

ОХРАНА И УЛУЧШЕНИЕ ГОРОДСКОЙ СРЕДЫ

DOI: 10.36535/0235-5019-2020-02-3

УДК 502/504 (1-21)

ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ И ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ГОРОДСКИХ ПОЧВ. АНАЛИТИЧЕСКИЙ ОБЗОР

К.Г.-м.н. **Е.П. Янин**

Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН, г. Москва
yanin@geokhi.ru

Интенсивность многолетнего техногенного воздействия и пространственная картина распространения загрязняющих веществ в городах особенно четко ус- танавливаются по химическому составу и геохимическим свойствам почв, яв- ляющихся относительно консервативным компонентом городских ландшафтов. В почвах формируются техногенные геохимические аномалии, характеризующие зоны техногенного загрязнения, где концентрации поллютантов нередко дости- гают опасных для живых организмов уровней. Почвы, являясь базовым компо- нентом городской экосистемы, одновременно играют роль потенциального вто- ричного источника загрязнения городской среды.

Введение

Город отличается от природных экосистем гораздо более интенсивным мета- болизмом на единицу площади, бoльшим притоком концентрированной энергии, поступающей главным образом в виде горючих ископаемых, бoльшими потреб- ностями в поступлении веществ извне (пища, вода, другие материалы), более мощным потоком отходов жизни, многие из которых намного токсичнее, чем естественное сырье, а также ярко выраженным разорванным циклом химических элементов. Именно в городе наиболее проявлен закон развития системы за счет окружающей среды. Именно город характеризуется ярким выражением двух яв- лений техногенеза: концентрированием значительных масс химических веществ и их рассеиванием. Именно для городских территорий типично явление, назван- ное В.А. Ковдой патологией почв [34]. Масштабы развития городских почв уже достаточно велики. Так, согласно классификации ФАО, имеется 4 основных кате- гории используемых земель: пашни, пастбища, леса и земли общего пользования (включая неиспользуемые земли в городах, бросовые земли и пустоши). Послед- няя категория охватывает около 1/3 земной поверхности, т. е. порядка 4373 млн. га, из которых более 3000 млн. га подвержены негативному воздействию различ- ных химических элементов и веществ [138]. В середине 1970-х гг. площадь миро- вых земель, занятых городами, оценивалась примерно в 150 млн. га [79]; в Герма- нии было застроено более 11% территории страны, в Великобритании – 12%, в Нидерландах – около 14%, в Дании – 5%, в Польше – 0,4 млн. га, в Аргентине – более 0,5 млн. га, в Австралии – 0,7 млн. га [3]. В США урбанизировано 14 млн.

га; по данным [132], городская Америка занимает 3% (240000 км²) территории страны, причем строительство и урбанизация дает ежегодный прирост в 4000 км².

Техногенные потоки вещества, образующиеся в городах, характеризуются высокими концентрациями многих химических элементов и их соединений, что обуславливает формирование специфических эколого-геохимических условий, неизвестных до недавнего времени в природе [64, 66, 90, 108, 111]. Во многом это проявляется в образовании в почвах техногенных геохимических аномалий, выраженных в виде взаимоувязанных в пространстве зон повышенных и очень высоких концентраций поллютантов, нередко достигающих уровней, опасных для человека. Городские почвы, являясь базовым компонентом городской экосистемы, выполняют также функцию своеобразного биогеохимического барьера на пути миграции загрязняющих вещества из атмосферы в грунтовые воды и поверхностные водоемы и одновременно играют роль потенциального вторичного источника загрязнения

1. Общая характеристика городских почв

Городские почвы стали объектом детальных научных и особенно прикладных исследований главным образом в конце 1960-х – начале 1970-х гг. Основные работы были посвящены оценке почв как индикаторов загрязнения атмосферного воздуха в городах, как своеобразного планшета, депонирующего поллютанты, а также установлению особенностей концентрирования и поведения различных загрязняющих веществ (особенно тяжелых металлов) в почвенном профиле [61, 68–72, 115, 116, 118, 119, 123, 126, 139, 137, 139]. Широкое развитие получило геохимическое картирование почвенного покрова городов для установления пространственной структуры техногенного загрязнения и выявления зон влияния конкретных источников воздействия [61–65, 68, 69, 127, 134].

В общем случае неблагоприятные воздействия на почву, свойственные городским поселениям, можно разделить на несколько типов: 1) физические – эрозия, переуплотнение корнеобитаемого слоя, захламенение поверхности, высокая каменистость, что проявляется в изменении гумусового горизонта, нарушении почвенного профиля, его оглеении; 2) биологические – нарушение оптимального соотношения и уменьшение видового разнообразия микрофлоры и почвенной мезофауны, загрязнение почвы патогенными микроорганизмами, ухудшение санитарно-эпидемиологических показателей; 3) химические – поступление и накопление различных поллютантов, изменение рН, уменьшение емкости поглощения, уменьшение содержания гумуса и рост количества техногенной органики. Для территорий городов свойственны такие явления, как увеличение так называемой «запечатанности» почвенного покрова, засыпка или срезание верхнего горизонта и т. д. В конечном счете в городах формируются искусственные почвоподобные тела, для которых характерен верхний слой, созданный человеком (мощностью до 50 см и больше). Считается, что главными диагностическими признаками городских почв являются: сдвиг рН в щелочную сторону, обогащенность основными элементами питания, повышенная плотность, каменистость, специфический водный, газовый и температурный режимы, что приводит к нарушению многих экологических функций, выполняемых почвой в природных экосистемах.

Техногенез справедливо рассматривается как ведущий фактор почвообразования [15]. Техногенно трансформированные почвы уже настолько широко распространены, а изменения их часто так существенны, что возникло представление о

специфическом почвообразовании – технопедогенезе, т. е. почвообразовательном процессе, особенности которого в той или иной мере предопределены техногенными факторами (действующими или действовавшими) [18]. Особенно интенсивно технопедогенез проявлен в городах и городских агломерациях. В настоящее время здесь на фоне различных строений и сооружений, асфальтированных автострад, улиц и площадей распространены не только естественные, но и различные по степени техногенной трансформации преобразованные почвы и искусственно созданные почвоподобные образования, в ряде классификаций получившие название – в зависимости от происхождения и свойств – антропоземов, техноземов, культуроземов, урбаноземов [23, 33, 39, 82]. Авторы [13] предлагают различать четыре основных сообщества почв: 1) природные почвы; 2) техногенно-природные почвы; 3) природно-техногенные почвы; 4) техноземы. Примерами техноземов (полностью техногенных почв) служат искусственные почво-грунты, грунто-смеси на территории промышленных предприятий, шахт, рудников и т. п. Остальные группы почв отражают большую (природно-техногенные) или меньшую (техногенно-природные) степень преобразования их исходных типов техногенными процессами. Существуют более детальные систематики техногенных (антропогенных) почв, в которых присутствуют не только почвы (естественные, антропогенно-измененные, антропогенно-созданные), но и непочвенные поверхностные образования (как естественного, так и искусственного происхождения) [54]. В англоязычной литературе техногенные почвы часто именуется антропоосолями, или антросолями, т. е. почвами, исходные свойства которых претерпели глубокие изменения в результате деятельности человека [41]. Особую разновидность представляют собой городские почвы под асфальтобетонными покрытиями, присутствующие в ряде европейских и североамериканских классификациях под названием *sealed soil* («запечатанные почвы, почвы закрытых поверхностей») [57]. Как правило, такие почвы характеризуются меньшим уровнем загрязнения и очень специфичным режимом. Считается, что они выполняют функцию сохранения информации о развитии природной среды и истории ее изменения человеком, поскольку в них разнородность культурного слоя проявляется более отчетливо, тогда как в «открытых» почвах различия нивелируются за счет более активного перераспределения химических веществ. В частности, запечатанность почв в пределах Садового кольца Москвы достигает 80–90% площади, территорий промзон – до 80%. Почвы под жилой застройкой различаются по степени запечатанности от 20 до 70% [86].

В литературе справедливо подчеркивается, что, с одной стороны, существующие классификации естественных почв практически неприменимы для анализа их городских аналогов; с другой – отмечается, что городские почвы (как реальное геологическое тело) изучены еще недостаточно полно, их систематика находится в стадии становления, а дальнейшее развитие системы их классификации требует проведения разнообразных по содержанию исследований [53, 58, 80, 130]. Судя по всему, основным отличием городских почв от почв характерных для данной природной зоны является наличие почвенного горизонта «урбик» (от латинских слов *urbus, urbanus* – город), представляющего собой поверхностный насыпной, перемешанный горизонт, часть культурного слоя с примесью урбантропогенных включений (строительно-бытового мусора, промышленных отходов). Его верхняя часть более или менее прогумусирована в зависимости от функциональной принадлежности территория (промышленная зона, жилые зоны, парки и скверы) и возраста. К отличительным характеристикам такого антропогенно созданного

горизонта относятся: повышенное содержание фосфора и других питательных элементов, присутствие большого количества карбонатов, местами признаки засоления, высокое содержание микроэлементов, иначе называемых тяжелые металлы, повышенная уплотненность. В горизонт урбик вошел также материал природных почв.

К настоящему времени установлено, что городские почвы обладают специфическими морфологическими, литологическими, физико-химическими, геохимическими и биологическими свойствами, отличаются своеобразием поведения многих химических элементов и их соединений, с этой точки зрения отличаясь от своих зональных (естественных) аналогов. В большинстве случаев городские почвы характеризуются увеличением уплотнения, объемной массы, содержания тонкодисперсных (глинистых) фракций и гумуса (в составе которого, как правило, преобладают гуминовые кислоты, способные, как известно, формировать с металлами более устойчивые комплексы, нежели фульвокислоты), а также органики техногенного происхождения (битумно-асфальтовые смеси, сажа и т. д.); в почвах наблюдаются заметные изменения каталазной активности и структуры почвенных горизонтов в сторону слоистости, происходит активное формирование, в одних случаях, крупнопластинчатых отдельных, в других – пылеватых агрегатов [5, 6, 19, 21, 49, 59, 74, 85]. Массовое применение в городах противогололедных солей приводит к засолению почв, которые в отдельных случаях переходят даже в категорию солончаковых [5, 48, 83]. Металлы способствуют значимому снижению электрокинетического потенциала илистой фракции почв по сравнению с контролем и взаимодействуют в основном с органическим веществом почв [81]. Загрязненные почво-грунты характеризуются специфическими физическими (плотность, электрические свойства, диэлектрические свойства, теплофизические свойства, магнитные свойства, фильтрационные свойства), физико-химическими (растворимость поллютантов, электроповерхностные свойства, сорбционная способность, диффузионные свойства, лиофильность, лиофобность, капиллярные свойства, коррозионные свойства, набухаемость) и физико-механическими (деформируемость, прочность, реологические свойства) свойствами [36]. В городских грунтах в условиях техногенеза формируются аномальные агрессивные среды по отношению к различным железобетонным и чугунным конструкциям [44]. Наиболее глубоко преобразованные или полностью искусственные городские почвы состоят из гетерогенной смеси собственно почвенных и непочвенных материалов [130]. В определенных условиях в городских почвах формируется сероводородная среда, где многие металлы образуют сульфиды [59]. Почвы придорожных городских газонов характеризуются повышенным количеством пылеватых частиц, высокой емкостью поглощения, преобладанием в составе обменных катионов кальция [40], а почвы вблизи мусоросборников, на территории дворов, в местах выгула домашних животных загрязнены возбудителями кишечных паразитных заболеваний [60]. Культурные слои и почвогрунты городов характеризуются специфическими петрографическими и минералогическими свойствами [29–31]. В них присутствуют различные аутигенные минералы – карбонаты (кальцит), фосфаты железа (вивианит и его модификации – керченит и боспорит), кальциевые фосфаты (курскит, подолит), сульфиды (пирит и марказит), кристаллические формы окислов и гидроокислов железа (гетит, гидрогетит, гематит, лепидокрокит и др.). Подавляющее большинство минералов имеет хорошо выраженный кристаллический габитус, что свидетельствует о благоприятных условиях для образования.

Загрязнение почвы тяжелыми металлами способствует изменению условий развития почвенных микроорганизмов. Это приводит не только к снижению общей численности последних, но и к нарушению гомеостаза структуры микробных сообществ, к сужению биологического разнообразия почвенных микроорганизмов, которое в значительной мере определяет стабильность данной экосистемы [84]. Все это, в конечном счете, снижает самоочищающую способность почв и увеличивает их экотоксичность. Известно, что почвенная биота оказывает значимое влияние на процессы миграции и трансформации металлов и особенно органических поллютантов в почвах. Наиболее чувствительны к воздействию тяжелых металлов азотфиксирующие и нитрифицирующие бактерии, целлюлозолитические бактерии, цианобактерии. Интенсивное накопление металлов в почвах вызывает сильное изменение структуры комплекса микроскопических грибов, вплоть до появления видов, не типичных для фоновых почв данного природного региона [43]. Видовое разнообразие уменьшается обычно за счет редко встречающихся видов грибов. При этом виды, характерные для сильно загрязненных (дерново-подзолистых) почв, обладали высокой фитотоксической активностью. В то же время определенные виды микроскопических грибов очень устойчивы к воздействию тяжелых металлов [22, 46].

2. Химический состав городских почв и особенности его формирования

Существенная доля загрязняющих веществ поступает в атмосферу городов в составе выбросов различных предприятий и автотранспорта, а также в составе различных твердых отходов. Особенно важную роль играет поступление поллютантов в составе промышленной пыли [94, 104, 107, 113] (табл. 1, рис. 1). Некоторые химические элементы поступают в атмосферу в газообразном состоянии.

Распространение поллютантов в атмосфере от источника их поставки по направлению ветра является начальным этапом процесса загрязнения атмосферного воздуха. По мнению Э. Робинсона [25], существует несколько стадий развития данного процесса, которые совместно составляют атмосферный цикл. С этой точки зрения, считает автор цитируемой работы, важными являются следующие явления:

1) начальное разбавление загрязняющих веществ во время их подъема в слой воздуха, в котором осуществляется их адвекция, что в существенной мере зависит от характеристик источника эмиссии;

2) разбавление за счет процессов турбулентной диффузии при переносе непосредственно в районе расположения источника;

3) дальний перенос поллютантов от источника в массе воздуха и разбавление воздушной массы за счет процессов турбулентной диффузии и эффектов ветрового сдвига между слоями загрязненного воздуха;

4) реакции загрязняющих веществ в атмосфере, приводящие к образованию вторичного загрязнения и увеличению концентрации поллютантов в атмосфере;

5) процессы выведения загрязняющих веществ из атмосферы, приводящие к ускорению образования атмосферных осадков, химические реакции в атмосферных каплях, механизмы поступления (осаждения) поллютантов на подстилающую поверхность;

6) сухое выпадение, химическая трансформация поллютантов во время их переноса к поверхности Земли.

**Геохимические ассоциации в пыли электротехнических предприятий
г. Саранска [91, 94, 104]**

Завод	Пыль*	Порядок значений коэффициентов концентрации относительно содержания в фоновых почвах					
		> 300	300–100	100–30	30–10	10–3	3–1,5
Электроламповый	1	Sb-Cd	Hg-W	Pb-Sn-Ba-As	Zn-Mo-Cu-Sr-Ge	Mn-Cr-Ag	Co-B-V-Ni
	2	–	–	Pb	Hg	Zn-Cd-Cu	–
	3	Cd	Pb-Cu	Hg	Zn	Mn	–
Специальных источников света и электростекла	1	Cu	B-Ag	Pb-Zn-	Sb-W-Bi-Cr	Ni-Cd-Mo-Co-Hg-Mn-	Ge-V-Sn-Ti-
	2	Cu	Ag-Pb	Cr-Zn	Sb-Ba-Mo-Ni	Hg-Cd-Co-W-Sn-Mn	B-V-Ge-Ti-Sr
	3	Pb	-	W	Sb-Bi	Zn-Hg-B-Cu-Ga-Co-Ag-V	Mo-Sn-Ni-Ti-Cr
Электровыпрямитель	1	–	–	Cd-Mo-Cu	Cr-Pb-Co-Ni	Ag-Zn	Mn
	3	–	–	Pb-Mo-Zn-Cd	–	Cu-Cr-Fe	Co
Силовой электроники	1	Cd	–	Pb-Mo	–	Cr-Cu-Zn-Ag	Co
	3	Ag	Mo	Cd-Zn-Pb	Cu	Cr-Fe	Co
Силовых преобразователей	1	–	–	Cu	Cd-Ag	Zn-Ni-Co-Mo-Cr-Mn	Pb
	3	–	–	Cd-Pb	–	Zn	Cu-Fe-Cr
Кабельный	2	Cu-Sn	Pb-Sb-Cd	Zn	Ag-Bi-W	Mo-Hg-Cr-Ni	Ba
	3	–	Cu-W-Pb-Sn	Sb	Bi-Zn-Ag	Mo-Hg	Co-Cr-Ba

* 1 – технологическая, 2 – вентиляционная, 3 – пылесметы из рабочих помещений.

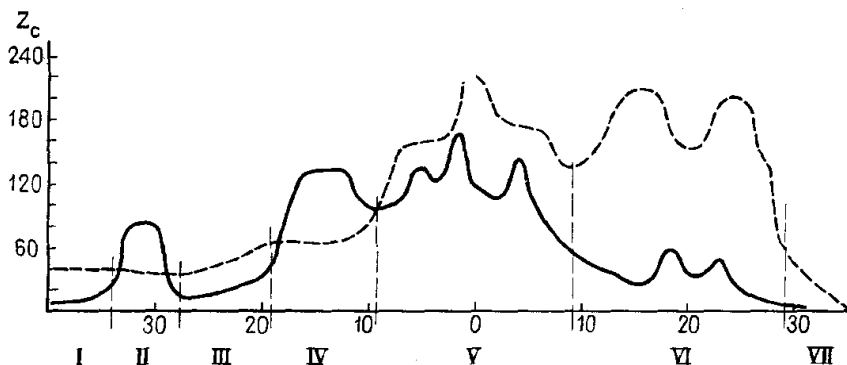


Рис. 1. Характерный геохимический профиль через крупную урбанизированную территорию [66]: I, III, VII – фоновые территории; II – освоенная свалка; IV – промышленный район; V – давно сложившийся промышленный район; VI – новый промышленный район; Z_c – суммарный показатель загрязнения: сплошная линия – распределение его значений в выпадениях из атмосферы, пунктир – то же в почвах.

В общем случае поступление, перенос, время пребывания и особенности осаждения пыли в атмосфере в значительной степени зависят от размеров и плотности ее частиц, способов их поступления в среду обитания (в том числе, от высоты заводских труб), а также от скорости и характера перемещения воздушных потоков (воздушной циркуляции). Важную роль в распространении поллютантов в атмосферном воздухе играют физические характеристики источника их поставки. Любое промышленное предприятие с этой точки зрения может рассматриваться в качестве точечного источника загрязнения. В данном случае существуют две проблемы, обусловленные особенностями промышленной зоны [25]: 1) низкая скорость эмиссии поллютантов может привести к опусканию выброса (факела) за трубой, что в существенной мере связано с образованием воздушных вихрей и формированием турбулентности; 2) малая высота трубы или опускание факела может приводить к тому, что поллютанты будут циркулировать в воздушных вихрях с подветренной стороны зданий и определять относительно высокие концентрации у земной поверхности. Таким образом, размеры зон загрязнения определяются концентрацией твердых частиц в выбросах и высотой заводских труб. Естественно, что наиболее высокой реакционной способностью в атмосфере обладают разнообразные газы (диоксид серы, оксиды азота, некоторые соединения фтора, углеводороды). Мелкодисперсные пылевые частицы обычно характеризуются как более консервативные. Тем не менее химические реакции, протекающие в атмосфере, оказывают активное влияние и на физико-химическое преобразование пыли. Многие поллютанты способны растворяться в облачных каплях в процессе образования облаков (так называемое облачное вымывание, которое наиболее эффективно при дальнем переносе загрязняющих веществ, когда они могут попадать в высокие слои атмосферы [25]). Твердые вещества (пыль и аэрозоли твердых частиц), содержащие металлы, выводятся из атмосферы путем мокрого или сухого (гравитационная седиментация) осаждения, в результате диффузии и при налипании на различные предметы. Другим типом выведения поллютантов из атмосферы является процесс подоблачного вымывания, при котором дождевые капли захватывают и сосаждают поллютанты на подстилающую поверхность [120]. Значительное количество пыли (и связанных с ней поллютантов) сосаждается со снегом, формируя в снежном покрове техногенные геохимические аномалии [61, 66].

Для поведения многих загрязняющих веществ в атмосфере важную роль играют процессы образования ядер конденсации. Как правило, в городах в утренние и дневные часы наблюдается усиление деятельности местных ядрообразующих процессов, что ведет к увеличению в воздухе концентрации ядер [20]. Однако одновременно усиливающийся турбулентный обмен вызывает перенос ядер в более высокие слои атмосферы, в связи с чем рост числа ядер в приземном слое воздуха замедляется, достигает максимума (утреннего) и затем переходит в падение; минимум числа ядер имеет место около 16 час., когда интенсивность турбулентного обмена максимальна. Ослабление обмена к концу второй половины дня приводит к скоплению ядер конденсации в приземном слое воздуха, обуславливающему вечерний максимум в суточном ходе их количества. Ночной минимум связан, по-видимому, с общим ослаблением местных ядрообразующих процессов в это время. В солнечные дни абсолютное число ядер конденсации оказывается существенно большим, чем в пасмурные дни.

Скорость и дальность переноса частиц пыли, несущих тяжелые металлы, в значительной степени обуславливаются характером турбулентности воздуха и существующего во время эмиссии поллютантов ветрового поля (его стратифика-

ция и т. п.). В общем случае размеры формирующихся в атмосферном воздухе и в почвах зон техногенного загрязнения определяются как концентрацией твердых части в промышленных выбросах, так и высотой заводских труб. По данным [25], максимальная концентрация поллютантов (речь идет, как правило, о газовой составляющей) в выбросах достигается обычно на расстоянии от источника, которое в 5–20 раз превышает высоту трубы.

При выходе промышленных пылевых выбросов в атмосферу начинается их сепарация, когда более крупные и тяжелые частицы пыли осаждаются вблизи источника. Распределение частиц по размеру и удельной массе нередко означает также и их сепарацию по химическому составу. Обычно частицы диаметром более 20 мкм достаточно быстро выпадают из атмосферы на подстилающую поверхность. Их осаждение происходит гравиметрически и описывается законом Стокса. Как правило, такие частицы, поступающие в атмосферу из различных источников, оседают в течение нескольких часов или суток, но за это время они могут перенестись на значительные расстояния. Частицы, средний диаметр которых равен 10–20 мкм, обычно остаются в атмосфере 1–2 дня перед тем, как поступить на подстилающую поверхность в виде сухих выпадений или с атмосферными осадками. В тропосфере они способны находиться до 5 дней и за это время могут под действием ветра переместиться на 300–350 км [26]. Частицы размером от 1 до 10 мкм, как правило, остаются во взвешенном состоянии в течение нескольких суток. Частицы размером менее 1 мкм в диаметре довольно сходны в своем поведении с газами и в значительно меньшей степени подвержены действию атмосферных осадков; время их пребывания в нижних слоях атмосферы обычно составляет 10–20 дней, а в стратосфере от 1 до 5 лет – достаточно долго, чтобы мигрировать на значительные расстояния, претерпевая определенную модификацию. Значение диаметра в 0,1 мкм является пределом, ниже которого осаждение невозможно из-за броуновского движения (его скорость же превышает скорость осаждения). Тем не менее такие частицы оказываются в почве благодаря атмосферным осадкам и электростатическим явлениям, которые при определенных условиях приводят к их укрупнению. Судя по всему, наиболее существенным для тонких частиц являются процессы сухого выпадения, которые определяются коэффициентом выпадения. Он еще называется скоростью осаждения и представляет собой отношение направленного к земной поверхности потока поллютанта к концентрации последнего в пограничном слое атмосферы, непосредственно над подстилающей поверхностью [120]. Сухое осаждение происходит главным образом вследствие того, что в непосредственной близости к поверхности находится тонкий слой воздуха толщиной 10–100 мкм, который практически неподвижен. Проникающие в него частицы вследствие броуновского движения входят в непосредственный контакт и взаимодействие с подстилающей поверхностью (почвой, растительностью и т. д.) и в результате разнообразных процессов (химических реакций, физической или химической сорбции, гравиметрического осаждения, налипания на твердые предметы) выводятся из указанного пограничного слоя. Моделирование процессов переноса почвенного аэрозоля в конвективном пограничном слое атмосфере показывает, что его перенос в приземном слое атмосферного воздуха в существенной мере определяется процессом сальтации [42].

Необходимо отметить, что в ходе многих производственных процессов создаются такие скорости перемещения воздуха, при которых в движение приходят частицы, обладающими существенными диаметрами. К тому же, в более плотной атмосфере с развитой турбулентностью частицы крупнее 40–60 мкм обычно ведут себя как типичные аэрозольные [55], которые независимо от происхождения

имеют достаточно высокую скорость оседания [7]. Возможно, что именно с ними в значительной мере и связано формирование техногенных геохимических аномалий в почвах промышленных зон.

Результаты двухлетних исследований процессов сухих и влажных осадений в районе известного металлургического комплекса в Садбери (Канада) показали, что большая часть твердых частиц вымывается из шлейфа выбросов дождем и снегом в радиусе 40 км [121, 122]. Выбросы предприятия обуславливали в среднем 70% общих влажных осадений меди и никеля на удалении до 40 км и менее 20% осадения других металлов. Сухое осаждение мало влияло на выведение поллютантов из атмосферного воздуха. В другом исследовании установлено, что не менее 30% пыли, выбрасываемой металлургическим заводом, осаждалось на его территории [37]. По данным [45], в радиусе 1 км от источника загрязнения на почву выпадает 1–3% тяжелых металлов от их общего количества в выбросах. Доля осевшего на почву цинка в радиусе 10 км от цинкоплавильного завода не превышала 10% от его содержания в выбросах, т. е. основной поток металлов активно рассеивается в атмосфере.

Как правило, промышленная пыль обогащена Fe, Ca, Mg и K (табл. 2). По данным [59], промышленная пыль, выпадающая на подстилающую поверхность в г. Ярославле, характеризовалась следующим усредненным составом: CaO – 37,5%, SiO₂ – 26,0, Fe₂O₃ – 14,3, K₂O – 10,8, MgO – 3,5%. В промышленной пыли Коммунарского металлургического комплекса (г. Луганск), содержания которой в воздухе в зависимости от удаленности от последнего составляли от 2,5 до 1,5 мг/м³, присутствовали оксиды железа, марганца, алюминия, кальция, магния, содержащая примеси свинца, цинка, меди и других металлов [1]. Поступление в городскую среду такой пыли, с одной стороны, способствует ожелезнению городских почв, практически не влияющего на щелочно-кислотные и окислительно-восстановительные условия миграции химических элементов; с другой – приводит к карбонатизации почв, к увеличению их щелочности, насыщению поглощающего комплекса основаниями, изменению буферности, увеличению поглотительной способности, к связыванию металлов в карбонаты и, в конечном счете, снижению их подвижности [16, 17, 85].

Таблица 2

Макрокомпоненты в пылевых выбросах заводов г. Саранска, % [107]

Завод, предприятие	Fe	CaO	MgO
Инструментальный	56,40	10,10	0,89
Тепловозоремонтный	38,00	4,97	0,73
Авторемонтный	30,30	–	–
Литейный	12,72	0,99	0,44
Механический	12,86	2,83	2,35
Автосамосвалов	10,41	7,75	1,18
Типография	5,52	–	–
Керамический	3,72	–	–
Биохимик	3,70	–	–
Крупнопанельного домостроения	3,63	21,28	2,84
Теплоизоляционных материалов	3,48	17,03	9,45
Электроламповый	3,36	7,95	2,27
Фоновые почвы Мордовии	4,00	0,47	0,70

Почвы городов характеризуется своеобразным и неоднородным в пространстве химическим составом, что относительно редко наблюдается в пределах таких же по площади природных территорий (табл. 3, 4). Они часто содержат большое количество обменных катионов, среди которых преобладает кальций, и характеризуются высокой обогащенностью элементами питания растений (подвижными фосфором и калием). Существование в городах почв, развитых на привнесенных композитных материалах, еще более увеличивает пространственную гетерогенность почвенного покрова городских поселений [124]. В районах с существованием сезонов с устойчивым снежным покровом, последний по отношению к почве является своего рода промежуточной депонирующей средой и играет важную роль в трансформации форм нахождения химических элементов в поступающей пыли и в перераспределении поллютантов в период снеготаяния.

Таблица 3

**Валовый химический состав верхнего слоя почв
в окрестностях г. Темиртау, % [107]**

Компонент	Жилой район города в зоне влияния		Территория химического завода			Орошаемые почвы		Фоновые почвы
	Химического завода	Металлургического завода	Юг	Центр	Север	I	II	
SiO ₂	55,08	54,00	73,61	56,60	49,36	64,55	58,82	56,73
TiO ₂	0,34	0,54	0,28	0,39	0,61	0,59	0,66	0,66
Al ₂ O ₃	7,40	10,00	7,44	8,00	9,57	12,17	11,65	13,00
Fe ₂ O ₃	0,87	4,10	1,46	2,33	3,18	3,98	4,83	4,06
FeO	2,37	1,44	2,16	0,86	1,51	1,44	1,22	1,80
MnO	0,09	0,12	0,09	0,10	0,12	0,11	0,18	0,16
CaO	12,46	6,54	3,86	11,55	8,36	1,52	1,98	3,65
MgO	0,90	1,90	0,80	1,00	1,40	1,70	1,80	2,30
Na ₂ O	1,20	1,20	1,35	1,10	1,05	1,40	1,45	1,00
K ₂ O	1,70	1,95	1,70	1,80	1,95	2,50	2,40	2,35
P ₂ O ₅	0,13	0,17	0,17	0,13	0,15	0,14	0,33	0,11
H ₂ O	0,60	3,04	0,84	1,42	2,60	2,06	2,38	3,58
S	0,12	0,57	0,18	0,20	0,20	0,10	0,12	0,10
ППП	16,86	15,00	5,50	14,13	20,16	7,75	11,66	11,50
CO ₂	8,58	3,08	1,98	7,26	4,62	0,66	0,66	1,72
Фтор	0,09	0,08	0,07	0,12	0,07	0,05	0,08	0,03

Примечание. Общий зональный тип - каштановые почвы; орошаемые почвы: I - выше г. Темиртау (фоновые); II - ниже г. Темиртау (орошаются загрязненными речными водами); PPP - потери при прокаливании.

Анализ жидких и твердых выпадений, проводившийся в различных странах и регионах, показал, что в твердых частицах металлы чаще всего представлены сульфатами, оксидами, сульфидами, карбонатами, иногда галогенидами. Для многих металлов велико значение обменной формы и органических форм (рис. 2). В составе дождевой воды в почвы поступают растворенные формы металлов.

Валовый состав верхнего слоя почв в окрестностях г. Саранска, % [107]

Компонент	Фон	Территория г. Саранска				
		Жилой микрорайон Светотехника	Промзона завода СИС-ЭВС*	Промзона электролампового завода	Вблизи завода Резинотехника	Вблизи городской ТЭЦ
SiO ₂	73,69	73,25	69,43	59,74	65,10	64,56
TiO ₂	0,54	0,42	0,47	0,76	0,56	0,59
Al ₂ O ₃	6,41	6,39	8,23	14,83	10,03	9,29
Fe ₂ O ₃	0,47	0,93	1,14	4,03	3,04	2,77
FeO	2,59	2,08	5,03	1,72	2,15	1,72
MnO	0,20	0,04	0,06	0,09	0,06	0,07
CaO	0,47	0,94	2,20	2,67	1,73	2,04
MgO	0,70	0,90	0,90	1,70	1,10	1,00
Na ₂ O	0,55	0,50	0,40	1,13	0,80	0,70
K ₂ O	1,48	1,43	1,26	2,36	2,31	1,98
P ₂ O ₅	0,14	0,14	0,09	0,19	0,27	0,18
H ₂ O [*]	4,98	1,76	1,84	2,76	2,28	3,16
S _{общая}	< 0,10	0,21	0,20	0,21	< 0,10	< 0,10
ППШ	7,20	10,45	8,18	7,35	10,09	11,41
CO ₂	0,22	0,22	1,32	1,10	0,66	0,44
Фтор	0,02	0,03	0,04	0,05	0,05	0,04

* Завод специальных источников света и электровакуумного стекла.

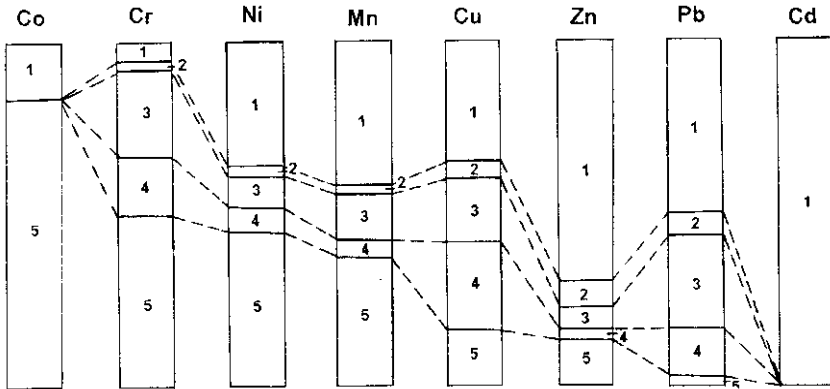


Рис. 2. Формы нахождения металлов в твердых атмосферных частицах [135].

Формы: 1 – обменная, 2 – адсорбированные на поверхности оксидов и карбонатов, 3 – связанные с оксидами железа и марганца, 4 – связанные с органическим веществом, 5 – остаток.

Установлено, что фазовый состав химических элементов в пылевых выбросах, например, предприятий цветной металлургии в целом однотипен и представлен преимущественно оксидами (71–88% от вала). Количество сульфидов и водорастворимых фракций металлов сравнительно невелико (Горбатов, 1983, цит. по [56]). Доля атмосферных выпадений в загрязнении почв никелем составляет (в %) 55, свинца 54, цинка 32, кадмия 30% [131]. За счет внесения навоза в почву поступает 61% меди (от общего содержания), внесения донных осадков гаваней – 66% хрома, 59% ртути, 40% кадмия. Такая же картина загрязнения характерна в целом и для сельскохозяйственных земель за исключением пахотных, где широко используется в качестве удобрений осадок сточных вод, содержащий в своем составе значительное количество тяжелых металлов.

По данным Р.И. Первуниной и С.Г. Малахова [52], в составе пыли, выбрасываемой в атмосферу заводом по выплавке Pb и Zn, преобладали оксиды металлов (свыше 50%). На долю водорастворимой формы Zn и Cd приходилось 6–7%, водорастворимый Pb отсутствовал. Тем не менее, некоторые тяжелые металлы, концентрирующиеся в промышленной пыли, характеризуются относительно высокой долей подвижных форм, извлекаемых ацетатно-аммонийной вытяжкой (табл. 5), что свидетельствует о потенциальной миграционной способности поллютантов в зонах загрязнения.

Таблица 5

Подвижные формы металлов в технологической (1) и вентиляционной (2) пыли завода Специальных источников света и электровакуумного стекла [89]

Металл	Показатель					
	Вал, мг/кг		Ацетатно-аммонийная вытяжка, мг/кг		Доля подвижных форм, %	
	1	2	1	2	1	2
Медь	5300	85	2,86	9,2	0,05	10,8
Кобальт	31	–	2	–	6,45	–
Никель	260	31	16,2	1,2	6,23	3,9
Цинк	3200	460	89,2	271	2,79	58,9
Марганец	1000	660	104,4	16,6	10,44	4,8
Хром	190	92	4,05	16,6	2,13	18
Серебро	–	9	–	0,02	–	0,22
Кадмий	–	3	–	2,78	–	92,6
Свинец	–	1200	–	690	-	57,5

Примечание. Прочерк – данные отсутствуют.

Промышленное воздействие оказывает прямое и косвенное влияние на состав органического вещества почв [10]. Прямое воздействие сказывается при непосредственном поступлении в почву органических соединений промышленных выбросов, их накоплении и последующем взаимодействии с органическим веществом и минеральными компонентами почвы, а также при взаимодействии минеральных промышленных выбросов с органическим веществом почвы и аккумуляровании в ее профиле продуктов такого взаимодействия. Косвенное влияние связано с изменениями качественного и количественного состава почвенной био-

ты, активности биохимических процессов, состава и продуктивности растительного покрова. В условиях техногенного загрязнения происходит трансформация гумусовых кислот (табл. 6). Глубокие изменения в структуре и химическом составе фульвокислот подзолов были обнаружены в зоне влияния завода в Садбери (Канада), где атмосферные осадки имели $pH < 3,0$, а в почвах наблюдались высокие концентрации никеля и меди (табл. 7). Фульвокислоты, формирующиеся в этих почвах, имели низкое содержание углерода и азота и высокую зольность за счет аномально высокого количества серы.

Таблица 6

**Элементный состав и содержание функциональных групп
в гумусовых кислотах в незагрязненных (1) и загрязненных (2) почвах, %
(Krendorff, Schnitzer, 1979, цит. по [10])**

Элемент	Гуминовые кислоты		Фульвокислоты	
	1	2	1	2
C	55,3	54,8	44,9	44,3
H	5,6	6,8	5,7	7,2
N	4,0	8,3	2,5	5,1
S	0,9	2,2	1,7	3,5
O	34,2	27,9	45,2	40,5
Общая кислотность, мг-экв/г	7,6	5,4	10,0	9,6

Таблица 7

**Элементный состав фульвокислот на разном расстоянии от завода, %
(Hutchinson, Whitby, 1977, цит. по [10])**

Элемент	1,6 км	7,4 км	52 км
Зола, %	32,3	5,6	3,8
C	15,9	36,6	43,8
N	0,2	1,7	1,5
H	5,8	5,2	5,3
O	47,5	54,8	48,2
S	30,6	1,7	1,3

В городах с развитым печным (каминным) отоплением в почвах в повышенных количествах накапливаются 3–7-ядерные ПАУ (бенз(а)пирен, пирен, коронен и др.), уровни содержания которых могут в 100 и более раз превышать их уровни в фоновых почвах [50]. При повышенных концентрациях бенз(а)пирена в городских почвах отмечается ингибирование биологической активности (снижение скорости эмиссии CO_2 , снижение каталазной и дегидрогеназной активности) [9, 12]. При загрязнении почв тяжелыми металлами отмечено уменьшение содержания в почвах водорастворимых фенольных соединений, что является следствием изменения биоактивности почв, замедления процесса разложения лигнина, основного источника фенольных соединений и других ароматических соединений. Негативное влияние загрязнения на процессы трансформации органического вещества, динамику водорастворимых его компонентов, уровень биоактивности почв, в целом на гумусное состояние земель [67].

В условиях города существенное влияние на различные характеристики и состояние почв оказывает загрязнение нефтепродуктами, различными видами топлива, маслами, битумами и т. п. [4]. Попадая в почву, они оказывают на ее гумусовое состояние существенное – как прямое, так и опосредованное – воздействие. Опосредованное воздействие заключается в значительном (вплоть до необратимого) изменении всех химических, физико-химических и физических свойств почвы. Это приводит к нарушению жизнедеятельности почвенной микробиоты и изменению всех процессов гумусообразования – гумификации, трансформации и минерализации почвенного органического вещества. Непосредственное влияние нефтезагрязнений проявляется в химическом взаимодействии углеводов нефти с собственно почвенными гумусовыми кислотами. Подобного рода взаимодействия вызывают изменения как фракционного состава гумусовых кислот почв, так и их химического строения и функциональных свойств. Во всех почвах, испытывающих техногенное загрязнение нефтепродуктами, отмечено достоверное уменьшение содержания собственно гумусовых кислот, которые, как известно, составляют основу почвенного плодородия. При этом резко возрастает доля негидролизуемого остатка (т. е. не извлекаемой в процессе фракционирования гумуса различными химическими экстрагентами части органического вещества), который в почвах естественных ландшафтов представлен так называемым гумином и гуминоподобными веществами, трудногумифицируемыми растительными остатками типа лигнинов, терпенов, воскосмол и битумов. Загрязнение почв металлами существенно влияет на активность почвенных ферментов (табл.8).

Как уже отмечалось, пылевые выбросы промышленных предприятий характеризуются высокими концентрациями широкой группы химических элементов. Это в существенной мере и определяет важнейшую особенность городских почв – формирование в них комплексных по составу техногенных геохимических аномалий, когда уровни содержания химических элементов в почвах (особенно в их верхнем горизонте) многократно превышают не только природный фон, но и – довольно часто – гигиенические нормативы, отличаясь при этом очень неоднородным распределением в пределах городской территории.

Таблица 8

Влияние тяжелых металлов на активность почвенных энзимов [2]

Элемент (валентность)	Количество фермента, ингибированного в почве, %		
	Фосфатаза	Арилсульфатаза	Уреаза
Ag ⁺	39	96	93
Cd ²⁺	6	37	54
Hg ²⁺	10	94	88
Cr ³⁺	5	41	27
W ⁶⁺	7	25	0
Cu ²⁺	–	24	68
Mo ⁶⁺	59	54	12
Zn ²⁺	5	27	39
V ⁴⁺	–	88	23

Пространственно-морфологическое строение техногенных геохимических аномалий, фиксируемых городскими почвами, довольно сложное и в общем случае определяется характером и расположением источников загрязнения, метеорологическими условиями рассеивания поллютантов в атмосферном воздухе, геоморфологическим строением территории и спецификой ее застройки. Как правило, обширные по площади зоны загрязнения образуют химические элементы, масса которых преобладает в техногенных выбросах, хотя абсолютные концентрации их могут быть не очень высокими. Наиболее же интенсивные по степени концентрирования аномалии характерны для химических элементов, специфическими для того или иного производства, абсолютные концентрации которых в выбросах обычно очень велики. Максимальные содержания таких элементов, как правило, приурочены к почвам территории промышленных зон (табл. 9). По данным [66], размеры образующихся в почвах геохимических аномалий корреляционно связаны с интенсивностью промышленных выбросов, что особенно хорошо прослеживается при наблюдении в районе единичных источников (табл. 10). Очень высокие концентрации отмечаются в почвах в зонах влияния металлургических предприятий (табл. 11–13). Своеобразная геохимическая обстановка формируется в районах городских канализационных сооружений [110].

Таблица 9

Геохимические ассоциации в почвах промышленных зон г. Саранска [102]

Завод	Химические элементы и порядок значений их K_C^*				
	>100	100–30	30–10	10–3	3 – 1,5
Электроламповый	Hg	Sb-Ag-Pb	Mo-Cd-Tl-W-Zn	Cu-Ba-Ge-F-Sn	Cr-Co-V-Ni-Bi-As-Be-
Источников света и электровакуумного стекла	–	Pb	Hg	Mo-W-Cu-F-V-Zn-Sb	Cd-Ge-Cr-Li-Ag-Bi-As-Sn-B
Электровыпрямитель	–	Mo	Cd-W-Cu-Ag	Sn-Hg-Pb-Ge-Bi-F-Be-Zn	B-Co-V
Силовой электроники	–	–	Mo-	W-Pb-F-Be-Cu-Bi	Ge-Mn-Cr-Cd-Co-B-Zn-Ag-
Полупроводниковых изделий	–	–	–	Pb-F-Bi-Be	Cu-Ge-B-Co-Mo-Hg-Zn-V-Li
Точных приборов	–	–	–	Be-F-Pb-Bi	Ge-Cu-Hg-Mo-B-V-Co

* K_C – коэффициент концентрации относительно содержания в фоновых почвах.

Таблица 10

Зависимость площадей техногенных геохимических аномалий в почвах от характеристик промышленного выброса [66]

Элемент	Выбросы		Площадь аномалий, общая, км ²	Площадь аномалий в контуре K_C^2 (в км ²)				
	P, т/год	K_C^1		1,5	3	10	30	100
Pb	12,6	383	24,2	11,2	9,5	2,1	0,8	0,6
Zn	7,4	112	12,3	8,6	2,7	0,7	0,3	0
Cu	2,1	62	6,6	4,4	0,9	0	0,2	0
Ni	0,7	30	0,6	0,6	0	0	0	0
Cr	1,1	19	0,4	0,4	0	0	0	0

Примечание. P – количество металла, поступившее с пылевым выбросом в атмосферу; K_C^1 – коэффициент концентрации металла в промышленной пыли; K_C^2 – коэффициент концентрации металла в почвах.

Таблица 11

Металлы в огородных почвах в зоне влияния свинцово-цинкового рудника (Салаир, карьеры и ОФ), мг/кг воздушно сухой почвы [27]

Металл	Фон, Западная Сибирь	Пределы,	Число проб (%) с содержанием выше фона
Цинк	85,5	199–1919	100
Свинец	16,4	48,9–515,3	100
Кадмий	0,074	<0,375–8,25	100
Медь	33,8	33,1–241	95
Никель	25,9	26,9–60,3	95
Хром	59,5	47,9–186,2	95

Таблица 12

Металлы в огородных почвах в зоне влияния цинкоплавильного завода (Белово), мг/кг воздушно сухой почвы [27]

Металл	Фон, Западная Сибирь	Пределы,	Число проб (%) с содержанием выше фона
Цинк	85,5	102–14125	100
Свинец	16,4	16,6–648,7	100
Кадмий	0,074	1,2–56	100
Медь	33,8	34,7–219,8	100
Никель	25,9	30,2–58,9	100
Хром	59,5	35,5–128,8	92

Таблица 13

Металлы в огородных почвах в зоне влияния металлургических предприятий (Новокузнецк), мг/кг воздушно сухой почвы [27]

Металл	Фон, Западная Сибирь	Пределы	Число проб (%) с содержанием выше фона
Цинк	85,5	102–646	100
Свинец	16,4	15,5–95,5	98
Кадмий	0,074	0,04–3,05	95
Медь	33,8	24,5–74,2	95
Никель	25,9	17,4–83,2	98
Хром	59,5	16,9–166	66

В экстремальных ситуациях в городах формируются зоны техногенного загрязнения, отличающиеся чрезвычайно высокими концентрациями в почвах и других компонентах среды обитания либо комплекса химических элементов, либо (чаще всего) одного, как правило, очень токсичного химического элемента (табл. 14, рис. 3). Следует отметить, что во многих городах существуют разнообразные источники поступления ртути в окружающую среду [88, 93, 95, 96, 98, 100, 103], наиболее существенными из которых являются предприятия цветной металлургии [97]. Локальным, но достаточно интенсивным источником загрязнения городской среды ртутью являются ртутьсодержащие отходы [38, 66, 75, 76]. Типичными поллютантами городской среды, в том числе накапливающиеся в почвах, являются серебро [106] и металлы платиновой группы [101]. Особенно интенсивно платиноидами загрязняются придорожные территории. Своеобраз-

ным источником загрязнения почв являются разливы городских рек и использование воды последних для орошения пойменных угодий [112].

Таблица 14

Структура загрязнения территории г. Темиртау (Казахстан) ртутью и ее запасы в верхнем (0-10 см) слое почв [87]

Уровень загрязнения	Площадь аномалий		Содержание, мг/кг		K_c	Запасы Hg, т
	км ²	% от территории	среднее	пределы		
Фоновый	1,1	2,6	0,015	0,01–0,02	1,5	0,002
Слабый	10,6	26,3	0,08	0,021–0,1	8	0,102
Средний	6,7	16,6	0,3	0,11–0,39	30	0,241
Сильный	18,8	46,4	0,9	0,40–2,09	90	2
Опасный	0,5	1,3	3	2,10–21	300	0,180
Очень опасный	1,7	4,2	10	4–21	1000	1,4
Чрезвычайно опасный	1,1	2,6	375	21–2000	37500	49
Общее	40,5	100	–	–	–	~ 53

Примечание: K_c – коэффициент концентрации относительно фонового содержания; в городе расположен завод, использующий при производстве ацетальдегида ртуть в качестве катализатора, общая эмиссия которой оценивается в 1200 т (примерно за 40-летний период).

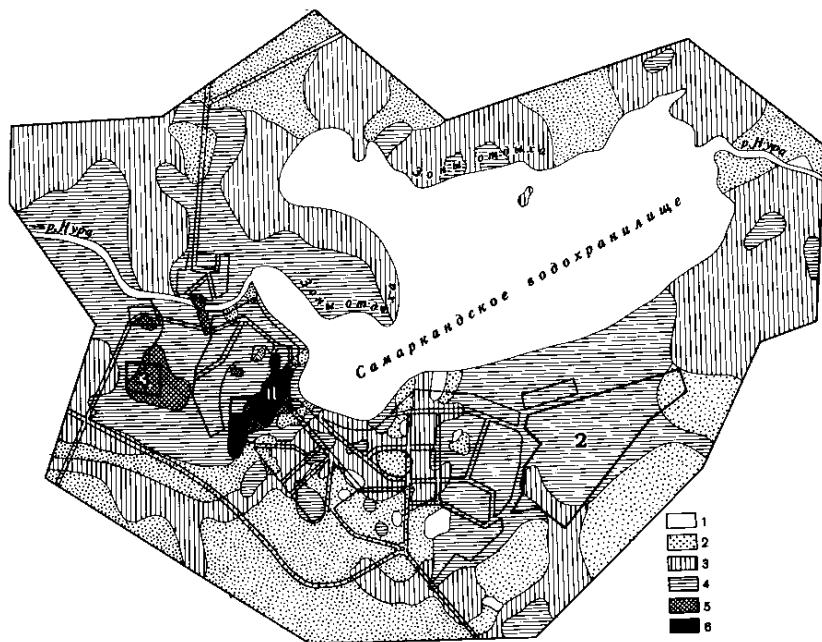


Рис. 3. Карта-схема загрязнения территории г. Темиртау ртутью (по уровням ее содержания в верхнем слое почв) [87]. Уровень загрязнения: 1 – фоновый; 2 – слабый; 3 – средний; 4 – сильный; 5 – опасный и очень опасный; 6 – чрезвычайно опасный; I – промзона завода «Карбид»; II – промзона Карагандинского металлургического комбината; III – территория городских очистных сооружений

Неоднородность пространственного распределения химических элементов в почвах, о которой говорилось выше, очень резко проявляется и в пределах конкретных промышленных зон, но, как правило, при общем высоком уровне валовых содержаний элементов (рис. 4, табл. 15). Такая неоднородность может быть обусловлена дискретностью поставки химических элементов с промышленными выбросами и твердыми отходами, наличием в пределах промышленных зон различных по своим характеристикам и мощности локальных источников загрязнения, неоднородностями ветрового поля, своеобразием химического и гранулометрического состава почв. Естественно, что имеют значение также продолжительность и объем эмиссии поллютантов.

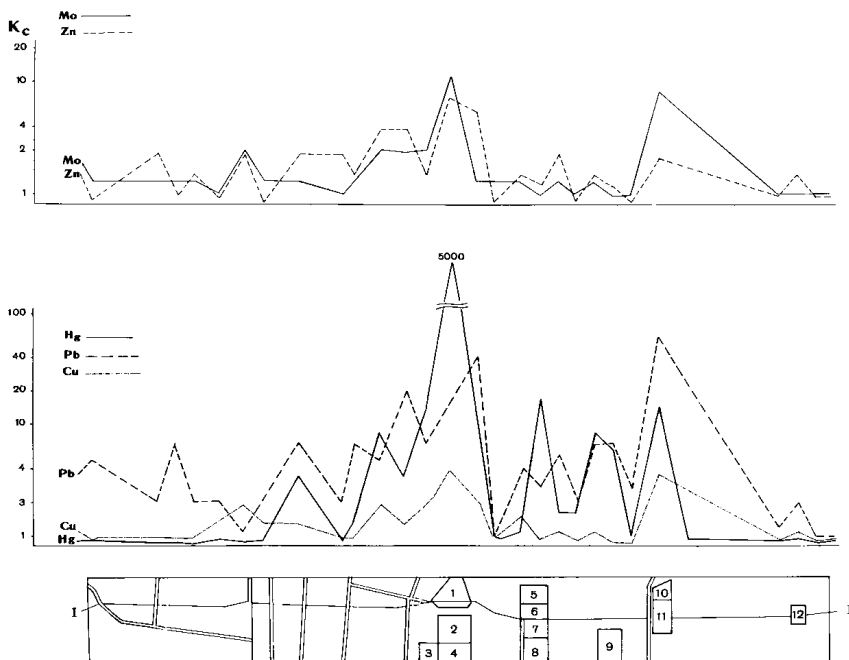


Рис. 4. Распределение металлов в верхнем слое почв г. Саранска [8].

K_c – коэффициент концентрации относительно фоновое содержания; цифрами на схеме показаны промзоны заводов: 1 – электролампового, 2 – Биохимик, 3 – Электровыпрямитель, 4 – приборостроительного, 5 – автопромоборудования, 6 – автосамосвалов, 7 – кабельного, 8 – инструментального, 9 – крупнопанельного домостроения, 10 – НИИ источников света, 11 – специальных источников света и электровакуумного стекла, 12 – телевизионного; I – I – линия профиля (юг-север)

При наличии мощных и длительно действующих источников техногенного загрязнения не только верхние горизонты почв, но и практически весь почвенный профиль (до глубины в 80–120 см и даже больше) характеризуется аномальными содержаниями многих химических элементов. Практически всегда различные функциональные зоны городов закономерно отличаются особенностями распределения, интенсивностью концентрирования и глубиной проникновения тяжелых металлов и других поллютантов в почвенном профиле (рис. 5, 6, табл. 16, 17).

**Металлы в почвах территорий электролампового завода
и завода специальных источников света и электровакуумного стекла,
г. Саранск, мг/кг [89]**

Металл	Электроламповый			Специальных источников света		
	Среднее	Пределы	Коэффициент осцилляции	Среднее	Пределы	Коэффициент осцилляции
Hg	28,3	0,08–300	1059	0,84	0,015–5	593
Sb	60	30–300	450	3	1,5–5	116
Ag	1,8	0,05–50	2775	0,08	0,05–0,3	312
Tl	4	3–5	50	–	–	–
Ba	2530	100–30000	1181	380	100–1500	368
Cd	6	3–50	783	1	0,3–3	270
Pb	213	10–1000	464	20	10–10000	49950
Zn	950	80–6000	623	280	50–1000	339
Sr	225	30–1000	431	75	30–300	360
Mo	8,7	0,5–100	1143	6,6	1–100	1500
W	9	5–30	277	11	5–70	590
Sn	11,7	1–60	504	5,4	3–30	500
Cu	198	30–300	136	186	30–1000	522
Cr	199	30–2000	990	136	30–2000	1448
Ni	63	20–300	444	49	20–150	265
V	202	70–600	262	345	80–600	150

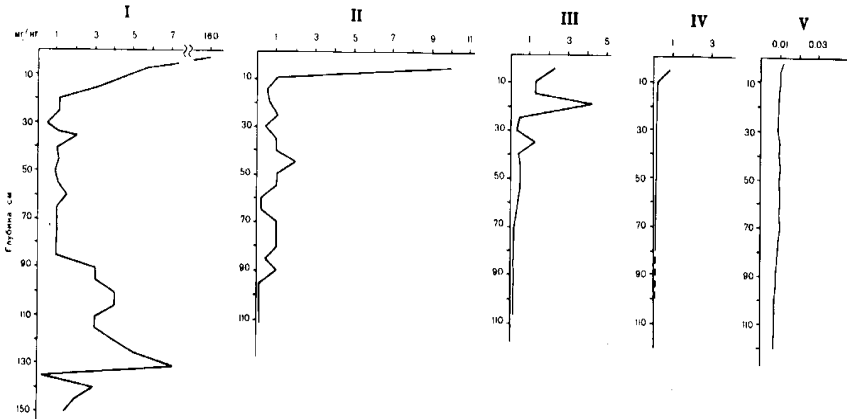


Рис. 5. Распределение ртути в профиле почв в пределах города Темиртау и его окрестностях [87]: I – промзона завода Карбид; II – вблизи промзоны; III – центр города; IV – восточный район города; V – фоновый участок

Не исключено, что по особенностям горизонтального и вертикального распределения химических элементов в почвах можно судить об их источниках и о способах накопления, в существенной мере определяющих подвижность поллютантов. В частности, металлы, поступающие из почвообразующих пород, обычно характеризуются относительно равномерным распределением концентраций по профилю почвы. Техногенные источники обуславливают накопление металлов главным образом в верхних горизонтах почв. Привнос металлов с золовой пылью можно, очевидно, распознать по отчетливому снижению их концентраций в верхнем слое по направлению преобладающих ветров. Внесение металлов в составе удобрений приводит к увеличению количества их подвижных соединений, что представляет прямую угрозу для почвенной фауны.

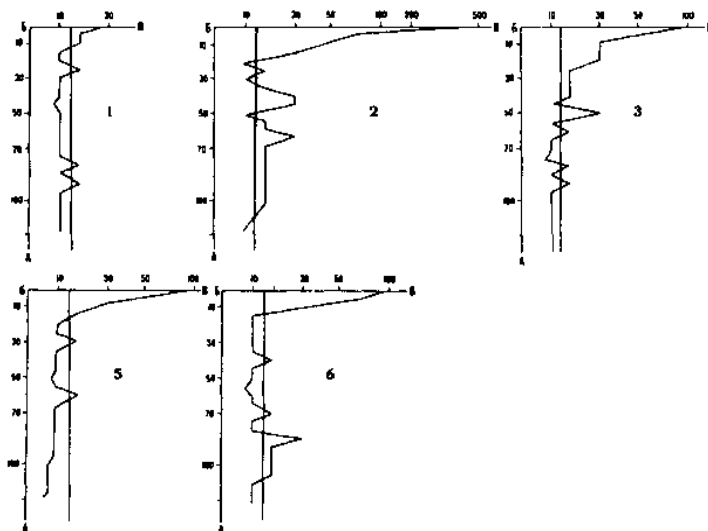


Рис. 6. Свинец в профиле почв города Саранска [8]: А–Б – глубина, см; Б–В – концентрация, мг/кг; вертикальная линия – уровень местного фона; расположение разрезов: 1 – жилой микрорайон Светотехника, 2 – промзона СИС-ЭВС, 3 – Северный (ТЭЦ-2 и зона влияния СИС-ЭВС), 5 и 6 – промзона СЭЛЗ

Таблица 16

Металлы в верхнем слое почв различных районов г. Ростова, мг/кг [129]

Район	Медь	Цинк	Кадмий	Свинец
Почвы садовых участков	35	283	0,56	194
Жилая застройка	10	34	0,26	36
Парки	3	13	0,27	15
Спортивные площадки	6	28	0,17	15
Кладбища	12	152	0,72	57

**Характеристика почв функциональных зон заречной части
города Н. Новгорода, мг/кг [77]**

Показатель	Промыш- ленная	Транс- портная	Селитбно- транспортная	Сели- тебная	Рекреа- ционная	Агротех- ногенная	Естественные ландшафты
Валовое содержание							
Свинец	47,4	41	41,5	31,1	18,9	33,9	5,7
Кадмий	0,82	1,86	0,68	0,52	0,55	0,61	0,32
Медь	32,3	32,6	25,2	11,4	7,8	25,6	3,9
Цинк	45,7	50,4	52,1	33,1	36,7	42,9	16,4
Хром	12,7	23,4	11,1	8,7	7,9	15,9	5
Кобальт	4,6	3,7	5,1	4,5	9,4	6,6	2
Z _c	23,2	25,9	20,1	11,5	9,5	14,9	1,2
Бенз(а)пирен	0,153	0,171	0,099	0,039	0,041	0,059	–
Нефтепродукты	115	239	250	127	–	307	–
pH	7,3	7,0	7,0	6,3	6,0	6,3	5,1
P ₂ O ₅	168	265	312	238	100	415	82
K ₂ O	154	104	167	132	78	189	66
Гумус, %	3,92	3,83	3,86	3,49	–	3,82	2,98
Подвижные формы, % от вала							
Свинец	29,1	26,5	33,4	33,7	53,5	47,0	39,1
Кадмий	18,8	11,1	21,9	24,7	15,6	20,6	23,5
Медь	3,9	4,7	3,4	2,9	5,2	2,6	5,9
Цинк	21,8	22,9	21,4	20,6	24,2	21,1	10,2
Хром	4,5	11,8	5,1	4,7	6,1	4,5	6,9
Кобальт	23,1	23,9	25,3	27,1	18,7	21,9	25,5

Интенсивным загрязнением характеризуется почвенный покров г. Санкт-Петербурга [11, 32, 128]. Обобщенная техногенная геохимическая ассоциация в целом для почв города выглядит следующим образом (цифры – коэффициенты концентраций): Hg₁₃ – Zn₉ – (Sb, Sn)₈ – Pb₇ (W, Cd)₆ – (Cr, Cu)₅. В целом по городу содержание элементов достаточно стабильно в течение последних лет и представлено в следующем порядке (табл. 18).

Считается, что наиболее актуальной для Санкт-Петербурга является проблема свинцового, кадмиевого и цинкового загрязнения, распространенного повсеместно, но особенно в местах размещения промышленных зон и транспортных магистралей. Для города в целом средняя величина показателя суммарного загрязнения Z_c составляет 54, причем величина его существенно варьирует по городским районам. Максимальные величины Z_c характерны для жилых зон центра города и восточных его окраин. Результаты многолетних исследований содержания органических соединений в почвах города приведены в табл. , на основании которой можно констатировать высокий уровень загрязнения города бенз(а)пиреном, слабый – нефтепродуктами и незначительность загрязнения полихлорированными бифенилами и хлорорганическими пестицидами (табл. 19).

**Химические элементы в почвах Санкт-Петербурга
(мг/кг абсолютно сухого веса) [128]**

Элементы	Минимум	Максимум	Среднее содержание
элементы 1 класса опасности			
Hg	0,001	230,00	0,38
Pb	2,00	29448,00	125,40
As	0,10	600,00	4,60
Cd	0,01	397,60	0,94
Zn	15,00	45000,00	393,19
Se	0,50	861,00	1,29
элементы 2 класса опасности			
Ni	0,75	7000,00	37,04
Co	0,75	1000,00	9,68
Cr	0,80	30000,00	66,20
Mo	0,35	500,00	2,57
Cu	3,00	15000,00	92,58
Sb	0,01	500,00	1,21
элементы 3 класса опасности			
Mn	10,00	70000,00	337,56
V	0,80	10000,00	31,23
Sr	20,00	10000,00	137,08
Ba	10,00	50000,00	438,89
W	0,80	1500,00	6,34
прочие элементы			
Sn	0,50	2000,00	11,09
Ge	0,08	150,00	0,88
Ga	1,00	330,00	17,92
Be	0,20	30,00	1,14
Y	1,00	150,00	19,93
P	10,00	45000,00	758,02
Li	0,80	500,00	28,68
Bi	0,01	99,30	0,45
Tl	0,04	21,70	0,66

**Средние содержания приоритетных органических поллютантов
в почвогрунтах Санкт-Петербурга, мкг/кг [128]**

Органические поллютанты	ПДК	Типы землепользования					
		рекреации	агрооудья	жилые зоны	пустыри	промзоны	свалки
Бенз(а)пирен	20,0	36,6	102,1	67,1	136	148,4	241,1
ПХБ	60,0	5,0	16,1	74,4	33,7	24,2	73,2
Сумма ДДТ	100,0	7,5	140,8	87,4	205	41	48,7
Нефтепродукты, мг/кг	180	734	165	797	330	719	829

Геохимическое картирование территорий более чем 30 городов позволило выявить типовые структуры загрязнения для их 3-х основных групп: многоотраслевых типа «центр», специализированных и условно фоновых [66]. В основу такого выделения было положено соотношение площадей территории с различным уровнем загрязнения и разной степенью опасности для человека. Уровень загрязнения оценивался по четырем категориям: относительно чистая, умеренно опасная, опасная и чрезвычайно опасная (рис. 7).

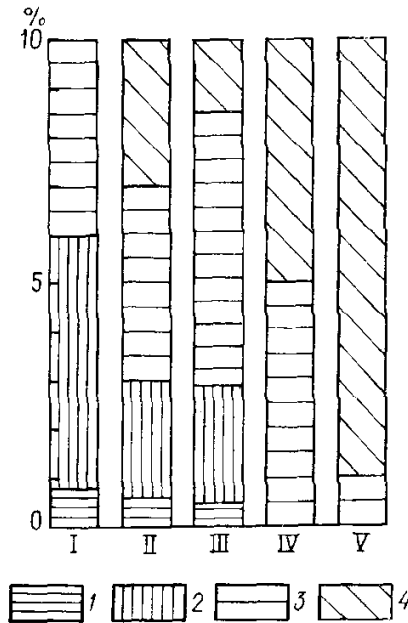


Рис. 7. Типичные структуры загрязнения территорий городов [66]:

1–4 – уровни загрязнения: 1 – чрезвычайно опасный (Z_c – более 128),

2 – опасный (Z_c – 32–128), 3 – умеренно опасный (Z_c – 16–32),

4 – неопасный (Z_c – менее 16). Типы городов: I – специализированный металлургический,

II – многоотраслевой типа «центр», III – автотранспортный,

IV – малый непромышленный. Z_c – суммарный показатель загрязнения.

Самая неблагоприятная экологическая обстановка характерна для городов с преобладанием металлургических предприятий. Для некоторых из них почти вся территория может соответствовать опасной зоне загрязнения химическими элементами. Уровень загрязнения в городах с плохими для рассеивания пылевых выбросов ландшафтными условиями, даже при небольшой промышленной нагрузке, но с интенсивным движением автотранспорта, соизмерим с уровнем загрязнения крупных городов с многоотраслевой промышленностью. В средних и малых городах с машиностроительными предприятиями структура загрязнения складывается вполне удовлетворительно. Опасных и чрезвычайно опасных по уровню загрязнения территорий здесь встречается немного, иногда их практически нет. Сравнительно нормальные условия для жизнедеятельности человека наблюдаются в небольших городах с ограниченным развитием местной промышленности, в микрорайонах крупных городов, удаленных от предприятий на 5–10 км, в городах-спальнях. Умеренно опасный уровень загрязнения здесь обнаруживается не более чем на 10–20% территории. Как правило, для крупных городов предпочтительна порфиридная структура размещения промышленности, при которой отдельные предприятия комплектуются в своеобразные блоки, формирующие так называемые промышленные зоны. От других функциональных зон (селитебной, рекреационной и др.) они должны быть отделены буферной оной, учитывающей масштабы воздействия предприятий. Для малых и специализированных городов эффективен только зональный тип функциональной структуры.

3. Эколого-гигиеническая роль почвенного покрова

С эколого-гигиенической точки зрения опасность загрязнения городских почв определяется [28, 47, 66, 73, 85, 117, 140]: 1) эпидемиологической значимостью загрязненной химическими веществами почвы; 2) ее ролью как вторичного источника загрязнения приземного слоя атмосферного воздуха, природных вод, жилой и производственной среды; 3) возможностью непосредственного и опосредованного воздействия содержащихся в почве поллютантов на живые организмы; 4) значимостью почвы для развития зеленых насаждений, играющих значительную роль в формировании качества городской среды; 5) изменением буферной способности и снижением биоактивности почвы в условиях интенсивного загрязнения; 6) важностью почвы как универсального абсорбента и биологического нейтрализатора, осуществляющего минерализацию многих органических веществ.

Техногенное загрязнение почв приводит к изменению количественного и группового состава обитающих в них микроорганизмов [35, 47]. Исследования показывают, что многие микроорганизмы заметно реагируют даже на небольшое повышение содержания в ней тяжелых металлов. При этом акциномицеты, бактерии и микробактерии менее устойчивы, чем грибы и дрожжи. В то же время есть сведения, говорящие о высокой устойчивости микроорганизмов к этому фактору. Дело в том, что чрезвычайная быстрота их размножения и смены поколений способствует эффективному отбору наиболее приспособленных форм микробов. Обычно в загрязненной почве на фоне уменьшения истинных представителей почвенных микробценозов (антагонистов патогенной кишечной микрофлоры) и снижения ее биоактивности отмечается увеличение положительных находок патогенных энтеробактерий и геогельминтов, которые более устойчивы к химическому загрязнению, нежели представители естественных почвенных микробценозов. Во многих случаях городские почвы не отвечают существующим требованиям санитарных норм по микробиологическим показателям (табл. 20).

Данные о загрязнении почвы населенных мест Красноярского края [14]

Показатели санитарного состояния почвы	1994	1995	1996	1997	1998
Доля проб почвы, не отвечающих санитарным нормам по микробиологическим показателям	71,5	74,6	20,0	49,2	63,5

Учет и оценка неблагоприятных последствий загрязнения почв важны в связи с известными случаями геофагии у детей при их играх на загрязненных свинцом игровых площадках. При содержании этого металла в почве на уровне 500 мг/кг фиксировалось повышение его концентраций в крови, что, в свою очередь, сопровождалось изменением психоневрологического статуса у детей. По другим сведениям [47], указанным изменения можно ожидать при содержании свинца в почве игровых площадок в пределах 300 мг/кг. Высокая концентрация этого металла в окружающей среде г. Бангкока является причиной снижения у детей, при достижении ими семилетнего возраста, индекса интеллектуального развития на 4 и более пунктов [78]. Среднему повышению уровня свинца в почве на 1000 мг/кг соответствует среднее увеличение его содержания в крови детей на 5 мкг/100 мл, причем в некоторых случаях прибавка может возрастать в 3-5 раз [118]. Поступление частиц почвы в организм детей сейчас рассматривается в качестве одного из значимых механизмов воздействия окружающей среды на их здоровье [117, 125, 140]. Установлено, что в организм детей в возрасте от 1 года до 4 лет в процессе их обычной деятельности (игры, прогулки и т. п.) в среднем попадает 24-26 мг почвы в день [114]. При установлении допустимого уровня содержания вредных веществ в почве детских садов и игровых площадок принимается, что со своих загрязненных земель рук маленький ребенок может проглатывать порядка 1 г почвы в день [125].

Многие поллютанты, в том числе тяжелые металлы, способны улетучиваться из почвы в воздух в виде газообразных соединений; загрязненные почвы оказывают влияние на формирование состава городской пыли, присутствующей в воздухе и поступающей в помещения [91, 92, 94, 99, 136, 139]. Химический состав почв сказывается на качестве сельскохозяйственной продукции и состоянии городских насаждений, а поверхностный сток и фильтрация атмосферных осадков приводят к поступлению поллютантов в поверхностные водные объекты и грунтовые воды.

Хорошо известны также градостроительные, социальные и экономические негативные последствия и явления, обусловленные техногенным загрязнением городских территорий [51, 78], интенсивность которого напрямую сказывается на ценах на жилье и землю, сдерживает инвестиции в социальную сферу и в существенной мере предопределяет наличие в городах заметных пространственных различий в уровнях общественных благ, значительно усложняет планировочное развитие города и функционирование городского хозяйства в целом, обуславливает появление так называемых городских трущоб. Значительная доля заболеваний и преждевременных смертей в городской местности вызвано хроническим воздействием внешних факторов, ослабляющих защитные силы организма людей, среди которых загрязнению среды обитания принадлежит одна из ведущих ролей. Особенно актуальны эти проблемы для развивающихся стран и стран с переходной экономикой, где значительная доля населения остается незащищенной от много-

численных экологических угроз. Американский экономист М. Тодаро [78] справедливо утверждает, что если в этих странах не будут осуществляться специальные экологические программы, ориентированные на основную массу населения, то положение в них еще более будет ухудшаться по мере усиления процесса урбанизации.

Заключение

Интенсивность многолетнего техногенного воздействия и пространственная картина распространения загрязняющих веществ в городах особенно четко устанавливаются по химическому составу и геохимическим свойствам почв, являющихся относительно консервативным компонентом городских ландшафтов. В почвах формируются техногенные геохимические аномалии, пространственно отражающие зоны техногенного загрязнения, где концентрации поллютантов достигают опасных для живых организмов уровней. В этой проблеме особое место принадлежит загрязнению территорий городов тяжелыми металлами, поскольку быстрое и требуемое по соображениям гигиенической и экологической безопасности естественное самоочищение почв от металлического загрязнения затруднено, а во многих случаях практически невозможно. Это определяет необходимость разработки и внедрения в практику технологий ремедиации загрязненных городских почв. Следует отметить, что, как показывает мировой опыт, технически, несмотря на все еще неудовлетворительное состояние соответствующих исследований, уже найдены способы ограничения вредного воздействия промышленности и других видов хозяйственной деятельности на окружающую среду, а также разработаны технологии, позволяющие восстановить загрязненные территории [105, 109]. Более того, даже в финансовом отношении многие проблемы окружающей среды обходятся относительно недорого для современной экономически развитой страны. Именно поэтому во многих странах, с одной стороны, все яснее осознается тот факт, что охрана и восстановление природы уже представляет собой в гораздо большей степени политическую и организационно-правовую проблему, нежели проблему техническую или финансовую.

Сейчас в России лишь «Градостроительный кодекс Российской Федерации» (статья 10, § 4) законодательно определяет (хотя и в несколько неопределенной формулировке), что «территории, загрязненные химическими и биологическими веществами, вредными микроорганизмами свыше предельно допустимых концентраций, радиоактивными веществами в количествах свыше предельно допустимых уровней, в случаях, если проживание населения и осуществление хозяйственной и иной деятельности на таких территориях создают угрозу здоровью человека, подлежат консервации и специальной обработке в порядке, установленном законодательством Российской Федерации об охране окружающей природной среды». Однако в Федеральном законе «Об охране окружающей среды» указанный порядок не определен, ничего не говорится и о необходимости (обязательности) инвентаризации и восстановления (очистки) химических загрязненных территорий, в том числе, в пределах населенных и промышленных зон. Федеральный закон «О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения» также не устанавливает обязательность проведения инвентаризации и деконтаминации загрязненных городских почв. В Законе лишь декларируется положение о том, что «в почвах городских и сельских поселений... содержание потенциально опасных для человека химических... веществ... не должно превышать предельно

допустимые концентрации (уровни), установленные санитарными правилами» (ст. 21, § 21).

Сказанное, в сущности, и обуславливает актуальность разработки правовых основ деконтаминации (ремедиации) городских почв в нашей стране, определение организационного порядка проведения процедуры их инвентаризации и оценки, разработку и внедрение в практику соответствующих методов и технологий очистки загрязненных почв. Как справедливо подчеркивает В.В. Ермаков [24], технологии очистки загрязнений – промежуточная (и, надо добавить, необходимая) стадия на пути преобразования техносферы в ноосферу. Они будут (и должны) использоваться до тех пор, пока человечеством не будут созданы экологически чистые замкнутые технологии.

Литература

1. *Акентьева Л.И., Беляева В.А.* Влияние промышленных выбросов металлургического комплекса на растения и некоторые свойства почвы // Почвоведение, 1992, № 9, с. 164–169.

2. *Алексеев Ю.В.* Тяжелые металлы в почвах и растениях. – Л.: Агропромиздат, 1987. – 142 с.

3. Антропогенные изменения земельных ресурсов зарубежных стран. – М.: ВИНТИ, 1981. – 180 с.

4. *Бакина Л.Г., Орлова Е.Е., Орлова Н.Е.* Изменение гумусового состояния городских почв под влиянием нефтезагрязнения // Доклады Международного экологического конгресса «Новое в экологии и безопасности жизнедеятельности». Санкт-Петербург, 14–16 июня, 2000. Т. 2. – СПб.: Изд-во БГТУ, 2000, с. 185–187.

5. *Башаркевич И.Л., Морозова И.А., Самаев С.Б.* Влияние химического состава городских почв на состояние древесных насаждений // Экология большого города, 1998, № 3, с. 62–73.

6. *Безуглова О.С., Величко В.Ю., Приваленко В.В.* Влияние урбанизации на свойства почвенного покрова г. Азова // Безопасность жизнедеятельности. Охрана труда и окружающей среды, 1999, № 3, с. 85.

7. *Бримблжумб П.* Состав и химия атмосферы: Пер. с англ. – М.: Мир, 1988. – 352 с.

8. *Буренков Э.К., Янин Е.П., Кижаккин С.А. и др.* Эколого-геохимическая оценка состояния окружающей среды г. Саранска. – М.: ИМГРЭ, 1993. – 115 с.

9. *Вишенкова Е.М., Ванеева Л.В., Гапонюк Э.И. и др.* Влияние бенз(а)пирена на биологическую активность почвы // Загрязнение атмосферы, почвы и растительного покрова. Вып. 10 (86). – М.: Гидрометеиздат, 1980, с. 66–71.

10. Влияние атмосферного загрязнения на свойства почв. – М.: Изд-во МГУ, 1990. – 205 с.

11. *Вортоломей А.А.* Химическое загрязнение почв Санкт-Петербурга // Международная конференция молодых ученых «Проблемы энергоресурсосбережения и экологии», Санкт-Петербург, 21–23 окт., 2002: Сборник трудов. – Санкт-Петербург: Изд-во ОЭЭП РАН, 2002, с. 130–139.

12. *Галиулин Р.В., Башкин В.Н., Галиулина Р.Р., Лебедев А.Т.* Оценка загрязнения почв бенз(а)пиреном и их биологической активности // Агрохимия, 1993, № 12, с. 62–65.

13. *Геннадиев А.Н., Солнцева Н.П., Герасимова М.И.* О принципах группировки и номенклатуры техногенно-измененных почв // Почвоведение, 1992, № 2, с. 49–60.

14. Гигиена почвы // http://res.krasu.ru/ses/doc/1_3.shtml.
15. Глазовская М.А. Техногенез как фактор почвообразования // Тез. докл. VI делегатского съезда Всесоюз. о-ва почвоведов. Т. 4. – Тбилиси, 1981, с. 3–4.
16. Глазовская М.А. Теория ландшафтов в приложении к изучению техногенных потоков рассеяния и анализу способности природных систем к самоочищению // Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состояние экосистем. – М.: Наука, 1981, с. 7–41.
17. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. – М.: Высш. шк., 1988. – 328 с.
18. Глазовская М.А., Солнцева Н.П., Геннадиев А.Н. Технопедогенез: формы проявлений // Успехи почвоведения. – М.: Наука, 1986, с. 106–112.
19. Горбов С.Н., Евсеева Н.В., Тищенко С.А., Юркова Е.П. Влияние урбанизации на каталазную активность чернозема обыкновенного рекреационной зоны г. Ростова-на-Дону // Мат-лы Междунар. конф. студентов и аспирантов по фундаментальным наукам «Ломоносов». 1988. Вып. 3. – М.: Изд-во МГУ, 1999, с. 275–276.
20. Грабовский Р.И. Атмосферные ядра конденсации. – Л.: Гидрометеоздат, 1956. – 164 с.
21. Груздев М.В. Городские почвы, их особенность и опыт картографирования (на примере Ярославля) // Изв. АН СССР, сер. геогр., 1990, № 3, с. 103–111.
22. Евдокимова Г.А. Микробиологическая активность почв при загрязнении тяжелыми металлами // Почвоведение, 1982, № 6, с. 125–132.
23. Етеревская Л.В., Донченко М.Т., Лехучер Л.В. Систематика и классификация техногенных почв // Растения и промышленная среда. – Свердловск: Изд-во Свердловского ун-та, 1984, с. 14–21.
24. Ермаков В.В. Биогеохимическая эволюция таксонов биосферы в условиях техногенеза // Техногенез и биогеохимическая эволюция таксонов биосферы. – М.: Наука, 2003, с. 5–22.
25. Загрязнение воздуха и жизнь растений: Пер. с англ. – Л.: Гидрометеоздат, 1988. – 535 с.
26. Зимон А.Д. Аэрозоли, или Джин, вырвавшийся из бутылки. – М.: Химия, 1993. – 208 с.
27. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растения. – Новосибирск: Наука, 1991. – 151 с.
28. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях: Пер. с англ. – М.: Мир, 1987. – 439 с.
29. Каздым А.А. Аутигенные биоминералы культурных слоев и почвогрунтов // Минералогия и жизнь: биоминеральные гомологии: Докл. 3 Междунар. семинара. Сыктывкар, 5–8 июня, 2000. – Сыктывкар: Геопринт, 2000, с. 93–94.
30. Каздым А.А. Техногенные минералы культурных слоев города // Минералогия техногенеза – 2001. – Миасс: ИМин УрО РАН, 2001, с. 40–61.
31. Каздым А.А. Культурный слой как один из видов техногенного литогенеза и его литогеохимические особенности // Минералогия техногенеза – 2002. – Миасс: ИМин УрО РАН, 2002, с. 226–247.
32. Капелькина Л.П., Бакина Л.Г., Бардина Т.В. Экологическое состояние почв озелененных транспортных магистралей Санкт-Петербурга // Экология большого города: Альманах. Вып. 5. Проблемы содержания зеленых насаждений в условиях Москвы. – М.: Группа «СТАГИТИТ», 2001, с. 91–96.

33. *Келеберда Т.Н., Другов А.Н.* О систематике и классификации почв, образованных в процессе техногенеза // Почвоведение, 1983, № 11, с. 17–21.

34. *Ковда В.А.* Патология почв и охрана биосферы планеты. – Пуцдино: Научный центр биологических исследований АН СССР, 1989. – 36 с.

35. *Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф.* Влияние загрязнения тяжелыми металлами на микробную систему чернозема // Почвоведение, 1999, № 4, с. 505–511.

36. *Королев В.А.* Очистка грунтов от загрязнений. – М.: Наука, 2001. – 365 с.

37. *Кулуцков В.Н., Сирин А.А.* Прикладные аспекты изучения загрязнения снежного покрова выбросами черной металлургии // География и рациональное природопользование. – М., 1979, с. 38–40.

38. *Латышенко А.В., Тимошин И.В., Тиняков К.М., Янин Е.П.* Опыт организации сбора и обезвреживания ртутьсодержащих отходов в Республике Крым и городе Севастополе // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2017, № 3, с. 141–145.

39. *Лебедева И.И., Тонконогов В.Д., Шишов Л.Л.* Классификационное положение и систематика антропогенно-преобразованных почв // Почвоведение, 1993, № 3, с. 106.

40. *Лепнева О.М., Обухов А.И.* Экологические последствия влияния урбанизации на состояние почв Москвы // Экология и охрана природы Москвы и Московской области. – М., 1990, с. 63–69.

41. *Лозе Ж., Матье К.* Толковый словарь по почвоведению: Пер. с франц. – М.: Мир, 1998. – 398 с.

42. *Луценко С.В., Лебедев В.И., Лыкосов В.Н.* Моделирование процессов переноса почвенного аэрозоля в конвективном пограничном слое атмосферы // Междунауч. конф. «Физика атмосферного аэрозоля» к 85-летию со дня рождения Г.В. Розенберга. Москва, 12–17 апреля, 1999: Труды конф. – М.: Диалог-МГУ, 1999, с. 216–229.

43. *Марфенина О.Е.* Изменение структуры комплекса микроскопических грибов при загрязнении почв тяжелыми металлами // Вестник МГУ. Почвоведение, 1985, № 2, с. 46–50.

44. *Матвеева Л.И., Генералова В.А.* Влияние техногенной нагрузки на агрессивность грунтов // Инженерная геология, 1992, № 1, с. 13–22.

45. *Маханько Э.П., Малахов С.Г., Вертинская Г.К.* Опыт исследования загрязнения почв металлами вокруг металлургических предприятий // Тр. ИЭМ, 1985, вып. 13 (128), с. 50–59.

46. *Медведева М.В., Яковлев А.С.* Влияние технонагрузки на состояние почвенной биоты // Всерос. сов. и выездная науч. сессия «Антропогенное воздействие на природу Севера и его экологические последствия», Апатиты, 22–25 июня, 1998: Тез. докл. – Апатиты, 1998, с. 192–193.

47. Методические указания по оценке степени опасности загрязнения почвы химическими веществами. – М.: Минздрав СССР, 1987. – 25 с.

48. *Морозова И.А., Самаев С.Б., Якубов Х.Г.* Некоторые особенности засоления почв Москвы как техногенного процесса // Прикладная геохимия. Вып. 2. Экологическая геохимия. – М.: ИМГРЭ, 2001, с. 415–426.

49. *Мырлян Н.Ф., Настас Г.И., Милкова Л.Н.* Геохимическая трансформация распределения и форм нахождения тяжелых металлов в городских почвах // Вест. МГУ. Сер. 5, 1992, № 6, с. 84–91.

50. *Никифорова Е.М., Козин И.С., Цирд К.* Особенности загрязнения городских почв полициклическими ароматическими углеводородами в связи с влиянием печного отопления // Почвоведение, 1993, № 1, с. 91–100.

51. *О`Салливан А.* Экономика города: Пер. с англ. – М.: ИНФРА-М, 2002. – 706 с.

52. *Первунина Р.И., Малахов С.Г.* Подвижность металлов, выпавших на почву в составе выбросов промышленных предприятий // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах (Тр. V Всес. сов., Обнинск, 1987). – Л.: Гидрометеиздат, 1988, с. 171–179.

53. *Перельман А.И., Касимов Н.С.* Геохимия ландшафта. – М.: Астрейя-2000, 1999. – 768 с.

54. *Перцович А.Ю., Суханов П.А.* Систематика и диагностика основных типов антропоземов и техногенных поверхностных образований // Тез. докл. Междунар. конф. «Проблемы антропогенного почвообразования», Москва, 16–21 июня, 1997. Т. 2. – М., 1997, с. 104–107.

55. *Петрянов-Соколов И.В., Сутургин А.Г.* Аэрозоли. – М.: Наука, 1989. – 144 с.

56. Почвенно-экологический мониторинг и охрана почв. – М.: Изд-во МГУ, 1994. – 272 с.

57. *Прокофьева Т.В.* Особенности функционирования городских почв под асфальтобетонными покрытиями // Тез. докл. Междунар. конф. «Проблемы антропогенного почвообразования», Москва, 16–21 июня, 1997. Т. 2. – М., 1997, с. 223–227.

58. *Прокофьева Т.В.* Почвенный покров Москвы // <http://moskvoved.narod.ru/pochva.htm>.

59. *Рохмистров В.Л.* Роль техногенеза в формировании почв урбанизированных территорий // Географические аспекты рационального природопользования в Верхневолжском Нечерноземье. – Ярославль: Изд-во Ярославского пединститута, 1984, с. 10–26.

60. *Русаков Н.В., Тонкопий Н.И., Великанов Н.Л.* Почвы мегаполисов: загрязнение и контроль // Вестник экол. образования в России, 1999, № 3, с. 12–13.

61. *Сает Ю.Е.* Антропогенные геохимические аномалии (особенности, методика изучения и экологическое значение): Автореф. дис.... д-ра геол.-мин. наук. – М.: ИМГРЭ, 1982. – 53 с.

62. *Сает Ю.Е., Ревич Б.А.* Геохимические аспекты экологии человека в городе // Проблемы экологии человека. – М.: Наука, 1986, с. 33–42.

63. *Сает Ю.Е., Ревич Б.А.* Эколого-геохимические подходы к разработке критериев нормативной оценки состояния городской среды // Изв. АН СССР, сер. географ., 1988, № 4, с. 37–46.

64. *Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Смирнова Р.С. и др.* Город как техногенный субрегион биосферы // Биогеохимическое районирование и геохимическая экология. – М.: Наука, 1985, с. 133–166.

65. *Сает Ю.Е., Смирнова Р.С.* Геохимические принципы выявления зон воздействия промышленных выбросов в городских агломерациях // Вопросы географии, 1983, № 120, с. 45–55.

66. *Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др.* Геохимия окружающей среды. – М.: Недра, 1990. – 335 с.

67. *Сатегина И.А.* Влияние загрязнения на гумус и плодородие почв промышленных ландшафтов // Ландшафтный анализ природопользования. – М.: МФ ГО СССР, 1987, с. 79–84.

68. *Сорокина Е.П.* Геохимическая структура техногенных ореолов промышленных зон различного типа // Новые области применения геохимических методов. – М.: ИМГРЭ, 1981, с. 8–13.

69. *Сорокина Е.П.* Картографирование техногенных аномалий в целях геохимической оценки урбанизированных территорий // Вопросы географии, 1983, № 120, с. 55–67.

70. *Сорокина Е.П., Азальцова Е.Б., Григорьева О.Г., Сает Ю.Е.* Выявление геохимических ассоциаций элементов как метод исследования техногенных аномалий // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. Тр. 2-го Всес. сов., Обнинск, 1978. – Л.: Гидрометеиздат, 1980, с. 91–99.

71. *Сорокина Е.П., Кулачкова О.Г., Онищенко Т.Л.* Сравнительный геохимический анализ воздействия на окружающую среду промышленных предприятий различного типа // Методы изучения техногенных геохимических аномалий. – М.: ИМГРЭ, 1984, с. 9–20.

72. *Сорокина Е.П., Янишевская Н.Б., Борисенко И.Л.* Техногенные аномалии в почвах городов как индикатор загрязнения атмосферы промышленными выбросами // Исследование окружающей среды геохимическими методами. – М.: ИМГРЭ, 1982, с. 25–37.

73. Состояние зеленых насаждений в Москве. Аналитический доклад. По данным мониторинга 1997 г. – М.: «Прима-Пресс. 1998. – 238 с.

74. *Строганова М.Н.* Почва, город и экология // Тез. докл. 2 Съезда Общества почвоведов, С.-Петербург, 27–30 июня, 1996, Кн. 1. – М., 1996, с. 46–47.

75. *Тимошин В.Н., Янин Е.П., Тимошин И.В.* Оценка отходов электронного оборудования как источника поступления ртути в окружающую среду // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2016, № 3, с. 2–7.

76. *Тимошин И.В., Янин Е.П., Тиняков К.М., Латышенко А.В.* Сбор и обезвреживание ртутьсодержащих отходов в Крыму // Твердые бытовые отходы, 2016, № 8, с. 46–49.

77. *Титова В.И., Дабахов М.В., Шафронов О.Д.* Геохимические особенности формирования почв индустриального города // Экология почвы. Избранные лекции 10-й Всероссийской школы. Т. IV. – Пушкино: ОНТИ ПНЦ РАН, 2001, с. 274–278.

78. *Тодаро М.П.* Экономическое развитие: Пер. с англ. – М.: Экономический факультет МГУ, ЮНИТИ, 1997. – 671 с.

79. *Томсон Д.* Использование городских земель в США: новые источники данных // Международная география. Вып. 7. География населения: Пер. с англ. – М.: Прогресс, 1976, с. 94.

80. *Тонконогов В.Д., Шишов Л.Л.* О классификации антропогенно-преобразованных почв // Почвоведение, 1990, № 1, с. 72–79.

81. *Трубецкой О.А., Золотарева Б.Н., Стрнад В. и др.* Влияние тяжелых металлов на величину электрокинетического потенциала илстой фракции серой лесной почвы // Агрохимия, 1992, № 1, с. 80–83.

82. *Хакимов Ф.И., Деева Н.Ф., Ильина А.А.* Почвы и почвенный покров промышленного города // Тез. докл. 2 Съезда Общества почвоведов, С.-Петербург, 27–30 июня 1966. – М., 1996, с. 143–144.

83. *Черноусенко Г.И., Ямнова И.А., Каздым А.А.* Техногенное засоление почв Москвы // Минералогия техногенеза – 2002: Сборник докладов 3 семинара, Миасс, 23–25 мая, 2002. – Миасс: Изд-во Имин УрО РАН, 2002, с. 191–200.

84. *Шлегель Г.* Общая микробиология: Пер. с нем. – М.: Мир, 1987. – 567 с.

85. Экогеохимия городских ландшафтов / Под ред. Н.С. Касимова. – М.: Изд-во МГУ, 1995. – 336 с.
86. Экология города. – М.: Научный мир, 2004. – 624 с.
87. Янин Е.П. Ртуть в окружающей среде промышленного города. – М.: ИМГРЭ, 1992. – 169 с.
88. Янин Е.П. Экологические аспекты производства и использования ртутных ламп. – М.: Диалог-МГУ, 1997. – 41 с.
89. Янин Е.П. Электротехническая промышленность и окружающая среда (эколого-геохимические аспекты). – М.: Диалог-МГУ, 1998. – 281 с.
90. Янин Е.П. Введение в экологическую геохимию. – М.: ИМГРЭ, 1999. – 68 с.
91. Янин Е.П. Химические элементы в пылевых выбросах электротехнических предприятий // Медицина труда и пром. экология, 2000, № 8, с. 24–27.
92. Янин Е.П. Эколого-геохимическая оценка состояния окружающей среды города Саранска. Состав техногенного загрязнения // Экологический вестник Мордовии, 2002, № 1, с. 25–33.
93. Янин Е.П. Ртуть в пылевых выбросах промышленных предприятий // Экологическая экспертиза, 2002, № 4, с. 10–29.
94. Янин Е.П. Промышленная пыль в городской среде (геохимические особенности и экологическая оценка). – М.: ИМГРЭ, 2003. – 82 с.
95. Янин Е.П. Оценка эмиссии ртути в атмосферу российскими предприятиями черной металлургии // Экологическая экспертиза, 2004, № 5, с. 101–108.
96. Янин Е.П. Эмиссия ртути в атмосферу российскими предприятиями черной металлургии. – М.: ИМГРЭ, 2004. – 16 с.
97. Янин Е.П. Эмиссия ртути в окружающую среду предприятиями цветной металлургии России // Экологическая экспертиза, 2004, № 5, с. 41–101.
98. Янин Е.П. Оценка эмиссии ртути в окружающую среду при производстве кокса в России // Экологическая экспертиза, 2005, № 1, с. 2–9.
99. Янин Е.П. Кадмий в пылевых выбросах промышленных предприятий и его роль в загрязнении производственной и окружающей среды // Медицина труда и промышленная экология, 2006, № 9, с. 1–5.
100. Янин Е.П. Эмиссия ртути в атмосферу при сжигании каменного угля в России // Ресурсосберегающие технологии, 2006, № 3, с. 3–14.
101. Янин Е.П. Платиновые металлы в окружающей среде (распространенность, источники, техногенное загрязнение, рециклинг) // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2008, № 5, с. 2–94.
102. Янин Е.П. Особенности распределения химических элементов в почвах промышленных зон // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2009, № 9, с. 62–69.
103. Янин Е.П. Пылевые выбросы предприятий как источник поступления ртути в городскую среду // Экология урбанизированных территорий, 2009, № 4, с. 69–72.
104. Янин Е.П. Химические элементы в пылевых выбросах электротехнических предприятий и их роль в загрязнении окружающей среды // Экологические системы и приборы, 2009, № 2, с. 53–58.
105. Янин Е.П. Особенности и экономические аспекты организации работ по ремедиации загрязненных территорий в зарубежных странах // Экономика природопользования, 2012, № 3, с. 140–148.

106. Янин Е.П. Промышленная пыль как источник поступления серебра в городскую среду // Экологическая экспертиза, 2014, № 1, с. 9–15.

107. Янин Е.П. Роль промышленной пыли в формировании общего состава и физико-химических свойств городских почв // Экологическая экспертиза, 2015, № 3, с. 53–76.

108. Янин Е.П. Геохимические последствия хозяйственной деятельности человека // Экологическая экспертиза, 2017, № 3, с. 2–43.

109. Янин Е.П. Иммобилизация химических элементов и детоксикация загрязненных почв (основные подходы и методы) // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2017, № 3, с. 2–27.

110. Янин Е.П. Оценка потенциального влияния на наземные ландшафты городских канализационных очистных сооружений // Экологическая экспертиза, 2017, № 2, с. 7–18.

111. Янин Е.П. Техногенез и окружающая среда: эколого-геохимические аспекты // Геоэкологические исследования состояния окружающей среды. – М.: ИМГРЭ, 2017, с. 8–45.

112. Янин Е.П. Эколого-геохимические преобразования пойменных ландшафтов при разливах рек и использовании речных вод для орошения в зонах техногенного загрязнения // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2018, № 6, с. 31–50.

113. Abumaizar R.J., Smith E. Heavy metal contaminations removal by soil washing // J. Hazardous Mater., 1999, 70, № 1–2, p. 71–86.

114. Barnes R.M. Childhood soil ingestion: How much dirt do kids eat? // Anal. Chem., 1990, 62, № 19, p. 1023A–1033A.

115. Beavington F. Contamination of soil with zinc, copper, lead, and cadmium, in the Wollong city area // Australian J. Soil Res., 1973, 11, p. 23–31.

116. Beavington F. Heavy-metal contamination of vegetables and soil in domestic gardens around a smelting complex // Environ. Pollut., 1975, 9, p. 211–217.

117. Bowen H.J.M. Environmental Chemistry of the Elements. – London Ltd.: Academic Press., 1979. – 333 p.

118. Buchauer M.J. Contamination of soil and vegetation near a zinc smelter by zinc, cadmium, copper, and lead // Environ. Sci. Technol., 1973, 7, p. 131–135.

119. Burkitt A., Lester P., Nickless G. Distribution of heavy metals in the vicinity of an industrial complex // Nature, 1972, 238, p. 327–328.

120. Chamberlain A.C. Aspects of the deposition of radioactive and other gases and particles // Int. J. Air Pollut., 1960, 3, p. 63–88.

121. Chapuis R., Roudier P. Les techniques de depollution // Face risque, 1995, № 311, p. 13–15.

122. Chan W.H., Vet R.J., Lusi M.A. et al. Airborne estimation of particulate emissions from stracks: a feasibility study // Atmos. Environ., 1980, 14, № 10, p. 1201–1203.

123. Chilingar G.V., Loo W.W., Khilyuk L.F., Katz S.A. Electrobioremediation of soils contaminated with hydrocarbons and metals: Progress report // Energy Sources, 1997, 19, № 2, p. 129–146.

124. De Kimpe C.R., Morel J.-L. Urban soil management: A growing concern // Soil Sci., 2000, 165, № 1, p. 31–40.

125. Eikmann Th., Michels S., Krieger Th., Einbrodt H.J. Entwicklungen und Tendenzen bei der Festlegung von Richtwerten für den Boden aus umweltmedizinischer Sicht // Wiss. und Umwelt., 1989, № 2, s. 77–81.

126. *Goodman G.T., Roberts T.M.* Plants and soils as indicators of metals in the air // *Nature* (London), 1970, 231, p. 287–292.
127. *Haines R.C.* Environmental contamination-surveys of heavy metals in urban soils and hazard assessment // *Trace Substances Environ. Health – XVII. Proc. Univ. Mo. 18th Annu. Conf., Columbia, Mo., 4-7 June, 1984. – Columbia, Mo., 1984, p. 450–460.*
128. <http://www.medport.ru/GSEN/grunt.html>.
129. *Kahle P.* Schwermetallstatus unterschiedlich genutzter Boden im Stadtgebiet von Rostok // *Wasser und Boden*, 2000, 52, № 12, s. 50–54.
130. *Markus J., McBratney A.B.* Urban soil and its classification with respect to heavy metal contamination // *Prigr. Environ. Sci.*, 2000, 2, № 3, p. 252–265.
131. *Paul P.G., Somers J.A., Scholte Ubing D.W.* Belasting van de boden in Nederland met zware metalen // *Ingenieur* (Ned.), 1981, 93, № 8, p. 15–19.
132. *Pisano M.A.* Nonpoint sources of pollution: a federal perspective // *J. Environ. Eng. Div. Proc. Amer. Soc. Civ. Eng.*, 1976, 102, № 3, p. 555–565.
133. *Purves D.* Contamination of urban garden soils with copper, boron, and lead // *Soil*, 1967, 26, p. 380–382.
134. *Purves D.* *Trace Element Contamination of the Environment.* – Amsterdam: Elsevier, 1977. – 260 p.
135. *Salomons W., Förstner U.* *Metals in the hydrocycl.* – Berlin e. a.: Springer-Verlag, 1985. – 356 p.
136. *Schwar M.J.R., Moorcroft J.S., Laxen D.P.H. et al.* Baseline metal-in-dust concentrations in greater London // *Sci. Total Environ.*, 1988, 68, p. 25–43.
137. *Stigliani W.M.* Buffering capacity: its relevance in soil and water pollution // *New J. Chem.*, 1996, 20, № 2, p. 205–210.
138. *Tadesse B., Donaldson J.D., Grimes S.M.* Contaminated and polluted land: a general review of decontamination management and control // *J. Chem. Technol. And Biotechnol.*, 1994, 60, № 3, p. 227–240.
139. *Thornton I.* Metal content of soil and dust // *Sci. Total Environ.*, 1988, 75, № 1, p. 21–39.
140. *Van Wijnun J.H., Clausing P., Brunekreef B.* Estimated soil ingestion by children // *Environ. Res.*, 1990, 51, № 2, p. 147–162.