

THE DYNAMICS OF COMPOSITION OF *BRASSICACEAE*
ANTHROPOPHILOUS SPECIES IN CASPIAN LOWLAND
IN AZERBAIJAN

F. G. Movsumova

SUMMARY

Results of long-term (2001—2011) study of *Brassicaceae* species in natural and secondary habitats in the desert of Caspian Lowland in Azerbaijan are presented. It was established that 21 of 23 studied species were anthropophilous (or synanthropic). Formation and dynamics of species composition of *Brassicaceae* family in saltwort deserts under anthropogenic impact were related to methods of management particularly pastures, highways and railways etc. Southern plants move to the North due to availability of disturbed habitats with changed soil mechanical composition, water and chemical regimes (including salt one).

Key words: *Brassicaceae*, anthropogenic impact, mechanical impact, of anthropophilous plants, desert, Caspian Lowland.

C.203-222.

Раст. ресурсы, вып. 2, 2013

СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ЛЕКАРСТВЕННЫХ
РАСТЕНИЯХ В ЗОНЕ АЭРОТЕХНОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ
СРЕДНЕУРАЛЬСКОГО МЕДЕПЛАВИЛЬНОГО ЗАВОДА

© М. Р. Трубина, Е. Л. Воробейчик¹

Измерено содержание тяжелых металлов (медь, свинец, кадмий, цинк) в надземных и подземных органах 30 видов лекарственных растений, собранных на разном удалении от Среднеуральского медеплавильного завода — крупного точечного источника эмиссии поллютантов на Среднем Урале. По мере приближения к заводу в растениях в наибольшей степени возрастает содержание меди и свинца. На прилегающей к заводу территории концентрации металлов в растениях увеличены в десятки раз по сравнению с фоновым уровнем; максимальное увеличение содержания меди (в 71 раз), цинка (в 12 раз), кадмия (в 24 раза) отмечено у *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop., свинца (в 48 раз) — у *Pyrola media* Sw. В пределах одного участка содержание металлов существенно варьирует между разными видами (разница может составлять десятки раз). Даже в 30 км от завода у многих видов превышены ПДК по свинцу и кадмию, в 7 км от завода ПДК превышены у 40—70 % образцов, ближе 4 км от завода — почти у 100 % образцов. Полученные результаты свидетельствуют, что в районах действия крупных медеплавильных заводов из-за накопления тяжелых металлов качество растительного сырья может быть существенно снижено не только вблизи предприятия, но и на значительном удалении от него.

Ключевые слова: лекарственные растения, тяжелые металлы, медь, свинец, кадмий, цинк, промышленное загрязнение, медеплавильный завод, Средний Урал.

¹ E-mail: ev@ipae.uran.ru

Для характеристики степени загрязненности территории использовали пробы лесной подстилки и верхнего (0—5 см) слоя гумусово-аккумулятивного горизонта почвы, собранные на тех же удалениях в 1998 г. На каждом удалении подстилку и почву отбирали в 7—16 точках, удаленных друг от друга на 25—500 м; в каждой точке использовали по 5 смешанных проб, каждая из которых формировалась по схеме конверта со стороной 1 м. Всего в анализ включено 78 проб подстилки и почвы.

Образцы растений озоляли в 70%-ной азотной кислоте в микроволновой печи ПЛП-01 (Гефест, Россия) в течение 30 мин при максимальном давлении 9 атмосфер. Обменные формы ТМ из подстилки и почвы экстрагировали с помощью 0.05 М раствора CaCl₂ (отношение субстрат : экстрагент равно 1 : 10, время экстракции — сутки). Выбор данного экстрагента обусловлен тем, что он наиболее пригоден для характеристики биодоступного пула ТМ в почве (Kabata-Pendias, Mukherjee, 2007). Концентрации четырех ТМ (Cu, Pb, Cd, Zn) измерены на атомно-абсорбционном спектрометре AAS Vario 6 (Analytic Jena, Германия) с пламенным вариантом атомизации; всего выполнено 1632 элементо-определений в растительных образцах и 312 — в почвенных. pH водный определен ионометрически (отношение субстрат : деионизированная вода для почвы равно 1 : 10, для подстилки — 1 : 25). Наша аналитическая лаборатория аккредитована на техническую компетентность (аттестат РОСС RU.0001.515630). Предел обнаружения составляет (мг/л): Cu — 0.0135, Pb — 0.0840, Zn — 0.0051, Cd — 0.0046. Качество измерений оценено по международным стандартным образцам CRM 100 (листья березы) и CRM 482 (лишайник); извлечение составило (%): Cu — 93.2, Pb — 94.4, Zn — 99.8, Cd — 114.2.

Содержание ТМ в растениях на том или ином удалении характеризовали на двух уровнях: 1) для каждого вида — как среднее для конкретного вида по разным точкам сбора в пределах удаления (учетная единица — точка сбора); 2) в целом для ресурсов лекарственных растений — как среднее по всем видам, произрастающим на данном удалении (учетная единица — вид растения). Для оценки значимости различий использовали тест Манна—Уитни.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

По мере приближения к источнику выбросов изменяется уровень загрязненности территории — увеличивается кислотность подстилки и верхних минеральных горизонтов почвы, а также содержание в них обменных форм тяжелых металлов (табл. 1). Так, концентрация в подстилке Cu на расстоянии 1—2 км была выше по сравнению с удалением 30 км в 84 раза, Pb — в 91, Zn и Cd — в 11 раз. Соответствующие величины для верхнего горизонта почвы составляют 126, 6 и 5 раз. Характер изменения содержания ТМ по мере приближения к источнику выбросов отличался для пар «Cu — Pb» и «Zn — Cd»: в первом случае увеличение концентраций на расстоянии 1—2 км в сравнении с 4 и 7 км более выражено, чем во втором.

Характер изменения средних по всем видам растений концентраций ТМ по мере приближения к источнику выбросов в значительной степени совпадал с изменением содержания металлов в подстилке и почве (рис. 1). В наибольшей степени в растениях возрастало содержание Cu и Pb. На удалении 1—2 км по сравнению с 30 км содержание Cu в надземных органах было выше в 4.9 раза, подземных — в 13.1 раза; для Pb — в 7.5 и 21.6 раза соответственно (табл. 2); содержание Zn и Cd увеличилось только в 2—3 раза (табл. 3). В пределах каждого удаления содержание ТМ существенно варьировало между исследованными видами как в надземных, так и подземных органах (табл. 2 и 3).

ТАБЛИЦА 1

Кислотность и содержание обменных форм тяжелых металлов (мг/кг) в лесной подстилке и почве на разном удалении от источника выбросов

Элемент	Удаление от источника выбросов, км			
	30 (n = 8)	7 (n = 7)	4 (n = 7)	1—2 (n = 17)
	Подстилка			
pH _{водный}	5.40 ± 0.11	5.24 ± 0.10	5.11 ± 0.04	4.33 ± 0.11
Cu	5.0—5.9 3.2 ± 0.3	4.9—5.5 14.4 ± 2.0	5.0—5.3 28.1 ± 3.1	3.5—5.0 271.0 ± 45.4
Pb	1.8—3.9 0.2 ± 0.1	6.3—21.9 1.0 ± 0.2	17.2—36.7 2.5 ± 0.3	51.9—610.7 18.2 ± 3.3
Zn	0.1—0.5 20.3 ± 2.0	0.4—2.0 110.6 ± 4.8	1.5—4.2 86.1 ± 8.6	2.8—44.7 213.4 ± 16.9
Cd	10.2—26.4 0.40 ± 0.04	90.8—130.2 3.0 ± 0.2	63.2—119.2 2.4 ± 0.3	88.7—336.7 4.3 ± 0.3
	0.3—0.6	2.1—3.7	1.4—3.6	2.5—6.6
	Почва			
pH _{водный}	4.35 ± 0.08	4.56 ± 0.13	4.01 ± 0.05	4.03 ± 0.05
Cu	4.1—4.6 1.0 ± 0.1	4.0—5.1 6.5 ± 0.5	3.8—4.2 6.0 ± 0.5	3.8—4.5 120.8 ± 26.8
Pb	0.4—1.2 0.5 ± 0.1	5.1—9.1 0.3 ± 0.1	3.6—7.4 0.6 ± 0.1	9.6—370.7 2.8 ± 0.7
Zn	0.2—1.0 14.0 ± 1.1	0.04—0.5 59.3 ± 8.0	0.2—1.2 27.0 ± 1.5	0.3—10.5 73.3 ± 9.0
Cd	11.5—19.5 0.40 ± 0.03	39.4—92.7 1.5 ± 0.1	22.5—33.1 0.80 ± 0.05	33.4—187.6 2.0 ± 0.3
	0.3—0.6	1.2—2.0	0.6—1.0	1.1—5.6

Примечание. Над чертой — средние значения ± ошибка, под чертой — минимальные и максимальные значения, n — количество проб.

Содержание меди в надземных органах разных видов на удалении 30 км менялось от 3.1 до 11.3 мг/кг, что находится в пределах естественного варьирования концентраций этого элемента (1—30 мг/кг) (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Алексеева-Попова и др., 2008; Freitas et al., 2004; Kabata-Pendias, Mukherjee, 2007). Наиболее высокое содержание Cu в надземных частях зарегистрировано в звездчатке жестколистной *Stellaria holostea* L., воронце красноплодном *Actaea erythrocarpa* (Fisch.) Kom., землянике лесной *Fragaria vesca* L., копытне европейском *Asarum europaeum* L.; превышение среднего содержания обменных форм Cu в почве для этих видов составляло от 8.3 до 11.7 раз. Полученные данные по конкретным видам достаточно близки к имеющимся в литературе материалам для слабозагрязненных или фоновых районов (Гравель и др., 2000; Мальгин и др., 1995; Алексеева-Попова и др., 2008; Егорова, 2010; Коломиец и др., 2010). В частности, для фоновых районов приводятся следующие концентрации Cu в надземных органах (мг/кг): иван-чай *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop. — 2.7 (Мальгин и др., 1995), василистник малый *Thalictrum minus* L. — 7.2—13.3 (Мальгин и др., 1995; Алексеева-Попова и др., 2008), мать-и-мачеха *Tussilago farfara* L. — 4.4—14.7 (Мальгин и др., 1995), кровохлебка лекарственная *Sanguisorba officinalis* L. — 3.5—4.5 (Мальгин и др., 1995; Алексеева-Попова и др., 2008; Егорова, 2010), чина Гмелина *Lathyrus gmelinii* (Fisch. ex DC.) Fritsch — 7.2 (Мальгин и др., 1995), хвощ лесной *Equisetum sylvaticum* L. — 1.3 (Коломиец и др., 2010).

Антропогенное загрязнение окружающей среды токсическими веществами, включая тяжелые металлы (ТМ) — одна из наиболее серьезных проблем современного мира. Несмотря на определенные усилия по снижению выбросов во многих странах, эмиссия в атмосферу ряда ТМ в результате деятельности человека все еще составляет десятки (Cu, Ni, Zn, Cr) и сотни (Pb, V) тысяч тонн в год (Kabata-Pendias, Mukherjee, 2007).

Токсические эффекты ТМ для различных видов живых организмов, включая человека, хорошо известны и подробно освещены в литературе. Также хорошо известно, что ТМ аккумулируются в природных депонирующих средах (почва, лесная подстилка), оказывая хроническое воздействие на биоту. Многие виды растений способны к повышенному накоплению ТМ (Алексеева-Попова и др., 2008; Broadley et al., 2001; Freitas et al., 2004; Wang et al., 2009), из-за чего потребление их человеком может быть опасным. В этой связи в последнее время значительно возрос интерес к оценке содержания ТМ не только в сельскохозяйственной продукции (см. обзор: Kabata-Pendias, Mukherjee, 2007) или растительном сырье, используемом для фармацевтических целей (Гравель, Плькина, 2010; Chizolla et al., 2003; Haider et al., 2004), но и в дикорастущих пищевых и лекарственных растениях (Егорова, 2010; Коломиец и др., 2010; Baranowska et al., 2002; Zheljazkov et al., 2008; Abu-Darwish, 2009; Hussain et al., 2011).

Одним из основных источников антропогенной эмиссии в атмосферу ТМ, наряду с предприятиями по сжиганию ископаемого топлива, считаются металлургические заводы, особенно связанные с получением и переработкой цветных металлов (Kabata-Pendias, Mukherjee, 2007). Однако большинство исследований по оценке содержания металлов в дикорастущих лекарственных растениях выполнено либо в регионах с очень низким уровнем промышленного загрязнения (Мальгин и др., 1995; Гравель и др., 2000; Егорова, 2010; Kozanek et al., 2002), либо вблизи автомагистралей (Зубарева и др., 2011; Baranowska et al., 2002; Princewill-Ogbonna, Ogbonna, 2011), либо возле открытых разработок по добыче руд (Taylor et al., 1993; Pugh et al., 2002). Возле заводов цветной металлургии оценивали содержание ТМ в растениях, но в число рассматриваемых видов редко входили лекарственные (Лянгузова, 2008; Beyer et al., 1985; Barcan et al., 1998; Uhlig, Junttila, 2001; Pöykiö et al., 2005); специальных же работ по лекарственным растениям вблизи металлургических предприятий очень мало (Zheljazkov et al., 2008). Закономерности трансформации наземных экосистем возле точечных источников эмиссии поллютантов исследуются в рамках импактной экологии (Воробейчик, Козлов, 2012). Данная работа призвана заполнить пробел в области, касающейся изменения качества лекарственных ресурсов.

В подавляющем большинстве работ загрязнение лекарственных или пищевых растений в пределах конкретного региона характеризуют с использованием небольшого (обычно 1—3, редко до 10) количества видов (Клемпер и др., 1993; Лянгузова, 2008; Sheppard, Sheppard, 1991; Bagatto et al., 1993; Barcan et al., 1998). Учитывая существенные межвидовые различия в аккумулирующей способности растений (Алексеева-Попова и др., 2008; Broadley et al., 2001; Freitas et al., 2004), а также зависимость накопления ТМ от физико-химических свойств почв (рН, содержания органического вещества, механического состава и др.) (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Алексеева-Попова и др., 2008; Sheppard, Sheppard, 1991), следует признать, что такой подход не позволяет получить целостную картину закономерностей изменения качества лекарственных и пищевых ресурсов под действием промышленного загрязнения. Более корректно оценивать загрязненность ТМ лекарственных ресурсов с использованием большинства видов, произрастающих в регионе; именно такой подход реализован в данной работе.

Цель работы — оценка уровня загрязненности важнейшими ТМ (Cu, Pb, Zn, Cd) основных видов лекарственных растений, произрастающих в зоне действия крупного точечного источника эмиссии поллютантов на Урале — Среднеуральского медеплавильного завода (СУМЗ).

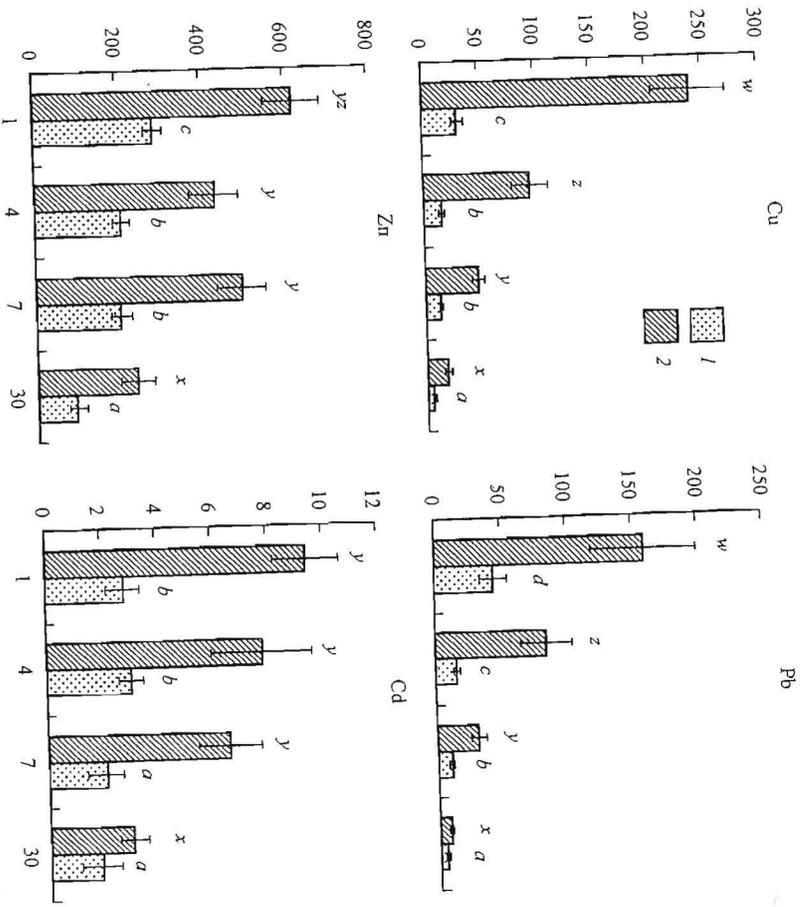
МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

СУМЗ расположен в подзоне южной тайги (Средний Урал, 50 км к западу от г. Екатеринбург) и входит в Ревдинско-Первоуральский промышленный р-н Свердловской обл. Завод функционирует с 1940 г. и считается одним из крупнейших источников атмосферного загрязнения в России: в конце 1980-х объем его эмиссии достигал более 135 тыс. т поллютантов в год, к середине 2000-х — снизился до 30 тыс. т / год, в настоящее время выбросы комбината составляют менее 25 тыс. т / год. Основные ингредиенты выбросов СУМЗа — газообразные соединения серы, фтора и азота, а также пылевые частицы с сорбированными ТМ (Cu, Pb, Zn, Cd, Fe, Hg и др.) и металлоидами (As). Несмотря на снижение выбросов, содержание ТМ в почве продолжает оставаться практически на том же уровне, что и ранее (Хантемирова, Воробейчик, 2011).

Образцы лекарственных растений для химического анализа собраны в июле 2006 г. в лесных сообществах с доминированием в верхнем ярусе ели и пихты, на удалениях 30, 7, 4 и 1—2 км к западу от СУМЗа (направление против господствующих ветров). Исходным типом растительных сообществ были пихто-ельники кислочно-зеленомошные. Многолетнее загрязнение привело к существенной деградации лесных экосистем в окрестностях предприятия. В соответствии с традицией возле СУМЗа выделены фоновая (30 км), буферная (7 и 4 км) и импактная (1—2 км) зоны нагрузки, характеризующие последовательные стадии депрессии экосистем. Подробная характеристика трансформации различных компонентов биоты и распределения поллютантов возле СУМЗа изложена в серии публикаций (Воробейчик, 1998, 2007; Кайгородова, Воробейчик, 1996; Бельский, Ляхов, 2003; Ермаков, 2004; Нестерков, Воробейчик, 2009; Воробейчик, Пищулин, 2009; Сморгалов, Воробейчик, 2011; Золотарев, Бельская, 2012; Трубина, 2009), в том числе посвященных накоплению ТМ животными (Мухачева, Безель, 2007), растениями (Безель и др., 2010) и лишайниками (Михайлова, Шарунова, 2008; Михайлова, Кшняев, 2012).

Всего в анализ включено 30 видов лекарственных растений: 24 вида отобраны на удалении 30 км от СУМЗ, 22 — 7, 20 — 4, и 22 — 1—2 км; 14 видов присутствуют на всех удалениях. Отбор растений на каждом удалении проводился, как правило, в 2—3 точках, расположенных на расстоянии 200—500 м друг от друга. Из-за высокой неравномерности распределения в пространстве как загрязнителей, так и самих видов, на удалении 1—2 км пробы отбирали в 6 точках. В каждой точке сбора находили не менее 5—10 экземпляров каждого из рассматриваемых видов; расстояние между экземплярами каждого вида составляло не менее 5 м. Растения откапывали, очищали от почвы, упаковывали в пластиковые пакеты и переносили в лабораторию. Все экземпляры одного вида в одной точке формировали обобщенную пробу, общее их количество составило 204. Далее каждую пробу делили на две фракции — надземные побеги и корни/корневища, каждая фракция пробы рассматривалась как один образец. В течение 1—2 дней после изъятия образцы отмывали сначала в водопроводной, затем дистиллированной воде, сушили в сушильном шкафу при температуре 60 °С в течение суток и измельчали на механической мельнице до порошкообразного состояния. Всего получили 408 образцов.

Рис. 1. Содержание ТМ в надземных (1) и подземных (2) органах всех видов растений на разном удалении от источника выбросов (планка погрешностей — ± ошибка, учетная единица — вид, количество видов — см. «Материалы и методы»). Одинаковые буквы означают отсутствие значимых ($P < 0.05$) различий при парном сравнении по критерию Манна—Уитни. По горизонтальной — расстояние до завода, км; по вертикальной — концентрация металла, мг/кг сухой массы.



Содержание Cu в подземных органах разных видов на удалении 30 км, как правило, было в 2—3 раза выше, чем в надземных, что хорошо согласуется с известным фактом преимущественного накопления ТМ в корнях и корневищах. Наиболее высокие концентрации меди в подземных частях зарегистрированы у *Actaea erythrocarpa*, *Sanguisorba officinalis*, борца высокогого *Aconitum septentrionale* Коелле и *Fragaria vesca*. Превышение среднего содержания обменных форм Cu в почве для первых двух видов составило 64 и 31 раз соответственно. Полученные в нашей работе данные по содержанию Cu в подземных органах крохотки (30.6 мг/кг) превышают отмеченные другими авторами концентрации для незагрязненных регионов: 14.8 (Егорова, 2010) и 3.7 мг/кг (Гравель и др., 2000). Сопоставление по другим видам затруднено, поскольку величины содержания ТМ в подземных органах для большинства дикорастущих видов практически никогда не приводятся. По мере приближения к источнику выбросов содержание Cu в растениях существенно возрастало. На расстоянии 7 км от завода концентрации в над-

ТАБЛИЦА 2

Содержание меди (Cu) и свинца (Pb) (мг/кг сухой массы) в надземных (над чертой) и подземных (под чертой) частях растений, произрастающих на разном удалении от источника загрязнения

Вид	Cu				Pb			
	Расстояние, км							
	30	7	4	1—2	30	7	4	1—2
<i>Aconitum septentrionale</i>	7.0 ± 0.2 24.7 ± 9.5	21.9 ± 0.3 26.4 ± 1.0	27.1 ± 1.2 93.7 ± 5.1	21.1 121.7	5.1 ± 1.7 2.7 ± 1.7	10.2 ± 0.3 5.3 ± 0.2	16.0 ± 1.0 48.5 ± 3.8	10.7 109.6
<i>Actaea erythrocarpa</i>	10.1 16.8	—	—	—	10.7 11.6	—	—	—
<i>Actaea spicata</i>	7.0 ± 0.6 61.3 ± 7.8	7.3 48.1	—	—	2.7 ± 0.8 16.1 ± 1.2	1.5 15.9	—	—
<i>Aegopodium podagraria</i>	5.6 ± 0.2 14.4 ± 0.5	12.6 ± 3.4 40.8 ± 10.1	12.6 ± 1.7a 101.9 ± 9.7	12.6 ± 1.7c 130.5 ± 18.1	6.0 ± 0.3 4.0 ± 0.4	12.5 ± 4.7 19.0 ± 5.6	13.7 ± 2.0a 90.5 ± 18.7	11.3 ± 1.5c 71.4 ± 15.4
<i>Angelica sylvestris</i>	4.9 ± 0.9 9.0 ± 0.7	9.5 ± 0.3 52.9 ± 0.1	6.7 ± 0.6 23.4 ± 8.6	49.9 41.6	6.0 ± 2.4 2.1 ± 1.4	7.8 ± 0.7 43.0 ± 0.2	12.0 ± 0.7 33.6 ± 4.4	29.1 21.3
<i>Asarum europaeum</i>	8.3 16.3	21.7 43.2	—	—	5.5 6.2	24.7 44.1	—	—
<i>Chamaenerion angustifolium</i>	4.1 5.7	4.1 11.0	7.7 ± 0.8a 5.7	9.9 ± 0.3d 505.6 ± 203.0	5.1 0.7	3.2 5.9	5.5 ± 1.2a 6.8	8.2 ± 1.2d 134.0 ± 41.0
<i>Coronaria flos-cuculi</i>	—	—	34.3 ± 7.7 199.5 ± 13.4	23.9 ± 1.9a 320.4 ± 39.1	—	—	28.2 ± 6.2 385.2 ± 24.1	27.8 ± 0.9a 572.1 ± 57.1
<i>Equisetum sylvaticum</i>	6.1 ± 0.7 14.8 ± 1.4	6.30 ± 0.03 9.0 ± 0.8	30.7 ± 7.1a 409.9 ± 4.1	18.2 ± 1.9b 669.4 ± 8.6	3.6 ± 1.4 8.0 ± 2.1	3.6 ± 1.4 6.7 ± 1.2	9.5 ± 1.6a 159.8 ± 7.4	6.8 ± 0.9b 226.8 ± 6.8
<i>Filipendula ulmaria</i>	4.9 —	11.2 ± 3.3 57.9 ± 2.6	4.7 ± 0.8a 18.5 ± 1.9	—	3.7 —	10.5 ± 5.7 41.2 ± 3.0	6.5 ± 1.3a 19.2 ± 3.3	—
<i>Fragaria vesca</i>	9.2 ± 0.2 22.2 ± 0.4	11.2 ± 0.9 73.8 ± 5.1	7.3 154.0	—	3.7 ± 0.2 12.4 ± 2.8	13.2 ± 2.3 95.0 ± 13.5	12.3 47.8	—
<i>Geranium sylvaticum</i>	6.1 ± 0.2 20.2 ± 0.4	14.3 ± 1.5 50.6 ± 7.1	13.9 ± 2.9a 137.4 ± 24.2	14.1 ± 0.6a 245.8 ± 23.2	6.5 ± 3.9 6.2 ± 0.5	13.7 ± 3.1 31.1 ± 6.4	12.8 ± 2.1a 89.9 ± 14.7	15.8 ± 0.6a 95.2 ± 14.1
<i>Lathyrus gmelinii</i>	3.1 ± 1.8 17.2 ± 5.3	11.8 ± 1.4 66.6 ± 4.9	21.0 ± 0.4a 108.0 ± 25.1	18.0 ± 1.4c 321.3 ± 54.5	2.6 ± 1.2 7.6 ± 2.3	6.5 ± 0.5 13.3 ± 1.0	9.3 ± 1.4a 64.9 ± 16.2	18.4 ± 7.4c 60.1 ± 5.7
<i>Lathyrus pratensis</i>	4.3 ± 0.7 13.7 ± 2.9	11.0 ± 0.3 85.4 ± 3.4	—	21.2 ± 2.1a 233.0 ± 51.3	6.8 ± 1.3 4.3 ± 0.3	6.4 ± 2.3 19.4 ± 4.8	—	30.5 ± 4.8a 80.6 ± 8.6

ТАБЛИЦА 2 (продолжение)

Вид	Cu				Pb			
	Расстояние, км							
	30	7	4	1—2	30	7	4	1—2
<i>Lathyrus vernus</i>	4.5 ± 0.4 12.7 ± 0.1	6.0 ± 0.3 22.6 ± 3.7	11.3 ± 2.4 137.6 ± 3.3	43.7 ± 0.8 373.0 ± 48.4	4.5 ± 0.7 2.4 ± 1.6	2.3 ± 0.3 8.1 ± 3.3	13.9 ± 0.9 85.6 ± 4.5	15.6 ± 1.7 73.1 ± 9.8
<i>Orthilia secunda</i>	6.4 ± 0.9 7.7 ± 2.0	12.5 ± 0.6 28.6 ± 1.0	14.5 ± 7.6 34.6 ± 4.1	29.3 ± 5.2b 176.3 ± 25.9	9.8 ± 0.5 2.2 ± 0.4	17.4 ± 0.6 39.9 ± 1.0	22.5 ± 3.0 23.0 ± 3.9	39.7 ± 2.6b 91.8 ± 15.9
<i>Polygonum bistorta</i>	—	—	24.9 ± 4.6 151.2 ± 30.4	68.0 ± 29.3 234.8 ± 11.1	—	—	16.9 ± 0.9 86.6 ± 4.0	51.2 ± 5.1 20.8 ± 6.2
<i>Pyrola media</i>	3.3 ± 0.1 11.7 ± 0.4	11.50 ± 0.05 42.3 ± 11.2	30.0 ± 9.0 92.3 ± 3.3	61.8 ± 48.2a 184.8 ± 30.6	3.10 ± 0.05 9.1 ± 0.9	12.5 ± 0.4 45.7 ± 9.0	44.8 ± 17.7 190.0 ± 7.0	150.1 ± 127.1a 317.1 ± 32.0
<i>Pyrola rotundifolia</i>	5.1 ± 1.1 14.2	—	—	136.2	3.7 ± 0.4 2.0	—	—	70.3 ± 43.6a 166.0
<i>Rubus saxatilis</i>	4.10 ± 0.02 9.2 ± 4.2	10.4 61.6	17.7 ± 6.2a 75.1 ± 8.4	13.2 ± 0.7a 188.0 ± 28.4	4.7 ± 0.3 5.5 ± 3.7	7.4 40.7	17.3 ± 6.5a 43.9 ± 2.9	17.3 ± 0.9a 84.6 ± 14.2
<i>Sanguisorba officinalis</i>	7.5 30.6	—	5.7 ± 1.4 20.1 ± 7.2	12.4 ± 1.9b 382.7 ± 25.0	3.6 11.1	—	4.2 ± 0.8 39.1 ± 7.6	22.1 ± 6.1b 105.8 ± 4.3
<i>Solidago virgaurea</i>	8.3 ± 0.2 21.0 ± 0.5	20.0 ± 0.4 54.1 ± 4.3	10.2 ± 0.5a 50.2 ± 4.3	17.5 60.2	5.7 ± 0.5 10.5 ± 1.1	13.4 ± 1.2 78.1 ± 9.4	11.3 ± 1.3a 93.9 ± 22.8	16.7 78.5
<i>Stellaria holostea</i>	11.3 ± 0.4 17.5 ± 1.2	11.5 ± 0.2 21.6 ± 1.0	—	—	8.2 ± 0.3 18.7 ± 2.5	4.9 ± 0.2 10.5 ± 0.5	—	—
<i>Thalictrum minus</i>	5.8 ± 0.9 16.4 ± 1.8	23.2 ± 2.2 82.1 ± 7.6	16.3 143.8	21.9 119.1	5.4 ± 0.8 3.6 ± 0.2	11.1 ± 2.4 21.6 ± 0.9	11.3 97.8	12.8 29.8
<i>Trifolium medium</i>	—	—	—	17.7 ± 1.6a 193.7 ± 19.5	—	—	—	24.4 ± 1.3a 80.2 ± 8.1
<i>Trollius europaeus</i>	—	—	10.2 ± 1.0 252.1 ± 18.9	—	—	—	13.5 ± 0.8 129.9 ± 11.5	—
<i>Tussilago farfara</i>	7.5 15.9	16.1	17.4 ± 1.9a 34.7 ± 3.0	39.1 ± 21.3d 54.0 ± 13.1	10.9 6.1	12.3	19.6 ± 1.4a 17.7 ± 2.9	67.8 ± 38.9d 27.8 ± 6.3
<i>Vaccinium myrtillus</i>	—	—	—	41.0 ± 3.8b 379.1 ± 37.8	—	—	—	118.3 ± 9.1b 614.7 ± 55.9
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	—	—	—	87.3 ± 4.4b 603.9 ± 115.8	—	—	—	188.1 ± 5.5b 511.5 ± 88.3
<i>Valeriana wolgensis</i>	6.00 ± 0.04 15.3 ± 0.1	15.4 ± 6.6 26.2 ± 14.3	—	—	4.9 ± 0.9 9.2 ± 0.5	8.4 ± 5.1 17.9 ± 13.5	—	—

Примечание к табл. 2 и 3. Приведены средние значения ± ошибка; буквами а, в, с и d обозначены случаи, когда количество образцов (n) составляло 3, 4, 5 и 6 шт. соответственно, в остальных случаях n = 2 (когда ошибка не приведена, n = 1); прочерк означает отсутствие данных.

ТАБЛИЦА 3

Содержание цинка (Zn) и кадмия (Cd) (мг/кг сухой массы) в надземных (над чертой) и подземных (под чертой) частях растений, произрастающих на разном удалении от источника загрязнения

Вид	Zn				Cd			
	Расстояние, км							
	30	7	4	1—2	30	7	4	1—2
<i>Aconitum septentrionale</i>	50.3 ± 4.3 143.7 ± 17.4	237.7 ± 4.1 165.1 ± 3.8	225.9 ± 11.8 727.7 ± 28.3	347.7 489.2	0.38 ± 0.02 0.87 ± 0.06	0.83 ± 0.11 1.01 ± 0.09	2.39 ± 0.16 6.97 ± 0.43	0.94 4.02
<i>Actaea erythrocarpa</i>	88.4 277.5	—	—	—	0.77 5.69	—	—	—
<i>Actaea spicata</i>	40.9 ± 1.0 348.1 ± 23.1	38.1 312.2	—	—	0.86 ± 0.09 6.18 ± 0.04	0.63 6.48	—	—
<i>Aegopodium podagraria</i>	128.6 ± 31.2 153.5 ± 2.0	215.8 ± 4.5 311.9 ± 17.2	221.4 ± 4.4a 254.5 ± 16.8	293.7 ± 44.5c 454.7 ± 110.8	0.78 ± 0.09 1.08 ± 0.03	0.58 ± 0.15 1.40 ± 0.12	2.10 ± 0.27a 3.65 ± 0.49	1.61 ± 0.12c 4.61 ± 0.58
<i>Angelica sylvestris</i>	91.4 ± 18.5 92.0 ± 15.2	100.0 ± 0.2 82.3 ± 3.7	269.1 ± 20.7 79.6 ± 24.3	271.0 447.0	0.46 ± 0.08 0.45 ± 0.02	0.46 ± 0.03 0.24 ± 0.02	1.75 ± 0.14 1.04 ± 0.21	1.56 2.32
<i>Asarum europaeum</i>	137.0 158.5	323.7 524.0	—	—	0.77 2.20	3.09 8.38	—	—
<i>Chamaenerion angustifolium</i>	50.6 30.6	106.7 119.2	87.3 ± 6.1a 161.3	216.6 ± 30.5d 645.9 ± 182	0.13 0.49	0.20 0.34	1.31 ± 0.21a 1.15	0.35 ± 0.01d 10.03 ± 3.37
<i>Coronaria flos-cuculi</i>	—	—	258.8 ± 14.5 574.6 ± 173.5	265.3 ± 28.8a 430.7 ± 46.7	—	—	5.26 ± 0.30 25.25 ± 10.55	11.28 ± 0.24a 24.86 ± 1.26
<i>Equisetum sylvaticum</i>	26.4 ± 2.7 78.7 ± 1.5	55.1 ± 2.6 70.0 ± 1.2	373.1 ± 32.1 373.1 ± 32.1	440.7 ± 8.8 440.7 ± 8.8	0.26 ± 0.01 0.96 ± 0.08	0.30 ± 0.05 1.13 ± 0.13	4.77 ± 0.59a 9.50 ± 0.55	1.12 ± 0.03b 14.17 ± 0.56
<i>Filipendula ulmaria</i>	102.7 —	220.8 ± 2.7 500.7 ± 4.8	122.9 ± 12.8a 268.0 ± 21.0	—	4.09 —	2.66 ± 0.44 9.45 ± 0.26	1.99 ± 0.22a 4.70 ± 0.50	—
<i>Fragaria vesca</i>	82.5 ± 1.4 507.0 ± 27.1	129.1 ± 2.7 1007.4 ± 15.4	74.1 616.8	—	2.09 ± 0.08 4.13 ± 0.36	2.21 ± 0.09 8.38 ± 0.21	3.44 6.99	—
<i>Geranium sylvaticum</i>	48.7 ± 0.7 99.6 ± 6.7	108.5 ± 10.4 923.7 ± 18.0	156.8 ± 17.1a 950.0 ± 152.3	103.5 ± 5.7a 653.4 ± 63.4	0.63 ± 0.01 2.87 ± 0.06	2.02 ± 0.10 5.86 ± 0.43	4.24 ± 0.94a 5.42 ± 0.59	1.25 ± 0.10a 5.72 ± 0.64
<i>Lathyrus gmelinii</i>	71.8 ± 18.8 135.3 ± 29.0	287.7 ± 36.7 607.3 ± 1.5	414.3 ± 38.4a 313.3 ± 47.9	320.5 ± 45.9c 617.3 ± 84.2	0.29 ± 0.02 3.68 ± 0.73	0.65 ± 0.05 11.96 ± 0.60	3.64 ± 0.38a 25.43 ± 9.74	1.20 ± 0.14c 12.97 ± 2.63
<i>Lathyrus pratensis</i>	44.3 ± 1.6 133.6 ± 63.8	292.8 ± 3.6 653.6 ± 22.3	—	345 ± 9.5a 399.5 ± 62.0	0.16 ± 0.15 3.78 ± 3.04	0.57 ± 0.03 13.05 ± 0.24	—	1.28 ± 0.04a 8.11 ± 0.76

ТАБЛИЦА 3 (продолжение)

Вид	Зл				Сд			
	Расстояние, км				Расстояние, км			
	30	7	4	1—2	30	7	4	1—2
<i>Lathyrus vernus</i>	41.9 ± 0.5 260.7 ± 63.6	70.6 ± 1.1 405.5 ± 54.7	178.9 ± 34.0 612.5 ± 2.5	386.5 ± 3.6 727.1 ± 59.3	0.46 ± 0.05 9.02 ± 0.50	0.41 ± 0.08 1.39 ± 1.46	1.71 ± 0.23 24.36 ± 0.31	2.27 ± 0.03 14.98 ± 1.61
<i>Orthilia secunda</i>	56.1 ± 5.5 212.5 ± 105.0	88.6 ± 21.7 496.5 ± 52.5	179.3 ± 5.5 404.9 ± 14.7	219.0 ± 55.1b 729.9 ± 68.7	0.47 ± 0.18 0.85 ± 0.43	0.49 ± 0.10 3.31 ± 0.44	2.95 ± 0.17 2.39 ± 0.18	2.87 ± 0.58b 10.11 ± 1.49
<i>Polygonum bistorta</i>	—	—	346.7 ± 10.3 232.9 ± 42.3	466.9 ± 94.4 183.3 ± 20.1	—	—	8.46 ± 1.10 8.19 ± 1.07	7.60 ± 1.16 3.95 ± 0.67
<i>Pyrola media</i>	59.7 ± 4.1 406.6 ± 19.4	80.4 ± 0.2 511.7 ± 0.3	169.2 ± 19.2 823.4 ± 56.5	399.1 ± 302.5a 1274.7 ± 87.1	0.25 ± 0.03 1.94 ± 0.04	0.89 ± 0.01 4.94 ± 0.29	2.92 ± 0.61 9.24 ± 0.59	5.54 ± 4.75a 16.04 ± 1.43
<i>Pyrola rotundifolia</i>	81.5 ± 7.2 373.4	—	—	403.7 ± 298.6a 1298.8	0.33 ± 0.02 2.11	—	—	4.52 ± 3.26a 16.55
<i>Rubus saxatilis</i>	101.5 ± 6.5 181.1 ± 20.7	395.5 613.5	322.1 ± 7.3a 384.2 ± 30.0	219.4 ± 3.4a 852.6 ± 47.7	2.06 ± 0.26 1.42 ± 0.32	2.58 4.25	3.66 ± 0.15a 4.61 ± 0.83	2.07 ± 0.03a 9.08 ± 0.81
<i>Sanguisorba officinalis</i>	151.0 915.8	—	215.4 ± 36.2 247.6 ± 15.5	117.3 ± 22.7b 971.9 ± 19.9	0.53 3.90	—	1.81 ± 0.32 2.00 ± 0.46	1.20 ± 0.22b 12.96 ± 0.55
<i>Solidago virgaurea</i>	61.8 ± 2.5 277.6 ± 17.5	246.9 ± 8.1 749.7 ± 0.6	174.5 ± 31.2a 648.5 ± 13.9	331.2 835.7	1.42 ± 0.00 3.76 ± 0.21	1.20 ± 0.10 9.90 ± 0.19	2.22 ± 0.48a 4.99 ± 0.43	1.20 9.77
<i>Stellaria holostea</i>	493.0 ± 18.9 368 ± 3.3	508.9 ± 17.3 735.4 ± 11.3	—	—	12.85 ± 1.38 7.45 ± 0.83	14.14 ± 0.68 16.95 ± 0.15	—	—
<i>Thalictrum minus</i>	56.0 ± 4.8 66.0 ± 17.4	213.2 ± 100.8 423.5 ± 22.9	150.0 222.0	242.6 524.5	0.37 ± 0.17 1.46 ± 0.37	0.91 ± 0.11 5.37 ± 0.53	0.93 2.89	0.63 7.70
<i>Trifolium medium</i>	—	—	—	223.9 ± 13.8a 322.9 ± 16.9	—	—	—	1.32 ± 0.01a 6.67 ± 0.39
<i>Trollius europaeus</i>	—	—	163.9 ± 6.3 513.6 ± 22.5	—	—	—	1.59 ± 0.21 6.11 ± 0.27	—
<i>Tussilago farfara</i>	87.7 75.2	247.2	247.4 ± 28.2a 168.2 ± 48.0	359.3 ± 42.9d 245.4 ± 30.5	1.81 1.32	3.43	6.84 ± 1.23d 3.84 ± 0.23	6.84 ± 1.23d 3.84 ± 0.23
<i>Vaccinium myrtillus</i>	—	—	—	224.4 ± 32.0b 421.6 ± 44.3	—	—	3.11 ± 0.24	2.14 ± 0.10b 6.58 ± 0.39
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	—	—	—	281.3 ± 30.8b 492.7 ± 33.2	—	—	—	2.20 ± 0.10b 6.86 ± 1.05
<i>Valeriana wolgensis</i>	54.0 ± 0.8 105.4 ± 1.5	166.8 ± 22.0 205.8 ± 70.3	—	—	0.36 ± 0.14 0.83 ± 0.02	0.72 ± 0.17 1.03 ± 0.51	—	—

земных органах у большинства видов увеличены в 2—3 раза, а в подземных — в 2—5 раз и лежат в диапазоне 4.1—23.2 (надземные) и 9.0—85.4 мг/г (подземные). Наиболее высокое содержание Си в надземных органах отмечено у *Stellaria holostea*, костяники *Rubus saxatilis* L., *Asarum europaeum* и чины луговой *Lathyrus pratensis* L.; в подземных — у *Fragaria vesca*, герани лесной *Geranium sylvaticum* L., золотарника *Solidago virgaurea* L. и *Stellaria holostea*.

При переходе от удаления 7 км к 4 км от завода содержание Си в надземных органах у большинства видов менялось мало, а в подземных, как правило, увеличивалось в 2—3 раза. Существенное (в 2—3 раза) увеличение содержания Си в надземных органах отмечено только у *Chamaenerion angustifolium*, *Lathyrus gmelinii*, чины весенней *L. vernus* (L.) Bernh. и грушанки средней *Pyrola media* Sw. На удалении 4 км концентрации Си в надземных органах лежали в диапазоне 4.7—34.3, в подземных — 5.7—409.9 мг/кг. Максимальное содержание Си в надземных органах отмечено у горичвета *Coronaria flos-cuculi* (L.) A. Braun, *Equisetum sylvaticum* и *Pyrola media*; в подземных — *E. sylvaticum*, купальницы европейской *Trollius europaeus* L. и *Coronaria flos-cuculi*.

На удалении 1—2 км от источника загрязнения содержание Си в подземных органах практически у всех видов было выше по сравнению с 4 км в два и более раз. В надземных органах существенное увеличение относительно удаления в 4 км отмечено только у части видов: *Lathyrus vernus*, рамишии однобокой *Orthilia secunda* (L.) House, горца змеиногорца *Bistorta officinalis* Delarbre, *Pyrola media* и *Tussilago farfara*. Содержание Си в надземных органах в целом варьировало от 9.9 до 87.3, в подземных — от 41.6 до 669.4 мг/кг. Максимальные концентрации в надземных органах отмечены у брусники *Vaccinium vitis-idaea* L., *Bistorta officinalis* и *Pyrola media*; в подземных — *Equisetum sylvaticum*, *V. vitis-idaea*, *Chamaenerion angustifolium* и *Sanguisorba officinalis*. У представителей одного вида содержание Си в надземных частях растений на удалении 1—2 км от завода в десятки раз выше по сравнению с удалением 30 км или с другими слабозагрязненными или фоновыми районами (Второва, Маркерт, 1995; Мальгин и др., 1995; Гравель и др., 2000; Алексеева-Попова и др., 2008; Лянгузова, 2008; Егорова, 2010; Коломиец и др., 2010; Kozanetska et al., 2002).

Содержание свинца в надземных органах разных видов на удалении 30 км менялось от 2.6 до 10.9 мг/кг (табл. 2), что несколько превышает как нижний, так и верхний пределы естественного варьирования этого элемента (0.3—10 мг/кг) (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Freitas et al., 2004; Kabata-Pendias, Mukherjee, 2007). Наиболее высоким содержанием характеризовались *Tussilago farfara*, *Actaea erythrocarpa*, *Orthilia secunda* и *Stellaria holostea*. Содержание Pb для первых двух видов было в 23 раза выше, чем содержание обменных форм в почве. Полученные нами данные по содержанию Pb в конкретных видах даже на удалении 30 км существенно (в 1.5—9 раз) превышают величины для этих же видов из незагрязненных регионов (Мальгин и др., 1995; Егорова, 2010; Коломиец и др., 2010).

Содержание Pb в подземных органах на удалении 30 км менялось от 0.7 до 18.7 мг/кг. Наиболее высокое содержание отмечено у *Stellaria holostea*, *Actaea erythrocarpa*, воронца колосистого *Actaea spicata* L. и *Fragaria vesca*. Превышение среднего содержания обменных форм Pb в почве для этих видов составило 25—40 раз. Полученные в нашей работе величины содержания Pb в подземных органах *Sanguisorba officinalis* (11.1 мг/кг) существенно (в 5 и более раз) превышают приводимые другими авторами концентрации этого элемента (0.3—2.1 мг/кг) в слабозагрязненных и фоновых регионах (Гравель и др., 2000; Егорова, 2010). Более высокое содержание Pb в подземных органах по сравнению с надземными было отмечено только у 35 % рассмотренных видов,

тогда как у 43 % видов зарегистрировано обратное соотношение. Считается, что Pb может активно поглощаться растениями не только из почвы, но и из воздуха (Kabata-Pendias, Mukherjee, 2007). Вполне возможно, что неоднозначный характер накопления Pb в подземных и надземных органах у разных видов связан с межвидовой спецификой поглощения и перераспределения этого металла; однако этот вопрос требует специального рассмотрения.

По мере приближения к источнику выбросов содержание Pb в растениях существенно возрастало. На расстоянии 7 км от завода концентрации в надземных органах у большинства видов увеличены в 2—3 раза по сравнению с 30 км, а в подземных — в 2—20 раз и лежат в диапазоне 1.5—24.7 (надземные) и 5.3—95.0 мг/г (подземные). Наиболее высокое содержание Pb в надземных органах отмечено у *Asarum europaeum* и *Orthilia secunda*, в подземных — у *Fragaria vesca* и *Solidago virgaurea*.

На удалении 4 км от завода по сравнению с 7 км наблюдалось как увеличение, так и отсутствие четко выраженных изменений в содержании Pb в растениях. В целом содержание свинца в растениях увеличивалось (особенно в подземных органах) и в пределах удаления варьировало от 4.2 до 44.8 мг/кг (надземные органы) и от 6.8 до 385.2 мг/кг (подземные). Наиболее высоким содержанием в надземных органах характеризовались *Pyrola media*, *Coronaria flos-cuculi*, *Orthilia secunda* и *Tussilago farfara*; в подземных — *Coronaria flos-cuculi*, *Pyrola media*, *Equisetum sylvaticum* и *Trollius europaeus*.

На удалении 1—2 км в сравнении с 4 км выраженное увеличение содержания Pb в надземных и подземных органах отмечено не у всех видов. В целом содержание Pb в растениях увеличивалось (особенно в подземных органах) и в пределах удаления варьировало от 6.8 до 188.1 мг/кг (надземные органы) и от 20.8 до 614.7 мг/кг (подземные). Наиболее высоким содержанием в надземных органах характеризовались брусника, черника *Vaccinium myrtillus* L., *Pyrola media* и круглолистная *P. rotundifolia* L.; в подземных — эти же виды, а также *Coronaria flos-cuculi*. Содержание Pb в надземных частях видов, произрастающих на удалении 1—2 км от завода, многократно (в 2.5—100 раз) превышает значения на удалении 30 км или в других незагрязненных и слабозагрязненных районах (Второва, Маркерт, 1995; Мальгин и др., 1995; Гравель и др., 2000; Алексеева-Попова и др., 2008; Егорова, 2010; Коломиец и др., 2010; Kozanecka et al., 2002).

Содержание цинка в надземных органах на удалении 30 км менялось от 26.4 до 493 мг/кг (табл. 2), что превышает как нижний, так и верхний пределы естественного варьирования (1—150 мг/кг) (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Freitas et al., 2004; Kabata-Pendias, Mukherjee, 2007; Битюцкий, 2010). Наиболее высоким содержанием характеризовались *Stellaria holostea*, *Sanguisorba officinalis*, *Asarum europaeum* и сныть обыкновенная *Aegopodium podagraria* L.. Содержание Zn у этих видов было в 9—35 раз выше содержания обменных форм в почве. Наши данные по содержанию Zn в рассматриваемых видах существенно (в 1.5—12 раз) превышают приводимые величины из незагрязненных регионов (Мальгин и др., 1995; Гравель и др., 2000; Егорова, 2010; Коломиец и др., 2010).

Содержание Zn в подземных органах на удалении 30 км менялось от 30.6 до 915.8 мг/кг. Наиболее высоким содержанием Zn в подземных органах характеризовались *Sanguisorba officinalis*, *Fragaria vesca*, *Pyrola media* и *P. rotundifolia*. Превышение среднего содержания обменных форм Zn в почве для этих видов составляло 27—65 раз. Наши данные по содержанию Zn в подземных органах *Sanguisorba officinalis* (915.8 мг/кг) существенно выше, чем приводимые в литературе для других регионов: 9.2—13 (Егорова, 2010), 3.7 мг/кг

(Гравель и др., 2000). У большинства изученных видов содержание Zn в подземных органах было существенно выше, чем в надземных. Только для 4 видов, таких как дудник лесной *Angelica sylvestris* L., *Thalictrum minus*, *Tussilago farfara* и *Chamaenerion angustifolium*, отмечено отсутствие существенных различий в накоплении Zn надземными и подземными органами.

По мере приближения к источнику выбросов содержание Zn у исследованных видов существенно возрастало. На расстоянии 7 км от завода концентрации в надземных органах у большинства видов были выше в 1.5—6 раз по сравнению с 30 км, а в подземных — в 1.5—9 раз и варьировали от 38.1 до 508.9 мг/кг в надземных органах и от 70.0 до 1007.4 мг/кг — в подземных. Наиболее высоким содержанием цинка в надземных органах характеризовались *Stellaria holostea*, *Rubus saxatilis*, *Asarum europaeum* и *Lathyrus vernus*; в подземных — *Fragaria vesca*, *Geranium sylvaticum*, *Solidago virgaurea* и *Stellaria holostea*.

На удалении 4 км в сравнении с 7 км наблюдалось как увеличение, так и отсутствие четко выраженных изменений в содержании Zn в надземных и подземных органах. В целом содержание менялось мало и в пределах удаления варьировало от 74.1 до 414.3 мг/кг (надземные органы) и от 79.6 до 950.0 мг/кг (подземные). Наиболее высоким содержанием в надземных органах характеризовались *Lathyrus gmelinii*, *Bistorta officinalis* и *Rubus saxatilis*; в подземных — *Geranium sylvaticum*, *Pyrola media* и *Aconitum septentrionale*.

На удалении 1—2 км в сравнении с 4 км существенное увеличение содержания Zn в надземных и подземных органах отмечено не у всех видов. В целом содержание Zn увеличивалось и в пределах удаления варьировало от 103.5 до 466.9 мг/кг (надземные органы) и от 183.3 до 1298.8 мг/кг (подземные). Наиболее высокое содержание в надземных органах отмечено у *Bistorta officinalis*, *Pyrola media* и *P. rotundifolia*, *Lathyrus vernus*; в подземных — у *Pyrola media* и *P. rotundifolia*, *Sanguisorba officinalis* и *Rubus saxatilis*. Содержание Zn в надземных частях на удалении 1—2 км от завода многократно (в 4—12 раз) превышает концентрации на удалении 30 км или в других незагрязненных и слабозагрязненных районах (Второва, Маркерт, 1995; Мальгин и др., 1995; Гравель и др., 2000; Алексеева-Попова и др., 2008; Егорова, 2010; Коломиец и др., 2010; Kozanecka et al., 2002).

Содержание кадмия в надземных органах на удалении 30 км менялось от 0.13 до 12.85 мг/кг (табл. 3), что существенно превышает и нижний, и верхний пределы естественного варьирования (0.02—0.35 мг/кг) (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Kabata-Pendias, Mukherjee, 2007). Наиболее высоким содержанием характеризовались *Stellaria holostea*, таволга вязолистная *Filipendula ulmaria* (L.) Maxim., *Fragaria vesca* и *Rubus saxatilis*. Содержание Cd у этих видов было в 5—32 раза выше содержания обменных форм в почве. Наши данные по содержанию Cd существенно превышают приводимые для этих же видов данные из незагрязненных регионов (Мальгин и др., 1995; Гравель и др., 2000; Егорова, 2010).

Содержание Cd в подземных органах на удалении 30 км менялось от 0.45 до 9.02 мг/кг. Наиболее высоким содержанием характеризовались *Lathyrus vernus*, *Stellaria holostea*, *Actaea erythrocarpa* и *A. spicata*. Превышение среднего содержания обменных форм Cd в почве для этих видов составило 14—23 раза. Наши данные по содержанию Cd в подземных органах *Sanguisorba officinalis* (3.9 мг/кг) существенно выше приводимых концентраций в других регионах: 0.03—0.38 мг/кг (Гравель и др., 2000; Егорова, 2010). Для большинства видов содержание Cd в подземных органах было существенно выше, чем в надземных. Для некоторых видов (*Angelica sylvestris*) было отмечено отсутст-

вие существенных различий в накоплении надземными и подземными органами, а также более высокое (*Stellaria holostea*, *Tussilago farfara*) содержание элемента в надземных органах.

По мере приближения к источнику выбросов содержание Cd существенно возрастало. На расстоянии 7 км от завода концентрация элемента в надземных органах увеличивалась только у части видов и варьировала от 0.20 до 14.14 мг/кг. Содержание в подземных органах у большинства видов увеличивалось, как правило, в 1.5—3 раза и варьировало в диапазоне 0.24—16.95 мг/кг. Наиболее высоким содержанием в надземных органах характеризовались *Stellaria holostea*, *Tussilago farfara* и *Asarum europaeum*, в подземных — *Stellaria holostea* и все три вида рода *Lathyrus*.

На удалении 4 км от завода в сравнении с 7 км у значительного количества видов в надземных органах содержание Cd было увеличено в 1.5—3 раза и варьировало от 0.93 до 8.46 мг/кг. Наибольшие значения отмечены у *Bistorta officinalis*, *Tussilago farfara*, *Coronaria flos-cuculi* и *Equisetum sylvaticum*. Увеличение Cd в подземных органах отмечено не у всех видов, но в целом концентрации возрастали и лежали в диапазоне 1.04—25.43 мг/кг. Наибольшим содержанием характеризовались *Lathyrus gmelinii* и *L. pratensis*, *Coronaria flos-cuculi* и *Equisetum sylvaticum*.

На удалении 1—2 км в сравнении с 4 км существенное увеличение содержания Cd в надземных и подземных органах отмечено только у части видов. Более того, у отдельных видов наблюдалось снижение содержания Cd как в надземных, так и подземных частях. Содержание в надземных органах в целом несколько снижалось и в пределах удаления варьировало от 0.35 до 11.28 мг/кг. Наиболее высоким содержанием характеризовались *Coronaria flos-cuculi*, *Bistorta officinalis* и *Tussilago farfara*. В подземных органах содержание Cd незначительно увеличивалось и варьировало от 2.32 до 24.86 мг/кг. Наиболее высокие концентрации элемента отмечены у *Coronaria flos-cuculi*, *Pyrola media* и *P. rotundifolia*.

В пределах каждого удаления наблюдалось существенное варьирование концентраций ТМ как в подстилке, так и в почве, но наиболее сильно оно было выражено на расстоянии 1—2 км от источника выбросов, где концентрации ТМ различались в десятки раз (табл. 1). Сходная тенденция отмечена и для варьирования среднего содержания ТМ в растениях. В частности, на удалении 30 км от завода среднее содержание ТМ в надземных частях растений в разных точках сбора варьировало в очень узких пределах: от 6.0 до 6.3 мг/кг (Cu), от 5.2 до 5.7 (Pb), от 92.0 до 95.4 (Zn) и от 1.4 до 1.5 мг/кг для Cd. Наибольшее варьирование наблюдалось на удалении 1—2 км: от 21.4 до 63.1 мг/кг (Cu), от 25.7 до 109.4 (Pb), от 220.9 до 481.0 (Zn) и от 1.9 до 5.9 мг/кг (Cd).

Помимо средних концентраций информативной мерой загрязнения растительных ресурсов может быть доля образцов, превышающих определенный референтный уровень. В качестве таких референтных уровней мы использовали две величины: 1) верхний предел нормальных для растений концентраций; 2) предельно допустимые концентрации (ПДК), установленные в России для биологически активных добавок и чаев. В первом случае использованы обобщенные данные для разных регионов мира по содержанию ТМ в надземных частях растений, как правило в листьях, без учета видов-гипераккумуляторов, а также видов из загрязненных районов. Верхний предел нормальных концентраций принят (мг/кг) для Cu — 30, Pb — 10, Zn — 150, Cd — 0.35 (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989). ПДК для биологически активных добавок и чаев в России установлены только для двух из рассматриваемых нами элементов — Pb (6 мг/кг) и Cd (1 мг/кг) (Гигиенические..., 2001). В других странах в качест-

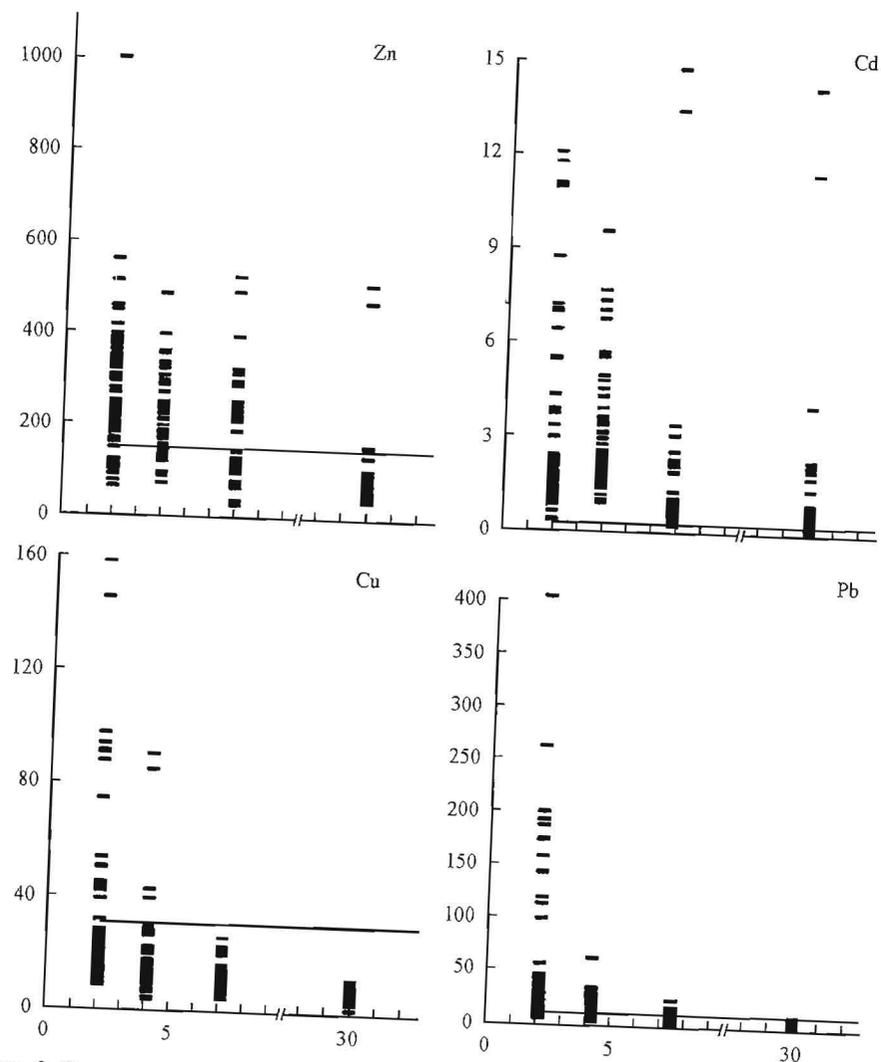


Рис. 2. Содержание тяжелых металлов в отдельных пробах растений (надземные органы) на разном удалении от источника выбросов. Линия — верхний предел нормальных концентраций элемента. Остальные обозначения те же, что и на рис. 1.

ве ориентировочных критериев принято использовать нормативы для пищевых продуктов растительного происхождения (Гравель, Плыкина, 2010), которые, как правило, более жесткие: например, в Германии они составляют 2.0 (Pb) и 0.1 мг/кг (Cd), в России — 0.5 мг/кг (Pb) и 0.03 мг/кг (Cd). Доля образцов с превышением верхнего предела нормальных концентраций Cu в надземных частях на удалении 30 и 7 км равна 0 %, 4 км — 10.9 %, 1—2 км — 27.8 % (рис. 2). Доля проб с превышением верхнего предела нормаль-

ных концентраций Pb составляла 9.5, 47.2, 73.9 и 87.5 % на расстоянии 30, 7, 4 и 1—2 км от завода соответственно. Для Zn доля таких проб составила 9.5, 52.8, 73.9 и 83.3 % на удалениях 30, 7, 4 и 1—2 км соответственно. Верхний предел нормальных для растений концентраций Cd на всех удалениях был превышен практически у всех рассмотренных видов, доля проб с превышением составила 97.6, 97.2, 100.0 и 100.0 % на расстоянии 30, 7, 4 и 1—2 км от завода соответственно.

Доля проб с превышением ПДК для Pb составила 33.3, 72.7, 90.0 и 100.0 % на удалении 30, 7, 4 и 1—2 км соответственно. Для Cd соответствующие величины оказались равны 25.0, 40.9, 95 и 86.4 %.

Сам факт повышенного содержания ТМ в растениях в зоне действия мощного источника промышленных выбросов вполне ожидаем — удивление вызывают масштабы этого явления. Даже на расстоянии 30 км с подветренной стороны от завода в надземных органах многих изученных видов значительно превышены ПДК по Pb и Cd, соединения которых считаются одними из наиболее токсичных для живых организмов. Более того, большинство видов растений на этом удалении содержали такие количества Cd, которые существенно превышают нормальные пределы содержания этого элемента в растениях и считаются токсичными для самих растений.

Следует подчеркнуть, что отмеченные высокие уровни загрязненности лекарственных растений зарегистрированы в период существенного снижения выбросов предприятия. Это свидетельствует, что возле крупных медеплавильных заводов качество растительных ресурсов может оставаться низким в течение длительного времени после уменьшения поступления поллютантов. В первую очередь это связано с крайне медленным очищением почвы от накопленных ТМ, а также со способностью растений к аккумуляции ТМ (особенно Pb и Cd) даже при низких уровнях их содержания в почве.

Подчеркнем еще один важный аспект: в данной работе проанализирован отмытый растительный материал; соответственно загрязненность реального лекарственного сырья будет еще выше. На примере березы показано, что в сильно загрязненных районах 80—95 % Ni и Cu обнаруживается на поверхности листьев в виде пылевых частиц; после отмытки в дистиллированной воде общее содержание ТМ снижается на 8.5—10 %, а после кипячения в воде в течение 15 мин в раствор переходит более 90 % ТМ (Kozlov et al., 2000). Степень извлечения ТМ из лекарственного сырья в настой и отвары может различаться для разных элементов и достигать 96 % (Гравель и др., 1994). Все это свидетельствует о крайне высоком уровне опасности использования растений из окрестностей медеплавильных заводов в качестве пищевых или лекарственных ресурсов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В работе определено содержание тяжелых металлов (медь, свинец, кадмий, цинк) в надземных и подземных органах 30 видов лекарственных растений, собранных на разном удалении от Среднеуральского медеплавильного завода — крупного точечного источника эмиссии поллютантов на Среднем Урале. Результаты показывают, что произрастающие в окрестностях крупного медеплавильного завода лекарственные растения содержат количества ТМ, многократно превышающие не только ПДК, но и верхние пределы нормальных концентраций. В большинстве случаев содержание ТМ существенно выше в подземных частях, тем не менее при всех уровнях загрязнения присут-

ствовали виды с более высоким содержанием ТМ (за исключением Cu) в надземных органах по сравнению с подземными. В пределах каждого удаления содержание ТМ существенно варьирует между разными видами как в надземных, так и подземных органах, причем разница может составлять десятки раз.

Характер изменения в градиенте промышленного загрязнения концентраций ТМ в растениях в значительной степени соответствовал характеру изменения содержания их обменных форм в подстилке и почве. По мере приближения к источнику выбросов в наибольшей степени в растениях возрастало содержание Cu и Pb. Концентрации ТМ в растениях в градиенте загрязнения могут увеличиваться в десятки раз; максимальное увеличение содержания Cu (в 71 раз), Zn (в 12 раз), Cd (в 24 раза) отмечено у *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop., Pb (в 48 раз) — у *Pyrola media* Sw.

Даже в 30 км от завода у многих видов превышены ПДК по свинцу и кадмию; в 7 км от предприятия ПДК были превышены у 40—70 % образцов, ближе 4 км от завода — почти в 100 % образцов. Полученные данные свидетельствуют, что в районах действия крупных медеплавильных заводов качество растительного сырья из-за накопления ТМ может быть сильно снижено не только вблизи предприятия, но даже на значительном удалении от него. Это необходимо учитывать как при характеристике качества растительных ресурсов в пределах какого-либо региона, так и при организации сбора лекарственного сырья.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы признательны С. Д. Галуновой за участие в сборе материала, А. В. Щепеткину и Э. Х. Ахуновой — за измерение концентраций металлов. Работа выполнена при финансовой поддержке Программы развития ведущих научных школ (проект НШ-5325.2012.4) и президиума УрО РАН (проект 12-П-1058).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Алексеева-Попова Н. В., Дроздова И. В., Катаева М. Н. Минеральный состав травянистых растений Полярного Урала на карбонатных и кислых породах // Бот. журн. 2008. Т. 93, № 5. С. 755—770.
- Безель В. С., Мухачева С. В., Трубина М. Р., Пищулин П. Г., Воробейчик Е. Л. Продукция природных экосистем в пищевых рационах населения Свердловской области // Аграрный вестн. Урала. 2010. № 6. С. 61—65.
- Бельский Е. А., Ляхов А. Г. Реакции населения птиц южной тайги Среднего Урала на техногенное загрязнение среды обитания // Экология. 2003. № 3. С. 200—207.
- Битюцкий Н. П. Микроэлементы высших растений. СПб., 2010.
- Воробейчик Е. Л. Население дождевых червей (Lumbricidae) лесов Среднего Урала в условиях загрязнения выбросами медеплавильных комбинатов // Экология. 1998. № 2. С. 102—108.
- Воробейчик Е. Л. Сезонная динамика пространственного распределения целлюлолитической активности почвенной микрофлоры в условиях атмосферного загрязнения // Экология. 2007. № 6. С. 427—437.
- Воробейчик Е. Л., Козлов М. В. Воздействие точечных источников выбросов на наземные экосистемы: методология анализа, экспериментальные схемы, распространенные ошибки // Экология. 2012. № 2. С. 83—91.
- Воробейчик Е. Л., Пищулин П. Г. Влияние отдельных деревьев на pH и содержание тяжелых металлов в лесной подстилке в условиях промышленного загрязнения // Почвоведение. 2009. № 8. С. 927—939.

- Второва В. Н., Маркерт Б. Мультиэлементный анализ растений лесных экосистем Восточной Европы // Изв. РАН. Сер. биол. 1995. № 4. С. 447—454.
- Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. СанПиН 2.3.2.1078—01. М., 2001.
- Гравель И. В., Плыкина Е. А. Сравнительный анализ требований зарубежных фармакопей к качеству лекарственного сырья по содержанию тяжелых металлов // Натуротерапия. 2010. № 1. С. 49—54.
- Гравель И. В., Яковлев Г. П., Петров Н. В. Содержание тяжелых металлов в сырье некоторых лекарственных растений, произрастающих в условиях атмосферного загрязнения (Республика Алтай) // Раст. ресурсы. 2000. Т. 36, вып. 3. С. 99—106.
- Гравель И. В., Яковлев Г. П., Петров Н. В., Стуловский С. С., Листов С. А. Степень извлечения тяжелых металлов из лекарственного сырья *Achillea millefolium* L. и *Glycyrrhiza uralensis* Fisch. в настои и отвары // Раст. ресурсы. 1994. Т. 30, вып. 3. С. 79—84.
- Егорова И. Н. Содержание тяжелых металлов и радионуклидов в сырьевых лекарственных растениях Кемеровской области: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Томск, 2010.
- Ермаков А. И. Изменение структуры населения жужелиц лесных экосистем под действием токсической нагрузки // Экология. 2004. № 6. С. 450—455.
- Золотарев М. П., Бельская Е. А. Степень влияния факторов среды на распределение жизненных форм беспозвоночных в градиенте загрязнения от выбросов СУМЗа // Евразийский энтомолог. журн. 2012. Т. 11, № 1. С. 19—28.
- Зубарева К. Э., Качкин К. В., Сиромля Т. И. Влияние выбросов автомобильного транспорта на элементный состав листьев подорожника большого // Химия раст. сырья. 2011. № 2. С. 159—164.
- Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях / Пер. с англ. М., 1989.
- Кайгородова С. Ю., Воробейчик Е. Л. Трансформация некоторых свойств сырых лесных почв под действием выбросов медеплавильного комбината // Экология. 1996. № 3. С. 187—193.
- Клемпер А. В., Листов С. А., Петров Н. В., Стуловский С. А. Загрязнение лекарственного растительного сырья выбросами промышленных предприятий // Раст. ресурсы. 1993. Т. 29, вып. 4. С. 13—23.
- Коломиец Н. Э., Калинин Г. И., Марьин А. А., Бондарчук Р. А. Экологические аспекты заготовки и использования лекарственного растительного сырья // Изв. Самарского научного центра РАН. 2010. Т. 12, № 1—8. С. 2051—2054.
- Лянгузова И. В. Динамика содержания никеля и Cu в растениях сосновых лесов Кольского полуострова в условиях аэротехногенного загрязнения // Раст. ресурсы. 2008. Т. 44, вып. 4. С. 91—98.
- Мальгин М. А., Пузанов А. В., Ельчиногова О. А., Горюнова Т. А. Тяжелые металлы и мышьяк в дикорастущих растениях Алтая // Сиб. экол. журн. 1995. № 6. С. 510—514.
- Михайлова И. Н., Кшнясев И. А. Популяционная гетерогенность содержания металлов в лишайнике *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. // Сиб. экол. журн. 2012. № 3. С. 423—428.
- Михайлова И. Н., Шарунова И. П. Динамика аккумуляции тяжелых металлов в талломах эпифитного лишайника *Hypogymnia physodes* // Экология. 2008. № 5. С. 366—372.
- Мухачева С. В., Безель В. С. Химическое загрязнение среды: тяжелые металлы в пище мелких млекопитающих // Зоол. журн. 2007. Т. 86, № 4. С. 492—498.
- Нестерков А. В., Воробейчик Е. Л. Изменение структуры населения беспозвоночных-хортобионтов под действием выбросов медеплавильного завода // Экология. 2009. № 4. С. 303—313.
- Сморкалов И. А., Воробейчик Е. Л. Почвенное дыхание лесных экосистем в градиентах загрязнения среды выбросами медеплавильных заводов // Экология. 2011. № 6. С. 429—435.
- Хантемирова Е. В., Воробейчик Е. Л. Многолетняя динамика елово-пихтовых лесов в условиях промышленного загрязнения на Среднем Урале // Отечественная геоботаника: основные вехи и перспективы: Материалы Всерос. конф. СПб., 2011. Т. 2. С. 485—488.
- Abu-Darwish M. Essential oils yield and heavy metals content of some aromatic medicinal plants grown in Ash-Shoubak Region, South of Jordan // Adv. Env. Biol. 2009. Vol. 3. P. 296—301.
- Bagatto G., Crowder A. A., Shorthouse J. D. Concentrations of metals in tissues of lowbush blueberry (*Vaccinium angustifolium*) near a copper-nickel smelter at Sudbury, Ontario, Canada — a factor-analytic approach // Bull. Env. Contam. Toxicol. 1993. Vol. 51, N 4. P. 600—604.
- Baranowska I., Srogi K., Włochowicz A., Szczepanik K. Determination of heavy metal contents in samples of medicinal herbs // Pol. J. Env. Studies. 2002. Vol. 11, N 5. P. 467—471.
- Barcan V. Sh., Kovnatsky E. F., Smetannikova M. S. Absorption of heavy metals in wild berries and edible mushrooms in an area affected by smelter emissions // Water, Air, Soil Pollut. 1998. Vol. 103. P. 173—195.
- Beyer W. N., Pattee O. H., Sileo L., Hoffman D. J., Mulhern B. M. Metal contamination in wildlife living near two zinc smelters // Environ. Pollut. 1985. Vol. 38. P. 63—86.
- Broadley M. R., Willey N. J., Wilkins J. C., Baker A. J. M., Mead A., White P. J. Phylogenetic variation in heavy metal accumulation in angiosperms // New Phytol. 2001. Vol. 152. P. 9—27.
- Chizzola R., Michitsch H., Franz C. Monitoring of metallic micronutrients and heavy metals in herbs, spices and medicinal plants from Austria // Eur. Food Res. Technol. 2003. Vol. 216. P. 407—411.
- Freitas H., Prasad M. N. V., Pratas J. Analysis of serpentinophytes from north-east of Portugal for trace metal accumulation — relevance to the management of mine environment // Chemosphere. 2004. Vol. 54. P. 1625—1642.
- Haider S., Naithani V., Barthwal J., Kakkur P. Heavy metal content in some therapeutically important medicinal plants // Bul. Env. Contam. Toxicol. 2004. Vol. 72, N 1. P. 119—127.
- Hussain I., Ullah R., Khurram M. et al. Heavy metals and inorganic constituents in medicinal plants of selected Districts of Khyber Pakhtoonkhwa, Pakistan // African J. Biotechnol. 2011. Vol. 10. P. 8517—8522.
- Kabata-Pendias A., Mukherjee A. B. Trace elements from soil to human. Berlin etc., 2007.
- Kozanecka T., Chojnicki J., Kwasowski W. Content of heavy metals in plant from pollution-free regions // Pol. J. Env. Studies. 2002. Vol. 11, N 4. P. 395—399.
- Kozlov M. V., Haukioja E., Bakhtiarov A. V., Stroganov D. N., Zimina S. N. Root versus canopy uptake of heavy metals by birch in an industrially polluted area: contrasting behaviour of nickel and copper // Environ. Pollut. 2000. Vol. 107. P. 413—420.
- Princewill-Ogbonna I. L., Ogbonna P. C. Heavy metal content in soil and medicinal plants in high traffic urban area // Pak. J. Nutrition. 2011. Vol. 10. P. 618—624.
- Pugh R. E., Dick D. G., Fredeen A. L. Heavy metal (Pb, Zn, Cd, Fe, and Cu) contents of plant foliage near the Anvil Range lead/zinc mine, Faro, Yukon Territory // Ecotoxicol. Env. Safety. 2002. Vol. 52, N 3. P. 273—279.
- Pöykiö R., Mäenpää A., Perämäki P., Niemelä M., Välimäki V. Heavy metals (Cr, Zn, Ni, V, Pb, Cd) in Lingonberries (*Vaccinium vitis-idaea* L.) and assessment of human exposure in two industrial areas in the Kemi-Tornio region, Northern Finland // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2005. Vol. 48. P. 338—343.

- Sheppard S. C., Sheppard M. I. Lead in boreal soils and food plants // *Water, Air, Soil Pollut.* 1991. Vol. 57—58. P. 79—91.
- Taylor R. W., Ibeabuchi I. O., Sistani K. R., Shuford J. W. Heavy metal concentration in forage grasses and extractability from some acid mine spoils // *Water, Air, Soil Pollut.* 1993. Vol. 68, N 3—4. P. 363—372.
- Trubina M. R. Species richness and resilience of forest communities: combined effects of short-term disturbance and long-term pollution // *Plant Ecology.* 2009. Vol. 201. P. 339—350.
- Uhlig C., Junntila O. Airborne heavy metal pollution and its effects on foliar elemental composition of *Empetrum hermaphroditum* and *Vaccinium myrtillus* in Sør-Varanger, northern Norway // *Environ. Pollut.* 2001. Vol. 114. P. 461—469.
- Wang S. L., Liao W. B., Yü F. Q., Liao B., Shu W. S. Hyperaccumulation of lead, zinc, and cadmium in plants growing on a lead/zinc outcrop in Yunnan Province, China // *Env. Geol.* 2009. Vol. 58. P. 471—476.
- Zheljazkov V. D., Jeliaskova E. A., Kovacheva N., Dzhurmanski A. Metal uptake by medicinal plant species grown in soils contaminated by a smelter // *Env. Exp. Bot.* 2008. Vol. 64. P. 207—216.

Институт экологии растений и животных УрО РАН
г. Екатеринбург

Поступило 25 VI 2012

CONTENT OF HEAVY METALS IN MEDICINAL PLANTS IN THE AREA
UNDER AEROTECHNOGENEOUS IMPACT OF THE MIDDLE URALS
COPPER SMELTER

M. R. Trubina, E. L. Vorobeichik

SUMMARY

Concentrations of heavy metals (copper, lead, cadmium, and zinc) were measured in above- and below-ground parts of 30 medicinal plant species collected at different distances from a large point polluter in the Middle Urals. Copper and lead concentrations in plants increased to the greater extent close to the smelter. In the close vicinity of the smelter, metal concentrations increased 10 times as compared to background level; maximal increase of copper (71-fold), zinc (12-fold), cadmium (24-fold) content was found in *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop., and lead (48-fold) in *Pyrola media* Sw. Within a sample plot, significant inter-species variation in metal content was found (up to ten-fold). Even in 30 km from the plant, maximum permissible concentrations (MPC) for lead and cadmium exceeded in many species; in 7 km from the plant, MPC exceeded in 40—70 % samples, and in 4 km and closer to the smelter, almost in 100 % samples. The results indicate strong decline in the quality of plant material collected not only in the close vicinity of the smelter, but even at the considerable distance from it.

Key words: medicinal plants, heavy metals, copper, lead, cadmium, zinc, industrial pollution, copper smelter, Middle Urals.