

DOI: 10.31862/2500-2961-2020-10-2-201-225

М.В. Шабанов, М.С. МаричевСанкт-Петербургский государственный аграрный университет,
196601 г. Пушкин, Санкт-Петербург, Российская Федерация

Тяжелые металлы в почвах геохимически сопряженных ландшафтов Красноуральского промышленного узла

Представлены результаты исследования валового содержания тяжелых металлов в почвах в зоне действия медеплавильного комбината ОАО «Святогор», расположенном в Свердловской области. В ходе исследований производилась закладка разрезов на различном расстоянии и направлении от источника эмиссии. В отобранных почвенных образцах измерялась валовая концентрация Zn, Cd, Pb, Cu. По результатам анализа проводилось ранжирование с подсчетами: суммарного коэффициента загрязнения, латеральной и радиальной дифференциации тяжелых металлов, показателя техногенности. Для подтверждения путей поступления тяжелых металлов с аэропромышленными выбросами рассчитывалась максимально разовая приземная концентрация в атмосферном воздухе с подсчетом расстояния, на котором данная концентрация достигнет максимального значения. В ходе расчетов суммарного коэффициента загрязнения следует, что районы, находящиеся в непосредственной близости от источника эмиссии, имеют чрезвычайно опасную категорию загрязнения почвы. Также данные участки имеют долю техногенного вовлечения элемента более 90%. Полученные значения коэффициента радиальной дифференциации тяжелых металлов в меридиональном и широтном направлениях свидетельствует о наличии ряда физико-химических геохимических барьеров. Миграция тяжелых металлов между сопряженными системами подтверждается коэффициентами латеральной дифференциации. В ходе работы были выявлены основные источники поступления тяжелых металлов в почву, такие как аэропромышленные выбросы комбината и эоловый перенос с нарушенных земель. Среди выявленных закономерностей распространения

© Шабанов М.В., Маричев М.С., 2020

Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution 4.0 International License
The content is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License

тяжелых металлов основными являются наличие высокой степени сопряженности нарушенных земель с автономными естественными областями и периодическая смена направления и мощности аэротехногенных потоков комбината.

Ключевые слова: тяжелые металлы, техногенез, аэропромышленные выбросы, загрязнения почв, сопряженные ландшафты

Для ЦИТИРОВАНИЯ: Шабанов М.В., Маричев М.С. Тяжелые металлы в почвах геохимически сопряженных ландшафтов Красноуральского промышленного узла // Социально-экологические технологии. 2020. Т. 10. № 2. С. 201–225. DOI: 10.31862/2500-2961-2020-10-2-201-225

Original research

DOI: 10.31862/2500-2961-2020-10-2-201-225

M.V. Shabanov, M.S. Marichev

Saint Petersburg State Agrarian University,
Pushkin, St. Petersburg, 196601, Russian Federation

Heavy metals in the soils of geochemically coupled landscapes of the Krasnouralsk Industrial Centre

The results of a study of the gross content of heavy metals in soils in the area of operation of the Svyatogor copper smelter located in the Sverdlovsk region are presented. In the course of the research, sections were laid at different distances and directions from the emission source. The gross concentration of Zn, Cd, Pb, and Cu was measured in the selected soil samples. According to the results of the analysis, a ranking was carried out with the calculations of the total pollution coefficient, lateral and radial differentiation of heavy metals, and the technogenicity index. In order to confirm the routes of the arrival of heavy metals with airport emissions, the maximum single surface concentration in atmospheric air was calculated with the calculation of the distance at which this concentration reaches its maximum value. In the calculation of the total pollution coefficient, it follows that areas located in the immediate vicinity of the emission source have an extremely dangerous category of soil pollution. Also, in these areas, the proportion of technogenic

involvement of the element is more than 90%. The obtained values of the coefficient of radial differentiation of heavy metals in the meridional and latitudinal directions, indicates the presence of a number of physical and chemical geochemical geochemical barriers. The migration of heavy metals between conjugated systems is confirmed by the lateral differentiation coefficients. In the course of the work, the main sources of heavy metals entering the soil were identified, such as aero-industrial emissions of the plant and aeolian transfer from technogenic disturbed lands. Among the identified patterns of distribution of heavy metals, the main ones are the presence of a high degree of relations of disturbed lands with autonomous natural areas and periodic changes in the direction and power of aero-technogenic flows of the plant.

Key words: heavy metals, technogenesis, airport emissions, soil pollution, related landscapes

FOR CITATION: Shabanov M.V., Marichev M.S. Heavy metals in the soils of geochemically coupled landscapes of the Krasnouralsk Industrial Centre. *Environment and Human: Ecological Studies*. 2020. Vol. 10. № 2. Pp. 201–225. (In Russ.) DOI: 10.31862/2500-2961-2020-10-2-201-225

Введение

Во все среды, в том числе и почвы, могут проникать различные химические элементы. Формирование почв в ландшафте обусловлено сложными разнонаправленными потоками вещества. Наряду с вертикальной миграцией, большую роль играет латеральный (горизонтальный) транспорт вещества по поверхности почвы [Геннадиев, Касимов, 2004].

Предприятия цветной металлургии вносят огромный вклад в принос и вовлечение в геохимическую миграцию элементов, не типичных для областей, сопряженных с ними [Лянгузова, Гольдвирт, Фадеева, 2016; Barkan, Lyanguzova, 2018]. Большинство таких элементов являются потенциальными токсикантами, среди которых весомую долю составляют тяжелые металлы. Как в процессе обработки месторождений, так и при деятельности перерабатывающих комбинатов, формируются нарушенные техногенные ландшафты с высоким содержанием тяжелых металлов, концентрация которых в пределах одной функциональной ландшафтной зоны будет не одинакова. Данное распространение зависит не только от интенсивности поступления техногенных потоков, но и перераспределения поллютантов, их поведения в геохимических барьерах. Особенности формирования процессов поведения будут обуславливать радиальную и латеральную дифференциацию элементов и их соединений.

Так, в районе г. Красноуральск Свердловской области в результате активной деятельности медеплавильного комбината ОАО «Святогор» почвенный покров подвержен высокому техногенному воздействию. В окрестностях образуются почвенные геохимические аномалии тяжелых металлов с нетипично высокими концентрациями для данных областей. Как отмечал Ю.Г. Тютюнник, наблюдается тесная корреляция концентрации тяжелых металлов в атмосферном воздухе и поверхностном почвенном слое почвы [Тютюнник, 1997]. Выявление данных закономерностей свидетельствует о высокой степени влияния аэропромышленных выбросов на формирование прилегающих ландшафтов, что также отмечается рядом исследователей [Liu, Liu, 2018].

В связи с вышесказанным, целью данной работы является изучение валового содержания тяжелых металлов в почвах сопряженных ландшафтов в районе техногенной активности медеплавильного комбината. Для осуществления поставленной цели решались следующие задачи:

- 1) определить концентрацию тяжелых металлов в почвах района техногенеза;
- 2) выявить содержание тяжелых металлов в разных типах ландшафта;
- 3) проследить степень влияния сопряженных систем.

Объекты и методы исследования

Объектом исследования является почвенный покров в окрестностях города Красноуральск. На различном расстоянии от действующего медеплавильного комбината ОАО «Святогор», на одинаковых формах рельефа, закладывались почвенные разрезы (рис. 1). Исследуемые почвы классифицированы как подзолистые и дерново-подзолистые тяжелосуглинистые, с различной степенью оподзоленности и мощностью гумусового горизонта, залегающие на делювии с щебнем местных пород [Классификация и диагностика почв России, 2004]. Рельеф территории сформирован холмисто-волнистой равниной с незначительными перепадами высот [Шабанов, Маричев, 2018].

Для отбора проб на определение содержания тяжелых металлов закладывались полноценные почвенные разрезы на различном расстоянии от источника эмиссии. Определение валового содержания тяжелых металлов (цинка, кадмия, свинца и меди) проводилось методом инверсионной вольтамперометрии по методике МУ 31-11/05, внесенной в Федеральный реестр методик измерений под номером ФР.1.31.2005.02119. Для извлечения валовых форм Zn, Cd, Pb, Cu воздушно-сухая навеска почвы заливалась 50-процентной азотной кислотой в соотношении 1 : 10

(почва : раствор), с дальнейшим кипячением и добавлением 37-процентного раствора пероксида водорода.

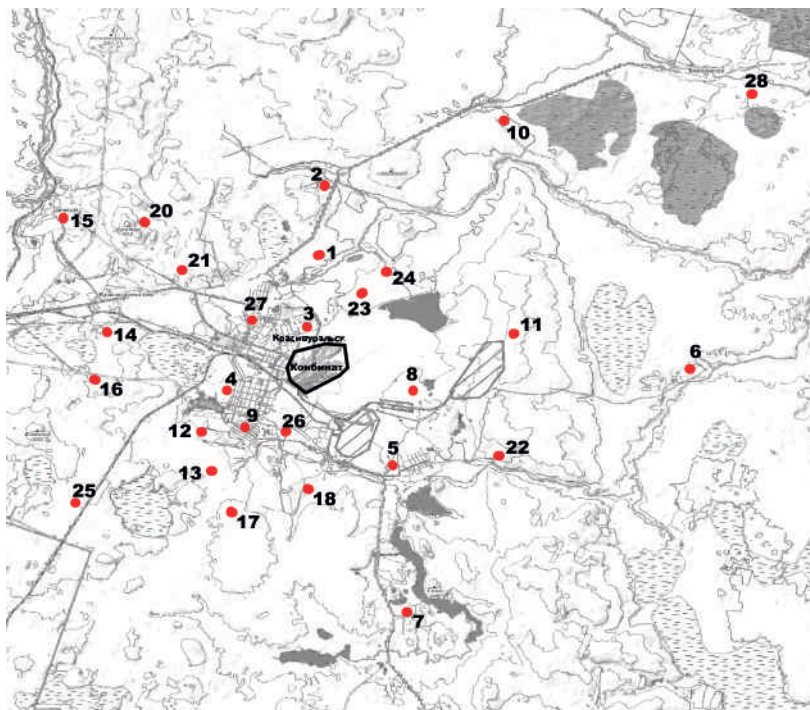


Рис 1. Точки отбора проб на территории исследуемого участка.
Масштаб 1 : 20 000.

Fig. 1. Sampling points in the study area, the number of selection points.
Scale 1 : 20 000.

Для прослеживания влияния техногенной нагрузки аэропромышленных выбросов комбината как основного источника техногенеза исследуемого района производились расчеты суммарного коэффициента загрязнения в поверхностном слое почвы 0–15 см, который концентрирует в себе компоненты воздушной среды приземного слоя.

Расчет коэффициента суммарного загрязнения (Z_c) производился по формуле:

$$Z_c = \left(\sum_{i=1}^n K_c \right) - (n-1), \quad (1)$$

где n – число, равное количеству химических элементов; K_c – коэффициент концентрации i -го химического элемента, рассчитываемый по формуле

$$K_c = C_i / C_{\text{фон}}, \quad (2)$$

где C_i – фактическое содержание элемента; $C_{\text{фон}}$ – геохимический фон.

За геохимический фон принимались средние значения валового содержания элементов в материнской породе исследуемой территории на различных участках исследования.

Для полной оценки влияния техногенной деятельности комбината, наличия аккумуляции и миграции тяжелых металлов в профиле почв проводился подсчет коэффициента радиальной (R) и латеральной (L) дифференциации тяжелых металлов [Гаврилова, Касимов, 1989] в меридиональном и широтном направлениях, рассчитываемые по формулам (3) и (4).

$$R = C_n / C_c, \quad (3)$$

где C_n – содержание элемента в горизонте n ; C_c – содержание элемента в материнской породе.

Значения R более 1 свидетельствуют о закреплении элемента генетическом горизонте и наличии барьеров, R менее 1 – о его подвижности (слабоконтрастные барьеры: $R = 1,3-1,5$; контрастные барьеры: $R = 1,5-3,0$; сильноконтрастные барьеры: $R > 3$).

$$L = C / C_{\text{авт}}, \quad (4)$$

где C – содержание тяжелых металлов в почве геохимически подчиненного ландшафта; $C_{\text{авт}}$ – содержание элемента в почве автономного ландшафта.

При выявлении доли техногенного элемента в почве от валового его содержания использовался показатель техногенности элемента (T_g ; %), рассчитываемый по формуле (5) [Baron, 2006]:

$$T_g = 100(R - 1) : R, \quad (5)$$

где R – коэффициент радиальной миграции (3).

Для выявления нагрузки и поступления тяжелых металлов с агропромышленными выбросами комбината производились расчеты максимально разовой концентрации металлов по средним данным, указанным в исследованиях А.И. Бичукиной [Бичукина, 2008; Бичукина, Парфенова, Копенкина, 2008]. Общие объемы выбросов комбината ОАО «Святогор» составляют 57 282,125 т/год. Характеристика выбросов:

- температура выбросов колеблется от 15 до 380 °С;
- объем отходящих газов от 0,00138 до 61,11 м³/с;
- высоты источников выбросов от 1,3 до 120 м;
- скорость газо-воздушной смеси от 0,00488 до 49,515 м/с [Бичукина, 2008].

Согласно вышеперечисленным параметрам, производился расчет¹ средних максимально разовой приземной концентрации (C_M) в атмосферном воздухе с поправками на 2019 г.

Расчет производился по формуле:

$$C_M = \frac{AMFmm\eta}{H^2 \sqrt[3]{V_i \Delta T}}, \quad (6)$$

где A – коэффициент, определяющий условия вертикального и горизонтального рассеивания вредных веществ в атмосферном воздухе; M – количество вредного вещества, выбрасываемого в атмосферу, г/с; F – безразмерный коэффициент, учитывающий скорость оседания вредных веществ в атмосфере; m и n – безразмерные коэффициенты, учитывающие условия выхода газовой смеси из устья источника выброса; η – безразмерный коэффициент, учитывающий влияние рельефа местности; H – высота источника выброса, м; V – объемный расход газовой смеси, м³/с; ΔT – разность между температурой выбрасываемой газовой смеси и температурой окружающего атмосферного воздуха, °С.

Расстояние (X_m) от источника выброса, на котором приземная концентрация загрязняющих веществ при неблагоприятных метеорологических условиях достигает максимального значения C_M , определяется по формуле:

$$X_m = \frac{5-F}{4} dH. \quad (7)$$

Безразмерный коэффициент d рассчитывается при условии $f < 100$ по формуле:

$$d = 7\sqrt{V_m} (1 + 0,28 \sqrt[3]{f}). \quad (8)$$

Таким образом, в результате расчетов максимально разовая концентрация (C_M) для Zn – 0,0118 мг/м³, в приземном слое, в расчете на 1 час составляет 42,48 мг/м³. Концентрация (C_M) Cd – 0,00018 мг/м³, в расчете

¹ Методы расчетов рассеивания выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферном воздухе. Утв. приказом Минприроды России от 6 июня 2017 г. № 273.

на 1 час – 0,0648 мг/м³. Концентрация (C_M) Pb – 0,011 мг/м³, в расчете на 1 час – 3,96 мг/м³. Концентрация (C_M) Cu – 0,0076 мг/м³, в расчете на 1 час – 2,16 мг/м³.

Результаты и обсуждение

Расстояние от источника эмиссии до участка, где максимальная концентрация при учитываемой средней скорости ветра 1,9 м/с и нормальных условиях, определялась по формуле (2). Для исследуемых элементов при C_M расстояние будет 1951 м. В дальнейших расчетах изменения параметров концентрации от количества выбросов при той же скорости ветра 1,9 м/с данные изменяются согласно кривой (рис. 2). Произведенные расчеты проводились при условии средней постоянной скорости ветра 1,9 м/с, без учета циркуляции атмосферных потоков и изменения температурного режима. Таким образом, данная расчетная модель показывает наличие постоянного приноса тяжелых металлов с аэрогенными потоками. В связи с интенсивной связью приземного атмосферного воздуха с почвенным покровом происходит обмен из-за диффузионных сил и накопление поллютантов в почвенном покрове. Дальнейшая их миграция в почвенном профиле происходит из-за естественных геохимических процессов и миграцией с инфильтрационными водами.

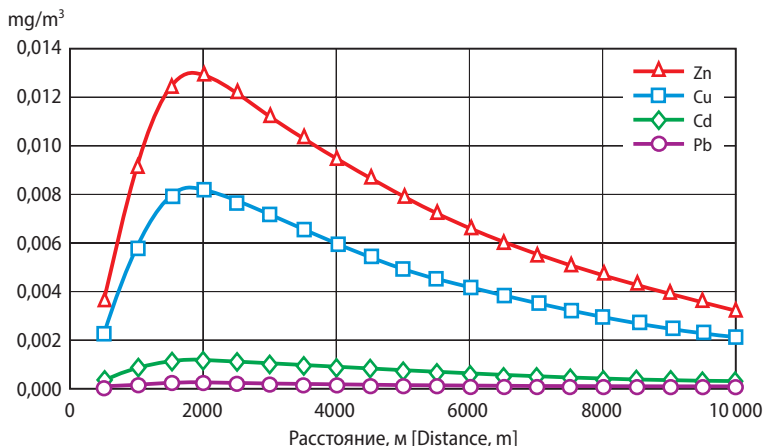


Рис. 2. Изменение максимально разовой приземной концентрации металлов (в газозудной смеси в пределах 1,5 м от поверхности почвы) с отдалением от источника эмиссии

Fig. 2. Change in the maximum single surface concentration of metals (in the gas-air mixture within 1.5 m from the soil surface) with distance from the emission source

В связи с изменением количества нагрузки и неоднородности распределения тяжелых металлов с отдалением от источника эмиссии производится учет их валового содержания в 0–15 см толщи исследуемых почв на различном расстоянии. На рис. 3 представлено содержание тяжелых металлов с сравнением с предельно допустимыми концентрациями (ПДК даны по Мукатанову [Мукатанов, 1999]).

Участки, имеющие наибольшую концентрация цинка, кадмия, свинца и меди, располагаются в районах в непосредственной близости от комбината (см. рис. 1). В местах отбора проб № 3, 5, 8, 9, 11, 23, 24, 26, 27 концентрация исследуемых металлов превышает ПДК по Мукатанову (см. рис. 3).

По исследованиям зарубежных ученых, кларк цинка в земной коре составляет 76 мг/кг [Гринвуд, Эрншо, 2008]. Отечественный ученый А.Х. Мукатанов установил предельно возможную концентрацию веществ в почве, делая упор на Уральский регион. По его мнению, для цинка ПДК равен 100 мг/кг [Мукатанов, 1999]. В исследуемых нами образцах на территории в радиусе 6–8 км от источника эмиссии концентрация цинка превышает ПДК по Мукатанову в 5 раз и более.

Для кадмия кларк в земной коре по Виноградову составляет 0,13 мг/кг. ПДК в почвах по Мукатанову 3,0 мг/кг [Там же]. В районе интенсивной нагрузки Красноуральского промузла, в местах отбора проб № 3, 11, 20, 24, превышение ПДК – в 1,5–2 раза (см. рис. 3).

Кларк свинца в земной коре по Гринвуду и Эрниго составляет 13,0 мг/кг [Гринвуд, Эрншо, 2008], ПДК в почвах 32,0 мг/кг [Мукатанов, 1999]. На участках, имеющих высокую степень техногенной нагрузки, концентрация свинца выше ПДК в 10–50 раз (см. рис. 3).

Кларк меди в земной коре 47,0 мг/кг [Гринвуд, Эрншо, 2008], ПДК 55,0 мг/кг [Мукатанов, 1999]. В районе исследования, в радиусе 6–8 км от источника выбросов (см. рис. 1), концентрация меди выше ПДК в 20–50 раз (см. рис. 3).

Все вышеописанные районы исследования с концентрациями тяжелых металлов, превышающими ПДК, относятся к участкам, приуроченным к нестабильному функционированию ландшафтных систем. Данные территории являются аллохтонными ландшафтными областями. За счет относительного понижения участков вблизи расположения комбината и его окраин в радиусе порядка 8 км происходит дополнительное подчинение указанных территорий с автохтонными ландшафтами, распределенными в отдаленных районах. Тем самым прослеживается латеральная дифференциация тяжелых металлов в областях, распределенных на границе данных структурных единиц ландшафтов, служащих буферной зоной на пути распространения поллютантов аэропромышленных выбросов.

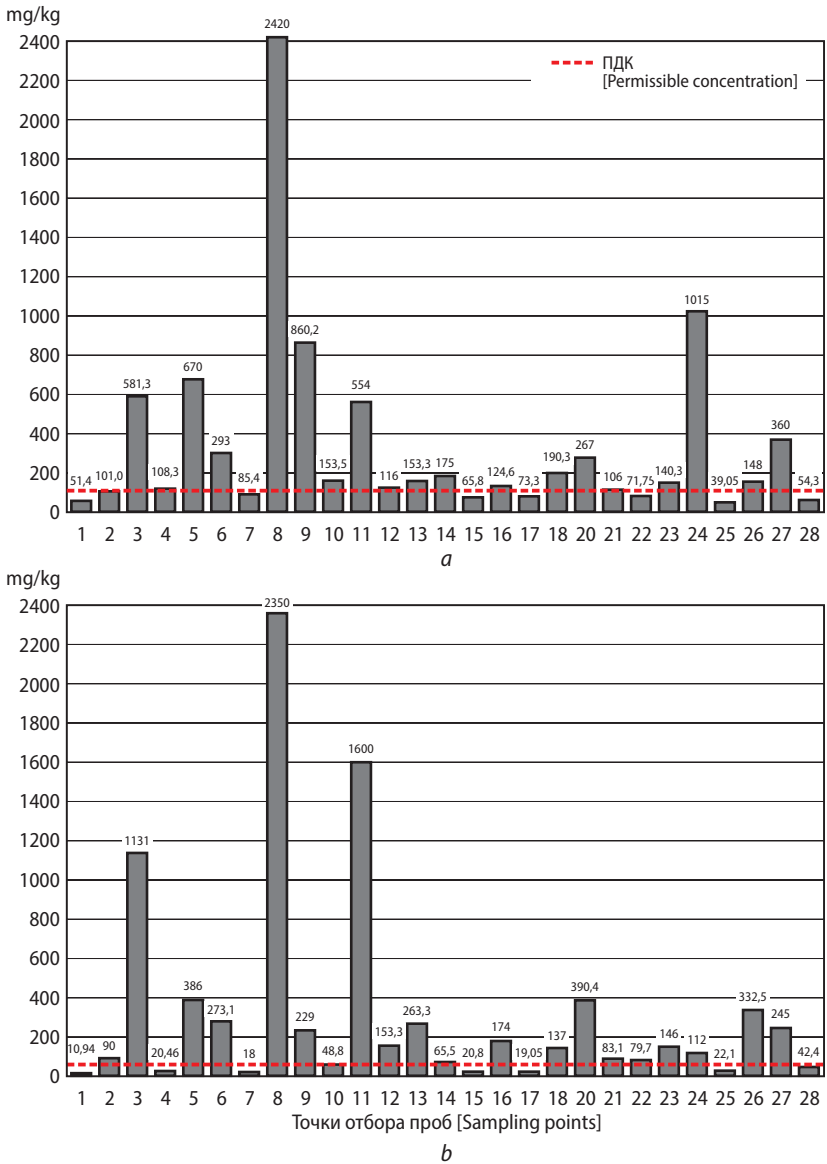


Рис. 3. Содержание тяжелых металлов в верхней минеральной (0–15 см) толще почв исследуемого района:

a – цинк; *b* – медь; *c* – свинец; *d* – кадмий.

ПДК по [Мукатанов, 1999]

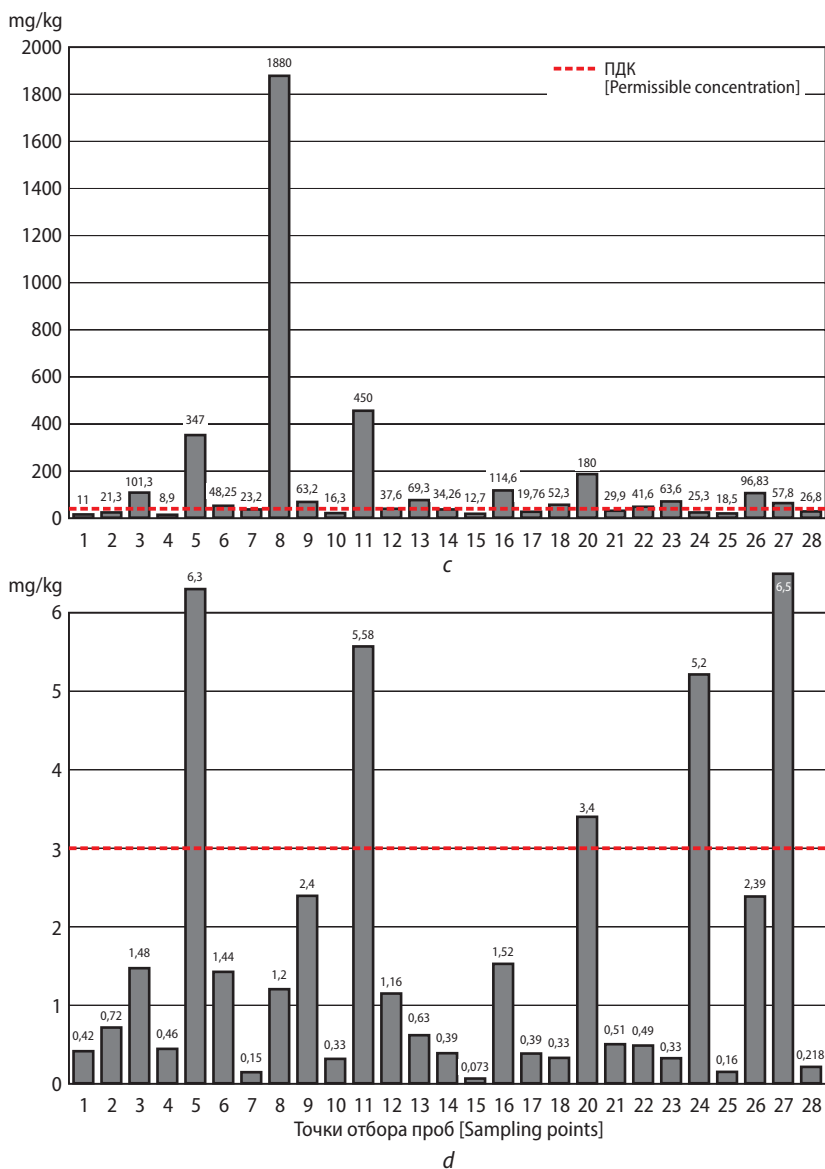


Fig. 3. The content of heavy metals in the upper mineral 0–15 cm thick soils of the study area:

a – Zn; *b* – Cu; *c* – Pb; *d* – Cd.

Permissible concentration for [Mukatanov, 1999]

Автохтонные территории являются автономными за счет наибольшей стабилизации компонентов ландшафтного комплекса. Лесные провинции, функционирующие в полном объеме, обладают высокой способностью к самовосстановлению. Тем самым участки, расположенные на границе между данными комплексами, перераспределяют компоненты техногенных потоков рассеивания в подчиненные системы.

Для подтверждения вовлечения цинка, кадмия, свинца и меди в геохимический круговорот именно за счет аэрогенного поступления и перераспределения компонентов между ландшафтными комплексами, учитывалась доля техногенности элементов, т.е. процент каждого из исследуемых тяжелых металлов на участках отбора проб (табл. 1). Участки в местах отбора № 3, 5, 8, 9, 11, 20, 24, 26, 27 имеют долю техногенности более 90% (см. табл. 1). Данные районы, помимо прямого поступления поллютантов с агропромышленными выбросами, имеют дополнительный поток тяжелых металлов с прилегающих ландшафтов, что описывалось выше. Общая картина распределения тяжелых металлов по доле техногенности имеет следующий вид: $Cd_{92,7} > Zn_{88,8} > Cu_{88,6} > Pb_{77,1}$. В данном ряду распределения большая доля вовлечения кадмия определяется за счет своего наименьшего содержания в материнских породах исследуемого района с относительно высоким содержанием в поверхностном слое почвы. В свою очередь, высокие фоновые значения свинца уменьшают долю его техногенного вовлечения.

Общие закономерности распределения и наличия тяжелых металлов в поверхностном слое почвы обуславливаются наличием такого мощного геохимического барьера, как гумусовый. Значительная часть среди различных форм меди и свинца входит в состав комплексных соединений с органическим веществом [Фоновое содержание и состав соединений, 2015]. Значительное накопление кадмия в гумусово-элювиальных горизонтах происходит за счет вымывания обменных катионов кальция и магния [Шабанов, Маричев, 2018] и вследствие меньшей конкурентной сорбцией с данными ионами [Путилина, 2009].

При подсчете суммарного коэффициента загрязнения (Z_c) (см. рис. 4), почвы районов отбора № 7, 15, 25, 28 имеют допустимую категорию загрязнения. Чрезвычайно опасную категорию загрязнения имеют почвы районов отбора № 3, 5, 8, 9, 11, 20, 26, 27. Данные районы наиболее подвержены техногенной деятельности. Происходит поступление поллютантов не только с агропромышленными выбросами, но и с приносом с техногенно-поверхностных образований, складированных в окрестностях комбината и Сорьинского хвостохранилища. Остальные участки относятся к опасной категории.

Таблица 1

Доля техногенности элементов в почвах, %
[The percentage of technogenic elements in soils, %]

Точки отбора проб [Sampling points]	Zn	Cd	Pb	Cu
1	70,21	92,62	21,82	43,33
2	84,84	95,69	59,62	93,11
3	97,37	97,91	91,51	99,45
4	85,86	93,26	99,16	69,70
5	97,71	99,51	97,52	98,39
6	94,77	97,85	82,18	97,73
7	82,07	79,33	62,93	65,56
8	99,37	97,42	99,54	99,74
9	98,22	98,71	86,39	97,29
10	90,03	90,61	47,24	87,30
11	97,24	99,44	98,09	99,61
12	86,80	97,33	77,13	95,96
13	90,01	95,08	87,59	97,65
14	91,25	92,05	74,90	90,53
15	76,73	57,53	32,28	70,19
16	87,71	97,96	92,50	96,44
17	79,11	92,05	56,48	67,45
18	91,95	90,61	83,56	95,47
20	94,27	99,09	95,22	98,41
21	85,56	93,92	71,24	92,54
22	84,61	94,83	82,61	93,71
23	89,09	90,61	86,48	95,75
24	97,21	96,90	95,74	94,96
25	60,79	80,63	53,51	71,95
26	89,66	98,70	91,12	98,14
27	95,75	99,57	85,12	97,47
28	71,80	85,78	67,91	85,38

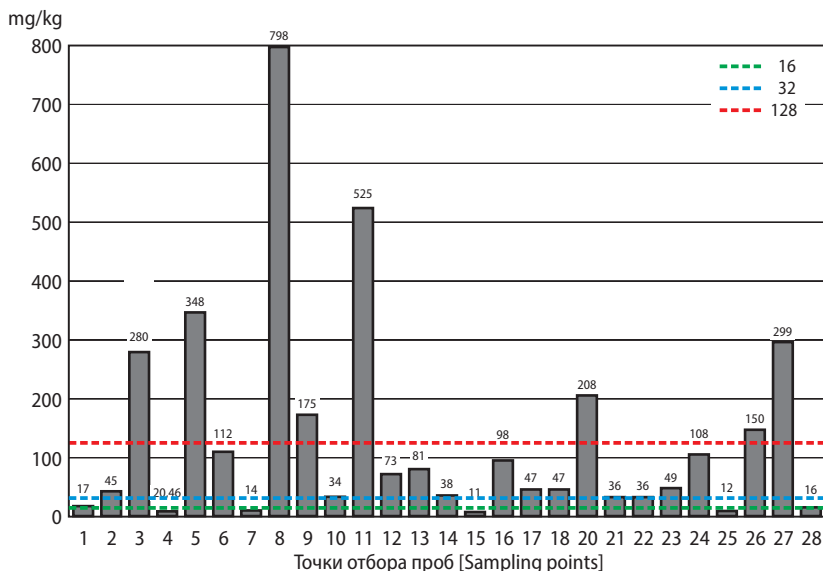


Рис. 4. Коэффициент суммарного загрязнения.

Менее 16 – низкий уровень, 16–32 – средний, 32–128 – высокий, более 128 – очень высокий

Fig. 4. The coefficient of total pollution.

Up to 16 – low, 16–32 – medium, 32–128 – high, more 128 – very high

Для более детального анализа и прослеживания путей распространения и поведения исследуемых тяжелых металлов в почве рассчитывался коэффициент радиальной дифференциации, отражающий наличие закрепления или миграции тяжелых металлов и присутствие геохимических барьеров.

В меридиональном направлении в северной и южной сторонах от источника эмиссии (рис. 5) коэффициент радиальной дифференциации тяжелых металлов больше единицы, что свидетельствует о накоплении их в профиле почв. Особо высокие значения коэффициента отмечены в южном направлении в гумусово-иллювиальных горизонтах. За счет высокой функциональной активности гумусовых кислот происходит образование комплексных гетерополярных соединений с металлами. Далее вниз по профилю отмечается уменьшение коэффициента, что свидетельствует о миграции и наличии иллювиальных процессов в профиле. В северном направлении с отдалением от комбината коэффициент миграции уменьшается в гумусово-элювиальных горизонтах (см. рис. 5).

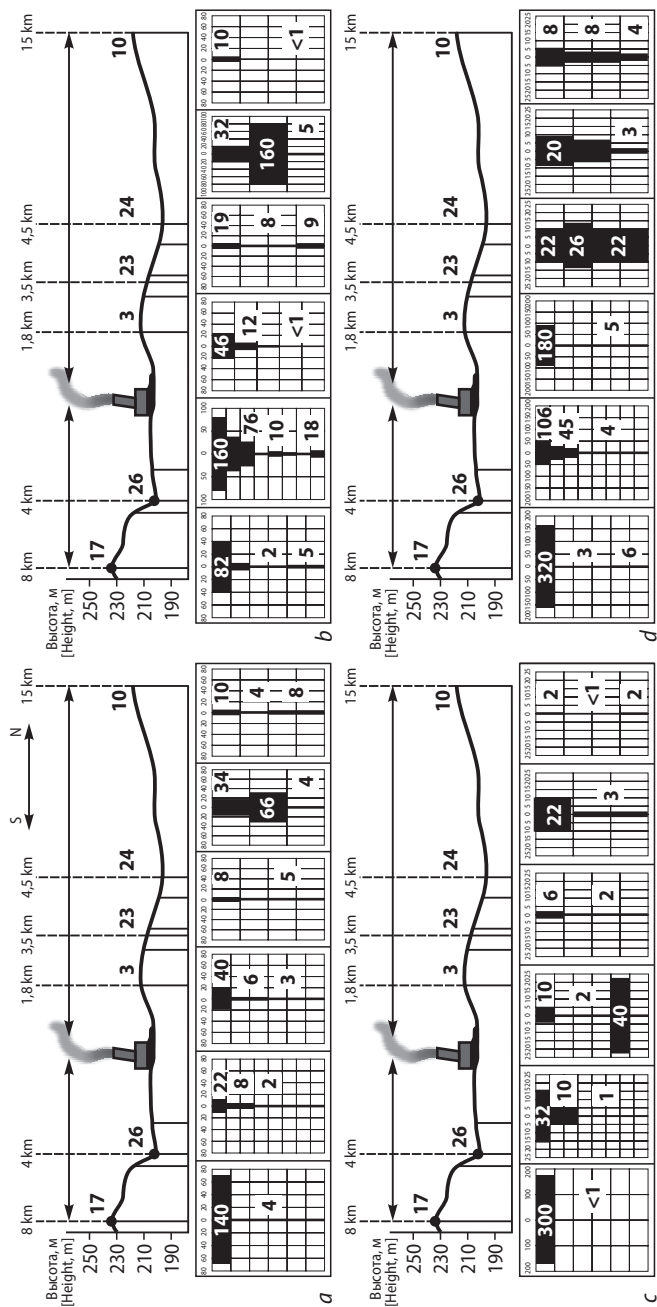


Рис 5. Радиальная дифференциация тяжелых металлов в почвах в меридиональном направлении:

a – цинк; *b* – кадмий; *c* – свинец; *d* – медь

Fig. 5. Radial differentiation of heavy metals in the meridional direction:

a – zinc; *b* – cadmium; *c* – lead; *d* – copper

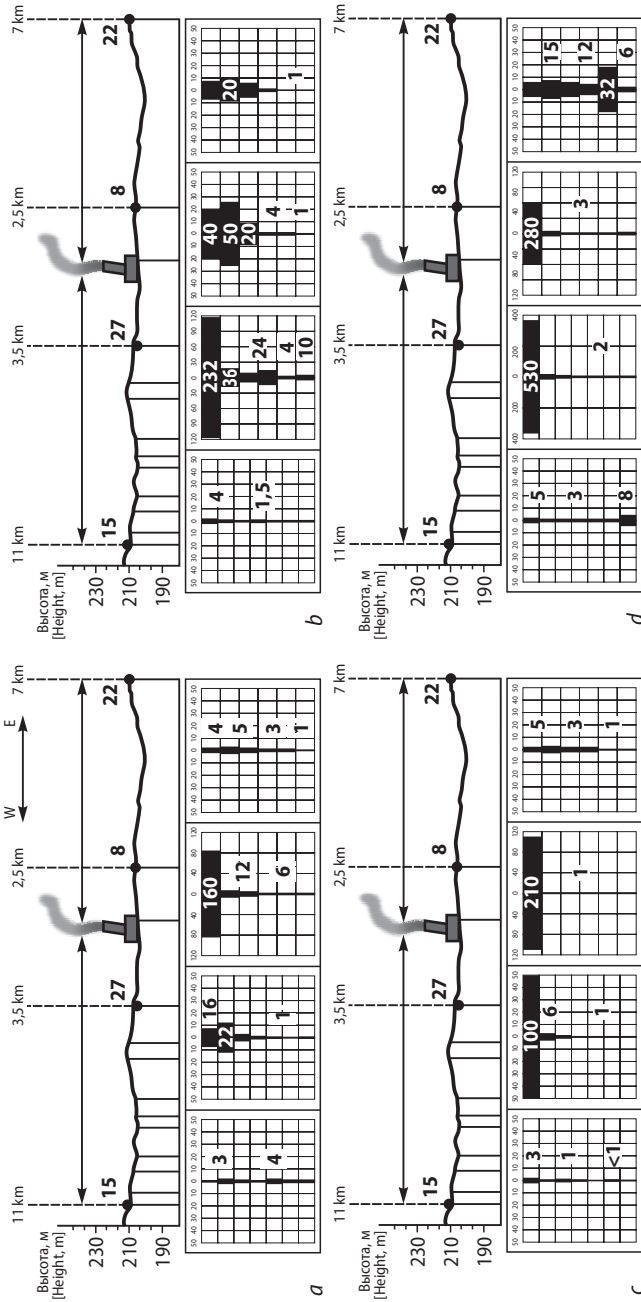


Рис. 6. Радиальная дифференциация тяжелых металлов в широтном направлении:

a – цинк; *b* – кадмий; *c* – свинец; *d* – медь

Fig. 6. Radial differentiation of heavy metals in the latitudinal direction:

a – zinc; *b* – cadmium; *c* – lead; *d* – copper

В широтном направлении относительно комбината (см. рис. 6), коэффициент радиальной дифференциации имеет аналогичную закономерность распределения по профилю относительно отдаления от комбината. Наибольшее закрепление тяжелых металлов приурочено к районам вблизи комбината (точки сбора № 8, 27). В дальних участках (точка 15) коэффициент распределен по профилю равномерно, с незначительным увеличением в верхних горизонтах. Данное обстоятельство свидетельствует о меньшем поступлении тяжелых металлов в почву на данном участке, в связи с чем степень накопления в горизонтах незначительная.

В меридиональном и широтном направлениях коэффициент радиальной дифференциации Zn, Cd, Pb, Cu зависит от степени поступления металлов с атмосферными потоками и наличию геохимических барьеров в почве. Вблизи комбината, из-за своей более высокой массы по сравнению с газовой частью, происходит оседание смеси аэрозольных фракций, содержащих взвешенные частицы. Данные компоненты аэрозоля в большей степени содержат медь и цинк [Геохимия окружающей среды, 1990]. За счет более быстрого оседания крупных аэрозольных фракций и более медленного перехода в подвижное состояние и поступления в почву происходит накопление тяжелых металлов, не свойственное для данных областей. С отдалением от эмиссии тяжелые металлы поступают с газовой фракцией в виде ионной формы, тем самым быстрее вовлекаются в геохимический круговорот, закрепляясь или мигрируя в почвенном профиле.

Наряду с внутripочвенным потоком вещества, обусловленным физико-химическими параметрами, важную роль в формировании ландшафтов играет горизонтальный перенос веществ, или латеральная дифференциация. В зависимости от значений коэффициента латеральной дифференциации, равному отношению содержания элемента в подчиненном ландшафте к его содержанию в автономном, выделяются определенные виды и разновидности элементов (табл. 2).

В меридиональном направлении с южной стороны от источника эмиссии компоненты ландшафтов имеют транзитно-сопряженную разновидность в верхних горизонтах, где $L < 0,7$ (рис. 7), что обуславливается горизонтальной миграцией вещества к сопряженным ландшафтам. К нижним горизонтам происходит преобразование в монотонно-сопряженные комплексы, что свидетельствует о равномерном распределении тяжелых металлов относительно соседних компонентов ландшафтов.

Таблица 2

**Виды и разновидности латеральной дифференциации элементов [Gennadiyev, Kasimov, 2004]
[Types and varieties of lateral differentiation of elements [Gennadiyev, Kasimov, 2004]]**

Литохимическая дифференциация [Lithochemical differentiation]	Латерально-миграционная дифференциация [Lateral migration differentiation]		
	Аккумулятивный [Accumulative]	Монотонный [Monotonous]	Транзитный [Transit]
	$L^* > 1,3$	$0,7 < L < 1,3$	$L < 0,7$
Аккумулятивный (концентрация в подчиненных ландшафтах), $L > 1,3$ [Accumulative (concentration in subordinate landscapes)]	Аккумулятивно-сопряженный [Accumulative conjugate]	Монотонно-аккумулятивный [Monotonically accumulative]	Транзитно-аккумулятивный [Transit-accumulative]
Монотонный (равномерное распределение) [Monotone (uniform distribution)]	Аккумулятивно-монотонный [Accumulative-monotonous]	Монотонно-сопряженный [Monotone-conjugate]	Транзитно-монотонный [Transit-monotonous]
Транзитный (рассеяние в подчиненных ландшафтах) [Transit (scattering in subordinate landscapes)]	Аккумулятивно-транзитный [Accumulative-transit]	Монотонно-транзитный [Monotone-transit]	Транзитный сопряженный [Transit conjugate]

Примечание: L – коэффициент латеральной дифференциации элементов.
[Note. L – the coefficient of lateral differentiation of elements.]

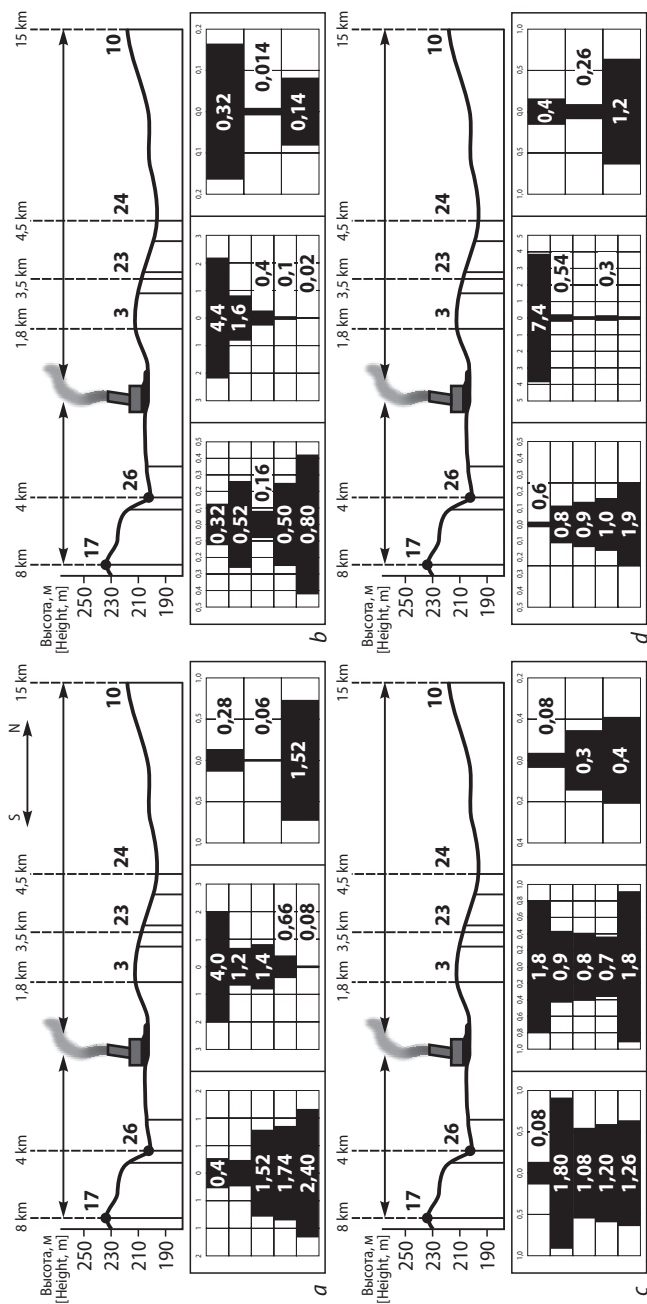


Рис. 7. Латеральная дифференциация тяжелых металлов в почве в меридиональном направлении:

а – цинк; *б* – кадмий; *с* – свинец; *д* – медь

Fig. 7. Lateral differentiation of heavy metals in the meridional direction:

a – zinc; *b* – cadmium; *c* – lead; *d* – copper

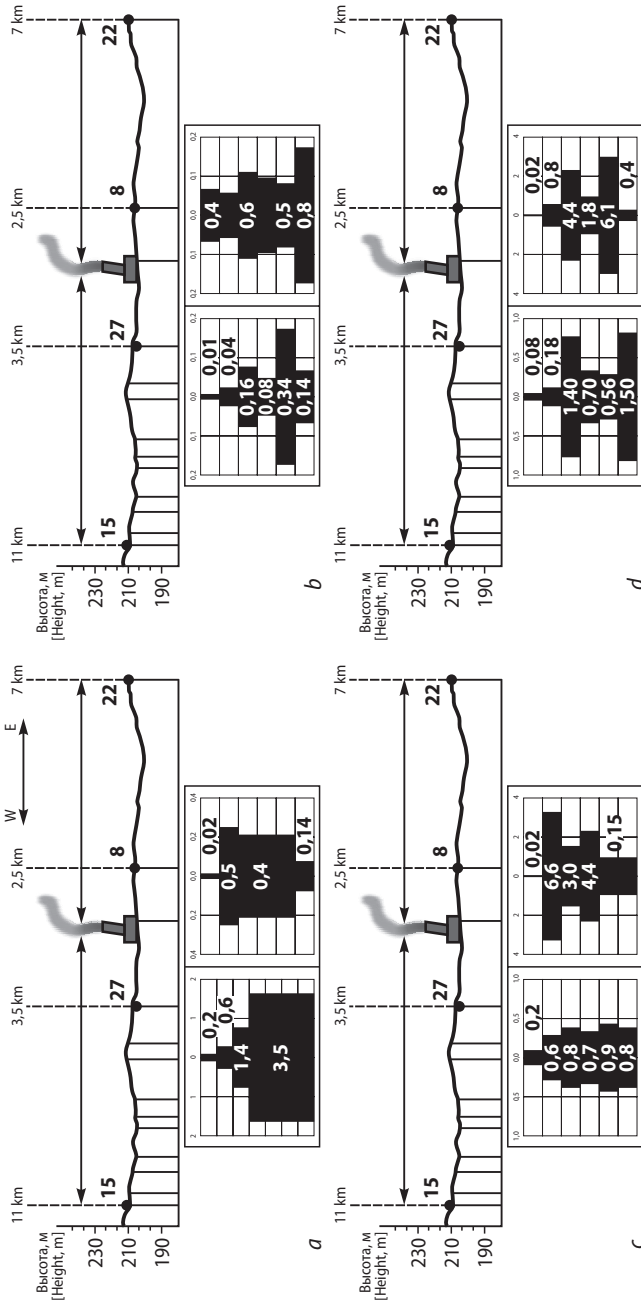


Рис. 8. Латеральная дифференциация тяжелых металлов в широтном направлении:

a – цинк; *b* – кадмий; *c* – свинец; *d* – медь

Fig. 8. Lateral differentiation of heavy metals in the latitudinal direction.

a – zinc; *b* – cadmium; *c* – lead; *d* – copper

Севернее комбината (районы отбора проб № 3 и 23) верхние горизонты имеют аккумулятивный сопряженный характер, где коэффициент $L > 1,3$ (см. рис. 7). В описываемых районах происходит накопление тяжелых металлов за счет преобладания воздушных масс в данном направлении и незначительной отдаленности от источника эмиссии, что также подтверждается наиболее высокой разовой приземной концентрацией исследуемых элементов (см. рис. 2). С глубиной коэффициент латеральной дифференциации изменяется до величины $L < 0,7$ (см. рис. 7), что свидетельствует о переносе веществ в сопряженные районы. С отдалением от комбината в северном направлении латерально-миграционная дифференциация имеет транзитный сопряженный тип. В районах отбора проб № 24 и 10 коэффициент $L < 0,7$ (см. рис. 7), что характеризует миграцию тяжелых металлов с сопряженных территорий.

В широтном направлении западнее комбината коэффициент латеральной дифференциации $L < 0,7$ в верхних горизонтах для Zn и Cu и по всему профилю – для Cd и Pb (рис. 8). Данные участки относятся к транзитным сопряженным разновидностям и характеризуются транспортом элементов в сопряженные районы. Вниз по профилю в местах отбора № 15 и 27 для Zn и Cu разновидность изменяется на аккумулятивную сопряженную, что свидетельствует о накоплении данных металлов в подчиненных районах № 27 (см. рис. 8). Восточнее источника эмиссии лишь средняя часть профиля для Pb и Cu характеризуется аккумуляцией в подчиненных ландшафтах. В остальных случаях происходит рассеивание в подчиненные области по всем исследуемым элементам как в верхних горизонтах для Pb и Cu, так и по всему профилю для Zn и Cd. Так, в зависимости от изменений физико-химических процессов, происходит закрепление тяжелых металлов в разных частях почвенного профиля, как в виде прочных органоминеральных комплексов, так и в различных обменных формах с участием адсорбционных сил, что отмечается рядом зарубежных исследователей [Costa et al., 2014; Najafi, Jalali, 2016; Liu, Wang, Xue, 2017].

Выводы

Концентрация валового содержания тяжелых металлов в районе Красноуральского промузла в поверхностном слое почвы выше уровня ПДК (по Мукатанову). В среднем ПДК превышен для цинка – в 5 раз; для кадмия – в 1,5–2 раза; свинца – в 10–50 раз; меди – в 20–50 раз. Согласно расчетам суммарного коэффициента загрязнения почв, следует, что территории, наиболее подверженные техногенной нагрузке, находятся в непосредственной близости от комбината и нарушенных

земель и имеют чрезвычайно опасную категорию загрязнения почв. Отношение концентраций исследуемых тяжелых металлов распределяется в следующем порядке: $Zn > Cu > Pb > Cd$. Данный ряд подтверждается расчетами разовой приземной концентрацией исследуемых металлов, имеющей аналогичный порядок увеличения значений.

Основные пути поступления тяжелых металлов в почвенный покров происходят с агропромышленными выбросами в атмосферу. Дальность распространения поллютантов зависит от климатических условий местности и будет отличаться от используемых модельных расчетов. Тем не менее, общая закономерность будет соответствовать полученным расчетам: на расстоянии 2 км от источника эмиссии размер максимально разовой приземной концентрации в атмосферном воздухе, поступающей в час, для $Zn - 42,48 \text{ мг/м}^3$, $Cd - 0,0648 \text{ мг/м}^3$, $Pb - 3,96 \text{ мг/м}^3$, $Cu - 2,16 \text{ мг/м}^3$. В результате наличия комплекса сопряженных ландшафтных зон общая картина распространения тяжелых металлов и вовлечения их в геохимический круговорот объясняется принципом латеральной и радиальной дифференциации внутри компонентов системы, согласно которым основные транзитные участки располагаются в районах вблизи комбината.

Сопряженные системы выступают в качестве обменных участков с автономными областями. Данные подчиненные территории находятся в пониженных участках местности в радиусе порядка 8 км от источника эмиссии. Тем самым поступление поллютантов происходит еще за счет дополнительных потоков с сопряженных областей и нарушенных территорий. Такой двойной вклад нагрузки на подчиненные системы ведет к еще большей доли техногенной напряженности на ландшафтные комплексы и аккумуляции тяжелых металлов в районах, не подчиняющихся основному аэрогенному принципу распределения масс.

Библиографический список / Reference

Бичукина И.А. Методологические основы системы комплексного экологического мониторинга промышленной площадки медеплавильного комбината: на примере ОАО «Святогор»: Дис. ... канд. геол.-мин. наук. Екатеринбург, 2008. [Bichukina I.A. Metodicheskie osnovy sistemy kompleksnogo ekologicheskogo monitoringa promyshlennoj ploshhadki medeplavil'nogo kombinata: na primere ОАО "Svyatogor" [Methodical bases of system of complex ecological monitoring of an industrial site of copper-smelting combine: on the example of JSC Svyatogor]. PhD diss. Ekaterinburg, 2008.]

Бичукина А.И., Парфенова Л.П., Копенкина О.А. Факторы формирования геоэкологических условий территории Сорьинского хвостохранилища // Известия вузов. Горный журнал. 2008. № 8. С. 192–194. [Bichukina A.I., Parfenova L.P.,

Kopenkina O.A. Factors of formation of geocological conditions of the territory Sor'inskogo tailings. *News of Higher Institutions. Mining Journal*. 2008. No. 8. Pp. 192–194. (In Russ.)

Гаврилова И.П., Касимов Н.С. Практикум по геохимии ландшафта. М., 1989. [Gavrilova I.P., Kasimov N.S. Praktikum po geohimii landshafta [Workshop on landscape geochemistry]. Moscow, 1989.]

Геннадиев А.Н., Касимов Н.С. Латеральная миграция вещества в почвах и почвенно-геохимические катены // Почвоведение. 2004. № 12. С. 1447–1461. [Gennadiyev A.N., Kasimov N.S. Lateral migration of substances in soils and soil-geochemical catenas. *Soil Science*. 2004. No. 12. Pp. 1447–1461. (In Russ.)]

Геохимия окружающей среды / Саэт Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. М., 1990. [Saet Yu.E., Revich B.A., Yanin E.P. et al. Geohimiya okruzhayushhej sredy [Geochemistry of the environment]. Moscow, 1990.]

Гринвуд Н., Эрншо А. Химия элементов. М., 2008. Т. 1. [Greenwood N., Earnshaw A. Himiya elementov [Chemistry of the elements]. Translated from English. Moscow, 2008. Vol. 1.]

Классификация и диагностика почв России / Шишов Л.Л., Тонконогова В.Д., Лебедева И.И. и др. Смоленск, 2004. [Shishov L.L., Tonkonogova V.D., Lebedeva I.I. et al. Klassifikatsiya i diagnostika pochv Rossii [Classification and diagnostics of soils in Russia]. Smolensk, 2004.]

Лянгузова И.В., Гольдвирт Д.К., Фадеева И.К. Пространственно-временная динамика загрязнения Al–Fe-гумусового подзола в зоне влияния комбината цветной металлургии // Почвоведение. 2016. № 10. С. 1261–1276. [Lyanguzova I.V., Goldwirt D.K., Fadeeva I.K. Spatio-temporal dynamics of Al–Fe-humus podzol contamination in the zone of influence of the nonferrous metallurgy plant. *Soil Science*. 2016. No. 10. Pp. 1261–1276. (In Russ.)]

Мукатанов А.Х. Вопросы эволюции и районирования почвенного покрова Республики Башкортостан. Уфа, 1999. [Mukatanov A.H. Voprosy evolyucii i rajonirovaniya pochvennogo pokrova Respubliki Bashkortostan [The evolution and zonation of soil cover of the Republic of Bashkortostan]. Ufa, 1999.]

Путилина В.С., Галицкая И.В., Юганова Т.И. Адсорбция тяжелых металлов почвами и горными породами. Характеристики сорбента, условия, параметры и механизмы адсорбции: Аналитический обзор. Новосибирск, 2009. [Putilina V.S., Galitskaya I.V., Yuganova T.I. Adsorbtsiya tyazhelykh metallov pochvami i gornymi porodami. Kharakteristiki sorbenta, usloviya, parametry i mekhanizmy adsorbtsii [Adsorption of heavy metals by soils and rocks. Characteristics of the sorbent, conditions, parameters, and mechanisms of adsorption]. Analytic review. Novosibirsk, 2009.]

Тютюнник Ю.Г. Зависимость содержания тяжелых металлов в урбаноэмах от уровня загрязнения атмосферного воздуха // География и природные ресурсы. 1997. № 2. С. 63–67. [Tyutyunnik Yu.G. Dependence of the content of heavy metals in urbanozems on the level of atmospheric air pollution. *Geography and Natural Resources*. 1997. No. 2. Pp. 63–67. (In Russ.)]

Фоновое содержание и состав соединений цинка, меди и свинца в черноземе обыкновенном естественных ландшафтов Ростовской области / Бауэр Т.В., Минкина Т.М., Манджиева С.С. и др. // Научный журнал Российского научно-исследовательского института проблем мелиорации. 2015. № 4 (20). С. 186–199. [Bauer T.V., Minkina T.M., Mandzhieva S.S. et al. Background content and composition of zinc, copper and lead compounds in ordinary chernozem of natural

landscapes of Rostov region. *Scientific Journal of the Russian Research Institute of Reclamation Problems*. 2015. No. 4 (20). Pp. 186–199. (In Russ.)]

Шабанов М.В., Маричев М.С. Характер изменения кислотно-основных свойств почв в зоне техногенеза (на примере Красноуральского промузла) // Известия Уральского горного геологического университета. 2018. № 1 (49). С. 55–61. [Shabanov M.V., Marichev M.S. The nature of the change of acid-base properties of soils in the zone of technogenesis (on the example of Krasnouralskiy promote)]. *News of the Ural State Mining University*. 2018. No. 1 (49). Pp. 55–61. DOI: 10.21440/2307-2091-2018-1-55-61 (In Russ.)]

Шабанов М.В., Маричев М.С. Изменение физико-химических свойств почв, подверженных техногенной нагрузке (на примере Красноуральского промузла) // Агрохимический вестник. 2018. № 6. С. 19–25. [Shabanov M.V., Marichev M.S. Change of physico-chemical properties of soils subjected to technogenic load (on the example of Krasnouralsk industrial). *Agrochemical Herald*. 2018. No. 6. Pp. 19–25. DOI: 10.24411/0235-2516-2018-10054 (In Russ.)].

Barkan V.Sh., Lyanguzova I.V. Concentration of heavy metals in dominant moss species as an indicator of aerial technogenic load. *Russian Journal of Ecology*. 2018. Vol. 49. No. 2. Pp. 128–134. DOI: 10.1134/S1067413618020030

Baron S., Carignan J., Ploguin A. Dispersion of heavy metals (metalloids) in soil from 800-year-old pollution (Mont-Lozeve, France). *Environ Sci. Technol*. 2006. Vol. 40. Pp. 5319–5326.

de Costa S.E.T., Guilherme L.R.G., Lopes G. et al. Effect of equilibrium solution ionic strength on the adsorption of Zn, Cu, Cd, Pb, As, and P on aluminum mining by-product. *Water Air Soil Pollut*. 2014. No. 225. P. 1894. DOI: 10.1007/s11270-014-1894-0

Liu G., Wang J., Xue W. et al. Effect of the size of variable charge soil particles on cadmium accumulation and adsorption. *Soils Sediments*. 2017. Vol. 17. P. 2810. DOI: 10.1007/s11368-017-1712-6

Liu Z., Liu Y. Does anthropogenic land use change play a role in changes of precipitation frequency and intensity over the Loess Plateau of China. *Remote Sens*. 2018. No. 10. P. 1818. DOI: 10.3390/rs10111818

Najafi S., Jalali M. Effect of heavy metals on pH buffering capacity and solubility of Ca, Mg, K, and P in non-spiked and heavy metal-spiked soils. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2016. Vol. 188. P. 342. DOI: 10.1007/s10661-016-5329-9

Статья поступила в редакцию 25.11.2019, принята к публикации 20.01.2020
The article was received on 25.11.2019, accepted for publication 20.01.2020

Сведения об авторах / About the authors

Шабанов Михаил Викторович – кандидат сельскохозяйственных наук; доцент кафедры почвоведения и агрохимии им. Л.Н. Александровой факультета агротехнологий, почвоведения и экологии, Санкт-Петербургский государственный аграрный университет

Mikhail V. Shabanov – PhD in Agricultural Sciences; Associate Professor at the Department of Soil Science and Agrochemistry of the Faculty of Agrotechnology, Soil Science and Ecology, Saint Petersburg State Agrarian University

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4725-3673>

E-mail: geohim.spb@gmail.com

Маричев Максим Сергеевич – аспирант кафедры почвоведения и агрохимии им. Л.Н. Александровой факультета агротехнологий, почвоведения и экологии, Санкт-Петербургский государственный аграрный университет

Maksim S. Marichev – graduate student at the Department of Soil Science and Agrochemistry of the Faculty of Agrotechnology, Soil Science and Ecology, Saint Petersburg State Agrarian University

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0429-2234>

E-mail: m.s.marichev@yandex.ru

Заявленный вклад авторов

М.В. Шабанов – общее руководством направления исследования, планирование исследований, участие в полевых работах, проверка текста статьи.

М.С. Маричев – участие в полевых работах, лабораторный и математический анализ, написание и подготовка текста статьи.

Contribution of the authors

M.V. Shabanov – general direction of the research, research planning, participation in field work, checking the text of the article.

M.S. Marichev – participation in field work, laboratory and mathematical analysis, writing and preparing the text of the article.

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи

All authors have read and approved the final manuscript