и Bi, которые поступают на дорожное полотно в результате выдувания загрязненных частиц почв.

6.5. Бенз(а)пирен в почвах и дорожной пыли

Городские почвы. В почвах Севастополя среднее содержание БП составляет 181 нг/г, превышая фоновое значение в 181 раз (табл. 6.8). Во фракции PM₁₀ почв интенсивность накопления полиарена увеличивается до 201 нг/г, что в 201 раза выше фона (табл. 6.9).

Таблица 6.9

БП в почве и ее фракции PM₁₀ в функциональных зонах Севастополя

Показатели	Функциональные зоны (число проб)					Севастополь (69)
	Т (30)	П (12)	Смн (11)	Смл (14)	Р (2)	
<i>Почвы</i>						
среднее	217	207	244	228	67	181
мин.-макс., нг/г	4,7–2638	24–1186	39–809	8,9–3146	31–103	4,7–3146
<i>C_v</i> , %	224	169	88	353	76	281
<i>K_c</i>	217	207	244	228	67	181
<i>K_o</i>	10,9	10,3	12,2	11,4	3,4	9,1
<i>Фракция PM₁₀ почв</i>						
среднее	225	196	104	152	760	201
мин.-макс., нг/г	23–1642	3,0–757	15–335	13–632	718–801	3,0–1641
<i>C_v</i> , %	225	110	107	125	8	134
<i>K_c</i>	225	196	104	152	760	201
<i>K_o</i>	11,3	9,8	5,2	7,6	38	10,1

Примечание. Функциональные зоны: Т – транспортная, П – промышленная, Смн и Смл – селитебная зона с многоэтажной и малоэтажной жилой застройкой, Р – рекреационная

Концентрация БП в почвах изменяется по функциональным зонам от 67 в рекреационной зоне до 244 нг/г в селитебной многоэтажной зоне, а в почвенных частицах PM_{10} – от 104 в селитебной многоэтажной до 760 нг/г в рекреационной (рис. 6.19). Наибольшее содержание БП в городских почвах Севастополя, как и Ялты, зафиксировано в жилых районах, куда поллютант может поступать с выбросами автотранспорта, например, при прогреве двигателя автомобиля на околodomовых территориях, а также при сжигании угля для отопления и бытовых отходов (Morillo et al., 2007; Cao et al., 2017). Такая же тенденция накопления большинства ПАУ в селитебных зонах обнаружена в Тюмени, при этом содержание БП в почвах жилой застройки в 6-7 раз выше по сравнению с почвами зоны воздействия ТЭЦ и НПЗ (Minkina et al., 2020).

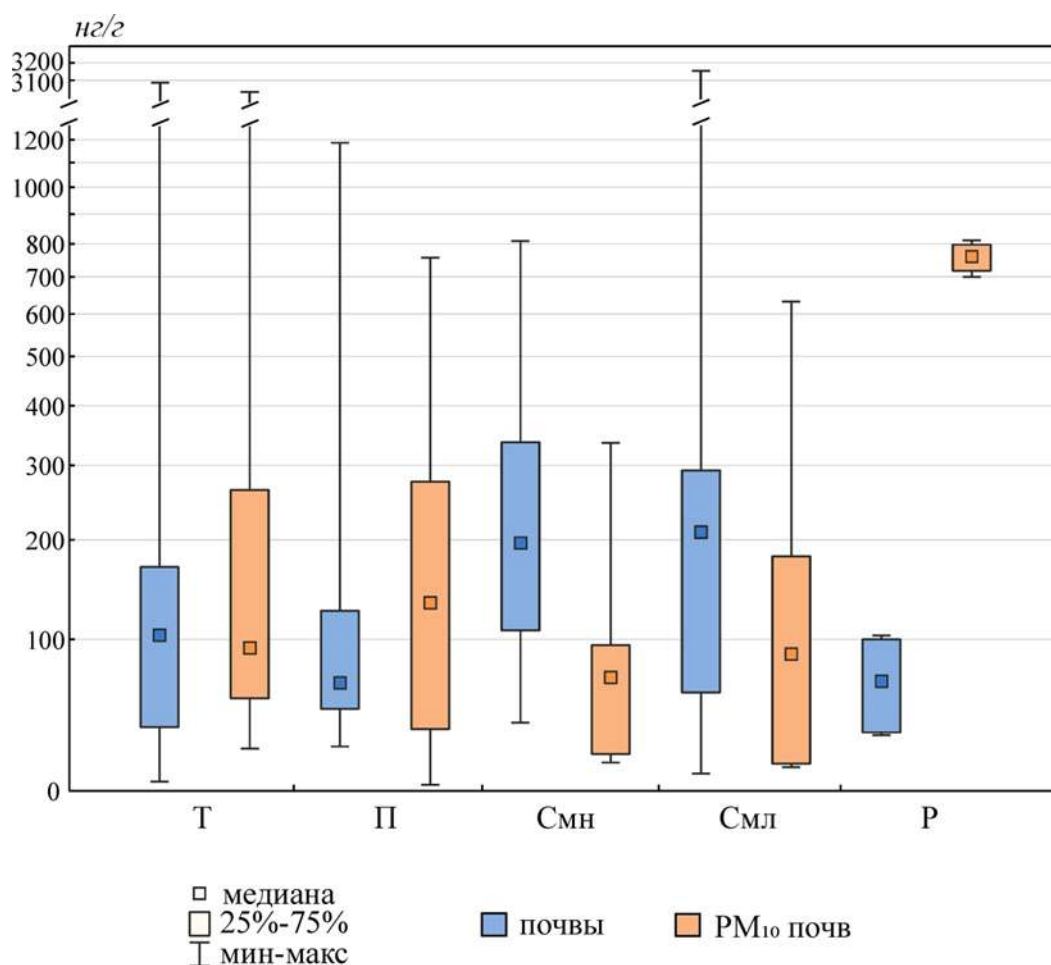


Рис. 6.19. Содержание БП в почве и ее фракциях PM_{10} в функциональных зонах Севастополя. Зоны: Т – транспортная, П – промышленная, Смн и Смл – селитебная зона с многоэтажной и малоэтажной жилой застройкой, Р – рекреационная.

Влияние транспортных средств – выбросов выхлопных газов, истирание дорожного полотна и шин приводит к высокому содержанию полиарена в почве (Kc 434) и ее фракции PM_{10} (451) в транспортной зоне Севастополя. Помимо транспорта серьезное техногенное воздействие на почвы города оказывает промышленность – морские порты с

нефтеперевалочными терминалами и нефтехранилищами, предприятия судоремонта, судостроения, строительных материалов и производства тепло- и электроэнергии, котельные, на что указывают повышенные концентрации БП в почвах и PM_{10} в промышленных зонах, превышающие фоновые в 413 и 392 раза.

Максимальная аккумуляция полиарена во фракции PM_{10} почв рекреационной зоны обусловлена воздушным переносом более тонких загрязненных частиц, содержащихся в выбросах транспорта и отопительных станций. Высокое содержание БП в почвах рекреационной зоны установлено и в других городах, например, в Москве, где концентрация поллютанта в данной зоне превышает фон в 200 раз (Kosheleva, Nikiforova, 2011).

Интенсивная аккумуляция БП во фракции PM_{10} почв наблюдается в двух образцах почв рекреационной зоны – на пойме р. Бельбек и в парковой зоне Приморского бульвара, где в летнее время сосредоточено большое количество отдыхающих, объектов общественного питания и досуга. Концентрация поллютанта в этих зонах в 1519 раз превышает фоновые значения и в 10 раз содержание в почвах в целом.

Содержание БП в почвах в целом и их фракциях PM_{10} слабо различается в промышленной и транспортной зонах и в 1,5-2 раза уменьшается в PM_{10} почв селитебных зон с много- и малоэтажными застройками по сравнению с общими содержаниями. Это связано с наличием наиболее контрастных техногенных аномалий БП в почвах в целом, куда он поступает, в том числе в составе частиц крупнее PM_{10} . Для БП характерны высокие коэффициенты C_v БП, которые превышают 100% в почве и ее фракции PM_{10} практически во всех функциональных зонах, что говорит о локальных техногенных источниках поллютанта в городе. При этом вариабельность БП в почвах в целом в среднем в 2 раза выше (281%) по сравнению с частицами PM_{10} почв (134%), что подтверждает накопление БП более крупными частицами. Например, в сельскохозяйственных почвах дельты р. Янцзы (Китай) установлена тенденция снижения концентраций ПАУ с уменьшением размера частиц (Ni et al., 2008), а в городских почвах г. Сюйчжоу (Китай) ПАУ интенсивнее аккумулируются в частицах диаметром > 75 мкм (Wang, 2013).

В пределах города содержание поллютанта сильно варьирует: от 4.7 до 3146 нг/г в почвах и от 3.0 до 1641 нг/г ($C_v = 120\%$) – во фракции PM_{10} почв (рис. 6.20). Наиболее интенсивная аккумуляция БП во фракции PM_{10} почв наблюдается в рекреационной зоне – на пойме р. Бельбек и в парковой зоне Приморского бульвара, где в летнее время находится большое количество отдыхающих, объектов общественного питания и досуга. Концентрация поллютанта в этих зонах в 718 и 801 раз превышает фоновые значения и в 10 раз содержание в почвах.

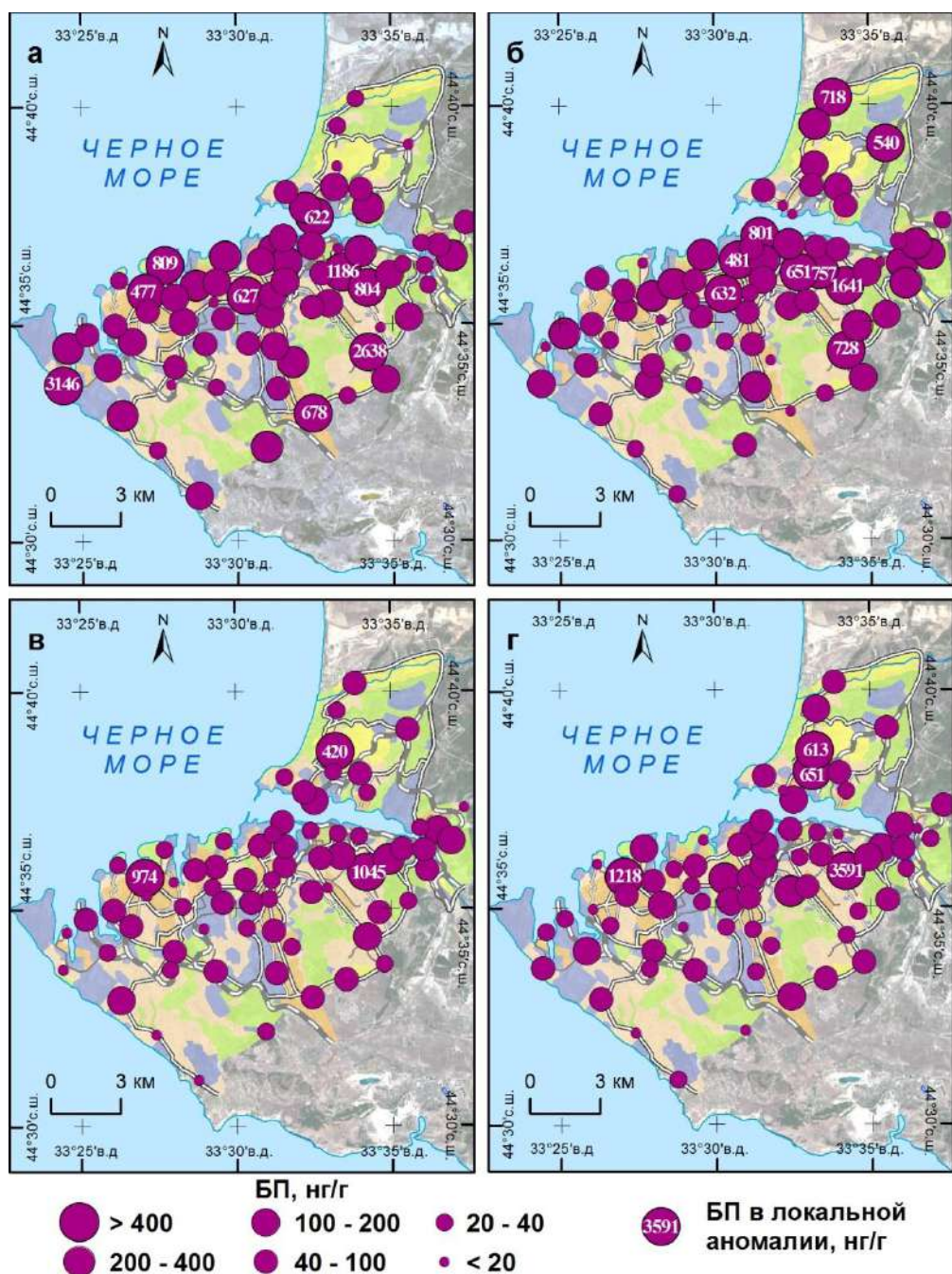


Рис. 6.20. Бенз(а)пирен в почве (а), фракции PM_{10} почв (б), дорожной пыли (в), фракции PM_{10} пыли (г) в Севастополе

Дорожная пыль. В дорожной пыли Севастополя содержание БП составляет 203 нг/г, изменяясь от 4 до 851 нг/г (табл. 6.9). Дорожная пыль и атмосферные выпадения играют заметную роль в загрязнении водных экосистем Севастополя, поставляя с ливневым стоком нефтяные углеводороды и ПАУ в бухты города (Беляева, 2012). В атмосферном воздухе города содержание БП обычно не превышает ПДК, однако зимой концентрации поллютанта примерно в 3 раза выше по сравнению с летом и весной и в 1.5 раза выше по сравнению с осенью из-за активного сжигания топлива при отоплении домов (Корунов, Халиков, 2019). Во фракции PM_{10} пыли концентрация БП примерно в 1.4 раза больше, чем в дорожной пыли в целом (табл. 6.10).

Она составляет в среднем 292 нг/г, варьируя от 6 до 1546 нг/г. При этом средняя концентрация БП в дорожной пыли Севастополя примерно в 2 раза больше по сравнению с Алуштой и почти в 3 раза больше по сравнению с Ялтой. Средняя концентрация БП в частицах PM_{10} дорожной пыли в Севастополе примерно в 1,3 раза больше, чем в Алуште, и почти в 4 раза больше, чем в Ялте, что указывает на более высокую экологическую опасность загрязнения БП окружающей среды Севастополя по сравнению с рекреационными центрами ЮБК. Эти данные указывают на сильную загрязненность дорожной пыли Севастополя выбросами автотранспорта и чрезвычайно опасную экологическую обстановку в городе.

Таблица 6.10

Содержание БП в дорожной пыли и ее фракциях PM_{10} на разных типах дорог Севастополя

Показатели	Тип дороги (число проб)			Севастополь (70)
	крупные (20)	средние (22)	малые (28)	
<i>Дорожная пыль</i>				
среднее, нг/г	101	55	108	89
мин.-макс., нг/г	20–974	18–151	13–1045	13–1045
<i>K_c</i>	101	55	108	89
<i>K_o</i>	5,1	2,7	5,4	4,5
<i>Фракция PM_{10} пыли</i>				
среднее, нг/г	123	75	232	151
мин.-макс., нг/г	7,4–1218	4,3–228	4,5–3591	4,3–3591
<i>K_c</i>	123	75	232	151
<i>K_o</i>	6,1	3,7	12	7,6

Накопление БП в дорожной пыли и частицах PM_{10} характеризуется следующим рядом дорог (рис. 6.21): средние (*K_c* 55 и 75) < крупные (101 и 123) < малые дороги (108 и 232), что совпадает с последовательностью, установленной в Ялте. Данное распределение может быть связано с интенсивным разрушением асфальта в околodomовых территориях и дворах относительно крупных городов с большим количеством личного автотранспорта. В Севастополе центры аномалий БП во фракции PM_{10} частично совпадают с центрами аномалий в дорожной пыли. При этом между содержанием БП в дорожной пыли и во фракции PM_{10} не наблюдается корреляционной зависимости, то есть точки с наименьшей и наибольшей концентрациями поллютанта в пыли и ее частицах PM_{10} в большинстве случаев не совпадают. Это может говорить о том, что БП сорбируется и другими фракциями, а интенсивность его поглощения частицами PM_{10} контролируется различными факторами. Максимальное содержание БП в дорожной пыли приурочено к крупной дороге – Севастопольскому шоссе в Инкермане вблизи Севастопольского морского торгового порта. Чрезвычайно высокий уровень накопления БП в дорожной пыли установлен также на дорогах с высокой интенсивностью движения автомобильного и железнодорожного транспорта и близостью к морскому порту,

обеспечивающими большой объем грузоперевозок наземным и морским транспортом. Одним из основных грузов в Севастопольском порту является уголь, в пыли которого содержится большое количество БП и других ПАУ. Дополнительным источником БП в дорожной пыли могут служить выбросы котельных города (Щекатурина, Яковчук, 2016).

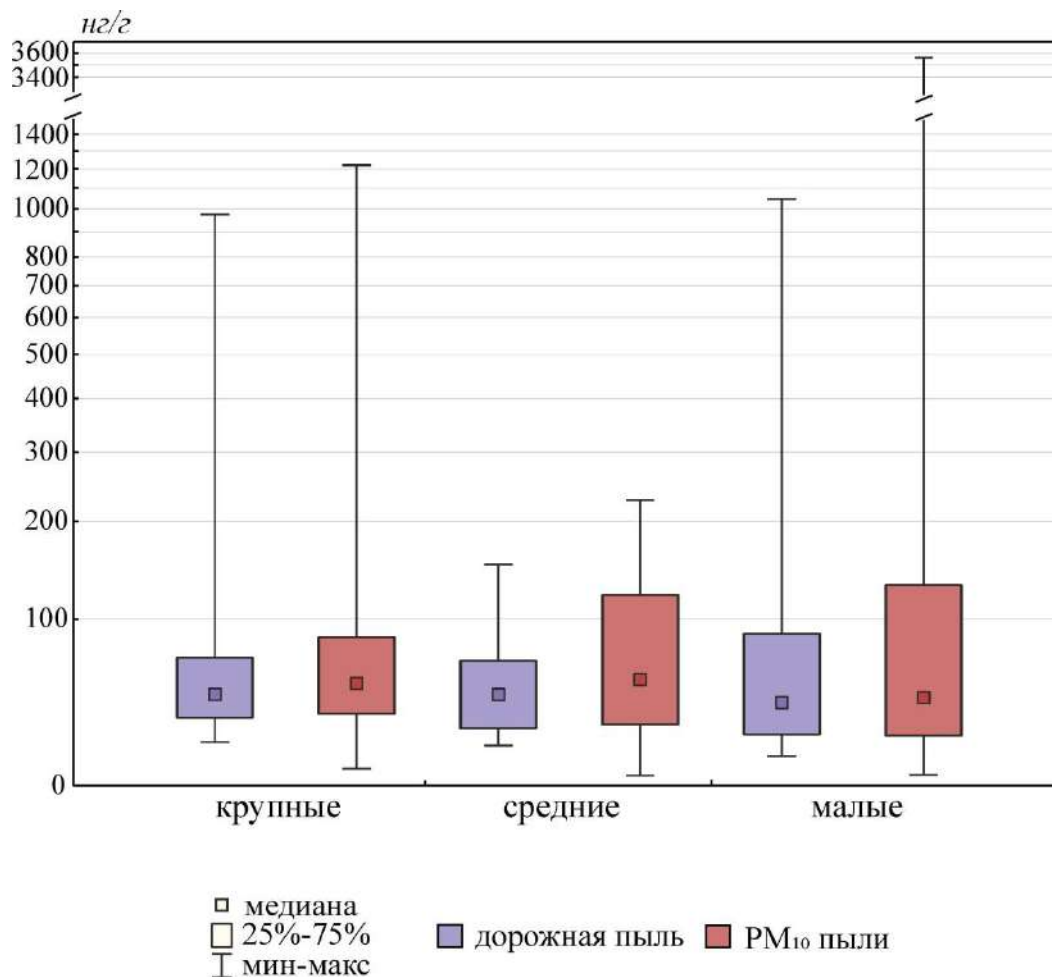


Рис. 6.21. Содержание БП в дорожной пыли и ее фракциях PM₁₀ в Севастополе

Максимальное содержание БП в частицах PM₁₀ пыли обнаружено на средней дороге (ул. Розы Люксембург) вблизи железнодорожных путей. Чрезвычайно высокий уровень накопления БП во фракции PM₁₀ пыли также установлен на дорогах в прибрежной части города, где в атмосферный воздух поступают, а затем оседают тонкие частицы пыли, образующиеся при строительстве объектов городской и транспортной инфраструктуры, укладке асфальта и его износе в процессе эксплуатации. Это подтверждает положительная корреляционная связь между содержанием БП в PM₁₀ пыли и долей этих частиц в образцах дорожной пыли в прибрежной зоне ($r = 0,6$), в то время как в других частях Севастополя связь отсутствует ($r = 0,15$).

Таким образом, на территории Севастополя эколого-геохимическое состояние почв, дорожной пыли и их фракций PM_{10} по содержанию БП характеризуется чрезвычайно высоким уровнем накоплением что говорит о важности их изучения, в том числе в крупных

ГЛАВА 7. ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ АЛУШТЫ, ЯЛТЫ И СЕВАСТОПОЛЯ

Пространственная неоднородность загрязнения почв и дорожной пыли, выраженная в несовпадении центров геохимических аномалий отдельных ТММ, вызывает необходимость интегральной оценки загрязнения. Для этого использовался суммарный показатель загрязнения (Z_c): $Z_c = \sum K_c (KK) - (n-1)$, где n – число химических элементов с $K_c (KK) > 1,5$. Для выявления экологической опасности загрязнения городских почв, дорожной пыли и их частиц PM_{10} концентрации БП сравнивались с ПДК. Для дорожной пыли и частиц PM_{10} ПДК не разработаны, поэтому концентрации БП в них сравнивались с нормативами, принятыми для почв в целом.

7.1. Алушта

Эколого-геохимическая оценка загрязнения почв и дорожной пыли ТММ. Для всего города в среднем характерны невысокие значения Z_c для почв и фракции PM_{10} , что указывает на низкий неопасный уровень загрязнения города. Только 5% и 10% городских почв и фракции PM_{10} соответственно имеют средний умеренно опасный ($Z_c = 16-32$) и 4% частиц PM_{10} – высокий уровень загрязнения (32–51), то есть в этой фракции формируются наиболее опасные техногенные геохимические аномалии ТММ по отношению к общему содержанию в почвах.

Более опасная экологическая ситуация сложилась в частицах PM_{10} почв южной части Алушты (рис. 7.1), где в селитебно-рекреационной зоне под влиянием выбросов автотранспорта сформировалась геохимическая аномалия с $Z_c = 51$. Во фракции PM_{10} содержание всех ТММ больше по сравнению с почвами в целом: для Sn – в 39 раз, Sb – 21, Cd – 14, Zn – 6 раз и 2–5 раз для остальных поллютантов, а концентрации Sn, Cd и Zn превышают фоновые аналоги в 21, 10 и 3 раза соответственно.

Высокий уровень загрязнения фракции PM_{10} почв ($Z_c 43$) установлен также на востоке города, где аккумулируется наибольшее число ТММ, однако с меньшей интенсивностью, чем в южной аномалии. Основными загрязнителями являются (цифры – значения K_c) $Pb_{7,3}Cu_{6,4}Sb_{5,0}Zn_{4,3}Cd_{4,1}$. Эта восточная аномалия образовалась в пойменных почвах р. Улу-Узень в результате поступления загрязняющих веществ из автономных ландшафтов.

Центры геохимических аномалий со средним умеренно опасным загрязнением почв в целом и частиц PM_{10} имеют одинаковое пространственное положение. Северо-западная аномалия с высоким содержанием Cu ($K_c 5,1-7,0$), Zn (3,3–4,0), Cd (2,7–4,8), Pb (2,0–2,8), Sb (2,0–3,4), W (3,2) и Sr (5,0) расположена в селитебной зоне на ул. Туристов и обусловлена

выбросами автотранспорта и продуктов сжигания угля в частной застройке. Юго-западная аномалия расположена вблизи крупных рекреационных зон и объектов санаторно-курортного назначения, где в почвах формируется ассоциация Zn–Cd–Bi (K_c 4,3–12), а во фракции PM_{10} Sn–Zn–Cd (4,7–7,4).

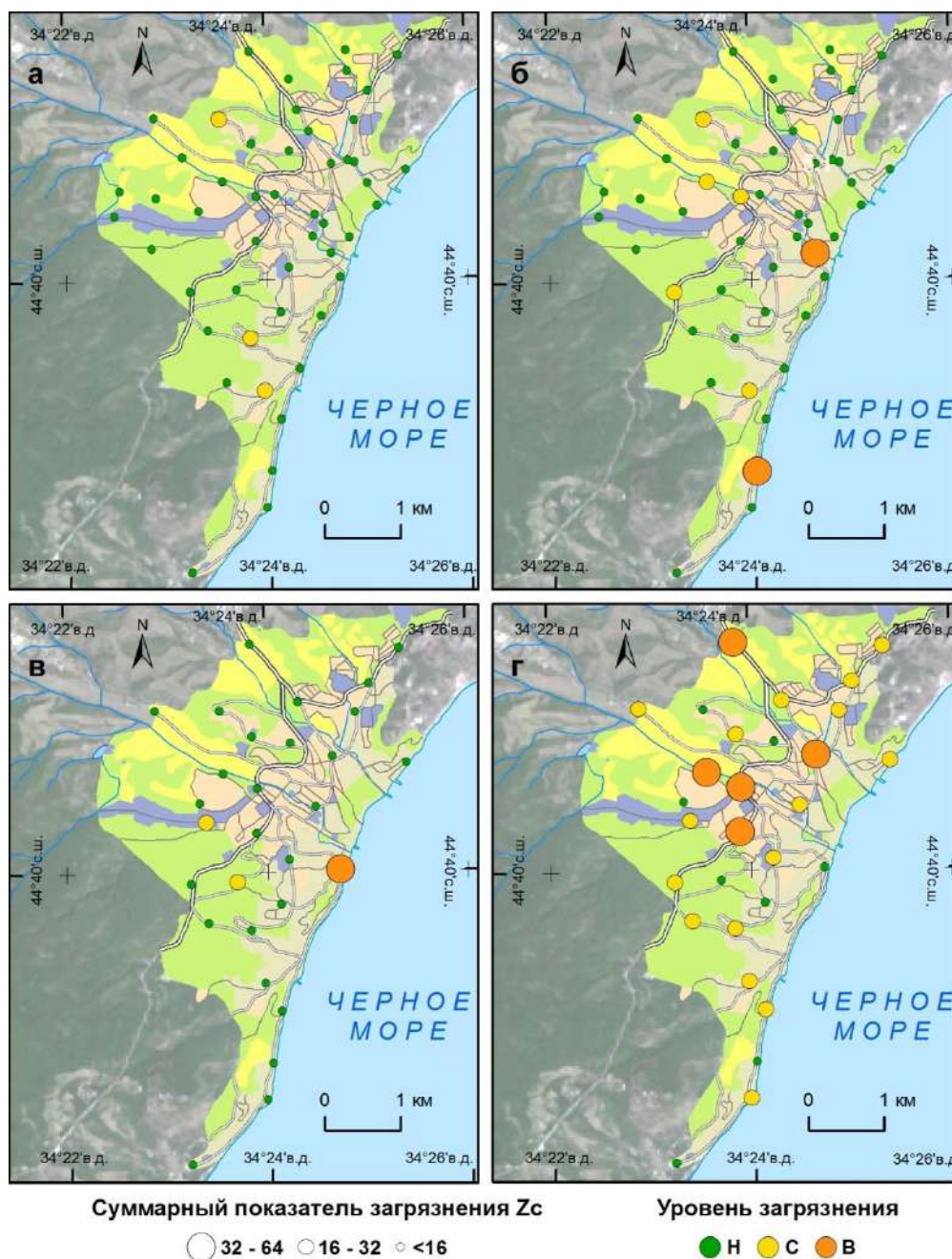


Рис. 7.1. Суммарное загрязнение почв (а), фракций PM_{10} почв (б), дорожной пыли (в) и фракций PM_{10} пыли в Алуште ТММ

Особую экологическую опасность представляет As, средний коэффициент опасности (K_o) которого составляет 1,5, а его содержание выше ОДК на 76% территории. Также весьма опасны Zn и V, ОДК которых превышены на 16% и 8% территории. Во фракции PM_{10} наибольшую экологическую опасность представляют Zn и As, ОДК которых превышены на 84% и 82%

территории соответственно. Опасность остальных ТММ ниже: примерно на 16% превышены ПДК V, на 8% – ОДК Cu и Pb, 2% – Ni и Sb. Нормативы Cd в почвах и их частицах PM₁₀, а также Sb и Ni в PM₁₀ почв не превышены.

Суммарный показатель загрязнения дорожной пыли в среднем по городу соответствует неопасному уровню загрязнения ($Z_c = 13$), практически не меняясь с ростом интенсивности движения. Около 96% проб дорожной пыли имеют неопасный уровень загрязнения (4–21). Умеренно опасный уровень (36) зафиксирован лишь в одной пробе в восточной части города на ул. Набережная (рис. 7.1), где наиболее интенсивно накапливаются Pb (K_c 19), As и Cd (6,8), Sb (3,8), Cu (2,6), Zn (2,0).

Суммарное загрязнение частиц PM₁₀ пыли имеет более высокий уровень (Z_c 24) по сравнению с пылью в целом, увеличиваясь на разных типах дорог в ряду: малые (22) = средние (22) < крупные (31). Обогащение пыли металлами на крупных дорогах говорит о большом влиянии на загрязнение города структуры транспортного потока и качества используемого топлива, определяющих химический состав выбросов. В 79% проб частиц PM₁₀ пыли загрязнение слабое (9–31), в 21% проб зафиксирован умеренно опасный уровень. Наибольший Z_c установлен в центральной (35–37) и северной (50) частях города на дорогах с высокой (ул. Ленина, Ялтинское шоссе) и малой (ул. Юбилейная) интенсивностью движения, где концентрации Sb до 15 раз, Cd – 8, Sn – 5, Pb и W – 4 раз превышают кларки верхней части земной коры. Накопление Sb во фракции PM₁₀ эти зон в 2–14 раз выше по сравнению с пылью в целом, Sn – в 2–6 раз, Zn – 5–6, Cu и Cd – 2–4 раза.

Экологическая опасность загрязнения почв и дорожной пыли БП. Среднее содержание БП в почвах Алушты превышает ПДК в 3 раза, а во фракции PM₁₀ – в 3,6 раз, что соответствует опасным уровням загрязнения. В почвах транспортной зоны на фоне средних содержаний БП обнаружены аномалии с превышением ПДК в почвах в 16 раз, а во фракции PM₁₀ почв – в 26 раз. Около 23% проб поверхностных горизонтов почв и 25% проб фракции PM₁₀ на территории Алушты образуют зону с чрезвычайной экологической опасностью (> 5 ПДК) загрязнения (рис. 7.2). Около 20% проб городских почв и частиц PM₁₀ имеют опасный уровень (2–5 ПДК). Умеренно опасный (1–2 ПДК) и неопасный (< ПДК) уровни наблюдаются у 16% и 41% проб почв, 10% и 45% проб фракции PM₁₀.

Экологическое состояние дорожной пыли и ее фракции PM₁₀ по содержанию БП еще более неблагоприятное. Чрезвычайно опасное и опасное загрязнение обнаружено примерно в 70% проб на Ялтинском и Судакском шоссе, ул. Набережная, ул. Ленина, ул. Партизанская, ул. Виноградная. Умеренно опасный уровень загрязнения зафиксирован лишь в 3% проб дорожной пыли в целом и 7% проб фракции PM₁₀ и только 17% и 21% соответственно относятся к неопасному уровню.

Таким образом, загрязнение почв, дорожной пыли и фракций PM_{10} этих компонентов городского ландшафта бенз(а)пиреном характеризуется как высокое. Загрязнение дорожной пыли по сравнению с почвами более выражено по интенсивности накопления БП и площади наиболее опасных аномалий с превышением ПДК в 5 и более раз: его концентрация в дорожной пыли в 1,5 раза выше, чем в почвах, зоны с чрезвычайно опасным загрязнением дорожной пыли занимают около 35% территории города, почв – 23%. Для фракции PM_{10} различия выражены еще сильнее: концентрации БП в PM_{10} дорожной пыли в 4 раза выше по сравнению с PM_{10} почв, площадь с чрезвычайно опасным загрязнением PM_{10} пыли занимают 55% территории города, а PM_{10} почв – 25%. Меньшая загрязненность почв связана с частичным разложением поллютанта при длительном воздействии микробиологического фактора и ультрафиолетового излучения, а большая загрязненность дорожной пыли указывает на тревожную тенденцию усиления загрязнения приземного слоя атмосферы города преимущественно выбросами все увеличивающегося числа транспортных источников.

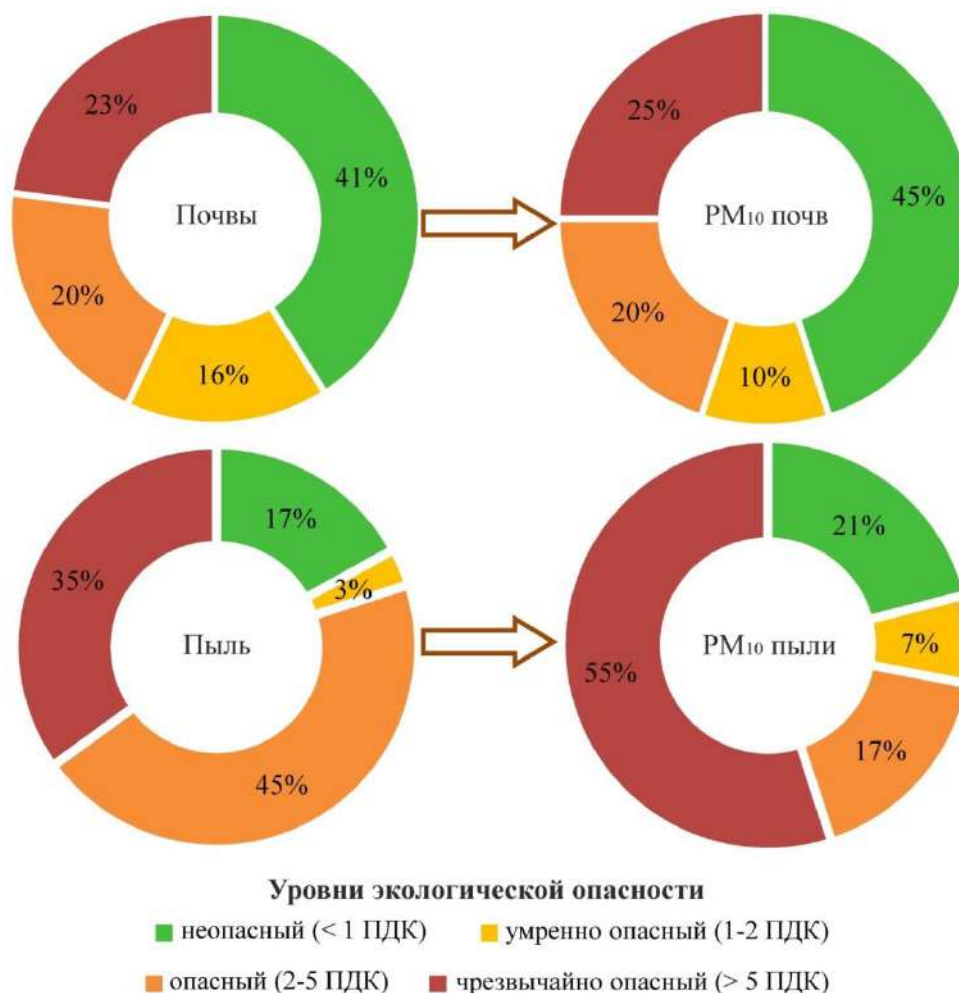


Рис. 7.2 . Экологическая опасность загрязнения почв, дорожной пыли и их частиц PM_{10} в Алуште бенз(а)пиреном

7.2. Ялта

Эколого-геохимическая оценка загрязнения почв и дорожной пыли ТММ. Общее содержание элементов в поверхностных горизонтах почв и их фракциях PM_{10} характеризуются низким неопасным суммарным уровнем загрязнения ТММ, сформировавшимся на 87% и 74% территории соответственно. Около 12% почв и 20% их частиц PM_{10} имеют средний, умеренно опасный уровень загрязнения ($Z_c = 16-32$), 6% PM_{10} почв – высокий, опасный (32–39) и 1% почв в целом – очень высокий, очень опасный уровень (96).

Наиболее контрастная аномалия с очень высоким (Z_c 96) и высоким (32) уровнем загрязнения почв и их частиц PM_{10} соответственно имеет общую зону аккумуляции в центре города в селитебной зоне с малоэтажной застройкой, где содержание Pb в почвах превышает фон в 67 раз, Sb – 11, Zn – 6,3, Sn, Bi, Cd, Cu и Ba в 2,5–4 раза (рис. 7.3). Наши данные показали бóльшую (в 1,5–2 раза) суммарную загрязненность почв города ТММ по сравнению с данными о загрязнении почв селитебных, транспортных и промышленных территорий Большой Ялты (Vetrova et al., 2020). Наши исследования позволили детализировать оценку загрязнения и выявить локальные высококонтрастные аномалии поллютантов, связанные с воздействием транспортных объектов и промышленности.

Во фракции PM_{10} почв также выявлены три аномальных зоны с максимальной техногенной нагрузкой (Z_c 34-39) в транспортно-селитебной части города (рис. 7.3). Первая аномалия (34) расположена на востоке Ялты в транспортной зоне, где частицы PM_{10} почв характеризуются превышением фоновых значений для Zn – 14 раз, Pb – 5,7, Sb – 4,5, Ba – 4,0, Cd – 3,2, Cu – 2,9. Две другие зоны аккумуляции выявлены в жилых районах с многоэтажными домами в центре города (Z_c 39) и частной застройкой на юго-западе (34). Локальные коэффициенты концентрации K_c для центральной аномалии составляют: $Pb_{17}Sn_{6,6}Zn_{5,0}Sb_{3,6}Cd_{3,1}Cu_{3,0}Bi_{2,8}$, а для юго-западной: $Pb_{12}Zn_{8,4}Cu_{3,9}Sb_{3,7}Sn_{3,0}Sr_{2,9}Cd_{2,7}Ba_{2,7}$. Наибольший вклад в формирование очень высоких, очень опасных и высоких, опасных уровней загрязнения почв в целом и PM_{10} вносит Pb-Zn-Sb ассоциация, главным источником которой является автотранспорт.

Сравнение содержаний поллютантов в городских почвах с их ПДК и ОДК показало, что особую экологическую опасность представляет Zn. ОДК которого превышен на 25% территории, а также As – на 9%, Pb – на 4% и Sb – на 2% территории соответственно. Превышения ПДК Sb и ОДК Cd, Ni, Cu и V в почвах не установлены. Во фракции PM_{10} наибольшую экологическую опасность также представляет Zn (K_o 2,4), его ОДК превышен на 65% территории. Примерно на 16% превышены ПДК As, на 12% – ОДК Pb, 2% – Sb. Нормативы Cd, V, Cu и Ni в частицах PM_{10} не превышены.

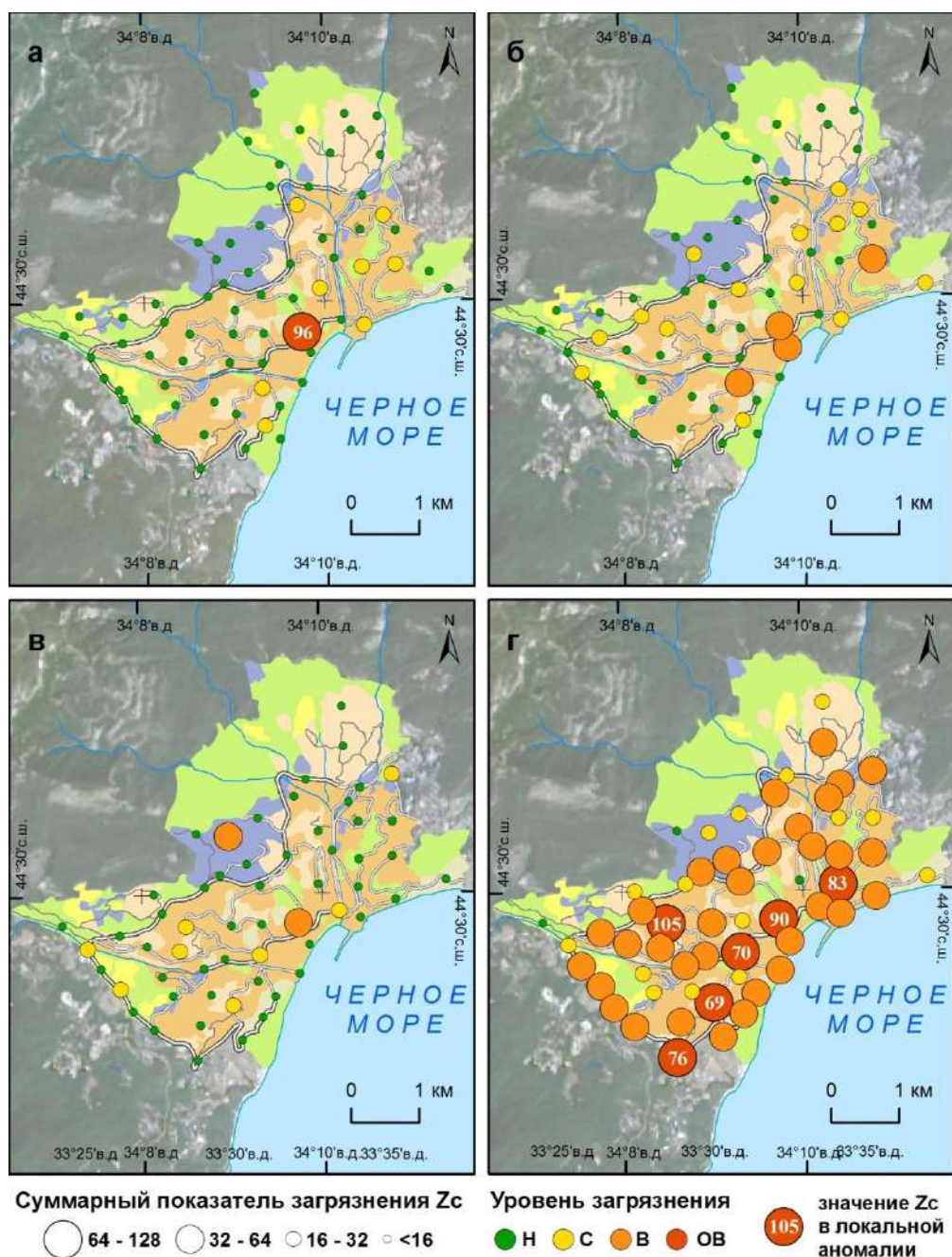


Рис.7.3. Суммарное загрязнение почв (а), фракций PM_{10} почв (б), дорожной пыли (в) и фракций PM_{10} пыли в Ялте ТММ

Суммарный показатель загрязнения дорожной пыли в среднем соответствует неопасному уровню загрязнения (Z_c 10), слабо меняясь с ростом интенсивности движения. Фракция PM_{10} загрязнена ТММ (41) по сравнению с общим содержанием в дорожной пыли. На разных типах дорог Z_c увеличивается в ряду: средние дороги (37) < малые (41) < крупные (46), что соответствует умеренно опасному уровню загрязнения.

Пространственная структура суммарного загрязнения дорожной пыли ТММ отражена на картах (рис. 7.3). Около 96% проб дорожной пыли в целом и 89% фракции PM_{10} имеют неопасный уровень загрязнения (Z_c 1–35). Умеренно опасный уровень (35–46) дорожной пыли

зафиксирован в двух пробах на северо-западе в промышленной зоне и в центре города в жилом районе. В 11% проб PM_{10} пыли загрязнение высокое, опасное (63–105). Максимальное обогащение частиц PM_{10} наблюдается во дворах селитебной зоны в центральной (90) и западных частях города (105), а также на крупных и средних (69–83) дорогах в центре (ул. Свердлова, ул. Достоевского) и на юге Ялты (Севастопольское ш., ул. Маршака и ул. Гоголя).

Экологическая опасность загрязнения почв и дорожной пыли БП. Загрязнение почв и их фракций PM_{10} в Ялте достигло чрезвычайно опасного уровня. Неопасный (< 1 ПДК) и умеренно опасный (1–2 ПДК) уровни наблюдаются только у 21% и 10% проб почв, 14% и 10% проб фракции PM_{10} . Опасное загрязнение поверхностных горизонтов почв в целом и частиц PM_{10} (2–5 ПДК) обнаружено на 33% и 28% территории города соответственно (рис. 7.4). Чрезвычайная экологическая опасность (> 5 ПДК) загрязнения почв сформировалась на 36% территории, а PM_{10} почв – 48% территории Ялты, в то время как в Алуште на такие зоны приходится 23% и 25% площади города, то есть в Ялте существенному загрязнению БП подвержены более обширные участки почв города по сравнению с Алуштой.

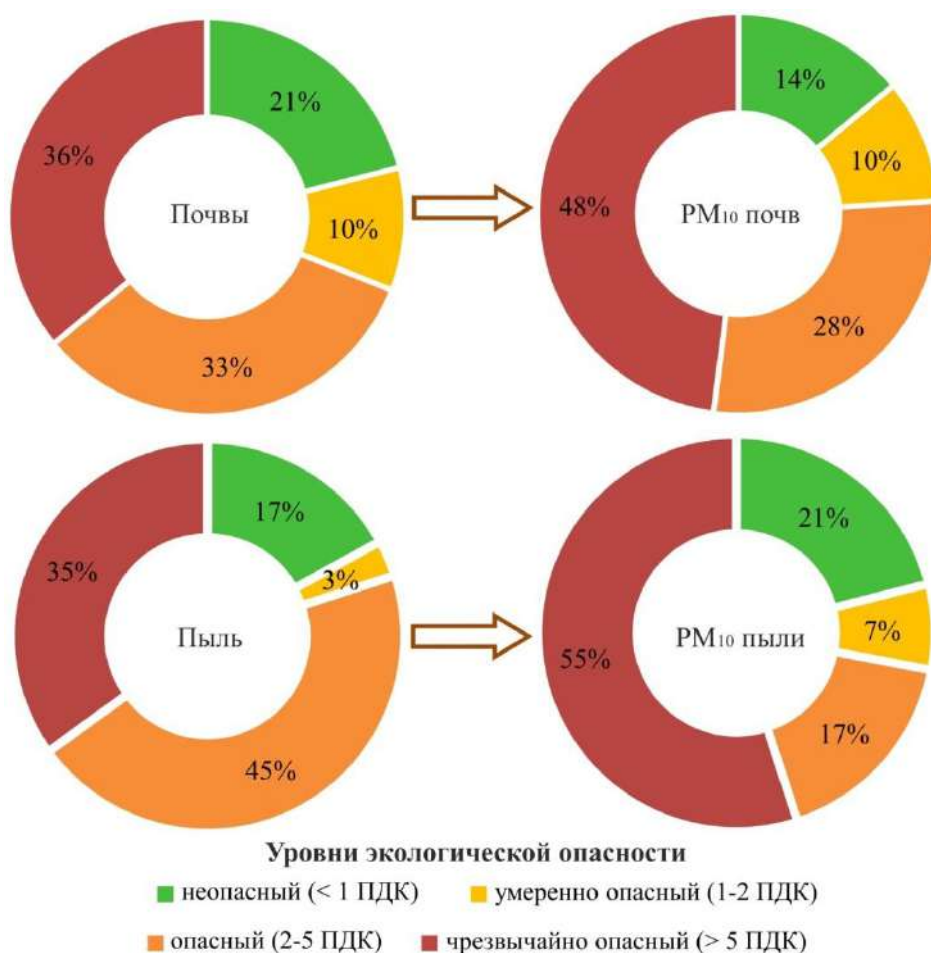


Рис. 7.4. Экологическая опасность загрязнения почв, дорожной пыли и их частиц PM_{10} в Ялте бенз(а)пиреном

В дорожной пыли и ее фракциях PM_{10} неопасный уровень загрязнения ($K_0 < 1$) имеют

около 41% и 11% проб соответственно (рис. 7.4), а умеренно опасный уровень (Ko 1–2) обнаружен в 33% и 21% пробах. Опасное загрязнение (Ko 2–5) дорожной пыли и частиц PM_{10} наблюдается на 24% и 42% территории соответственно. Чрезвычайно опасный уровень загрязнения дорожной пыли обнаружен только в одной локальной аномалии ($Ko = 100$) в центральной части города на малой дороге вблизи селитебной зоны с малоэтажной застройкой, что может быть связано с отоплением частных домов углем.

Таким образом, в городских почвах и дорожной пыли Ялты высокие и опасные уровни загрязнения бенз(а)пиреном установлены в частицах PM_{10} этих компонентов на более обширных территориях по сравнению с общим содержанием.

7.3. Севастополь

Эколого-геохимическая оценка загрязнения почв и дорожной пыли ТММ. В поверхностных горизонтах почв суммарный показатель загрязнения ТММ в среднем соответствует низкому неопасному уровню загрязнения ($Zc < 16$), который обнаружен на 71% территории города. Только 17% почв имеют средний, умеренно опасный (16–29) и 10% – высокий, опасный уровень (33–60) загрязнения соответственно. К очень высокому, очень опасному (98–124) и максимальному, чрезвычайно опасному (419) уровню относится около 2% почвенного покрова города.

В почвах образовались три аномальные зоны с чрезвычайно загрязненными почвами, две из которых (Zc 98–124) сформировались в почвах восточной части города под влиянием выбросов автотранспорта (рис. 7.5). Другая аномалия с максимальным уровнем загрязнения почв (419) Севастополя расположена в промышленной зоне недалеко от аэродрома «Южный». Максимальные значения суммарного загрязнения почв Севастополя достигают 59 и 46 на территории гаражного комплекса в промышленной зоне и сформированы преимущественно Cu , Zn и Pb (Ясенева и др., 2019).

Обобщение данных о состоянии окружающей среды (санитарно-гигиеническая оценка состояния атмосферы, поверхностных вод, почвы, растительности), социально-экономических условиях, демографической обстановке, а также медицинской статистики (заболеваемость и смертность по МКБ) показали, что именно этот участок характеризуется наиболее интенсивным влиянием промышленных объектов и автотранспорта (Ясенева, Переверзев, 2017).

Для фракции почв PM_{10} по сравнению с общим содержанием характерно увеличение суммарного показателя загрязнения до среднего, умеренно опасного уровня (Zc 20), который зафиксирован на 19% территории города. Общая площадь участков с низким, неопасным уровнем суммарного загрязнения частиц PM_{10} почв ($Zc < 16$) составляет около 68%. В зону

высокого, опасного загрязнения (32–63) попадает 9% проб, а очень высокий, очень опасный (71–128) и максимальный, чрезвычайно опасный уровень (143–384) установлен на 3% и 1% территории соответственно. Во фракции PM_{10} по сравнению с почвами не меняются места накопления ТММ, но увеличивается интенсивность загрязнения с образованием семи аномалий с очень высоким (82–123) и максимальным (137–353) уровнями.

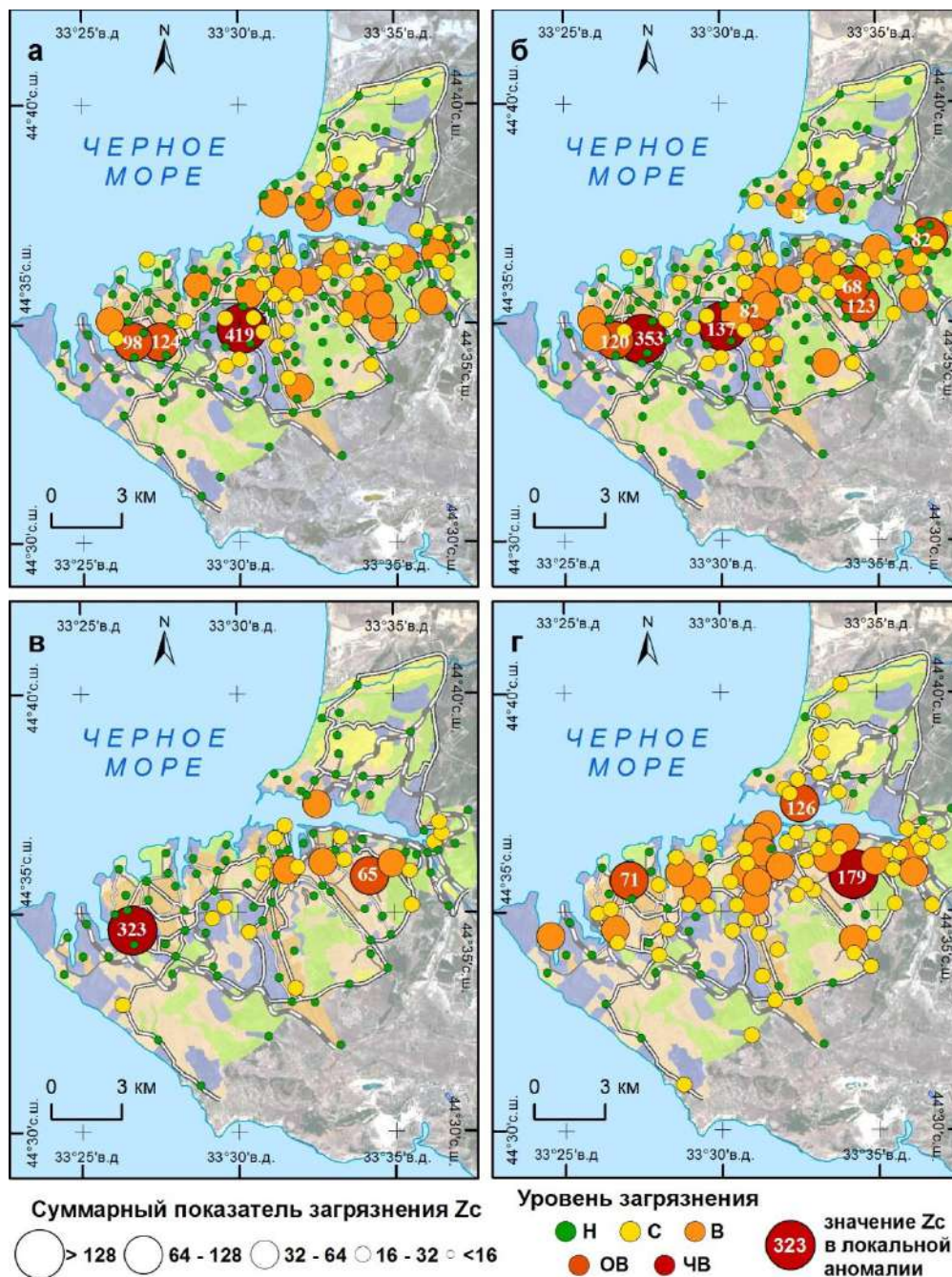


Рис. 7.5. Суммарное загрязнение почв (а), фракций PM_{10} почв (б), дорожной пыли (в) и фракций PM_{10} пыли в Севастополе ТММ

Суммарный показатель загрязнения дорожной пыли Севастополя в среднем соответствует неопасному уровню (Z_c 15), увеличиваясь от крупных (Z_c 12) и средних дорог (Z_c 12) к малым (Z_c 18). Во фракции PM_{10} пыли наблюдаются более высокие суммарные уровни загрязнения

ТММ по сравнению с дорожной пылью (25). На разных типах дорог Z_c увеличивается в ряду: средние (19) < крупные дороги (27) = малые (27), что также соответствует неопасному уровню загрязнения. Таким образом, структура автопарка и интенсивность транспортной нагрузки оказывает большое влияние на различия в суммарном загрязнении дорожной пыли на типах дорог.

Около 94% проб дорожной пыли имеют неопасный уровень загрязнения ($Z_c = 1-31$) и 4% – умеренно опасный уровень (33–54). Наибольшие уровни Z_c с опасным и очень опасным загрязнением (рис. 7.5) дорожной пыли обнаружены в восточной (323) и западной частях Севастополя (65) на дорогах с низкой интенсивностью движения во дворах, что представляет наибольшую экологическую опасность для городских жителей. В частицах PM_{10} контрастность аномалий ТММ во многих точках увеличивается. Очень опасное и опасное загрязнение зафиксировано на 3% территории в северной (126), восточной (179) и северо-западной частях города (71).

Экологическая опасность загрязнения почв и дорожной пыли БП. Оценка экологической опасности загрязнения городских почв и их частиц PM_{10} БП показала превышения ПДК в 9 раз для почв в целом и в 10 раз – для частиц PM_{10} . Чрезвычайно опасные уровни (> 5 ПДК) загрязнения сформировались на большей части территории Севастополя практически во всех функциональных зонах – 56% почв и 49% фракций PM_{10} . Опасный уровень (2–5 ПДК) зафиксирован в 22% и 30% поверхностных горизонтов почв и их частицах PM_{10} (рис. 7.6). Неопасные (< 1 ПДК) и умеренно опасные (1–2 ПДК) уровни загрязнения сформировались в 9% и 13% проб почв, 8% и 13% проб фракции PM_{10} .

Дорожная пыль загрязнена менее интенсивно (рис. 7.6). Около 14% точек опробования дорожной пыли относится к чрезвычайно опасному уровню загрязнения ($K_o > 5$ ПДК), 40% – к опасному (2–5 ПДК), 33% – умеренно опасному (1–2 ПДК) и 13% – неопасному (< 1 ПДК). Участки дорог с чрезвычайно опасным и опасным уровнями загрязнения частиц PM_{10} наиболее распространены и занимают 29-31%, с умеренно опасным – 27% и неопасным – 13% улично-дорожной сети города.

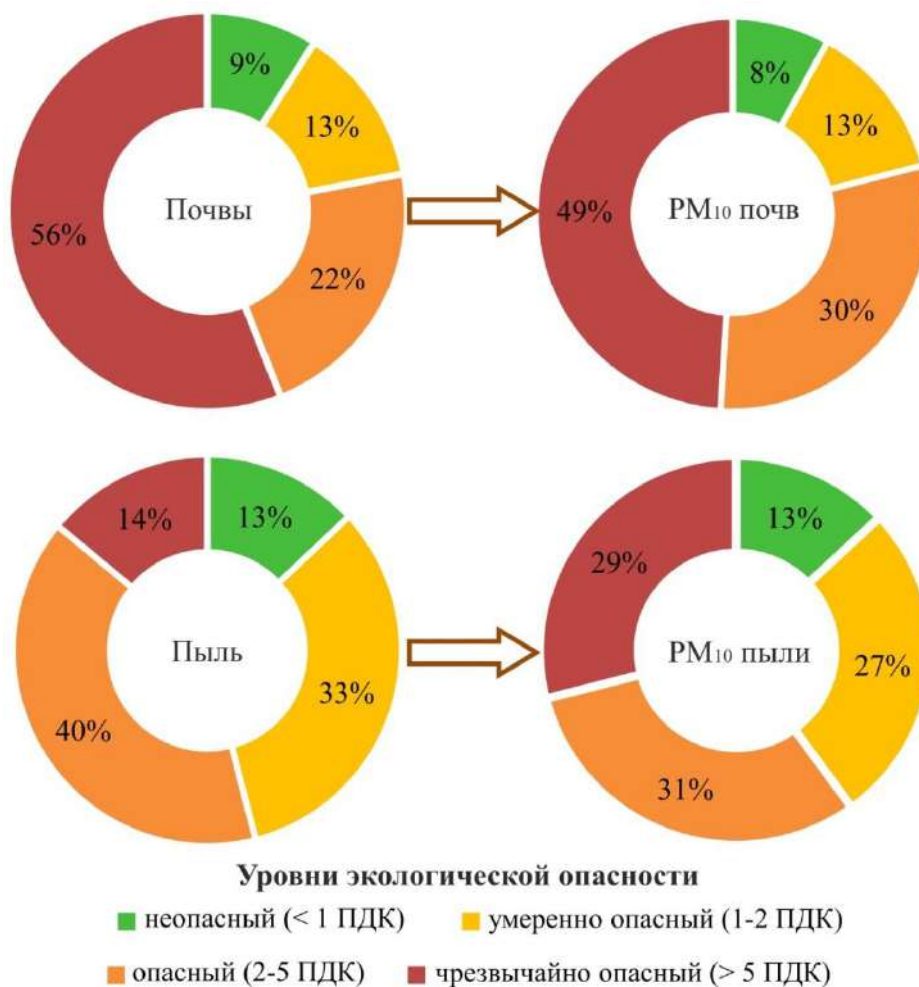


Рис. 7.6. Экологическая опасность загрязнения почв, дорожной пыли и их частиц PM_{10} в Севастополе БП

7.4. Сравнительный геохимический анализ загрязнения почв и дорожной пыли трех городов

Для комплексной эколого-геохимической оценки состояния Алушты, Ялты и Севастополя проведен сравнительный анализ загрязнения этих городов тяжелыми металлами, металлоидами и бенз(а)пиреном с использованием кларков концентрации KK , коэффициентов опасности Ko , а также суммарных показателей загрязнения Zc , которые позволяют сопоставлять геохимическую специализацию почв, дорожной пыли и их частиц PM_{10} в различных функциональных зонах и дорогах разной крупности.

7.4.1. Тяжелые металлы и металлоиды

Дорожная пыль, почвы и их частицы PM_{10} в Алуште, Ялте и Севастополе имеют близкую геохимическую специализацию, но отличаются уровнями и интенсивностью загрязнения. Данные по накоплению приоритетных поллютантов с $KK > 2,0$ представлены в табл. 7.1.

Геохимическая специализация почв, дорожной пыли и их частиц PM_{10} в Алуште, Ялте и Севастополе

Город	Компонент		Геохимическая специализация			
			> 8	5-8	3-5	2-3
Алушта	почвы	ос	–	–	$Cd_{3,3}$	$Pb_{2,9}Zn_{2,5}As_{2,5}Sb_2$
		PM_{10}	–	$Zn_{5,4}$	$Pb_{4,3}Cd_{4,2}$	$Sb_{2,7}As_{2,8}Sn_{2,4}Cu_2$
Алушта	пыль	ос	–	–	–	$Cd_{2,9}Pb_{2,2}Sb_{2,0}Zn_2$
		PM_{10}	–	$Zn_{6,6}$	$Sb_{4,9}Cd_{4,9}Pb_{3,6}$	$Cu_{2,9}As_{2,5}Sn_{2,4}W_{2,2}$
Ялта	почвы	ос	–	$Pb_{5,9}$	$Cd_{4,2}Zn_{3,6}$	$Sb_{2,6}Sn_{2,4}$
		PM_{10}	–	$Pb_{7,8}Zn_{7,1}Cd_{6,3}$	$Sb_{3,8}$	$Cu_{2,5}Sn_{2,5}As_{2,4}Bi_{2,2}$
Ялта	пыль	ос	–	–	–	$Pb_{2,6}Cd_{2,5}Zn_{2,4}Sb_{2,3}Cu_2$
		PM_{10}	$Zn_{11,3}Sb_{8,7}$	$Cd_{7,4}Pb_{5,6}$	$Sn_{4,0}Cu_{3,6}$	$Bi_{2,7}Mn_{2,6}Mo_{2,5}$
Севастополь	почвы	ос	–	$Cd_{6,7}Pb_{5,3}$	$Zn_{3,9}Sb_{3,0}$	$Cu_{2,5}$
		PM_{10}	$Cd_{9,9}Pb_{8,1}$	$Zn_{6,4}$	$Sb_{4,5}Cu_{3,1}$	$As_{2,2}Sn_{2,1}$
Севастополь	пыль	ос	–	$Cd_{6,3}$	$Pb_{3,6}Cu_{3,1}$	$Sb_{2,5}Sn_{2,0}Zn_2$
		PM_{10}	$Cd_{8,3}$	$Pb_{6,0}$	$Sb_{4,7}Zn_{4,7}$	$Cu_{2,8}Sn_{2,2}$

Примечание. ос – общее содержание. Цифры в нижнем индексе – величина KK

Почвы Алушты по сравнению с Ялтой и Севастополем слабее аккумулируют многие ТММ из-за относительно низкой интенсивности техногенного воздействия в городе. В почвах Ялты и Севастополя содержание Pb, Cd, Zn, Sb, Sn выше по сравнению с Алуштой (рис. 7.7). Главными загрязнителями фракции PM_{10} почв трех городов являются Sb, Cd, Pb, Zn, Cu, которые поступают в результате воздействия автотранспорта, а также As, активно накапливающийся в почвообразующихся породах Крымского полуострова. Для почвенных частиц PM_{10} установлена такая же зависимость в накоплении ТММ, как и для почв – в Алуште они менее обогащены, наибольшее загрязнение зафиксировано в Севастополе, где содержание Cu, Pb, Sb и Cd увеличивается до 3 раз (рис. 7.7).

Для дорожной пыли Севастополя и Ялты ассоциация поллютантов с наибольшими KK в целом совпадает, что указывает на ведущую роль Cd, Pb, Zn, Sb, Cu и Sn в загрязнении этих городов. В дорожной пыли Алушты KK многих элементов меньше. В частицах PM_{10} пыли содержание большинства поллютантов выше в Ялте по сравнению с Алуштой и Севастополем, что связано с большим количеством транспортного потока и отдыхающих в Ялте преимущественно в летнее время. Фракция PM_{10} пыли Ялты в 1,5–3 раза сильнее обогащена Zn, Sb, Sn и Cu, накапливая также Bi, Mo и Mn, что является отличительной особенностью загрязнения мелких пылеватых частиц в городе.

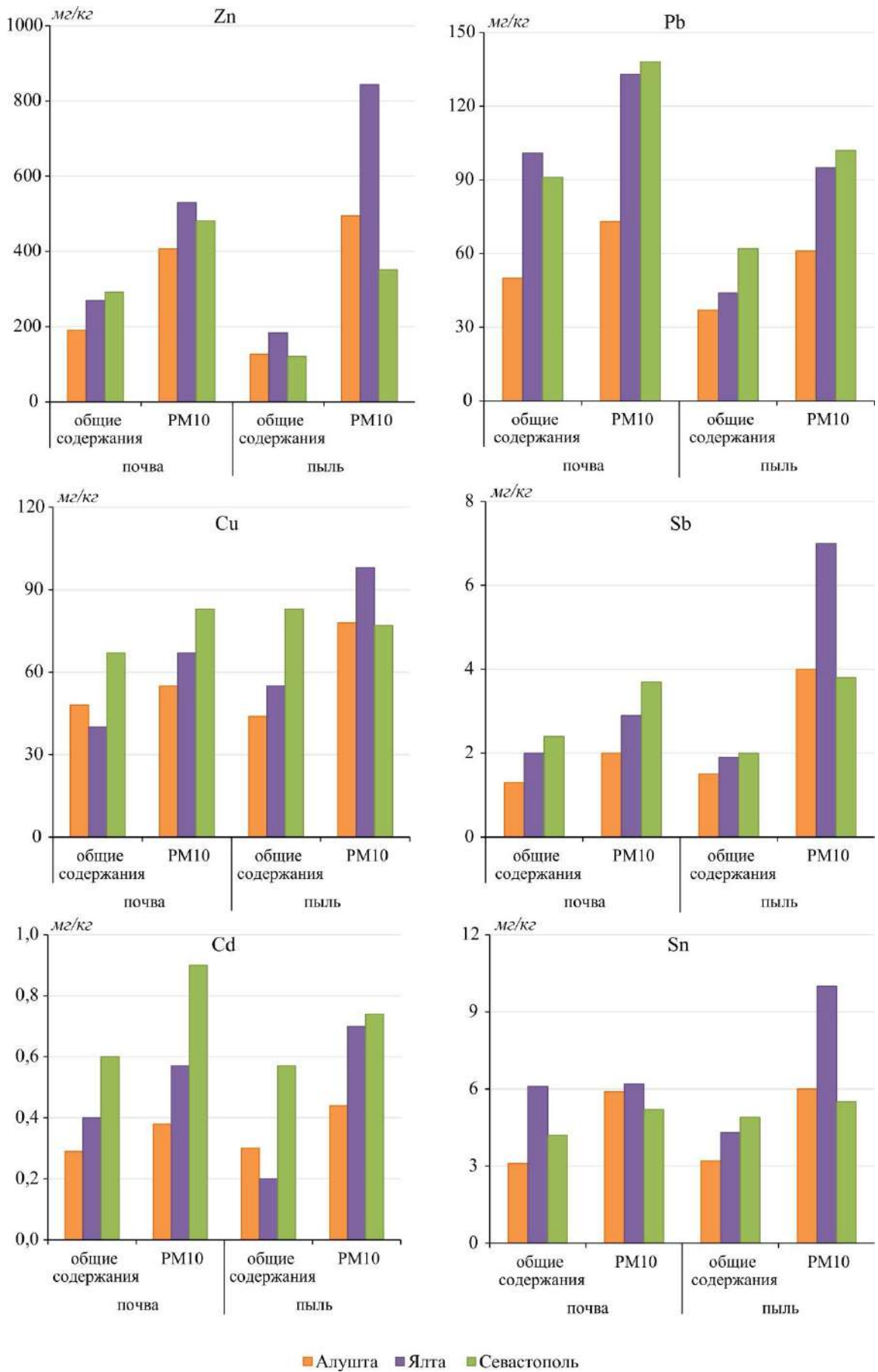


Рис. 7.7. Содержание Zn, Pb, Cu, Sb, Cd и Sn в почвах, дорожной пыли и их частицах PM₁₀ в Алуште, Ялте и Севастополе

Частицы PM_{10} пыли Алушты характеризуются сходными с Севастополем уровнями накопления ТММ в результате активного развития туризма и ежегодного увеличения интенсивности транспортной нагрузки в городе. Частицы PM_{10} пыли в Алуште в отличие от Ялты и Севастополя накапливают также другие опасные поллютанты – As и W, что указывает на важность проведения эколого-геохимической оценки состояния небольших рекреационно-туристических центров.

Для визуализации результатов оценки геохимической специализации компонентов ландшафтов и оценки вклада почв, пыли и их фракций PM_{10} в общее загрязнение Алушты, Ялты и Севастополя составлен эколого-геохимический портрет городов, который представляет сумму значений KK элементов в разных компонентах (Власов, Касимов, 2016). Наибольшее накопление (Ялта и Севастополь $\Sigma KK > 15$, Алушта $\Sigma KK > 10$) в городском ландшафте в целом характерно для Zn, Cd, Pb, Sb, которые поступают преимущественно с выбросами автотранспорта (рис. 7.8). Менее интенсивно ($\Sigma KK > 5$) аккумулируются Cu, Sn, As, Mo, Bi. Более контрастные аномалии Zn и Sb в Ялте характерны для фракции PM_{10} пыли, Cd и Pb в Севастополе – для фракции PM_{10} почв. As также содержится в основном в частицах PM_{10} почв, что связано с его повышенной аккумуляцией в почвообразующих породах: глинистых сланцах, алевролитах, аргиллитах.

Геохимические связи элементов между почвами и дорожной пылью изучены в системе “почвы– PM_{10} почв–дорожная пыль– PM_{10} дорожной пыли” и ее отдельных подсистемах “почвы–дорожная пыль”, “ PM_{10} почв– PM_{10} дорожной пыли”. Общность аккумуляции поллютантов с повышенным содержанием одновременно в нескольких компонентах показывает генетическую близость их накопления, наличие единого источника поступления и идентифицирует геохимические парагенезисы (Власов, Касимов, 2016; Kasimov et al., 2020). Для Алушты, Ялты и Севастополя в подсистеме “почвы–дорожная пыль” характерен единый Zn–Sb–Cd–Pb парагенезис (рис. 7.9), который является индикатором воздействия автотранспорта. Доля выбросов элементов данного парагенезиса в трех городах достигает 80–90% от выбросов вредных веществ в атмосферный воздух (Кобрин и др., 2010; Шибанов, 2011). В подсистеме “почвы–дорожная пыль” образование Zn–Sb–Cd–Pb парагенезиса связано с поступлением загрязненных частиц почв в дорожную пыль при выдувании и обратным процессом – поставкой пыли, сдуваемой с поверхности дорожного полотна в почвы.

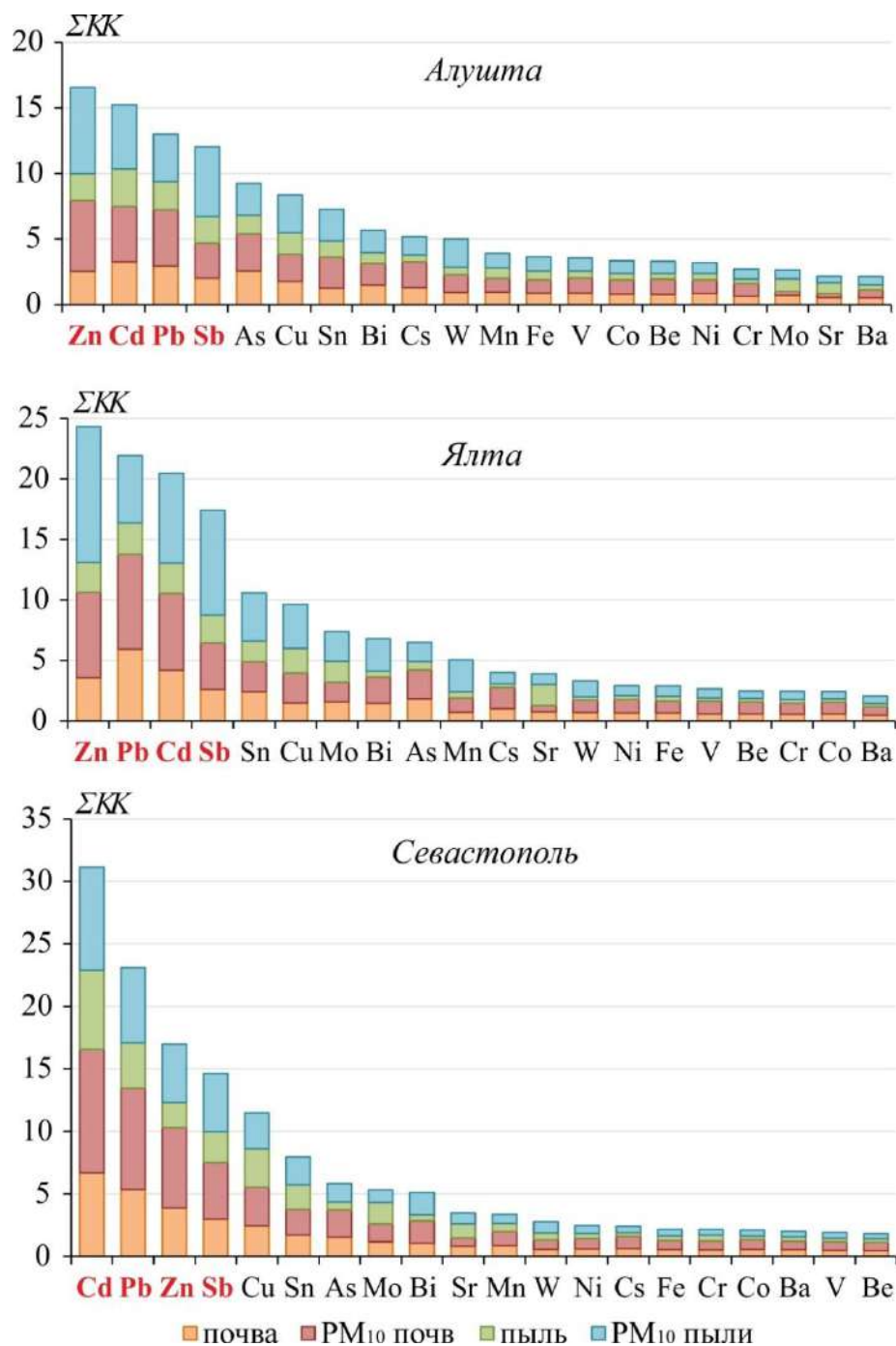


Рис. 7.8. Эколого-геохимический портрет Алушты, Ялты и Севастополя. Ось Y – сумма значений КК элементов в почвах, дорожной пыли и фракциях PM₁₀ почв и пыли. Цветом выделены наиболее активно накапливающиеся элементы

В микрочастицах PM₁₀ Zn–Sb–Cd–Pb парагенезис расширяется за счет Sn, Cu и Bi, источниками которых являются объекты теплоэнергетики, котельное и печное отопление с использованием угля и дров, а также предприятия по металлообработке, производству строительных материалов, металлических и железобетонных изделий (Demetriades, Birke, 2015).

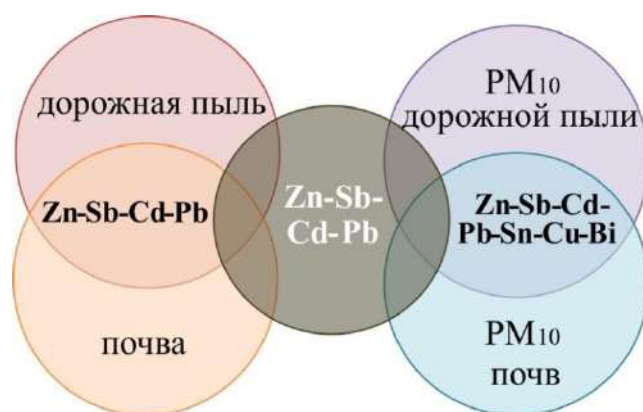


Рис. 7.9. Парагенезисы ТММ в системе “почвы–PM₁₀ почв–дорожная пыль–PM₁₀ дорожной пыли” трех городов

Сравнительный анализ суммарного загрязнения трех городов ассоциациями ТММ показал, что наиболее низкие уровни загрязнения почвы в целом и ее фракции PM₁₀ характерны для Алушты (*Zc* 6 и 9, соответственно). Лидирующую позицию занимает крупный промышленно-рекреационный г. Севастополь (16 и 20, соответственно), что связано с более интенсивным антропогенным воздействием на окружающую среду Севастополя под влиянием промышленных предприятий с различной специализацией выбросов, роста численности населения, а также увеличивающейся транспортной нагрузкой, приводящей к частым заторам и пробкам на дорогах города. Все эти факторы привели к устойчивому многолетнему накоплению поллютантов в почвах Севастополя, которые являются основной депонирующей средой городских ландшафтов из-за способности к активному закреплению ТММ в течение многих лет.

Наиболее высокие уровни суммарного загрязнения дорожной пыли в целом ТММ обнаружены в Севастополе (*Zc* 15), а частиц PM₁₀ пыли – в Ялте (41), указывая на современные тенденции загрязнения этих городов, обусловленные высоким уровнем атмосферных выпадений поллютантов преимущественно под воздействием автотранспорта.

Распределение загрязнения почв ТММ по функциональным зонам в Алуште, Ялте и Севастополе различается (рис. 7.10). В Севастополе большинство элементов с высокими *Kc* аккумулируются в почвах в целом и PM₁₀ почв промышленной зоны, создавая высокий опасный уровень загрязнения (*Zc* 34 и 35 соответственно). Это обусловлено более развитой промышленностью в городе, которая представлена предприятиями металлообработки, судостроения и судоремонта, большим количеством установок электро- и теплоснабжения, котельных и Севастопольской ТЭС. Несмотря на то, что ряд предприятий в городе в последние десятилетия был закрыт, в прошлом они являлись важными источниками поступления загрязняющих веществ в почвенный покров города, благодаря чему сформировалось

селитебно-рекреационных зон. На активную поставку многих поллютантов, таких как Sb, Cu, Sn, W и Mo с выбросами автотранспорта свидетельствует то, что в Алуште, Ялте и Севастополе загрязнение частиц PM_{10} пыли ТММ усиливается с ростом крупности дороги, указывая на существенную роль автотранспорта в загрязнении окружающей среды всех трех исследованных городов.

7.4.2. Бенз(а)пирен

Содержание бенз(а)пирена в почвах и дорожной пыли Алушты, Ялты и Севастополя существенно превышает фоновый уровень (1 нг/г) и предельно допустимые концентрации (20 нг/г). Наибольшее загрязнение городских почв БП установлено в промышленно-рекреационном городе Севастополь (181 нг/г), где его содержание в среднем в 3 и 1,5 раза выше (рис. 7.11) по сравнению с курортными центрами Алуштой (60 нг/г) и Ялтой (139 нг/г) соответственно. Севастополь сохраняет важное значение в качестве крупного морского и торгового порта, на территории которого расположены грузовые терминалы с различными цехами, нефтебазы и нефтехранилища, обеспечивается перевозка угля, нефтепродуктов, зерна и других грузов. Аккумуляция БП в городских почвах Ялты в 2 раза более интенсивна по сравнению с Алуштой, что может быть обусловлено наличием в городе большого количества предприятий теплоэнергетического комплекса, около 15 котельных и электроподстанций, у которых износ оборудования составляет до 90% (Доклад..., 2019).

По интенсивности накопления БП во фракции PM_{10} почв наблюдается другая закономерность – наибольшее содержание БП зафиксировано в Ялте (265 нг/г), превышая уровень загрязнения PM_{10} почв в Алуште (73 нг/г) и в Севастополе (201 нг/г) соответственно в 3,5 и 1,3 раза. Более высокие уровни БП в PM_{10} почв Ялты могут быть связаны с интенсивной транспортной нагрузкой в городе, приводящей к пробкам и заторам на дорогах, в особенности летом в из-за роста количества туристов и отдыхающих.

Средние концентрации БП в дорожной пыли и частицах PM_{10} в Ялте примерно в 1,5 и 3 раза меньше, чем в Алуште, что, вероятно, связано с большой долей грузового транспорта в Алуште, являющегося активным поставщиком БП в атмосферный воздух. Средняя концентрация поллютанта в дорожной пыли Севастополя в целом слабо отличается от значений, зафиксированных в Алуште (97 нг/г), и примерно в 1,5 раза больше по сравнению с Ялтой (64 нг/г). Концентрация БП в частицах PM_{10} дорожной пыли Севастополя почти в 2 раза больше, чем в Ялте (83 нг/г), но в 1,5 раза меньше, чем в Алуште (238 нг/г). Эти данные указывают на более сильную загрязненность дорожной пыли малого рекреационного центра Алушты в результате воздействия автотранспорта и опасную и чрезвычайно опасную

экологическую обстановку в городе по сравнению с крупным курортным центром Ялтой и рекреационно-промышленным городом Севастополем.

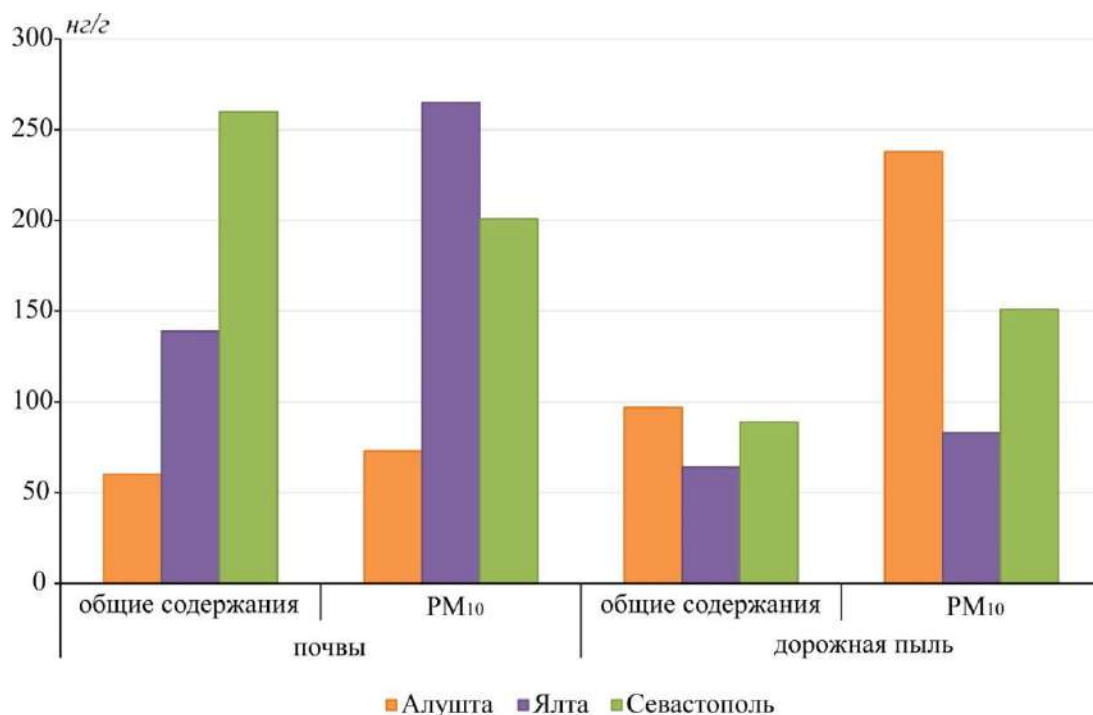


Рис. 7.11. Содержание БП в почвах, дорожной пыли и их фракциях PM₁₀ в Алуште, Ялте и Севастополе

Обогащенность ВаР частиц PM₁₀ по сравнению с общей массой почвы и дорожной пыли существенно различается в различных функциональных зонах и на разных типах дорог изучаемых городов. В Алуште частицы PM₁₀ интенсивнее аккумулируют БП относительно общих содержаний в транспортной и промышленной зонах, где его концентрации больше в 1,5 и 3 раза соответственно, а в Ялте – практически во всех функциональных зонах (рис. 7.12). Эти результаты подтверждают данные Muller et al., 2000, об аккумуляции ПАУ в илестых частицах городских почв Бангкока, что связано с высоким содержанием в них органических веществ.

Для почв агрогенной зоны Алушты и Ялты и рекреационной зоны Алушты характерна более интенсивная аккумуляция БП в общей массе почвы (рис. 7.10). Аналогичное снижение концентраций ПАУ с уменьшением размера частиц зафиксировано в сельскохозяйственных почвах дельты р. Янцзы (Китай) (Ni et al., 2008). Такое перераспределение ПАУ между гранулометрическими фракциями можно объяснить фракционированием органического вещества, содержание и распределение которого чаще всего формирует сходное распределение ПАУ (Li et al., 2010). В Севастополе во фракции PM₁₀ почв селитебной зоны с много- и малоэтажной застройкой содержание ВаР, как правило, в 1,5–2 раза меньше по сравнению с общим содержанием (рис. 7.12). Здесь БП поступает в основном в составе частиц крупнее PM₁₀. Такая же тенденция выявлена в почвах г. Сюйчжоу (Китай), где ПАУ интенсивнее

меньшими скоростями и прерывистым характером движения, частыми остановками, в результате которых увеличивается количество эмитируемых в атмосферу поллютантов.

На малых дорогах наблюдается иная закономерность в накоплении БП: в Ялте общая масса пыли сильнее загрязнена БП, чем частицы PM_{10} , в Алуште его концентрации в почвах и микрочастицах практически одинаковы. Повышенные концентрации БП в общей массе дорожной пыли, вероятно, связаны с поступлением преимущественно крупных частиц асфальта при разрушении дорожного покрытия, содержащего различные смеси углеводородов (Lee, Dong, 2010). В Севастополе на малых дорогах зафиксирован более высокий вклад PM_{10} в общее загрязнение пыли БП, что подтверждается его повышенными уровнями накопления в микрочастицах относительно пыли в целом. Это можно объяснить выбросами автотранспорта на околодомовых территориях в результате прогрева двигателей. Кроме этого, накоплению поллютанта в пыли малых дорог может способствовать сжигание угля и разнообразных отходов на садовых участках.

Во всех изучаемых городах практически на всех типах дорог интенсивность накопления БП в частицах PM_{10} пыли выше, чем в общих пробах пыли, т.е. более тонкие фракции дорожной пыли являются основными носителями поллютанта. Это согласуется с результатами исследований других городов. Так, в городе г. Синьчэн (Китай) интенсивность аккумуляции БП увеличивается в более мелких частицах дорожной пыли размером < 63 мкм по сравнению с крупными фракциями во всех зонах города (Zhao et al., 2008). В Пекине частицы пыли диаметром < 40 мкм также отличаются наиболее высокими концентрациями ПАУ, которые образуются в результате выбросов выхлопных газов транспортных средств (Wang et al., 2010).

Таким образом, оценка вклада фракции PM_{10} в общее загрязнение городских почв и дорожной пыли бенз(а)пиреном в Алуште, Ялте и Севастополе показала, что на частицы PM_{10} почв и дорожной пыли приходится от 34 до 70% от суммарного содержания БП. При этом фракция PM_{10} почв и пыли Ялты, а также пыли Алушты концентрирует более 50% от общего содержания БП. Это подтверждает связь поллютанта с частицами PM_{10} , которые способны активно мигрировать в атмосферном воздухе на дальние расстояния и, выпадая из атмосферы, накапливаться в почвах и на поверхности дорог.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Результаты, полученные в ходе работ Крымской комплексной экспедиции Русского географического общества в 2015–2019 гг., позволили осуществить эколого-геохимическую оценку состояния прибрежных городов (Алушты, Ялты и Севастополя).

Выявлены пространственные особенности загрязнения городских почв и дорожной пыли тяжелыми металлами, металлоидами и бенз(а)пиреном. На основе функционального зонирования, результатов полевых и лабораторных исследований определены основные источники загрязнения городов. Наибольшее антропогенное воздействие на городскую среду оказывает автотранспорт, что обусловлено близким положением Крымской горной гряды к морю. Местные и транзитные транспортные потоки проходят непосредственно по городским территориям, что приводит к загрязнению почв и дорожной пыли Zn, Sb, Pb, Cu, Cd, бенз(а)пиреном и другими поллютантами, поступающими преимущественно с выхлопными и невыхлопными выбросами автомашин.

Геохимическое картографирование Алушты, Ялты и Севастополя показало неоднородность пространственного распределения загрязняющих веществ в городских почвах и дорожной пыли из-за наличия локальных источников воздействия. Наибольшее накопление тяжелых металлов и металлоидов характерно для почв транспортных и селитебно-рекреационных зон Алушты и Ялты. В Севастополе наиболее загрязненными являются почвы промышленной зоны. Почвы виноградников в Алуште и Ялте отличаются повышенным содержанием Cu из-за применения медного купороса.

По уровню накопления БП в почвах и дорожной пыли изученные города сопоставимы. Его содержание в почвах и дорожной пыли Алушты превышает содержание в фоновых почвах в среднем в 60 и 90 раз, Ялты – в 139 и 64 раза, Севастополя – в 181 и 89 раз, соответственно. Локальные аномалии БП в городских почвах и дорожной пыли с экстремально высокими содержаниями, в сотни раз превышающими фоновые значения, приурочены к жилым кварталам и внутридворовым проездам селитебных зон, где источниками загрязнения являются выбросы автотранспорта, возрастающие при торможении и начале движения, а также продукты сжигания угля и древесины при печном отоплении.

Впервые для городов Крыма получены данные о содержании ТММ и БП во фракции PM_{10} , являющейся главным носителем поллютантов. Во всех трех городах фракция PM_{10} загрязнена заметно сильнее, чем почва и пыль в целом, что подтверждает связь поллютантов с тонкодисперсными частицами, способными переноситься воздушными массами на дальние расстояния. Выпадая из атмосферы, они накапливаются в почвах, на поверхности дорог, зданий и сооружений, оказывая негативное воздействие на здоровье населения и отдыхающих.

Для оценки степени экологической опасности загрязнения почв и дорожной пыли ассоциацией ТММ рассчитывался суммарный показатель загрязнения Zc. Установленные уровни ТММ в почвах и дорожной пыли Алушты, Ялты и Севастополя в целом свидетельствуют о низкой неопасной экологической обстановке во всех трех городах. Однако с уменьшением размера частиц происходит увеличение содержания поллютантов и возрастание

экологической опасности. Диагностика экологического состояния почв и дорожной пыли на основе сравнения концентраций ТММ с ПДК и ОДК показала, что особую экологическую опасность в трех городах представляет As, опасность остальных ТММ очень низкая.

Почвы Севастополя характеризуются повышенным, по сравнению с Алуштой и Ялтой, содержанием большинства поллютантов, что говорит о более устойчивом и многолетнем загрязнении окружающей среды города под влиянием выбросов промышленных предприятий, особенно теплоэнергетического комплекса. Накопление БП и ТММ в дорожной пыли Алушты и Ялты указывает на приоритетную роль автотранспорта в современном загрязнении этих городов.

Оценка эколого-геохимического состояния почв и дорожной пыли Алушты, Ялты и Севастополя показала необходимость проведения мониторинга состояния окружающей среды других городов Крыма, где основное внимание необходимо уделить содержанию бенз(а)пирена, а также Sb, Zn, Cd, Pb, Cu, As, Sn, W, Bi, Mo и Sr, особенно в тонкодисперсных частицах (PM₁₀ и мельче), способных проникать в организм и накапливаться в дыхательных путях, оказывая негативное воздействие на здоровье людей.

ЛИТЕРАТУРА

1. Абрамова Л.С., Троценко О.И. Проблемы и перспективы развития туризма в Крыму и Севастополе // Вектор экономики. 2020. № 3. [Электронный ресурс]. URL: http://www.vectoreconomy.ru/images/publications/2020/3/economicsmanagement/Abramova_Trotsenko.pdf (дата обращения: 13.11.2020)
2. Авессаломова И. А. Ландшафтно-функциональные карты при изучении геохимических аномалий в городе // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, геогр. 1986. № 5. С. 88-94.
3. Алексашкин И.В. Общие черты загрязнения Крымского полуострова радиоактивными изотопами // Геоэкология и природопользование: актуальные вопросы науки, практики и образования: материалы Всероссийской научно-практической юбилейной конференции (Симферополь, 17–20 октября 2018 г.). Симферополь: ИТ «АРИАЛ», 2018. С. 74-78.
4. Алексашкин И.В., Дунаева Е.А., Пренко Е.Ю. Проблемы мониторинга качества поверхностных вод Крыма // Культура народов Причерноморья. 2004. № 52-2. С. 7-14.
5. Антипов-Каратаев И.Н. Типы почв Южного берега Крыма // Почвы Никитского сада / Под редакцией Л.И. Прасолова. Л., 1929. 244 с
6. Антипов-Каратаев И.Н., Антонова М.А., Иллюбиев В.П. Почвы Никитского сада. Л., 1929. 244 с.
7. Антипов-Каратаев И.Н., Прасолов Л.И. Почвы Крымского государственного лесного заповедника и прилегающих местностей / Под ред. Л.И. Прасолова. Л.: Изд-во Академии Наук СССР, 1932. 280 с.
8. Антюфеев В.В., Казмирова Р.Н., Евтушенко А.П. Агроклиматические, микроклиматические и почвенные условия в приморской полосе Южного берега Крыма. Ялта, 2014. 88 с.
9. Апарин Б.Ф., Сухачева Е.Ю. Принципы создания почвенной карты мегаполиса (на примере Санкт-Петербурга) // Почвоведение. 2014. № 7. С. 790-802.
10. Багрова Л.А., Боков В.А., Багров Н.В. География Крыма. Киев: Лыбидь, 2001. 302 с.
11. Безуглая Э.Ю., Смирнова И.В. Воздух городов и его изменения. СПб.: Астерион, 2008. 254 с.
12. Беляева О.И. О загрязнении ливневых стоков, поступающих в прибрежную зону Черного моря (обзор) // Ученые записки Таврического национального университета им. В.И. Вернадского. Сер. геогр. Т. 25 (64). 2012. № 2. С. 20-27.
13. Будник С.В. Районирование территории Крыма по факторам, имеющим преимущественное влияние на формирование стока наносов // Вестник Удмуртского университета. Сер. биол., науки о Земле. 2018. Т. 28. Вып. 1. С. 86-90.
14. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
15. Вареник А.В., Боброва С.А., Еркушов В.Ю., Катунина Е.В., Мальченко Ю.А., Переверзев О.А. Особенности поступления биогенных и загрязняющих веществ и радионуклидов с атмосферными осадками и аэрозолями в районе г. Севастополя и Крымского побережья // Труды государственного океанографического института. 2016. № 217. С. 209-221.
16. Вержевская Л.В., Миньковская Р.Я. О загрязнении прибрежной акватории Севастопольского региона сточными водами // Геоэкология и природопользование: актуальные вопросы науки, практики и образования: материалы Всероссийской научно-практической

юбилейной конференции (Симферополь, 17–20 октября 2018 г.). Симферополь: ИТ «АРИАЛ», 2018. С. 99-102.

17. Вернигорова Н.А., Кузина А.А., Моспаненко А.Ф., Казеев К.Ш., Акименко Ю.В., Колесников С.И. Оценка устойчивости коричневых карбонатных почв Крыма к загрязнению тяжелыми металлами и нефтью // Ученые записки Крымского федерального университета имени В.И. Вернадского. Биология. Химия. 2018. Т. 4 (70). № 2. С. 11-18.

18. Власов Д.В. Металлы и металлоиды в частицах PM10 дорожной пыли Восточной Москвы // Вестник РУДН. Сер. Экология и безопасность жизнедеятельности. 2017. Т. 25. № 4. С. 529-539.

19. Власов Д.В., Касимов Н.С. Геохимические аномалии металлов и металлоидов в компонентах ландшафтов в восточной части Москвы: парагенезисы элементов и типология // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, геогр. 2016. № 3. С. 50-57.

20. Власов Д.В., Касимов Н.С., Кошелева Н.Е. Геохимия дорожной пыли (Восточный округ Москвы) // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5, геогр. 2015. № 1. С. 23-33.

21. Водяницкий Ю.Н. Тяжелые и сверхтяжелые металлы и металлоиды в загрязненных почвах. М.: Почвенный ин-т им. В.В. Докучаева, 2009. 184 с.

22. Восток-Запад Москвы: пространственный анализ социально-экологических проблем / В.Р. Битюкова, Д.В. Власов, М.Ф. Дорохова, Н.С. Касимов, Н.Ю. Кислякова, П.Л. Кириллов, Н.Е. Кошелева, Е.М. Никифорова, Н.В. Петухова, А.В. Рыжов, М.С. Савоскул, Т.Д. Саульская, Н.В. Шартова / Под ред. Н.С. Касимова. М.: Географический факультет МГУ, 2016. 70 с.

23. Генеральный план города Севастополя. Проект. Карта функциональных зон и границ населенных пунктов. Департамент архитектуры и градостроительства города Севастополя, 2017. URL: <http://севархитектура.рф/genplan/project/doc001/> (дата обращения 13.11.2020)

24. Генеральный план муниципального образования городской округ Ялта Республики Крым. Правительство Республики Крым, 2018. URL: <https://yalta.rk.gov.ru/document/show/10246> (дата обращения 13.11.2020)

25. Геннадиев А.Н., Жидкин А.П. Типизация склоновых сопряжений почв по количественным проявлениям смыва-намыва вещества // Почвоведение. 2012. № 1. С. 1-11.

26. Геннадиев А.Н., Касимов Н.С. Латеральная миграция вещества в почвах и почвенно-геохимические катены // Почвоведение. 2004. № 11. С. 1447-1461.

27. Геология СССР. Том VIII. Крым. Ч. I. Геологическое описание. М.: Изд-во Недр, 1969. 576 с.

28. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.

29. Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы (генезис, география, рекультивация) / Под ред. Г.В. Добровольского. М.: Ойкумена, 2003. 266 с.

30. Глазовская М.А. Геохимические барьеры в почвах: типология, функциональные особенности и экологическое значение // Геохимия ландшафтов и география почв. 100 лет со дня рождения М.А. Глазовской / Под ред. Н.С. Касимова, М.И. Герасимовой. М.: АПР, 2012. С. 26-44.

31. Глазовская М.А., Парфенова Е.И. Биогеохимические факторы образования терра росса Южного Крыма // Почвоведение. 1974. № 11. С. 12-23.

32. ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. М., 2006. 9 с.

33. ГН 2.1.7.2042-06. Ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) химических

веществ в почве. М., 2006. 7 с.

34. Голубкина Н.А., Лапченко В.А., Лапченко Е.В., Науменко Т.С., Крайнюк Е.С., Багрикова Н.А. Фоновые уровни накопления тяжелых металлов, макро- и микроэлементов некоторыми видами лишайников на особо охраняемых природных территориях южного и юго-восточного побережья Крыма // Бюллетень ГНБС. 2019. Вып. 130. С. 26-35. doi: 10.25684/NBG.boolt.130.2019.03

35. Горох Н.П. Экологическая оценка вредных веществ при комплексной утилизации муниципальных отходов // Коммунальное хозяйство городов. 2005. № 63. С. 172-181.

36. Грузинов В.М., Дьяков Н.Н., Мезенцева И.В., Мальченко Ю.А., Жохова Н.В., Коршенко А.Н. Источники загрязнения прибрежных вод Севастопольского района // Океанология. 2019. Т. 59. № 4. С. 579-590.

37. Гурский Ю.Н. Распределение микроэлементов в иловой воде и донных осадках Черного моря // Вестник Моск. ун-та. Сер. 4, геол. 2019. № 1. С. 14-25.

38. Детальный план территории города Алушта. Официальный сайт Муниципального образования «Городской округ Алушта», 2015. URL: <http://alushta-adm.ru/wp-content/uploads/2014/03/ДПТ.jpg> (дата обращения: 12.09.2016)

39. Дневник погоды. Гисметео, 2020. URL: <https://www.gismeteo.ru/diary/4996> (дата обращения: 01.05.2020).

40. Добровольский В.В. Красноцветные образования Крыма и их палеогеографическое значение // Вестник Московского университета. 1968. № 1. С. 45-50.

41. Добровольский Г.В. Красноцветные почвы Южного берега Крыма в районе Аю-Дага: Дисс. ... кандидата геолого-минералогических наук. М., 1949. 260 с.

42. Добровольский Г.Н., Никитин Е.Д. Экология почв. М.: Издательство МГУ, 2012. 412 с.

43. Доклад «О состоянии и охране окружающей среды на территории Республики Крым в 2016 году». Ижевск: ООО «Принт-2», 2017. 300 с.

44. Доклад «О состоянии и охране окружающей среды на территории Республики Крым в 2018 году». Ставрополь: ООО РГ «Топ-Эксперт», 2019. 421 с.

45. Доклад «О состоянии и охране окружающей среды на территории Республики Крым в 2019 году». Ижевск: ООО «Принт», 2020. 359 с.

46. Докучаев В.В. Русский чернозем. М.-Л.: ОГИЗ-Сельхозгиз. 1936 г. 560 с.

47. Драган Н.А. Почвенные ресурсы Крыма. Симферополь: Доля, 2004. 208 с.

48. Драган Н.А. Почвы Крыма. Учеб. пособие. Симферополь: СГУ, 1983. 95 с.

49. Драган Н.А. Сравнительная оценка качества почвенных ресурсов Крыма // Ученые записки Таврического национального университета им. В.И. Вернадского. Сер. геогр. 2011. Т. 24 (63). № 2. Ч. 1. С. 260-266.

50. Драган Н.А. Структура почвенного покрова Ялтинского горно-лесного природного заповедника // Ученые записки Таврического национального университета им. В.И. Вернадского. Сер. геогр. 2009. Т. 22 (61). № 2. С. 14-26.

51. Драган Н.А. Факторы устойчивости почв Крыма к антропогенной деградации // Ученые записки Таврического национального университета имени В.И. Вернадского. Сер. геогр. 2013. Т. 26 (65), № 2. С. 26-37.

52. Дьяков Н.Н., Мальченко Ю.А., Боброва С.А., Рябинин А.И., Липченко А.Е., Клименко Н.П., Таранов В.В. Фоновые характеристики гранулометрического состава аэрозолей г. Севастополя // Научно-исследовательские публикации. 2016. № 3 (35). С. 5-13.

53. Евстафьева Е.В. Оценка экологического риска для здоровья на территории Республики Крым // Проблемы анализа риска. 2014. Т. 11. № 5. С. 30-36.
54. Евстафьева Е.В., Абляимов А.К., Богданова А.М., Сологуб Н.А., Паршинцев А.В., Лапченко В.А., Евстафьева И.А. Сравнительный анализ экологического риска при загрязнении свинцом почв заповедных территорий Крыма по данным гигиенического и экологического мониторинга // Проблемы анализа риска. 2019а. Т. 16. № 1. С. 50-59.
55. Евстафьева Е.В., Богданова А.М., Большунова Т.С., Барановская Н.В., Осипова Н.А. Содержание ртути в эпифитных лишайниках на территории Республики Крым // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. 2019б. Т. 330. № 7. 93-103.
56. Евстафьева Е.В., Богданова А.М., Минкина Т.М., Сушкова С.Н., Барановская Н.В., Манджиева С.С., Антоненко Е.М., Содержание тяжелых металлов в почвах селитебных территорий Республики Крым // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. 2018. Т. 329. № 10. 19-29.
57. Евстафьева Е.В., Нараев Г.П., Сологуб Н.А., Карпенко С.А. Подходы к оценке риска от действия тяжелых металлов на наземные экосистемы на территории Республики Крым // Проблемы анализа риска. 2015. № 12 (5). С. 6-15.
58. Евстафьева Е.В., Нараев Г.П., Сологуб Н.А., Карпенко С.А., Белалов В.В., Богданова А.М., Тымченко С.Л., Евстафьева И.А. Оценка экологического риска здоровью населения Республики Крым как основа экологической безопасности в регионе // Проблемы анализа риска. 2016. Т. 13. № 3. С. 8-25.
59. Ежемесячная справочная информация о количестве туристов, посетивших Республику Крым в течение 2019 года. Официальный портал Правительства Республики Крым [Электронный ресурс]. URL: <https://mtur.rk.gov.ru/ru/structure/1294> (Дата обращения 13.11.2020)
60. Ена В.Г., Козин Я.Д. Орографическая схема Крыма. Вып. 6. Симферополь: Крымский филиал АН СССР, Крымский отдел Географического Общества СССР, 1961. 222 с.
61. Ергина Е.И., Тронза Г.Е. Современное почвенно-экологическое состояние Крымского полуострова // Ученые записки Крымского федерального университета имени В.И. Вернадского. Сер. геогр., геол. 2016. Т. 2. (68). № 3. С. 196-203.
62. Зайцев А.А., Иванов С.В., Каракаш М.С., Олейник В.Е. Влияние проблемы загрязнения водных ресурсов на заболеваемость населения Республики Крым // Евразийский Союз Ученых (ЕСУ). 2019. № 3 (60). С. 46-48.
63. Захаров Р.Ю., Зуева Т.В., Шароварина Е.С. Управление водохозяйственно-мелиоративным комплексом Республики Крым в условиях дефицита водных ресурсов // Экономика строительства и природопользования. 2019. № 3 (72). С. 71-75.
64. Зырин Н.Г., Садовникова Л.К. Химия тяжелых металлов, мышьяка и молибдена в почвах. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1985. 208 с.
65. Ибрагимова Э.Э. Биоиндикация аэротехногенного загрязнения урбанизированных экосистем // Ученые записки Крымского инженерно-педагогического университета. Сер. биол. науки. 2019. № 1. С. 4-9.
66. Иванов С.В., Сейтумерова Л.И., Софу Л.У., Яцив А.В. Состояние загрязнения атмосферного воздуха в Крыму и последствия его влияния на здоровье населения // Ученые записки Крымского инженерно-педагогического университета. Серия: Биологические науки. 2018. № 1-2. С. 9-15.

67. Игнатов Е.И., Ясенева Е.В., Ясенева И.А. Природные и антропогенные факторы среды и здоровье детей Крыма // Использование и охрана природных ресурсов в России. 2016. № 1 (145). С. 72-75.
68. Игнатов Е.И., Ясенева Е.В., Ясенева И.А. Ранжирование прибрежных городов Крыма на основе экологических индикаторов // Использование и охрана природных ресурсов в России. 2015. № 5 (143). С. 58-61.
69. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.
70. Кадошников В.М., Шкапенко В.В., Горлицкий Б.А., Писанская И.Р., Смирнова Ю.Д. Тяжелые металлы в донных отложениях Севастопольской бухты // Мінералогічний журнал. 2011. Т. 33. № 4. С. 73-79.
71. Казимирова Р.Н. Почвы и парковые фитоценозы Южного берега Крыма. К.: Аграрна наука, 2005. 183 с.
72. 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.
73. Каманина И.З., Каплина С.П., Мелин Н.С. Смет транспортно-дорожного комплекса как источник загрязнения городской среды // Вестник Московского государственного областного университета. Сер. Естественные науки. 2019. № 3. С. 88-97.
74. Касимов Н.С. Экогеохимия ландшафтов. М.: ИП Филимонов М.В., 2013. 208 с.
75. 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. DOI: 10.1134/S0032180X19120062
76. Касимов Н.С., Битюкова В.Р., Малхазова С.М., Кошелева Н.Е., Никифорова Е.М., Шартова Н.В., Власов Д.В., Тимонин С.А., Крайнов В.Н. Регионы и города России: интегральная оценка экологического состояния. М.: ИП Филимонов М.В., 2014. 560 с.
77. Касимов Н.С., Власов Д.В. Кларки химических элементов как эталоны сравнения в экогеохимии // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, геогр. 2015. № 2. С. 7-17.
78. Касимов Н.С., Власов Д.В. Технофильность химических элементов в начале XXI века // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, геогр. 2012а. № 1. С. 15-22.
79. Касимов Н.С., Власов Д.В. Тяжелые металлы и металлоиды в почвах российских городов (по данным ежегодных докладов Росгидромета) // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, геогр. 2018. № 3. С. 14-22.
80. Касимов Н.С., Власов Д.В., Кошелева Н.Е., Никифорова Е.М. Геохимия ландшафтов Восточной Москвы. М.: АПР, 2016. 276 с.
81. Касимов Н.С., Кошелева Н.Е., Власов Д.В., Терская Е.В. Геохимия снежного покрова в Восточном округе Москвы // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, геогр. 2012б. № 4. С. 14-24.
82. Касимов Н.С., Кошелева Н.Е., Сорокина О.И., Бажа С.Н., Гунин П.Д., Энх-Амгалан С. Эколого-геохимическое состояние почв г. Улан-Батор (Монголия) // Почвоведение. 2011. №7. С. 771-784.
83. 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. 2012в. № 4. С. 37-45.

84. Каюкова Е.П. Оценка подземного стока как элемента водного баланса при комплексных гидрогеологических исследованиях (северо-западные склоны Крымских гор): дисс. канд. геол.-минер. наук: 25.00.07 / Каюкова Елена Павловна. СПб., 2018. 189 с.
85. Каюкова Е.П., Котова И.К. Экологическая оценка химического состава дождевых осадков в пределах внутренней гряды Крымских гор // Вестник СПбГУ. Сер. 7. 2012. Вып. 1. С. 39-49.
86. Каюкова Е.П., Юровский Ю.Г. Водные ресурсы Крыма // Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология, геокриология. 2016. № 1. С. 25-32.
87. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
88. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 223 с.
89. Климова Ю.Ю., Косовская М.А. Техногенное загрязнение прибрежной урбанизированной территории г. Севастополя // Энергетические установки и технологии. 2016. Т. 2. № 2. С. 57-67.
90. Кобрин В.Н., Вамболь В.В., Овчаров А.В., Колосков В.Ю. Экологические исследования автотранспорта, обслуживающего аэропорты гражданской авиации и эффективность мероприятий по снижению его воздействия на окружающую среду // Вопросы проектирования и производства конструкций летательных аппаратов. 2010. № 4. С. 140-147.
91. Ковальский В.В., Андрианова Г. А. Микроэлементы в почвах СССР. М.: Изд-во «Наука», 1970. 180 с.
92. Когут Б.М., Шульц Э., Галактионов А.Ю., Титова Н.А. Содержание и состав полициклических ароматических углеводородов в гранулоденсиметрических фракциях почв парков Москвы // Почвоведение. 2006. № 10. С. 1182-1189.
93. Козаренко А.Е., Мельчаков Ю.Л., Суриков В.Т. Лантаноиды в грязевых вулканах Крыма // Вестник МГПУ. Естественные науки. 2019. № 1 (33). С. 47-55.
94. Корунев А.О., Халиков И.С. Содержание бенз(а)пирена в атмосферном воздухе городов Республики Крым в 2016-2018 годах // Системы контроля окружающей среды – 2019: Тезисы докладов Международной научно-технической конференции. Севастополь: Институт природно-технических систем, 2019. С. 114.
95. Костенко И.В. Атлас почв Горного Крыма. Киев: Аграрная наука, 2014. 184 с.
96. Костенко И.В., Никифоров А.Р. Изменения содержания биодоступных соединений тяжелых металлов в почвах горных плато Крыма после облесения // Вопросы лесной науки. 2020. Т. 3. № 2. 16 с. doi: 10.31509/2658-607x-2020-3-2-1-16
97. Котельянец Е.А., Овсяный Е.И., Орехова Н.А., Буров К.В., Коновалов С.К. Влияние геохимических характеристик на распределение тяжелых металлов в донных отложениях прибрежных районов Черного моря // Екологічна безпека прибережної та шельфової зон та комплексне використання ресурсів шельфу. 2013. Вип. 27. С. 312-317.
98. Кочкин М.А. Почвы, леса и климат Горного Крыма // Тр. Никит. ботан. сада. М.: Колос, 1967. Т. 38. 368 с.
99. Кочкин М.А. Почвы, леса и климат горного Крыма и пути их рационального использования. Труды Никитского ботанического сада. Т. 38. М.: Колос, 1967. 368 с.
100. Кошелева Н.Е., Касимов Н.С., Власов Д.В. Факторы накопления тяжелых металлов и металлоидов на геохимических барьерах в городских почвах // Почвоведение. 2015. № 5. С. 536-553.
101. Кошелева Н.Е., Никифорова Е.М. Многолетняя динамика и факторы накопления бенз(а)пирена в городских почвах (на примере ВАО Москвы) // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17: Почвоведение. 2011. № 2. С. 25-35.

102. Кременской В.И., Вердыш М.В. Сточные воды как перспективный ресурс повышения водообеспеченности Республики Крым // Прородообустройство. 2016. № 5. С. 72-77.
103. Кременчуцкий Д.А., Батраков Г.Ф. Временная изменчивость поступления бериллия-7 (^7Be) на подстилающую поверхность в Севастополе // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2016. № 3. С. 95-98.
104. Кречетов П.П., Дианова Т.М. Химия почв. Аналитические методы исследования. М.: Географический факультет МГУ, 2009. 149 с.
105. 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.
106. Лебедева И.И., Герасимова М.И. Возможности включения почв и почвообразующих пород Москвы в общую классификационную систему почв России // Почвоведение. 2011. № 5. С. 624-628.
107. Лещев А.В., Коробов В.Б., Федоров Ю.А., Овсепян А.Э., Савицкий В.А., Хоменко Г.Д., Доценко И.В. Первые комплексные исследования реки Кянда и ее маргинального фильтра, Онежский залив Белого моря (22 июля–3 августа 2014 г.) // Океанология. 2015. Т. 55. № 5. С. 850-850.
108. Лисецкий Ф.Н., Ергина Е.И. Развитие почв Крымского полуострова в позднем голоцене // Почвоведение. 2010. № 6. С. 643-657.
109. Логвиненко Н.В., Карпова Н.В. Литология и генезис таврической формации Крыма. Харьков: Издательство Харьковского университета, 1961. 27 с.
110. Локтионова Е.П., Кураева И.В., Войтюк Ю.Ю., Матвиенко А.В. Литолого-геохимические особенности поверхностных отложений и закономерности отложения микроэлементов в природных объектах восточной части Южного берега Крыма // Экосистемы, их оптимизация и охрана. 2014. Вып. 11. С. 93-98.
111. Ляшевский В.И., Вердыш М.В. Мелиоративная характеристика орошаемых земель Крыма // Научный журнал Российского НИИ проблем мелиорации. 2018. № 3 (31). С. 86-99.
112. Ляшенко Ю.В., Вернигорова Н.А., Колесников С.И. Биодиагностика устойчивости коричневых красноцветных почв Крыма к химическому загрязнению // Эволюция и деградация почвенного покрова: Сборник научных статей по материалам IV Международной научной конференции. Ставрополь: АГРУС, 2015. С. 106-107.
113. Макаров И.И. Температура почвы в Никитском саду // Записки Госуд. Никитского опытного ботанического сада. Том XVII. Вып. 4. Материалы к характеристике климата Никитского ботанического сада. Ч. II. Ялта, 1931. 39 с.
114. Максимишина Л.В., Заиченко Л.В., Выставная Ю.Ю., Дрозд Е.Н. Тяжелые металлы в экосистеме виноградника, винограде и экологическая безопасность винной продукции // Вісник аграрної науки Причорномор'я. 2015. Вып. 2. Т. 1. Ч. 2. С. 108-118.
115. Малахова Л.В. Полихлорированные бифенилы и органический углерод в донных отложениях Севастопольской и Балаклавской бухт (Черное море) // Морський екологічний журнал. 2013. С. 52-58.
116. Малышев Т.Р., Ясенева Е.В. Техногенное загрязнение атмосферного воздуха Севастополя // Системы контроля окружающей среды – 2016: Тезисы докладов Международной научно-технической конференции. Севастополь: Институт природно-технических систем, 2016. С. 120.

117. Мальченко Ю.А., Дьяков Н.Н., Боброва С.А., Липченко А.Е., Клименко Н.П. Результаты мониторинга гранулометрического состава аэрозолей г. Севастополя и Крыма в 2015-16 гг. // Тезисы докладов Междунар. научно-техн. конф. «Системы контроля окружающей среды», Севастополь, 24-27 октября 2016 г. Севастополь: ИПТС, 2016. С. 104.
118. Маничев В.И., Кураева И.В., Локтионова Е.П., Сиротенко Г.И., Гущина Е.Г. Сравнительная оценка эколого-геохимического состояния восточной части Южного берега Крыма // Геохімія та рудоутворення. 2009. № 27. С. 139-141.
119. Мануйлов М.Б., Московкин В.М. Изучение процесса выноса дорожного смета с водонепроницаемых поверхностей дождевым поверхностным стоком // Экологический Вестник России. 2018. № 12. С. 62-68.
120. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территории городов химическими элементами / Б.А. Ревич, Ю.Е. Саэт, Р.С. Смирнова, Е.П. Сорокина. М.: ИМГРЭ, 1982. 112 с.
121. Милеев В.С., Вишневский Л.Е., Никишин А.М., Розанов С.Б. Формации аккреционной призмы Горного Крыма // Известия высших учебных заведений. Геология и разведка. 1992. № 5. С. 25-31.
122. Михайлова Т.В., Чумакова Ю.Г. Влияние факторов окружающей среды на заболеваемость кариесом зубов у детей разных физико-географических районов Крыма // Вісник стоматології. 2010. № 2. С. 25-27.
123. Моисеенков О.В. Эколого-геохимический анализ промышленного города (на примере г. Тольятти). Дис. ... канд. геогр. наук. М., 1989. 243 с.
124. Морозова М.А., Морозов Д.А., Филиппова В.О., Нестеров Е.М. Геохимия голоценовых отложений озер степного Крыма // Известия Российского государственного педагогического университета им. А.И. Герцена. 2015. № 176. С. 118-123.
125. Мотузова Г.В., Карпова Е.А. Химическое загрязнение биосферы и его экологические последствия. М.: Издательство Московского университета, 2013. 304 с.
126. МСП Республики Крым. Городской округ Алушта. Портал МСП Республики Крым, 2020. URL: <https://business.rk.gov.ru/content/about-crimea/administrativnoe-delenie/kopiya-alushta>
127. Муниципальные образования Республики Крым. Городской округ Ялта. Министерство экономического развития Республики Крым, 2018. URL: https://minek.rk.gov.ru/file/File/minek/2018/analiz_SE/atd/11.pdf (дата обращения: 13.11.2020)
128. Муратов М.В. Руководство по учебной геологической практике в Крыму. Т. 2. Геология Крымского полуострова. М.: Недра, 1973. 192 с.
129. Муратов М. В., Николаев Н. И. Четвертичная история и развитие рельефа Горного Крыма // Уч. зап. Моск. ун-та. 1940. Вып. 48. С. 65-73.
130. Муровский С.П., Сологуб Н.А., Мищенко Д.Н., Жаров В.А. Особенности геохимического загрязнения примагистральных территорий от передвижных источников // Проблеми екології. 2011. № 1-2. С. 24-30.
131. Науменко Т.Н., Штонда И.Ю. Экологическая безопасность прибрежной зоны Черного моря в восточном регионе Большой Алушты // Вісник Харківського національного автомобільно-дорожнього університету. 2010. № 48. С. 122-125.
132. Никипелова Е.М. Роль гранулометрического состава иловых пелоидных систем при их бальнеологической оценке // Ученые записки Таврического национального университета им. В.И. Вернадского. Биология, химия. 2010. Т. 23 (62). № 1. С. 188-200.
133. Никифорова Е.М. Геохимические барьеры в почвах городских экосистем (на

примере Москвы) // Геохимические барьеры в зоне гипергенеза / Под ред. Н.С. Касимова и А.Е. Воробьева. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2002. С. 278-289.

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

135. Новиков Ю.А., Новикова Л.Н. Типизация эколого-геохимических изменений природной среды Крыма // Пошукова та екологічна геохімія. 2003. № 2/3. С. 66-72.

136. Новикова Л.Н., Новиков Ю.А. Геохимическая классификация ландшафтов Крыма и их техногенное загрязнение // Ученые записки Крымского федерального университета имени В.И. Вернадского. География. Геология. 2008. Т. 21. № 3. С. 231-237.

137. Новикова Л.Н., Новиков Ю.А. Детализация техногенных литохимических аномалий как метод выявления групп населения, проживающих в условиях повышенного экологического риска // Пошукова та екологічна геохімія. 2004. № 4. С. 31-33.

138. Опанасенко Н.Е. Гранулометрический состав мелкозема скелетных почв предгорного Крыма // Бюллетень Никитского ботанического сада. 2012. Вып. 104. С. 86-91.

139. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: Астрель-2000, 1999. 768 с.

140. Пиковский Ю.И., Геннадиев А.Н., Ковач Р.Г., Жидкин А.П., Хлынина Н.И., Киселева А.Ю. Углеводородное состояние почв территории асфальтового месторождения (Самарская лука) // Почвоведение. 2017. № 4. С. 427-437.

141. Плугатарь Ю.В., Корженевский В.В., Головнев И.И., Корженевская Ю.В. Оптимизация транспортного ландшафта в Крыму // Сборник научных трудов ГНБС. 2017. Т. 145. С. 214-230.

142. Плугатарь Ю.В., Корсакова С.П., Ильницкий О.А. Экологический мониторинг Южного берега Крыма. Симферополь: Ариал, 2015. 164 с.

143. Подгородецкий П.Д. Крым: Природа. Симферополь: Таврия, 1988. 192 с.

144. Полевой определитель почв России. М.: Почвенный ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.

145. Половицкий И.Я., Гусев П.Г. Почвы Крыма и повышение их плодородия. Симферополь: Таврия, 1987. 152 с.

146. Почва, город, экология / Под ред. Г.В. Добровольского. М.: Фонд «За экономическую грамотность», 1997. 310 с.

147. Почвы Украины и повышение их плодородия. Т.1. Экология, режимы и процессы, классификация и генетико-производственные аспекты / под ред. Н.И. Полупана. Киев: Урожай, 1988. 296 с.

148. Присенко В.Г., Махкамова З.Р., ДеМарко А.В. Природно-климатические особенности Крыма и здоровье населения // Инновации в науке. 2014. № 39. С. 190-194.

149. Прокофьева Т.В., Герасимова М.И., Безуглова О.С., Бахматова К.А., Гольева А.А., Горбов С.Н., Жарикова Е.А., Матинян 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.

150. Прокофьева Т.В., Мартыненко И.А., Иванников Ф.А. Систематика почв и почвообразующих пород Москвы и возможность их включения в общую классификацию // Почвоведение. 2011. № 5. С. 611-623.

151. Прокофьева Т.В., Шишков В.А., Кирюшин А.В., Калущин И.Ю. Свойства твердых (пылеаэрозольных) выпадений придорожных территорий г. Москвы // Известия РАН. Сер.

геогр. 2015. № 3. С. 107-120.

152. Радиллов А.С., Комбарова М.Ю., Павлова А.А., Горбунов А.Ю., Гуляев Д.В., Карманов Е.Ю. Содержание химических элементов в волосах населения, проживающего в г. Армянск (Республика Крым) в период чрезвычайной экологической ситуации // Медицина экстремальных ситуаций. 2020. № 22(1). С. 49-60.

153. Радченко А.И. Содержание тяжелых металлов в средах и объектах эколого-геохимических зон Крыма // Пошукова та екологічна геохімія. 2006. № 5. С. 26-34.

154. Ревич Б.А. Мелкодисперсные взвешенные частицы в атмосферном воздухе и их воздействие на здоровье жителей мегаполисов // Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. 2018а. №3. С. 53–78.

155. Ревич Б.А. Приоритетные факторы городской среды, влияющие на качество жизни населения мегаполисов // Проблемы прогнозирования. 2018б. №3. С. 58–66.

156. Рубцов Н.И. Растительный мир Крыма. Научно-популярный очерк. Симферополь: Таврия, 1978. 128 с.

157. Рябинин А.И., Боброва С.А., Салтыкова Л.В., Данилова Е.А. Поступление химических элементов с атмосферными выпадениями в приморских районах Крыма в 2004–2008 годах // Морской гидрофизический журнал. 2011а. № 5. С. 30-39.

158. Рябинин А.И., Мальченко Ю.А., Боброва С.А., Смирнова Л.А. Химический состав атмосферных выпадений и аэрозолей в биосфере г. Севастополя и ЮБК по данным многоэлементного мониторинга // Системы контроля окружающей среды – 2016: Тезисы докладов Международной научно-технической конференции. Севастополь: Институт природно-технических систем, 2016. С. 16.

159. Рябинин А.И., Мальченко Ю.А., Салтыкова Л.В., Данилова Е.А., Боброва С.А. Изменчивость полей концентраций микроэлементов и стронция в морских водах у Южного берега Крыма в 2002–2007 годах // Морской гидрофизический журнал. 2011б. №2. С. 43-56.

160. Рябинин А.И., Смирнова Л.Л., Мальченко Ю.А., Данилова Е.А., Еркушов В.Ю., Богославец В.В. Исследование донных отложений в антропогенной зоне шельфа Южного берега Крыма // Труды Государственного океанографического института. 2015. № 216. С. 307-325.

161. Рябушко В.И., Козинцев А.Ф., Тоичкин А.М. Пространственное распределение мышьяка в прибрежье Крымского полуострова (Черное и Азовское моря) // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, геогр. 2020. № 4. С. 14-20.

162. Саэт Ю.Е. Вторичные геохимические ореолы при поисках рудных месторождений. М: Наука, 1982. 168 с.

163. Сапронова З.Д., Муровский С.П. Влияние объектов инфраструктуры автотранспорта на окружающую среду города // Строительство и техногенная безопасность. 2006. Вып. 15-16. С. 122-128.

164. Сарчук Е.В., Сосновских Я.И., Тимошенко А.Н. Аспекты влияния антропогенного загрязнения атмосферного воздуха на здоровье населения Республики Крым // Colloquium-journal. 2019. № 19. 6 с. doi: 10.24411/2520-6990-2019-10675

165. Селезнев А.А. Тяжелые металлы в поверхностном грязевом осадке города Екатеринбург // Известия Уральского государственного горного университета. 2018. Вып. 1 (49). С. 46-54.

166. Серета Л.О. Геоэкологическая оценка техногенного загрязнения почвенного покрова города Воронежа. Дис. ... канд. геогр. наук. Воронеж, 2017. 209 с.

167. Сигора Г.А., Ничкова Л.А., Хоменко Т.Ю. Эколого-экономический индекс как показатель безопасного устойчивого развития регионов // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2017. Т. 25. № 1. С. 88-96.
168. Смирнов В.О. Подходы к обоснованию развития системы мониторинга атмосферного воздуха в г. Симферополь // Геоэкология и природопользование: актуальные вопросы науки, практики и образования: материалы Всероссийской научно-практической юбилейной конференции (Симферополь, 17–20 октября 2018 г.). Симферополь: ИТ «АРИАЛ», 2018. С. 175-178.
169. Смирнова Л.Л., Рябинин А.И. Миграция микробиоты и химических элементов в составе аэрозолей, побережье г. Севастополя (Черное море) // Научно-исследовательские публикации. 2016. № 3 (35). С. 14-18.
170. Совга Е.Е., Пасынков А.А., Андреева О.А. Экологическое состояние прибрежно-морских районов Крыма // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. 2011. № 25-1. С. 169-180.
171. Соколова А.А. Геоэкологические проблемы Крыма // Материалы IX Международной научно-практической конференции «Экология и природопользование: прикладные аспекты». Уфа: Аэтерна, 2019. С. 150-153.
172. Соловьева О.В., Тихонова Е.А., Миронов О.А. Содержание нефтяных углеводородов в прибрежных водах Крымского полуострова // Ученые записки Крымского федерального университета имени В.И. Вернадского. Сер. биол., хим. 2017. Т. 3 (69). № 3. С. 147-155.
173. Сорокина О.И. Тяжелые металлы в ландшафтах г. Улан-Батора. Дис. ... канд. геогр. наук. М., 2013. 144 с.
174. Социально-экономический паспорт Алушты. Официальный сайт Муниципального образования «Городской округ Алушта», 2016. URL: <http://alushta-adm.ru/wp-content/uploads/2015/04/ПАСПОРТ-Алушты-1-кв-2016.pdf> (дата обращения: 09.03.2017).
175. Соцкова Л.М. Водный баланс и водные ресурсы // Трансформация структуры водного баланса в Крыму в XX веке – начале XXI века и ее оптимизация. Симферополь: Крымский научный центр, 2011. С. 46-62.
176. Старцев В.Ю., Акиншевич И.Ю., Дыленок И.Н., Джемилев Т.Р. Экологические и медицинские факторы роста заболеваемости уротелиальной карциномой у жителей Республики Крым // Профилактическая и клиническая медицина. 2020. № 1 (74). С. 5-11.
177. Страунинг Ю.А. Экологические и природно-ресурсные проблемы Крыма: криминологический аспект // Вестник Санкт-Петербургского университета Государственной противопожарной службы МЧС России. 2016. № 2. С. 108-113.
178. Строганова М.Н. Городские почвы: генезис, систематика и экологическое значение: Дисс. ... доктора биологических наук. М., 1998. 71 с.
179. Строганова М.Н., Агаркова М.Г. Городские почвы: опыт изучения и систематики (на примере юго-западной части г. Москвы) // Вестник Московского университета. Серия 17. 1992. № 7. С. 16-24.
180. Строганова М.Н., Мягкова А.Д., Прокофьева Т.В., Скворцова И.Н. Почвы Москвы и экология города. М.: ПАИМС, 1998. 166 с.
181. Сухачева Е.Ю., Ревина Я.С. Цифровая почвенная карта Южного берега Крыма // Почвоведение. 2020. № 4. С. 389-397.

182. Сычевский М.Е., Винник А.Л., Святюк Ю.В. Динамика содержания подвижных форм ряда тяжелых металлов в почвах Крыма под влиянием 45-летнего применения минеральных удобрений // *Агроекологічний журнал*. 2012. № 3. С. 111-114.
183. Тарасенко В.С. Устойчивый Крым. Водные ресурсы. Симферополь: Таврида, 2003. 413 с.
184. Тимофеев И.В., Рыжов А.В. Тяжелые металлы и металлоиды в системе «хвостохранилище - дорожная пыль – почва» в зоне влияния Джидинского W-Мо-комбината (Республика Бурятия) // *Вопросы Естествознания* 2018. № 4 (18). С. 81-87.
185. Тихонова Е.А., Котельянец Е.А., Волков Н.Г. Характеристика загрязнения донных отложений прибрежной акватории Севастополя на примере Стрелецкой бухты (Черное море) // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. 2018. № 1. С. 74-80.
186. Тихонова Е.А., Котельянец Е.А., Соловьева О.В. Оценка уровня загрязнения донных отложений крымского побережья Черного и Азовского морей // *Принципы экологии*. 2016. № 5. С. 56-70. doi: 10.15393/j1.art.2016.5283
187. Уфимцева М.Д., Терехина Н.В. Эколого-геохимическая оценка состояния почв исторического центра Санкт-Петербурга // *Вестник СПбГУ. Сер. 7, геол., геогр.* 2014. № 2. С. 122-136.
188. Уфимцева М.Д., Терехина Н.В., Абакумов Е.В. Физико-химическая характеристика урбаноземов Центрального района Санкт-Петербурга // *Вестник СПбГУ. Сер. 7, геол., геогр.* 2011. № 4. С. 85-97.
189. Фонова С.И. Научно-методический аппарат оценки геоэкологического риска загрязнения тяжелыми металлами в зоне автодорог первой категории. Дисс. ... к.г.н. Воронеж, 2017. 135 с.
190. Хаирова Э.А. Анализ современного состояния развития туризма Республики Крым // *Вестник Алтайской академии экономики и права*. 2020. № 10. С. 89-94.
191. Харламова М.Д., Шпакович А.В., Мазыгула Е.Д. Энергетический сектор полуострова Крым: проблемы, текущее положение и перспективы развития (ретроспективный анализ) // *Евразийский Союз Ученых (ЕСУ)*. 2015. № 4 (13). С. 140-146.
192. Цибарт А.С., Геннадиев А.Н. Полициклические ароматические углеводороды в почвах: источники, поведение, индикационное значение (обзор) // *Почвоведение*. 2013. № 7. С. 788-802.
193. Чекмарева Т.М., Сидорова М.А. Экологическая оценка антропогенной преобразованности ландшафтов пгт. Кача Севастопольского региона Крыма // *Збірник наукових праць СНУАЕтаП*. 2013. С. 107-113.
194. Шестаков И.Е., Еремченко О.З. Картографирование почвенного покрова городских территорий на примере г. Пермь // *Почвоведение*. 2014. № 1. С. 12-21.
195. Шибанов С.Э. Эколого-гигиенические проблемы курортов Крыма // *Крымский журнал экспериментальной и клинической медицины*. 2011. Т. 1. № 3-4. С. 132-134.
196. Щекатурина Т.Л., Осадчая Т.С., Кривошеева Л.В. Фоновые уровни загрязнения нефтепродуктами и бенз(а)пиреном шельфовой зоны Крыма (Черное море) // *Экология моря*. 2002. Вып. 59. С. 80-84.
197. Щекатурина Т.Л., Яковчук Ю.Н. Динамическое загрязнение воздушного бассейна Балаклавского района г. Севастополя // *Вестник МАНЭБ*. 2016. Т. 21. № 1. С. 9-13.
198. Экогеохимия городских ландшафтов / Под. ред. Н.С. Касимова. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1995. 336 с.

199. Экологический атлас России. М.: ООО «Феория», 2017. 510 с.
200. Экология Крыма / Под ред. Н.В. Багрова, В.А. Бокова. Симферополь: Крымучпедгиз, 2003. 358 с.
201. Эколого-географический атлас-монография Селенга-Байкал / Под ред. Н.С. Касимова / Н.С. Касимов, Н.Е. Кошелева, М.Ю. Лычагин и др. М.: Географический факультет МГУ, 2019. 288 с.
202. Электронный словарь «Латинские названия растений». URL: <http://www.cnsnb.ru/AKDiL/cards/default.shtm> (дата обращения: 25.05.2018).
203. Юдин В.В. Геологическая карта и разрезы Горного, Предгорного Крыма. М-б 1: 200 000. Крымская АН, «Союзкарта». Симферополь, 2009.
204. Янин Е.П. Введение в экологическую геохимию. М.: ИМГРЭ, 1999. 68 с.
205. Янин Е.П. Техногенные речные илы (условия формирования, вещественный состав, геохимические особенности). М.: НП «АРСО», 2018. 415 с.
206. Ясенева Е.В. Геоэкологическая обстановка урбанизированных территорий Крыма (на примере г. Севастополя): дисс. канд. геогр. наук: 25.00.23 / Ясенева Елена Владимировна. М., 2010. 200 с.
207. Ясенева Е.В. Особенности распространения загрязняющих веществ в атмосфере от стационарных источников в Севастополе // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, геогр. 2007. № 4. С. 65-68.
208. Ясенева Е.В. Состояние воздушного бассейна города Севастополя // Тр. междисциплинарной научно-практ. конф. «Феодосийские научные чтения». М.: ИО РАН, 2015. С. 127-130.
209. Ясенева Е.В., Евсеев А.В. Экологическое состояние г. Севастополя и здоровье населения // Экология урбанизированных территорий. 2006. № 2. С. 40-44.
210. Ясенева Е.В., Ясенева И.А. Особенности экологической составляющей устойчивого развития Крыма // ИнтерКарто. ИнтерГИС. 2018. Т. 24. № 1. С. 54-67.
211. Ясенева Е.В., Ясенева И.А. Содержание тяжелых металлов в почвах Севастополя // Использование и охрана природных ресурсов в России. 2019. № 2 (158). С. 34-37.
212. Ясенева Е.В., Ясенева И.А., Котельянец Е.А. Аккумуляция тяжелых металлов в почвах города Севастополя // Системы контроля окружающей среды – 2019: Тезисы докладов Международной научно-технической конференции. Севастополь: Институт природно-технических систем, 2019. С. 184.
213. Ясенева И.А., Переверзев П.В. Использование ГИС-технологий для геоэкологической оценки города Севастополя // Интерактивная наука. 2017. № 6 (16). С. 16-18. doi: 10.21661/г-451285.
214. Ясенева И.А., Ясенева Е.В. Заболеваемость детей как показатель экологической обстановки в Севастополе // ИнтерКарто. ИнтерГИС. Геоинформационное обеспечение устойчивого развития территорий: Материалы Междунар. конф. М: Издательство Московского университета, 2020. Т. 26. Ч. 3. С. 62-77. doi: 10.35595/2414-9179-2020-3-26-62-77.
215. Abdel-Latif N.M., Saleh I.A. Heavy metals contamination in roadside dust along major roads and correlation with urbanization activities in Cairo, Egypt // Journal of American Science. 2012. Vol. 8. P. 379-389.
216. Acosta J.A., Faz C.A., Arocena J.M., Debela F., Martinez-Martinez S. Distribution of metals in soil particle size fraction and its implication to risk assessment of playgrounds in Murcia City (Spain) // Geoderma. 2009. Vol. 149. P. 101-109. doi: 10.1016/j.geoderma.2008.11.034

217. Acosta J.A., Faz C.A., Kalbitz K., Jansen B., Martinez-Martinez S. Heavy metal concentrations in particle size fractions from street dust of Murcia (Spain) as the basis for risk assessment // *Journal of Environmental Monitoring*. 2011. Vol. 13. P. 3087-3096. doi: 10.1039/c1em10364d
218. Acosta J.A., Faz C.A., Martínez-Martínez S., Arocena J.M. Enrichment of metals in soils subjected to different land uses in a typical Mediterranean environment (Murcia City, southeast Spain) // *Applied Geochemistry*. 2011. Vol. 26. P. 405-414. doi: 10.1016/j.apgeochem.2011.01.023
219. Adachi K., Tainosho Y. Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust // *Environment International*. 2004. Vol. 30. P. 1009-1017.
220. Adamiec E. Chemical fractionation and mobility of traffic-related elements in road environments // *Environmental Geochemistry and Health*. 2017. Vol. 39. P. 1457-1468. doi: 10.1007/s10653-017-9983-9
221. *Aerosol chemical processes in the environment* / Ed. by K. R. Spurny. Boca Raton: CRC Press, 2000. 600 p.
222. Ajmone-Marsan F., Biasioli M., Kralj T., Grčman H., Davidson C.M., Hursthouse A.S., Madrid L., Rodrigues S. Metals in particle-size fractions of the soils of five European cities // *Environmental Pollution*. 2008. Vol. 152. P. 73-81.
223. Alves C.A., Evtugina 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 PM₁₀ from urban road dust // *Science of the Total Environment*. 2018. Vol. 634. P. 41–51. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.338
224. 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 // *Atmospheric Environment*. 2020. Vol. 224. Article ID: 117252. doi: 10.1016/j.atmosenv.2019.117252
225. Amato F., Cassee F.R., van der Gon H.A.C.D., Gehrig R., Gustafsson M., Hafner W., Harrison R.M., Jozwicka M., Kelly F.J., Moreno T., Prevot A.S.H, Schaap M., Sunyer J., Querol X. Urban air quality: The challenge of traffic non-exhaust emissions // *Journal of Hazardous Materials*. 2014. Vol. 275. P. 31-36. doi: 10.1016/j.jhazmat.2014.04.053
226. Amato F., Alastuey A., Karanasiou A., Lucarelli F., Nava S., Calzolari G., Severi M., Becagli S., Gianelle V.L., Colombi C., Alves C., Custodio D., Nunes T., Cerqueira M., Pio C., Eleftheriadis K., Diapouli E., Reche C., Minguillon M., Querol X. AIRUSE–LIFE+: A harmonized PM speciation and source apportionment in five southern European cities // *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2016. Vol. 16. P. 3289-3309. doi: 10.5194/acp-16-3289-2016
227. Amato F., Pandolfi M., Moreno T., Furger M., Pey J., Alastuey A., Bukowiecki N., Prevot A., Baltensperger U., Querol X. Sources and variability of inhalable road dust particles in three European cities // *Atmospheric Environment*. 2011. Vol. 45 (37). P. 6777-6787.
228. Amato F., Pandolfi M., Viana M., Querol X., Alastuey A., Moreno T. Spatial and chemical patterns of PM₁₀ in road dust deposited in urban environment // *Atmospheric Environment*. 2009. Vol. 43. P. 1650-1659. doi: 10.1016/j.atmosenv.2008.12.009
229. Audry S., Schäfer J., Blanc G., Bossy C., Lavaux G. Anthropogenic components of heavy metal (Cd, Zn, Cu, Pb) budgets in the Lot-Garonne fluvial system (France) // *Applied Geochemistry*. 2004. Vol. 19. Iss. 5. P. 769-786.
230. Azimi S., Rocher V., Muller M., Moilleron R., Thevenot D.R. Sources, distribution and variability of hydrocarbons and metals in atmospheric deposition in an urban area (Paris, France) // *Science of the Total Environment*. 2005. Vol. 337. P. 223-239.

231. Badami. M.G. Transport and urban air pollution in India // *Environmental Management*. 2005. Vol. 35. Iss. 2. P. 195-204.
232. Baldasano J., Valera E., Jimenez P. Air quality data from large cities // *Science of the Total Environment*. 2003. V. 307. P. 141-165.
233. Ballabio C., Panagos P., Lugato E., Huang J.+H, Orgiazzi A., Jones A, Fernandez-Ugalde O., Borrelli P., Montanarella L. Copper distribution in European topsoils: An assessment based on LUCAS soil survey // *Science of The Total Environment*. 2018. V. 636. P. 282-298.
234. Ballantine D.J., Walling D.E., Collins A.L., Leeks G.J.L. Phosphorus storage in fine channel bed sediments // *Water, Air and Soil Pollution: Focus*. 2006. Vol. 6. P. 7-16.
235. Belis C.A., Karagulian F., Larsen B.R., Hopke P.K. Critical review and meta-analysis of ambient particulate matter source apportionment using receptor models in Europe // *Atmospheric Environment*. 2013. Vol. 69. P. 94-108.
236. Bencharif-Madani F., Ali-Khodja H., Kemmouche A., Terrouche A., Lokorai K., Naidja L., Bouziane M. Mass concentrations, seasonal variations, chemical compositions and element sources of PM₁₀ at an urban site in Constantine, northeast Algeria // *Journal of Geochemical Exploration*. 2019. Vol. 206. Article ID: 106356. doi: 10.1016/j.gexplo.2019.106356
237. Birch G.F. Contaminated soil and sediments in a highly-developed catchment-estuary system (Sydney estuary, Australia): an innovative stormwater remediation strategy // *Journal of Soils and Sediments*. 2011. Vol. 11. Iss. 1. P. 194-208.
238. Birke M., Rauch U., Stummeyer J. Urban geochemistry of Berlin, Germany // *Mapping the chemical environment of urban areas* / Eds.: C. C. Jonhson, A. Demetriades, T. Locutura, R. T. Ottesen. Oxford: Wiley-Blackwell, 2011. P. 245-268.
239. Bourliva A., Kantiranis N., Papadopoulou L., Aidona E., Christophoridis C., Kollias P., Evgenakis M., Fytianos K. Seasonal and spatial variations of magnetic susceptibility and potentially toxic elements (PTEs) in road dusts of Thessaloniki city, Greece: A one-year monitoring period // *Science of The Total Environment*. 2018. V. 639. P. 417-427. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.170.
240. Chan C.K., Yao X. Air pollution in mega cities in China // *Atmospheric Environment*. Vol. 42. 2008. Iss. 1. P. 1-42. doi: 10.1016/j.atmosenv.2007.09.003
241. Charlesworth S., Lees J. Particulate-associated heavy metals in the urban environment: their transport from source to deposit, Coventry, UK // *Chemosphere*. 1999. Vol. 39. P. 833-848.
242. Charzyński P., Bednarek R., Hulisz P., Zawadzka A. Soil within Torun urban area // *Technogenic soils of Poland*. Toruń: Polish Society of Soil Science. 2013. P. 17-29.
243. Chen H., Teng Y., Lu S., Wang Y., Wang J. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China // *Science of The Total Environment*. 2015. V. 512-513. P. 143-153. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.01.025.
244. Chew I., Obbard J.P., Stanforth R.R. Microbial cellulose decomposition in soils from a rifle range contaminated with heavy metals // *Environmental Pollution*. 2001. Vol. 111. P. 367-375.
245. Christoforidis A., Stamatis N. Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala's region, Greece // *Geoderma*. 2009. Vol. 151. P. 257-263.
246. Chung M.K., Hu R., Cheung K.C., Wong M.H. Pollutants in Hong Kong soils: polycyclic aromatic hydrocarbons // *Chemosphere*. 2007. Vol. 67. P. 464-473.
247. Dai J., Li S., Zhang Y., Wang R., Yu Y. Distributions, sources and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in topsoil at Ji'nan city, China // *Environmental Monitoring and Assessment*. 2008. Vol. 147. P. 317-326. doi: 10.1007/s10661-007-0123-3
248. Davis S., Mirick D.K. Soil ingestion in children and adults in the same family // *Journal of*

Exposure Analysis and Environmental Epidemiology. 2006. Vol. 16. P. 63-75.

249. Dehghani S., Moore F., Keshavarzi B., Hale B.A. Health risk implications of potentially toxic metals in street dust and surface soil of Tehran, Iran // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2017. Vol. 136. P. 92-103. doi: 10.1016/j.ecoenv.2016.10.037

250. Demetriades A., Birke M. *Urban geochemical mapping manual: sampling, sample preparation, laboratory analysis, quality control check, statistical processing and map plotting*. Brussels: EuroGeoSurveys, 2015. 162 p.

251. Edesess M. *Roadside air pollution in Hong Kong: Why is it still so bad?* School of Energy and Environment. City University of Hong Kong. 2011. 19 p.

252. EEA (European Environment Agency) *air quality in Europe – 2011 Report*. EEA Technical Report No.12/2011, Copenhagen. 2011. P. 88

253. EEA (European Environment Agency) *air quality in Europe – 2013*. EEA Technical Reports 9/2013, Copenhagen. 2013. P. 122

254. Effland W.R., Pouyat R.V. *The genesis, classification, and mapping of soils in urban areas* // *Urban Ecosystems*. 1997. Vol. 1. P. 217-228.

255. *Emission standards. EU: cars and light trucks*. DieselNet. URL: <https://www.dieselnets.com/standards/eu/ld.php> (дата обращения: 10.11.2018).

256. Environmental Protection Agency. *Child-specific Exposure Factors Handbook*. National Center for Environmental Assessment, Washington, DC. EPA/600/P-00/002B. National Information Service, Springfield, VA. 2002.

257. 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. Vol. 210. P. 65-75. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.06.150

258. Evstafeva E., Baranovskaya N., Bogdanova A., Abialimov O., Macarova A., Evstafeva I., Yaseneva E. *Elemental composition of human hair in different territories of the Crimean peninsula* // *E3S Web of Conferences*. 2019. Vol. 98. Article ID: 02001. doi: 10.1051/e3sconf/20199802001

259. Evstafyeva E.V., Zalata O.A., Moskovchuk O.B., Slusarenko A.Ye., Evstafyeva I.A., Timchenko S.L., Moskovchuk K.M., Sologub N.A., Demchenko V.F., Negerish A.V., Baraban Ju.A., Tribat A.G., Perecotiy E.V., Chripunova L.D. *Heavy metals exposure on urbanized and industrial polluted territories and effects on functional state of systems of different cohorts of population in Crimean region of Ukraine* // *E3S Web of Conferences*. 2013. Vol. 1. Article ID: 21002. doi: 10.1051/e3sconf/20130121002

260. Evstafyeva H., Ovsyannikova N., Gluchenko I., Karpenko S. *Calculation and mapping of critical loads of heavy metals for agricultural areas in the Crimea* // *Forest Snow and Landscape Research*. 2006. Vol. 80. Iss. 3. P. 387-390.

261. Facchinelli A., Sacchi E., Mallen L. *Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils* // *Environmental Pollution*. 2001. Vol. 114. P. 313-324. doi: 10.1016/S0269-7491(00) 00243-8

262. Faure P., Landais P., Schlepp L., Michels R. *Evidence for diffuse contamination of river sediments by road asphalt particles* // *Environmental Science & Technology*. 2000. Vol. 34. P. 1174-1181.

263. 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. P. 1-7.

264. Fernandez P., Vilanova R.M., Martinez C., Appleby P., Grimalt J.O. *The historical record*

of atmospheric pyrolytic pollution over Europe registered in the sedimentary PAH from remote mountain lakes // *Environmental Science & Technology*. 2000. Vol. 34. P. 1906-1913.

265. Ferrara C., Salvati L., Tombolini I. An integrated evaluation of soil resource depletion from diachronic settlement maps and soil cartography in peri-urban Rome, Italy // *Geoderma*. 2014. Vol. 232-234. P. 394-405.

266. Franck-Neel C., Borst W., Diome C. Mapping the land use history for protection of soils in urban planning: what reliable scales in time and space? // *Journal of Soils and Sediments*. 2015. Vol. 15. P. 1687-1704. doi: 10.1007/s11368-014-1017-y

267. French D.D. Some effects of changing soil chemistry on decomposition of plant litters and cellulose on a Scottish moor // *Oecologia*. 1988. Vol. 75, Iss. 4. P. 608-618.

268. García-Ruiz J.M. Regüés D., Alvera B., Lana-Renault N., Serrano-Muela P., Nadal-Romero, E., Navas A., Latron J., Marti-Bono C., Arnáez J. Flood generation and sediment transport in experimental catchments affected by land use changes in the central Pyrenees // *Journal of Hydrology*. 2008. Vol. 356. No. 1-2. P. 245-260.

269. 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 // *Atmospheric Environment*. 2010. Vol. 44. P. 141-146.

270. Global Health Observatory. WHO (World Health Organization). URL: <http://gamapservr.who.int/mapLibrary/app/searchResults.aspx> (дата обращения: 15.05.2019).

271. Golokhvast K.S., Vitkina T.I., Gvozdenko T.A., Kolosov V.P., Yankova V.I., Kondratieva E.V., Gorkavaya A.V., Nazarenko A.V., Chaika V.V., Romanova T.Yu., Karabtsov A.A., Perelman Yu.M., Kiku P.F. Impact of atmospheric microparticles on the development of oxidative stress in healthy city industrial seaport residents // *Oxidative Medicine and Cellular Longevity*. 2015. Vol. 2015. P. 412173. doi: 10.1155/2015/412173

272. Grigoratos T., Martini G. Brake wear particle emissions: a review // *Environmental Science and Pollution Research*. 2015. V. 22. Iss. 4. P. 2491-2504.

273. Gulia S., Nagendra S., Khare M., Khanna I. Urban air quality management-A review // *Atmospheric Pollution Research*. 2015. Vol. 6. P. 286-304. doi: 10.5094/APR.2015.033

274. Gunawardana C., Goonetilleke A., Egodawatta P., Dawes L., Kokot S. Source characterisation of road dust based on chemical and mineralogical composition // *Chemosphere*. 2012. V. 87. Iss. 2. P. 163-170. doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.12.012.

275. Hagino H., Oyama M., Sasaki S. Laboratory testing of airborne brake wear particle emissions using a dynamometer system under urban city driving cycles // *Atmospheric Environment*. 2016. V. 131. P. 269–278.

276. Helgen S.O., Davis A. Quantifying metal contributions from multiple sources to the Clark Fork river, Montana, U.S.A. // *Journal of Environmental Forensics*. 2000. Vol. 1. P. 55-62.

277. Horowitz A.J., Stephens V.C. The effects of land use on fluvial sediment chemistry for the conterminous US - Results from the first cycle of the NAWQA Program: Trace and major elements, phosphorus, carbon, and sulfur // *Science of the Total Environment*. 2008. Vol. 400. No. 1-3. P. 290-314.

278. Hu X., Zhang Y., Luo J., Wang T., Lian H., Ding Z. Bioaccessibility and health risk of arsenic, mercury and other metals in urban street dusts from a mega-city, Nanjing, China // *Environmental Pollution*. 2011. V. 159. P. 1215–1221.

279. Hu Z., Gao S. Upper crustal abundances of trace elements: A revision and update // *Chemical Geology*. 2008. Vol. 253. P. 205-221.

280. Iijima A., Sato K., Yano K., Tago H., Kato M., Kimura H., Furuta N. Particle size and composition distribution analysis of automotive brake abrasion dusts for the evaluation of antimony sources of airborne particulate matter // *Atmospheric Environment*. 2007. Vol. 41. P. 4908-4919.
281. Jayarathne A., Egodawatta P., Ayoko G.A., Goonetilleke A. Geochemical phase and particle size relationships of metals in urban road dust // *Environmental Pollution*. 2017. Vol. 230. P. 218-226.
282. Karmacharya N., Shakya P.R. Heavy metals in bulk and particle size fractions from street dust of Kathmandu city as the possible basis for risk assessment // *Scientific World*. 2012. Vol. 10. P. 84-89.
283. Kasimov N.S., Kosheleva N.E., Nikiforova E.M., Vlasov D.V. Benzo[*a*]pyrene in urban environments of eastern Moscow: pollution levels and critical loads // *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2017. Vol. 17. P. 2217-2227. doi: 10.5194/acp-17-2217-2017
284. Kasimov N.S., Kosheleva N.E., Vlasov D.V., Nabelkina K.S., Ryzhov A.V. Physicochemical properties of road dust in Moscow // *Geography, Environment, Sustainability*. 2019. Vol. 12. N. 4. P. 96-113. doi: 10.24057/2071-9388-2019-55
285. Kasimov N.S., Vlasov D.V. Global and regional geochemical indexes of production of chemical elements // *Geography, Environment, Sustainability*. 2014. N 1. Vol. 7. P. 52-65.
286. 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 Climate*. 2020. Article ID: 100638. DOI: 10.1016/j.uclim.2020.100638
287. Khan R.K., Strand M.A. Road dust and its effect on human health: a literature review // *Epidemiology and Health*. 2018. Vol. 40. Article ID: e2018013. DOI: 10.4178/epih.e2018013
288. Kong S., Ji Y., Lu B., Chen L., Han B., Li Z., Bai Z. Characterization of PM10 source profiles for fugitive dust in Fushun – a city famous for coal // *Atmospheric Environment*. 2011. Vol. 45. P. 5351-5365. doi: 10.1016/j.atmosenv.2011.06.050
289. Kong S., Lu B., Ji Y., Zhao X., Bai Z., Xu Y., Liu Y., Jiang H. Risk assessment of heavy metals in road and soil dusts within PM2.5, PM10 and PM100 fractions in Dongying city, Shandong Province, China // *Journal of environmental monitoring*. 2012. V. 14. P. 791-803.
290. Konstantinova E., Minkina T., Konstantinov A., Sushkova S., Antonenko E., Kurasova A., Loiko S. Pollution status and human health risk assessment of potentially toxic elements and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dust of Tyumen city, Russia // *Environmental Geochemistry and Health*. 2020. doi: 10.1007/s10653-020-00692-2
291. Kosheleva N.E., Kasimov N.S., Vlasov D.V. Impact of geochemical barriers on the accumulation of heavy metals in urban soils // *Doklady Earth Sciences*. 2014. Vol. 458. Part 1. P. 1149-1153.
292. 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 // *Science of the Total Environment*. 2018. Vol. 636. P. 854-863.
293. Kowalkowski T., Zbytniewski R., Szpejna J., Buszewski B. Application of chemometrics in river water classification // *Water Research*. 2006. Vol. 40. P. 744-752.
294. 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. Vol. 261. Article ID: 127799. doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.127799
295. Kukutschova J., Moravec P., Tomašek V., Matejka V., Smolík J., Schwarz J., Seidlerova

J., Šafařova K., Filip P. On airborne nano/micro-sized wear particles released from low-metallic automotive brakes // *Environmental Pollution*. 2011. Iss. 4. P. 998-1006.

296. Ladonin D.V. Platinum-group elements in soils and street dust of the Southeastern Administrative district of Moscow // *Eurasian Soil Science*. 2018. Vol. 51(3). P. 268-276. doi: 10.1134/S1064229318030055

297. Ladonin D.V., Mikhaylova A.P. Heavy metals and arsenic in soils and street dust of the Southeastern administrative district of Moscow: long-term data // *Eurasian Soil Science*. 2020. Vol. 53 (11). P. 1635-1644. doi: 10.1134/S1064229320110095.

298. Lamprea K., Ruban V. Pollutant concentrations and fluxes in both stormwater and wastewater at the outlet of two urban watersheds in Nantes (France) // *Urban Water Journal*. 2011. Vol. 8. No 4. P. 219-231.

299. Landing W.M., Caffrey J.M., Nolek S.D., Gosnell K.J., Parker W.C. Atmospheric wet deposition of mercury and other trace elements in Pensacola, Florida // *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2010. Vol. 10. P. 4867-4877.

300. Lanzerstorfer C. Heavy metals in the finest size fractions of road-deposited sediments // *Environmental Pollution*. 2018. Vol. 239. P. 522–531. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.04.063

301. Lanzerstorfer C., Logiewa A. The upper size limit of the dust samples in road dust studies: benefits of a combined sieving and air classification sample preparation procedure // *Environmental Pollution*. 2019. Vol. 245. P. 1079–1085. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.10.131

302. Latter P.M., Harrison A.F. Decomposition of cellulose in relation to soil properties and plant growth. In: Cotton strip assay: an index of decomposition in soils, edited by A.F.Harrison, P.M. Latter & D.W.H. Walton. Grange-over-Sands: Institute of Terrestrial Ecology, 1988. P. 68-71.

303. Latter P.M., Howson G. The use of cotton strips to indicate cellulose decomposition in the field // *Pedobiologia*, 1977. Vol. 17. P. 145-155.

304. Lee P., You, Y., Yun S., Mayer B. Metal contamination and solid phase partitioning of metals in urban roadside sediments // *Chemosphere*. 2005. Vol. 60. P. 672-689.

305. Li L.Y., Hall K., Yuan Y., Mattu G., McCallum D., Chen M. Mobility and bioavailability of trace metals in the water-sediment system of the highly urbanized Brunette watershed // *Water, Air and Soil Pollution*. 2009. Vol. 197. P. 249-266.

306. 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. P. 63-79.

307. Liu E., Yan T., Birch G., Zhu Y. Pollution and health risk of potentially toxic metals in urban road dust in Nanjing, a mega-city of China // *Science of The Total Environment*. 2014. V. 476–477. P. 522-531. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.01.055.

308. Liu G., Wang J, Liu X, Liu X, Li X, Ren Y, Wang J, Dong L. Partitioning and geochemical fractions of heavy metals from geogenic and anthropogenic sources in various soil particle size fractions // *Geoderma*. 2018. Vol. 312. P. 104-113.

309. Liu L., Breitner S., Schneider A., Cyrus J., Irene Brüske I., Franck U., Schlink U., Leitte A.M., Herbarth O., Wiedensohler A., Wehner B., Pan X., Wichmann H-E., Peters A. Size-fractionated particulate air pollution and cardiovascular emergency room visits in Beijing, China // *Environmental Research*. 2013. V. 121. P. 52-63.

310. Luo X.-S., Yu S., Li X.-D. Distribution, availability, and sources of trace metals in different particle size fractions of urban soils in Hong Kong: Implications for assessing the risk to human health // *Environmental Pollution*. 2011. Vol. 159. P. 1317-1326.

311. Madrid F., Biasioli M., Ajmone–Marsan F. Availability and Bioaccessibility of Metals in Fine Particles of Some Urban Soils // Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 2008. Iss. 1. Vol. 55. P. 21-33.
312. Marcazzan G.M., Ceriani M., Valli G., Vecchi R. Source apportionment of PM10 and PM2.5 in Milan (Italy) using receptor modelling // Science of the Total Environment. 2003. Vol. 317. P. 137-147.
313. Marin C., Tudorache A., Moldovan O.T., Povara I., Rajka G. Assessing the contents of arsenic and of some heavy metals in surface flows and in the hyporheic zone of the Aries stream catchment area, Romania // Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences. 2010. Vol. 5. No 1. P. 13-24.
314. Men C., Liu R., Xu F., Wang Q., Guo L., Shen Z. Pollution characteristics, risk assessment, and source apportionment of heavy metals in road dust in Beijing, China // Science of The Total Environment. 2018. V. 612. P. 138-147. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.123.
315. Mihailović A., Budinski-Petković Lj, Popov S, Ninkov J, Vasin J, Ralević N.M., Vučinić Vasić M. Spatial distribution of metals in urban soil of Novi Sad, Serbia: GIS based approach // Journal of Geochemical Exploration. 2015. Vol. 150. P. 104-114. doi: 10.1016/j.gexplo.2014.12.017
316. Morillo E., Romero A.S., Maqueda C., Madrid L., Ajmone-Marsan F., Grcman H., Davidson C.M., Hursthouse A.S., Villaverde J. Soil pollution by PAHs in urban soils: a comparison of three European cities // Journal of Environmental Monitoring. 2007. Vol. 9. P. 1001-1008.
317. Moussiopoulos, N., Kalognomou, E.A., Douros, I., Samaras, Z., Giannouli, M., Mellios, G. Air pollution level at hotspot areas of selected European cities. Proceeding of 10th Conference on Harmonization within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes. 2015. P. 283-287.
318. Müller S., Wilcke W., Kanchanakool N., Zech W. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in particle-size separates of urban soils in Bangkok, Thailand // Soil Science. 2000. Vol. 165. P. 412-419.
319. Nam J.J., Thomas G.O., Jaward F.M., Steinnes E., Gustafsson O., Jones K.C. PAHs in background soils from Western Europe: influence of atmospheric deposition and soil organic matter // Chemosphere. 2008. Vol. 70. P. 1596-1602.
320. Nannoni F., Protano G. Chemical and biological methods to evaluate the availability of heavy metals in soils of the Siena urban area (Italy) // Science of The Total Environment, 2016. V. 568. P. 1-10. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.05.208.
321. National Emissions Inventory 2017. United States Environmental Protection Agency, 2017. URL: <https://www.epa.gov/air-emissions-inventories/2017-national-emissions-inventory-nei-data> (дата обращения: 15.05.2019).
322. Nazzal 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 // Environmental Monitoring and Assessment. 2013. V. 185. P. 1847-1858.
323. Niemiec M., Komorowska M., Szelağ-Sikora A., Sikora J., Kuzminova N. Content of Ba, B, Sr and As in water and fish larvae of the genus Atherinidae L. sampled in three bays in the Sevastopol coastal area // Journal of Elementology. 2018a. Vol. 23(3). P. 1009-1020. doi: 10.5601/jelem.2018.23.1.1456
324. Niemiec M., Szelağ-Sikora A., Kuzminova N., Komorowska M. Content of Ni, Pb and Zn, in selected elements of ecosystem in three bays in the area of Sevastopol // BIO Web of Conferences. 2018b. Vol. 10. Article ID: 01015. doi: 10.1051/bioconf/20181001015

325. Niemiec M., Wiśniowska-Kielian B., Arasimowicz M., Kuzminowa N. Assessment of the Black sea ecosystem pollution with copper and cadmium in selected bays of Sevastopol region // *Journal of Ecological Engineering*. 2015. Vol. 16. Iss. 5. P. 119-127. doi: 10.12911/22998993/60467
326. Olefeldt D., Persson A., Turetsky M.R. Influence of the permafrost boundary on dissolved organic matter characteristics in rivers within the Boreal and Taiga plains of western Canada // *Environmental Research Letters*. 2014. Vol. 9. No. 3. Article ID: 035005. 9 p.
327. Orekhova N.A., Ovsyany E.I., Gurov K.I., Popov M.A. Organic matter and grain-size distribution of the modern bottom sediments in the Balaklava bay (the Black sea) // *Physical oceanography*. 2018. Vol. 25. Iss. 6. P. 479-488.
328. Padoan E., Romè C., Ajmone-Marsan F. Bioaccessibility and size distribution of metals in road dust and roadside soils along a peri-urban transect // *Science of the Total Environment*. 2017. Vol. 601-602. P. 89-98. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.05.180
329. Pant P., Baker S.J., Shukla A., Maikawa C., Godri Pollitt K.J., Harrison R.M. The PM₁₀ fraction of road dust in the UK and India: Characterization, source profiles and oxidative potential // *Science of the Total Environment*. 2015. Vol. 530-531. P. 445-452.
330. Pant P., Harrison R.M. Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: A review // *Atmospheric Environment*. 2013. Vol. 77. P. 78-97. doi: 10.1016/j.atmosenv.2013.04.028
331. Papafilippaki A.K., Kotti M.E., Stavroulakis G.G. Seasonal variations in dissolved heavy metals in the Keritis river, Chania, Greece // *Global NEST Journal*. 2008. Vol. 10. No 3. P. 320-325.
332. Parrish D.D., Singh H.B., Molina L., Madronich S. Air quality progress in North American megacities: A review *Atmospheric Environment*. 2011. Vol. 45. P. 7015-7025.
333. Perricone G., Matejka V., Alemani M., Valota G., Bonfanti A., Ciotti A., Olofsson U., Söderberg A., Wahlström J., Nosko O., Straffelini G., Gialanella S., Ibrahim M. A concept for reducing PM₁₀ emissions for car brakes by 50% // *Wear*. 2018. V. 396-397. P. 135–145.
334. Pinxteren D., Mothes F., Spindler G., Fomba K. W., Herrmann H. Trans-boundary PM₁₀: Quantifying impact and sources during winter 2016/17 in eastern Germany // *Atmospheric Environment*. 2019. Vol. 200. P. 119-130.
335. Poletto C., Merten G.H., Minella J.P. The identification of sediment sources in a small urban watershed in southern Brazil: An application of sediment fingerprinting // *Environmental Technology*. 2009. Vol. 30. No 11. P. 1145-1153.
336. Prokof'eva 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 // *Journal of Soils and Sediments*. 2017. Vol. 17. P. 515-524. doi: 10.1007/s11368-016-1546-7
337. Qian J., Shan X., Wang Z., Tu Q. Distribution and plant availability of heavy metals in different particle-size fraction of soil // *Science of the Total Environment*. 1996. Vol. 187. P. 131-141.
338. Quiroz W., Cortes M., Astudillo F., Bravo M., Cereceda F., Vidal V., Lobos M.G. Antimony speciation in road dust and urban particulate matter in Valparaiso, Chile: analytical and environmental considerations // *Microchemical Journal*. 2013. Vol. 110. P. 266-272.
339. Ramírez O., Sánchez de la Campa A.M., Amato F., Catacolí R.A., Rojas N.Y., de la Rosa J. Chemical composition and source apportionment of PM₁₀ at an urban background site in a high-altitude Latin American megacity (Bogota, Colombia) // *Environmental Pollution*. 2018. Vol. 233. P. 142-155. doi : 10.1016/j.envpol.2017.10.045

340. Ramírez O., Sanchez 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 // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 652. P. 434-446.
341. Ravindra K., Sokhi R., van Grieken R. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation // *Atmospheric Environment*. 2008. Vol. 42. Iss. 13. P. 2895-2921. doi: 10.1016/j.atmosenv.2007.12.010
342. Rissler J., Swietlicki E., Bengtsson A., Boman C., Pagels J., Sandstrom T., Blomberg A., Londahl J. Experimental determination of deposition of diesel exhaust particles in the human respiratory tract // *Journal of Aerosol Science*. 2012. Vol. 48. P. 18-33.
343. Rossiter D.G. Urban soils in space and time: a review of mapping methods // *Book of abstracts of International soil science conference*. Germany: University of Ulm, 2013. P. 214-215.
344. Rudneva I.I., Boldyrev D.A., Skuratovskaya E.N., Zav'yalov A.V. Some trace metals pollution of Black sea Anchovy from Crimean coastal region (Black sea and Azov sea) // *Advances in Research*. 2015. Vol. 3(3). P. 341-349.
345. Rudnick R.L., Gao S. Composition of the continental crust // *Treatise on geochemistry*. Vol. 3. Elsevier Science, 2003. P. 1-64.
346. Ruyters S., Salaets P., Oorts K., Smolders E. Copper toxicity in soils under established vineyards in Europe: A survey // *Science of the Total Environment*. 2013. Vol. 443. P. 470-477.
347. Sanders P.G., Xu N., Dalka T.M., Maricq M.M. Airborne brake wear debris: size distributions, composition, and a comparison of dynamometer and vehicle tests // *Environmental Science and Technology*. 2003. Vol. 37. P. 4060-4069.
348. Seinfeld J., Pandis S. *Atmospheric chemistry and physics*. John Wiley & Sons Inc., 2006. 1248 p.
349. Seleznev A.A., Yarmoshenko I.V., Malinovsky G.P. Urban geochemical changes and pollution with potentially harmful elements in seven Russian cities // *Scientific Reports*. 2020. Vol. 10. Article ID: 1668. doi: 10.1038/s41598-020-58434-4
350. Shakya P., Karmacharya N., Kansakar S., Shakya R, Wagle K., Shrestha M. Determination of heavy metals in street dust from different types of land use of Kathmandu Valley, Nepal // *Journal of Chemical Sciences*. 2014. Vol. 4. P. 82-92.
351. Shelestov A., Kolotii A., Borisova T., Turos O., Milinevsky G., Gomilko I., Bulanay T., Fedorov O., Shumilo L., Pidgorodetska L., Kolos L., Borysov A., Pozdnyakova N., Chunikhin A., Dudarenko M., Petrosian A., Danylevsky V., Miatselskaya N., Choliy V. Essential variables for air quality estimation // *International Journal of Digital Earth*. 2020. Vol. 13. Iss. 2. P. 278-298, doi: 10.1080/17538947.2019.1620881
352. Smirnov V.O., Kozlova A.T. Discovering and assessing the ecological risks in the Crimea // *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*. 2019. Vol. 272. Article ID: 022092. doi: 10.1088/1755-1315/272/2/022092
353. Smirnova L.L., Riabinin A.I. Microbiological and elemental composition of aerosols falling on the Crimean coast of the Black Sea // *Paleontological Journal*. 2013. Vol. 47. P. 1198–1204. doi: 10.1134/S0031030113100109
354. Smith V.R., Stenkamp M., French D.D. Soil decomposition potential in relation to environmental factors on marion island (sub-antarctic) // *Soil Biology and Biochemistry*. 1993. Vol. 25. Iss. 11. P. 1619-1633.

355. Smyrnova L., Katunina E., Rjabinin A., Anninskaja I. The impact of atmospheric precipitation (rainfalls) on the sea-surface microlayer in the Sevastopol coastal waters (Crimea, The Black Sea) // *Ecologica Montenegrina*. 2017. Vol. 14. P. 30-38.
356. Stein E.D., Ackerman D. Dry weather water quality loadings in arid, urban watersheds of the Los Angeles basin, California, USA // *Journal of the American Water Resources Association*. 2007. Vol. 43. No 2. P. 398-413.
357. Sternbeck J., Sjodin A., Andreasson K. Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension—results from two tunnel studies // *Atmospheric Environment*. 2002. Vol. 36. P. 4735-4744. doi: 10.1016/S1352-2310(02)00561-7.
358. Stogiannidis E., Laane R. Source characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons by using their molecular indices: An overview of possibilities // *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 2015. Vol. 234. P. 49–133.
359. Sutherland R.A., Tack F.M.G., Ziegler A.D. Road-deposited sediments in an urban environment: A first look at sequentially extracted element loads in grain size fractions // *J. Hazardous Materials*. 2012. V. 225-226. P. 54-62.
360. Tager I.B. Health effects of aerosols: Mechanisms and epidemiology // *Aerosols Handbook: Measurement, dosimetry, and health effects* / Ed. by L.S. Ruzer, N.H. Harley. Boca Raton: CRC Press, 2005. P. 619-696.
361. Thevenot D.R., Moilleron R., Lestel L., Gromaire M.-C., Rocher V., Cambier P., Bonte P., Colin J.-L., de Ponteves C., Meybeck M. Critical budget of metal sources and pathways in the Seine River basin (1994-2003) for Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn // *Science of the Total Environment*. 2007. Vol. 375. P. 180-203.
362. Thorpe A., Harrison R.M. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review // *Science of the Total Environment*. 2008. Vol. 400. Iss. 1-3. P. 270-282. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.06.007
363. 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 // *Environmental International*. 2019. Vol. 128. P. 201–209. DOI: 10.1016/j.envint.2019.04.050
364. Trujillo-Gonzalez J.M., Torres-Mora M.A., Keesstra S., Brevik E.C., Jimenez-Ballesta R. Heavy metal accumulation related to population density in road dust samples taken from urban sites under different land uses // *Science of the Total Environment*. 2016. Vol. 553. P. 636-642.
365. United States Environmental Protection Agency, 2020. National Emissions Inventory 2017. Air Emissions Inventories. URL <https://www.epa.gov/air-emissions-inventories/2017-national-emissions-inventory-nei-data> (дата обращения: 21.03.2020)
366. US EPA (United States Environmental Protection Agency), 2012. URL: <https://www.epa.gov> (дата обращения: 15.05.2019).
367. Varrica D., Dongarra G., Sabatino G., Monna F. Inorganic geochemistry of roadway dust from the metropolitan area of Palermo, Italy // *Environmental Geology*. 2003. Vol. 44. P. 222-230.
368. Vetrova N., Ivanenko T., Mannanov E. The assessment of waters ecological state of the Crimea coastal near high-rise construction zones // *E3S Web of Conferences*. 2018. Vol. 33. Article ID: 02051. doi: 10.1051/e3sconf/20183302051
369. Vetrova N.M., Ivanenko T.A., Sadykova G.E., Sudjeva D.E. On the assessment of the environmental ecological state in coastal cities // *IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering*. 2020. Vol. 913. Article ID: 052035. doi: 10.1088/1757-899X/913/5/052035

370. Vlasov D., Kosheleva N., Kasimov N. Spatial distribution and sources of potentially toxic elements in road dust and its PM₁₀ fraction of Moscow megacity // *Science of The Total Environment*. 2021. Article ID: 143267. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.143267
371. Vystavna Y., Rushenko L., Diadin D., Klymenko O., Klymenko M. Trace metals in wine and vineyard environment in southern Ukraine // *Food Chemistry*. 2014. Vol. 146. P. 339-344.
372. Wang J., Pan Y., Tian S., Chen X., Wang L., Wang Y. Size distributions and health risks of particulate trace elements in rural areas in northeastern China // *Atmospheric Research*. 2016. Vol. 168. P.191-204.
373. Wang X.S., Qin Y., Chen, Y.K. Heavy metals in urban roadside soils, part 1: effect of particle size fractions on heavy metals partitioning // *Environmental Geology*. 2006. Iss. 7. Vol. 50. P. 1061-1066.
374. WHO (World Health Organization), 2014. URL: <https://www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/air-pollution/en> (дата обращения: 15.05.2019).
375. Wijaya A.R., Ouchi A.K., Tanaka K., Shinjo R., Ohde S. Metal contents and Pb isotopes in road-side dust and sediment of Japan // *Journal of Geochemical Exploration*. 2012. Vol. 118. P. 68-76. doi: 10.1016/j.gexplo.2012.04.009
376. Wiseman C.L.S., Zereini F., Püttmann W. Metal and metalloid accumulation in cultivated urban soils: A medium-term study of trends in Toronto, Canada // *Science of The Total Environment*. 2015. V. 538. P. 564-572. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.08.085.
377. Wynn-Williams D.D. Cotton strip decomposition in relation to environmental factors in the maritime Antarctic // *Cotton strip assay: an index of decomposition in soils* / Ed. by A.F. Harrison, P.M. Latter, D.W.H. Walton. Grange-over-Sands: Institute of Terrestrial Ecology, 1988. P. 126-133.
378. Xian G., Crane M., Su J. An analysis of urban development and its environmental impact on the Tampa Bay watershed // *Journal of Environmental Management*. 2007. Vol. 85. P. 965-976.
379. Yamamoto N., Takahashi Y., Yoshinaga J., Tanaka A., Shibata Y. Size distributions of soil particles adhered to children's hands // *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 2006. Vol. 151. P. 157-163.
380. Yan G., Mao L., Liu S., Mao Y., Ye H., Huang T., Li F., Chen L. Enrichment and sources of trace metals in roadside soils in Shanghai, China: A case study of two urban/rural roads // *Science of The Total Environment*. 2018. V. 631-632. P. 942-950. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.02.340.
381. Yang L., Zhu G., Pan H., Shi P., Li J., Liu Y., Tong H. Surface dust heavy metals in the major cities, China // *Environmental Earth Sciences*. 2017. Vol. 76. Iss. 757. P. 1-4.
382. Zhang J., Wu L., Zhang Y., Li F., Fang X., Mao H. Elemental composition and risk assessment of heavy metals in the PM₁₀ fractions of road dust and roadside soil // *Particuology*. 2019. Vol. 44. P. 146–152. DOI: 10.1016/j.partic.2018.09.003
383. Zhao H., Yin C., Chen M., Wang W. Risk assessment of heavy metals in street dust particles to a stream network // *Soil and Sediment Contamination*. 2009. Vol. 18. P. 173-183.
384. Zhu L., Huang X., Shi H., Cai X., Song Y. Transport pathways and potential sources of PM₁₀ in Beijing // *Atmospheric Environment*. 2011. Vol. 45. Iss. 3. P. 594–604.