

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.618:631.45:574.23

ВЛИЯНИЕ ДЕГРАДАЦИИ И РЕМЕДИАЦИИ ПОЧВ ТЕХНОГЕННЫХ ПУСТОШЕЙ НА ПОГЛОЩЕНИЕ ЭЛЕМЕНТОВ ПИТАНИЯ И ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ РАСТЕНИЯМИ В КОЛЬСКОЙ СУБАРКТИКЕ

© 2021 г. Г. Н. Копцик^{а,*}, С. В. Копцик^б, И. Е. Смирнова^а, М. А. Синичкина^а

^аФакультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, Москва, 119991 Россия

^бФизический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, Москва, 119991 Россия

*e-mail: koptsik@mail.ru

Поступила в редакцию 29.12.2020 г.

После доработки 01.03.2021 г.

Принята к публикации 02.03.2021 г.

Для оценки состояния растений и их реакции на изменение свойств почв исследован элементный состав листьев широко распространенных и толерантных к загрязнению видов: березы пушистой (*Betula pubescens* Ehrh.) и ивы козьей (*Salix caprea* L.) – вблизи предприятий цветной металлургии на Кольском полуострове. Проанализировано содержание элементов питания и тяжелых металлов в листьях подроста на техногенных пустошах и участках ремедиации, различающихся технологиями ее проведения. Согласно результатам листовой диагностики, в условиях пустошей оба вида испытывают дефицит Р, К, Са и особенно Мп и Zn. В листьях обоих видов накапливаются Ni, Cu, Co, As, Cr, Fe, Al, Pb, V и S. Листья ивы содержат больше Cd, Co, Cr, Ni, Cu, Al, Fe, As, S, Ca, K и меньше Mn, чем листья березы. Ремедиация методом хемофитостабилизации мало влияет, а перекрытие загрязненных почв сконструированным плодородным слоем приводит к обогащению листьев березы и ивы Са, К и Р. В условиях продолжающихся атмосферных выбросов и постепенного накопления биодоступных тяжелых металлов в почвах после проведенной ремедиации аккумуляция металлов в листьях в значительной степени определяется удаленностью от источника загрязнения, отражая возможность как корневого, так и листового поглощения. Содержание Ni и Cu в листьях в 2018 г. не уменьшилось по сравнению с 2011 г. Пониженные, хотя и варьирующие коэффициенты концентрации тяжелых металлов в листьях подроста по отношению к почвам и слабая связь содержания металлов в этих средах предполагают способность *B. pubescens* и *S. caprea* к регулированию своего химического состава даже в экстремальных условиях техногенных пустошей. Поддержка защитных возможностей растений путем оптимизации минерального питания и кислотности почв в сочетании с сокращением атмосферного загрязнения является необходимым условием эффективной ремедиации техногенных территорий Крайнего Севера.

Ключевые слова: атмосферное загрязнение, береза, ива, листовая диагностика, никель, медь, Albic Podzol, подзол, Entic Podzol, абразем альфегумусовый

DOI: 10.31857/S0032180X21080104

ВВЕДЕНИЕ

Элементный состав растений определяется их генетическими и возрастными особенностями и может изменяться под влиянием эдафических и климатических факторов. Традиционные исследования элементного состава растений касаются вопросов минерального питания и биологического круговорота элементов [1, 26]. С ростом техногенного загрязнения значительное влияние на аккумуляцию элементов растениями, особенно в индустриальных регионах, оказывает поступление поллютантов из атмосферы. В этой связи в последние десятилетия большое внимание привлекают экологические аспекты исследований химического состава растений, включая использование расте-

ний для биоиндикации и биомониторинга атмосферного загрязнения [11, 12, 18, 22, 33], биогеохимического картирования [32, 34], анализа токсичности техногенных элементов [27]. Особое внимание уделяется фиторемедиации, основанной на способности растений извлекать вредные вещества из окружающей среды или превращать их в безопасные соединения – метаболиты [20, 30, 31]. По способности к аккумуляции тяжелых металлов (ТМ) выделяют две контрастные группы растений: исключатели, у которых поглощенные металлы задерживаются в корневой системе и практически не поступают в надземную часть, и аккумуляторы, у которых они накапливаются в надземных органах [19]. Исключатели и аккумуля-

ляторы используются в двух альтернативных и наиболее распространенных технологиях фиторемедиации: фитостабилизации и фитоэкстракции соответственно. Эффективность фиторемедиации зависит от естественной способности растений к аккумуляции и транслокации металлов, толерантности растений к ТМ, способности к образованию большой биомассы, климатических условий и свойств почв.

Большим потенциалом, как в фитоэкстракции [31, 37–39], так и в фитостабилизации [17, 31, 39], обладают ивы (*Salix* spp.), отличающиеся высокой территориальной экспансией, большой продуктивностью, интенсивной эвапотранспирацией, повышенной толерантностью к ТМ, эффективным поглощением элементов питания. Возможность использования местных видов ив для фитостабилизации при условии предварительной подготовки почв была показана даже при высоком уровне атмосферного загрязнения вблизи комбината “Североникель” на Кольском полуострове [17]. Особенно эффективно использование различных видов и клонов ивы для фитоэкстракции Cd и Zn из загрязненных почв [38]. Одновременно быстрорастущие ивы служат источником биомассы для “зеленой” энергетики. Однако способность к поглощению и транслокации металлов и, соответственно, пригодность для фиторемедиации сильно варьирует в зависимости от вида и клона растения и специфики загрязненного участка, подчеркивая целесообразность генетической селекции [39].

Меньше распространена информация об использовании в фиторемедиации березы, хотя она может быть перспективна для фитостабилизации загрязненных почв в бореальной зоне как одна из важнейших лесообразующих пород, обладающая значительной экологической пластичностью и приспособленностью к экстремальным условиям обитания, включая техногенное воздействие [31].

Цель работы – анализ поглощения элементов питания и ТМ листьями березы пушистой (*Betula pubescens* Ehrh.) и ивы козьей (*Salix caprea* L.) в зависимости от свойств почв в условиях загрязнения и ремедиации техногенных пустошей вблизи предприятий цветной металлургии в Кольской Субарктике.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектами исследования послужили посадки ивы и березы на участках ремедиации техногенных пустошей вблизи комбината “Североникель” (ныне промышленная площадка Мончегорск) на Кольском полуострове. В 2018 г. обследовали 6 участков ремедиации с искусственно созданным плодородным слоем (Р), 2 участка хемофитостабилизации (Ф) и 3 контрольных участка пустошей (П), а также примыкающее к ним березовое мелколесье

(БМ), ранее исследованные в 2011 г. и расположенные в пределах 2–5 км от промплощадки (рис. 1, краткая характеристика и координаты участков мониторинга приведены в [7, 9]). Почвенный покров пустошей представлен эродированными иллювиально-железистыми химически загрязненными подзолами (П-2007/8), хемоземами, загрязненными Cu и Ni по подзолу (Albic Podzol (Phytotoxic), П-2004/5) и абраземами альфегумусовыми (Entic Podzol, П-2003/6), лишенными верхних горизонтов в результате развития интенсивной эрозии. Для сравнения исследования проводили также в условно фоновом еловом лесу с березой (Е) на подзолах (Folic Albic Podzol (Arenic)) на расстоянии 64 км в южном направлении от источника загрязнения.

Хемофитостабилизация включала посадку местных видов лиственных древесно-кустарниковых пород (в основном ивы и березы) без предварительной подготовки почвы, с одновременным посевом многолетних трав (с преобладанием злаков) и внесением известковой муки и минеральных удобрений. Сконструированный плодородный слой, перекрывающий загрязненные почвы, в большинстве случаев состоял из торфа, песка и опилок, иногда с добавлением осадка сточных вод (Р-2003, Р-2006). Как и при хемофитостабилизации посадку саженцев древесно-кустарниковых пород проводили одновременно с посевом многолетних трав и внесением извести и удобрений. Древесно-кустарниковые породы представлены в основном ивами (*S. caprea* L. с примесью *S. phylicifolia* L., *S. cinerea* L., *S. glauca* L. и др.) и березами (*B. pubescens* Ehrh.) [10]. Ремедиация техногенных пустошей проведена Государственным областным учреждением “Мончегорский лесхоз” (ныне “Мончегорское лесничество”) по рекомендациям Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН при поддержке Кольской ГМК в 2003–2008 гг.

Методы исследования. Полевые исследования проводили в августе 2018 г. на 13 участках мониторинга, каждый из которых включал 4 площадки размером 10 × 10 м. Наряду с геоботаническими описаниями [10] для характеристики элементного состава собирали листья широко распространённых, толерантных к загрязнению и использованных в ремедиации видов: *Betula pubescens* Ehrh. и *Salix caprea* L. В посадках на каждом участке ремедиации отбирали 4 смешанных образца листьев каждого вида, по одному образцу с каждой площадки, составленному из листьев пяти особей. На пустошах и в березовом мелколесье по той же схеме отбирали листья выживших дикорастущих растений.

Для определения элементного состава неотмытые листья разлагали концентрированной HNO₃ с добавлением 30%-ного раствора H₂O₂ при нагрева-



Рис. 1. Схема расположения участков мониторинга вблизи Мончегорска. Здесь и далее: П – пустоши, Ф – участки хемотитостабилизации, Р – участки ремедиации с нанесенным плодородным слоем (цифрами обозначен год проведения ремедиации). Пустошь П-2003/6 служила в качестве контроля для участков ремедиации Р-2003 и Р-2006; пустошь П-2004/5 – для участков ремедиации Ф-2004, Р-2004 и Р-2005; пустошь П-2007/8 – для участков ремедиации Ф-2007, Р-2007 и Р-2008. БМ – березовое мелколесье.

нии до 150°C. Концентрации элементов питания, основных и сопутствующих загрязняющих элементов (S, P, Ca, Mg, K, Na, Al, Fe, Mn, Ni, Cu, Co, Cd, Cr, Pb, V, Zn и As) в экстрактах определяли методом оптико-эмиссионной спектроскопии с индуктивно-связанной плазмой (ICP-OES, Ailent 5110). В общей сложности проанализировали 62 образца листьев, все результаты пересчитаны на абсолютно сухую массу.

Накопление ТМ в листьях по сравнению с фоновым уровнем характеризовали с помощью коэффициентов накопления. Для оценки поглощения металлов растениями рассчитывали коэффициенты концентрации, представляющие отношение содержания металла в листьях растений к содержанию его доступных (извлекаемых 1 М раствором $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ с рН 4.8) соединений в почвах [8, 33]. Химические свойства почв охарактеризованы ранее [9].

Обработку результатов проводили методами описательной статистики, предполагая нормаль-

ность распределения свойств смешанных образцов растений. Значимость различий средних оценивали по *t*-критерию, соответствующему отсутствию перекрытий доверительных интервалов средних. Связи содержания элементов в листьях растений друг с другом и со свойствами почв анализировали с помощью корреляционного анализа и метода главных компонент (ГК) [7]. Для характеристики свойств почв использовали $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, обменную кислотность, содержание доступных для растений элементов питания, ТМ, С, N и S [9]. Элементный состав листьев, мощность верхнего обогащенного органическим веществом слоя почв и расстояние от источника загрязнения как разнородные, имеющие качественно различный смысл и по отношению к химическим свойствам почв, и между собой, проанализированы как внешние переменные. Взаимосвязь элементного состава листьев растений со свойствами почв визуализирована корреляционными ординационными диаграммами – как вза-

Таблица 1. Содержание элементов (мг/кг) в листьях березы в березовом мелколесье (БМ), на пустошах (П), участках хемофитостабилизации (Ф) и ремедиации с нанесением плодородного слоя (Р) возле Мончегорска в 2018 г. (над чертой – среднее; под чертой – полуширина 95%-ного доверительного интервала среднего, $n = 4$ смешанных образца)

Участок	S	P	Ca	Mg	K	Na	Al	Fe	Mn	Ni	Cu	Co	As	Cd	Cr	Pb	V	Zn
БМ	1490	800	4090	2130	4920	73	137	236	427	241	116	4.7	1.1	0.079	0.71	1.2	5.6	15
	340	300	2410	1240	2240	29	224	434	266	231	133	5.2	1.3	0.087	1.4	1.7	9.6	11
П-2007/8	1380	930	5600	2450	5510	101	126	143	208	247	123	5.3	1.2	0.042	0.49	1.07	2.9	29
	230	400	1300	270	1330	26	20	53	75	26	18	0.61	0.16	0.022	0.32	0.19	0.93	15
Ф-2007	1920	930	7810	3180	6910	52	221	187	406	253	137	6.2	0.88	0.13	0.59	1.5	3.5	57
	410	260	970	640	1140	44	143	168	86	72	30	1.9	0.94	0.081	0.53	0.24	1.5	40
Р-2003	1250	760	7160	1670	4490	63	77	93	63	213	121	4.1	<DL	<DL	0.23	<DL	2.2	120
Р-2006	3090	2420	10900	1810	9010	176	118	191	145	366	172	7.6	1.3	0.091	0.70	1.4	5.5	105
	910	1400	3950	270	4930	37	47	70	44	184	106	5.2	0.36	0.010	0.29	0.005	0.48	56
Р-2007	2210	3880	14000	2970	8640	165	93	164	177	207	106	4.2	1.1	0.074	0.65	0.83	3.3	76
	440	1000	4130	410	1560	10	25	76	55	63	17	1.4	1.2	0.022	0.31	0.88	1.1	28
Р-2008	2160	3190	11200	2890	9370	272	145	209	719	284	141	8.8	1.0	0.28	0.94	1.0	3.2	84
	800	620	5620	540	980	111	20	133	143	105	55	2.7	1.1	0.12	0.58	0.33	1.1	11
Е-64*	870	1340	7170	2490	5940	73	51	40	1260	8.3	4.3	0.21	<DL	0.13	0.15	<DL	<DL	85
	240	300	840	470	2050	60	57	20	510	2.0	1.0	0.09	<DL	0.04	0.11	<DL	<DL	34
Баренц-регион ²	1750	2300	11000	3940	10300	<20	27	82	1470	3.9	5.7	0.36	0.03	0.25	<0.20	0.31	0.10	205

* Условно фоновый лес (64 км от источника загрязнения).

** Медианы для восьми водосборов Баренц-региона [32].

имное расположение характеристик растений в пространстве двух первых ГК свойств почв.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Элементный состав листьев. В индустриальных регионах поступление поллютантов из атмосферы оказывает заметное влияние на элементный состав растений, что позволяет использовать их для индикации и мониторинга атмосферного загрязнения. В фоновых условиях и береза, и ива характеризуются низким содержанием ТМ в листьях, сходным с их медианными значениями для 8 водосборов Баренц-региона (табл. 1–2) [32]. Содержание основных металлов-загрязнителей, Ni, Cu и Co, в листьях выживших на пустошах особой березы составляет соответственно 250, 120 и 5 мг/кг, что в 25–30 раз превышает количество этих металлов в фоновых условиях (Е-64, рис. 2). Близкие концентрации и превышения фоновых концентраций этих металлов свойственны березе, а также отмечаются в сохранившемся неподалеку березовом мелколесье. По сравнению с березой ива характеризуется повышенным уровнем накопления в листьях большинства элементов и близкими закономерностями их пространственного распределения. В листьях ивы аккумулируется

вдвое большее количество Ni, Cu и Co (450–560, 210–280 и 10–14 мг/кг), что в 29–36, 27–35 и 4–6 раз превышает фоновые уровни. Относительно слабое по сравнению с листьями березы превышение фоновых уровней Ni в листьях ивы на пустошах обусловлено его на порядок большим поглощением в фоновых условиях. Содержание Cd в листьях ивы в 2–6 раз больше, чем в листьях березы. Оба вида содержат повышенные в 2–4 раза по сравнению с фоном количества Cr, Fe и Al в листьях, в них накапливается также S, Pb, V и As. Наряду с техногенным загрязнением Al и Fe могут быть индикаторами поступления минеральной пыли в результате эрозии на обширных открытых пространствах пустошей. И береза, и ива испытывают заметный дефицит P, K, Ca и особенно Mn и Zn. При этом и в фоновых условиях, и на пустошах листья ивы в 1.5–3 раза богаче K и Ca, но в 1.5 раза беднее Zn и в 2–8 раз – Mn, чем листья березы. Произшедшие изменения свидетельствуют о нарушении баланса элементов питания и загрязняющих металлов в растениях, отражающем, по-видимому, дисбаланс их основных метаболических процессов в крайне неблагоприятных местообитаниях техногенных пустошей. Дефицит Mn и Zn может быть обусловлен конкуренцией с основными металлами-загрязнителями: Cu,

Таблица 2. Содержание элементов (мг/кг) в листьях ивы на пустошах (П), участках хемофитостабилизации (Ф) и ремедиации с нанесением плодородного слоя (Р) возле Мончегорска в 2018 г. (над чертой – среднее; под чертой – полуширина 95%-ного доверительного интервала среднего, $n = 4$ смешанных образца)

Участок	S	P	Ca	Mg	K	Na	Al	Fe	Mn	Ni	Cu	Co	As	Cd	Cr	Pb	V	Zn
П-2004/5	1780	640	9760	3410	7400	49	214	189	406	448	213	9.8	0.98	0.14	0.41	1.09	3.5	12
П-2007/8	<u>1730</u>	<u>900</u>	<u>15900</u>	<u>2670</u>	<u>8860</u>	<u>145</u>	<u>374</u>	<u>410</u>	<u>100</u>	<u>557</u>	<u>279</u>	<u>14.1</u>	<u>1.8</u>	<u>0.25</u>	<u>1.28</u>	<u>1.81</u>	<u>5.2</u>	<u>18</u>
	100	225	5420	890	2050	148	99	171	137	146	93	2.7	0.33	0.16	1.21	0.34	0.60	18
Ф-2004	<u>2380</u>	<u>1200</u>	<u>16600</u>	<u>3250</u>	<u>5360</u>	<u>154</u>	<u>272</u>	<u>231</u>	<u>307</u>	<u>574</u>	<u>193</u>	<u>15.0</u>	<u>1.5</u>	<u>0.34</u>	<u>0.56</u>	<u>0.97</u>	<u>2.8</u>	<u>57</u>
	1270	800	9800	1350	1570	80	231	236	352	155	78	4.3	0.5	0.26	0.81	1.07	2.1	67
Р-2003	<u>2450</u>	<u>1050</u>	<u>24800</u>	<u>2050</u>	<u>12500</u>	<u>154</u>	<u>402</u>	<u>361</u>	<u>56</u>	<u>802</u>	<u>410</u>	<u>17.5</u>	<u>1.8</u>	<u>1.82</u>	<u>1.16</u>	<u>1.88</u>	<u>5.4</u>	<u>141</u>
	530	200	5600	650	5110	16	301	267	24	475	199	11.0	0.88	2.05	0.89	0.89	3.4	149
Р-2004	<u>2190</u>	<u>1160</u>	<u>17600</u>	<u>4700</u>	<u>9210</u>	<u>98</u>	<u>177</u>	<u>255</u>	<u>234</u>	<u>641</u>	<u>216</u>	<u>23.0</u>	<u>1.3</u>	<u>1.07</u>	<u>0.69</u>	<u>1.03</u>	<u>3.8</u>	<u>66</u>
	300	300	3930	1470	2470	58	85	108	257	144	105	6.5	0.52	0.77	0.37	0.34	1.5	29
Р-2005	<u>2610</u>	<u>1950</u>	<u>21300</u>	<u>2000</u>	<u>11300</u>	<u>155</u>	<u>122</u>	<u>176</u>	<u>33</u>	<u>374</u>	<u>105</u>	<u>9.4</u>	<u>0.99</u>	<u>1.26</u>	<u>0.50</u>	<u>0.66</u>	<u>2.4</u>	<u>57</u>
	180	930	3470	850	2070	27	39	92	16	104	38	2.9	1.1	0.46	0.17	0.76	1.2	46
Р-2006	4750	2640	19960	1480	8420	500	188	277	20	747	304	17.0	1.95	1.74	4.52	2.24	8.1	127
Р-2008	<u>2690</u>	<u>3230</u>	<u>16600</u>	<u>2140</u>	<u>10300</u>	<u>237</u>	<u>245</u>	<u>360</u>	<u>183</u>	<u>435</u>	<u>178</u>	<u>13.5</u>	<u>1.6</u>	<u>3.21</u>	<u>1.06</u>	<u>1.04</u>	<u>3.7</u>	<u>60</u>
	720	670	4770	380	1370	97	51	229	110	100	43	1.3	1.0	1.30	0.47	0.39	1.2	15
Е-64*	<u>1410</u>	<u>1180</u>	<u>18400</u>	<u>3130</u>	<u>12350</u>	<u>73</u>	<u>110</u>	<u>120</u>	<u>156</u>	<u>15</u>	<u>7.9</u>	<u>2.3</u>	<DL	<u>0.33</u>	<u>0.31</u>	<DL	<u>4.4</u>	<u>55</u>
	330	350	6970	1560	6880	83	45	73	269	9.8	5.6	1.5		0.34	0.49		8.0	70
Баренц-регион**	2930	3600	11000	3010	16500	23	25	79	310	9.0	7.73	1.76	0.02	0.68	<0.2	0.21	0.05	125

* Условно фоновый лес (64 км от источника загрязнения).

** Медианы для восьми водосборов Баренц-региона [32].

Ni и Fe. Наибольшее число антагонистических реакций наблюдается обычно для Fe, Mn, Cu и Zn, которые участвуют во многих физиологических процессах в растениях [4]. Оптимальное отношение Fe/Mn, соответствующее таковому в фоновых условиях, важно для нормального фотосинтеза и развития растений. Сильное превышение этого отношения с приближением к источнику загрязнения говорит о дисбалансе металлов, резком дефиците Mn и стрессовом состоянии растений [13] как ответной реакции на повреждающее воздействие загрязнения, вплоть до снижения продуктивности и гибели.

Листья березы и ивы, высаженных при проведении *хемофитостабилизации* в 2004 и 2007 гг. (Ф-2004, Ф-2007), в 2018 г. немного обогащены Са, но по содержанию большинства элементов мало отличаются от листьев сохранившихся особей на пустошах (П-2004/5, П-2007/8) и в березовом мелколесье. По сравнению с фоновым уровнем для березы сохраняется дефицит P, Zn и особенно Mn. Для ивы абсолютный недостаток К усиливается его дефицитом по отношению к Са, о чем свидетельствует низкое отношение К/Са (0.3), опускающееся ниже критического (0.5 [24]). Накопление в листьях березы и ивы Ni и Cu в 31–

32 и 25–38 раз, Co – в 29 и 7 раз, а Al, Fe и Cr – в 4–5 и 2 раза соответственно превышает фоновые уровни.

Результаты листовой диагностики свидетельствуют об улучшении условий питания растений в результате *ремедиации с нанесением плодородного слоя*. Листья березы значимо обогащаются Са, К, P и Zn по сравнению с пустошами на большинстве участков, листья ивы – лишь на наиболее удаленных от источника загрязнения участках. Однако обогащение Са приводит к дисбалансу элементов питания и возможному относительному дефициту К, особенно для ивы (К/Са 0.4–0.5). Для всех посадок березы и большинства посадок ивы сохраняется дефицит Mn. Экстремально низкое содержание Mn и высокие отношения Fe/Mn в листьях березы и ивы наблюдаются на ближайших к источнику загрязнения участках ремедиации – Р-2006 и Р-2003.

Содержание Ni и Cu в листьях березы и ивы на всех участках ремедиации с нанесением плодородного слоя значимо не отличается от такового на пустошах, превышая фоновый уровень в 20–40 раз и достигая 40–50-кратного превышения в ближних к источнику загрязнения посадках (Р-2003, Р-2006). Содержание Co превосходит фоновое в 20–40 раз

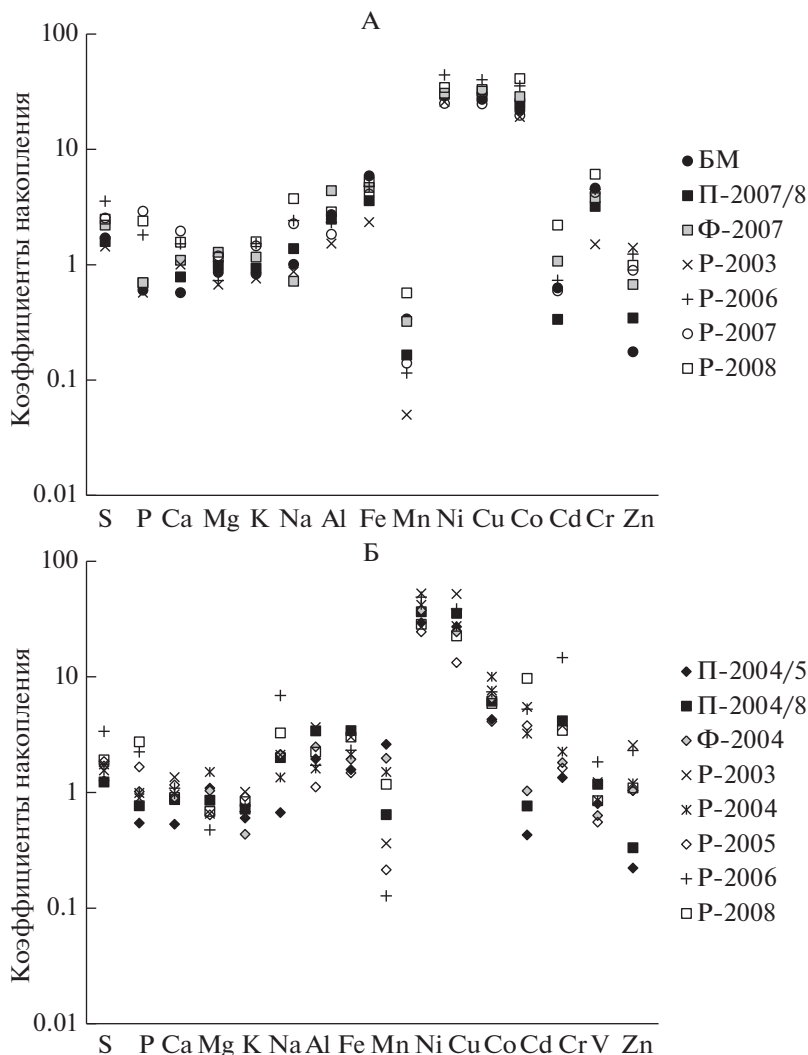


Рис. 2. Коэффициенты накопления элементов в листьях березы (А) и ивы (Б) по отношению к фоновому содержанию этих элементов (логарифмическая шкала).

в листьях березы и в 4–10 раз в листьях ивы. Содержание Cd в листьях ивы в среднем в 16 раз больше, чем в листьях березы и в 5 раз больше фонового уровня. Содержание Cr в листьях обоих видов превышает фоновое в 1.5–15, Fe и Al – в 1.5–5, S – в 1.5–3.5 раза с максимумами в ближайших к промышленной площадке посадках. Повышенные уровни характерны для Pb, V и As. Такое распределение отражает, с одной стороны, видовые особенности поглощения растениями металлов и, с другой, их повышенную доступность в почвах в результате постепенного накопления после ремедиации [9]. Вероятно также поверхностное осаждение, как путь поступления металлов в растения, наряду с корневым поглощением. Несмотря на повышенную аккумуляцию ТМ в листьях березы и ивы в ближайших к источнику загрязнения посадках, следует подчеркнуть их удовлетворительное состояние [10] в отличие от прилегающего

участка пустоши (П-2003/6), где растительность погибла.

Согласно результатам корреляционного анализа, содержание Ni и Cu в листьях березы на пустошах и участках ремедиации прямо связано с содержанием Co, Cr, Cd, V, Pb, Fe и As ($r = 0.58–0.96$, $\alpha < 0.001$), отражая общий источник их поступления, и обратно – с расстоянием от промплощадки ($r = -0.41–0.43$, $\alpha < 0.05$). Для листьев ивы связи с содержанием других ТМ и As слабее ($r = 0.45–0.88$, $\alpha < 0.01$), а с удаленностью от промплощадки незначимы.

Временная динамика. Сокращение выбросов загрязняющих веществ в атмосферу обычно находит отражение в уменьшении их содержания в ассимилирующих органах растений [6, 12, 22]. Отмечено уменьшение содержания Ni и Cu в хвое ели [8], сосны и листьях ряда кустарничков [12] в

районе исследований, которое авторы связывают со снижением количества металлосодержащей пыли, осаждающейся на поверхность листовых пластинок, в результате сокращения выбросов. После сильного сокращения атмосферных выбросов Среднеуральского медеплавильного завода отмечено прекращение поверхностного загрязнения травянистых растений луговых экосистем, что подтверждается сходством концентраций металлов в необработанных и отмытых растениях [14]. Несмотря на сокращение выбросов в 1990–2000 гг. и их небольшие колебания в дальнейшем, в листьях березы на всех участках около Мончегорска к концу вегетационного сезона 2018 г. накопилось больше основных металлов-загрязнителей, Ni и Cu, чем в тот же период 2011 г. [7] (рис. 3), хотя различия не всегда статистически значимы. Изменения в накоплении Co незначимы. Полученные величины попадают в среднюю и нижнюю части широкого диапазона аккумуляции Ni (100–380 мг/кг) и Cu (40–840 мг/кг) в листьях березы в пределах 2–5 км от комбината, зарегистрированного в период интенсивных выбросов в 1991–1994 гг. [25]. При этом текущее содержание Ni в листьях березы превышает пороговое значение в 160 мг/кг, установленное как для смертности, так и возобновления популяции [2]. В листьях ивы за вегетационный период 2018 г. аккумуляровалось больше Ni, Cu и Co по сравнению с 2011 г. на трех из пяти участков ремедиации. Причем максимальные статистически значимые превышения характерны для ближайшего к источнику загрязнения участка (P-2003). Проявляются тенденции накопления в листьях ивы Al и потеря Fe и K. Листья березы обедняются Mn. Напротив, наблюдается тенденция обогащения листьев березы и ивы Са на участках ремедиации. Обращает на себя внимание обеднение листьев S на всех участках, особенно выраженное для ивы, в 2018 г. по сравнению с 2011 г. Следует отметить, что береза и ива характеризуются менее очевидной реакцией на сокращение выбросов по сравнению с другими растениями [6].

Учитывая способность растений к регулированию корневого поглощения поллютантов, наблюдаемая динамика может быть отчасти обусловлена продолжающимся поверхностным осаждением металлов на листовые пластинки. В условиях сокращения атмосферных выбросов заметный вклад в поступление металлов может вносить вторичное загрязнение территории за счет пыления шлаковых отвалов и открытых, безлесных пространств техногенных пустошей. Количество и удержание осаждаемых на поверхность пластинок частиц металлов определяется природой и размерами частиц, погодными условиями, размерами и ориентацией листьев, их влажностью и поверхностными свойствами и подвержены сильной межгодовой изменчивости [18, 25]. ТМ могут проникать в растительные ткани через дефекты кутикулы и устьица. Не-

смотря на ряд токсичных эффектов для различных метаболических и физиологических процессов в растениях, степень токсичности при листовом поглощении, как правило, меньше по сравнению с корневым [3, 35]. Однако осаждение на поверхность листьев обычно негативно сказывается на процессах фотосинтеза, дыхания, внекорневого питания растений. В итоге аккумуляция тяжелых металлов в листьях не только тормозит рост растений, но и приводит к возврату металлов в почву после листопада.

Поступление металлов из почвы в растение, особенно в его надземные органы, является важным физиологическим процессом, определяющим эффективность использования растений в ремедиации загрязненных почв. Поглощение металла растением количественно характеризуют с помощью терминологически разнообразных коэффициентов, по сути, представляющих отношение содержания металла в растении к его содержанию в почве. Это классический коэффициент биологического поглощения [15], коэффициенты концентрации (concentration factor, CF [33]) или биоконцентрации (bioconcentration factor [40]), поглощения (soil-plant uptake factor [21]), обогащения (enrichment factor [28]); перехода (soil-to-plant transfer factor [23]) или транслокации из почвы в растение (translocation factor [36]). Оценка поглощения металлов растениями с помощью коэффициента концентрации CF сопряжена с рядом проблем, касающихся, с одной стороны, возможности использования в расчетах валового содержания металла или содержания его биологически доступных соединений в почве и, с другой, выбора мощности корнеобитаемого слоя для сравнения [33]. Расчет CF по отношению к валовому содержанию металла в почве не совсем корректен, так как недооценивает его реальное поступление из почвы в растение, поскольку значительная часть валового количества металла находится в недоступной для растений форме. Следуя предыдущим работам [8] и литературным источникам [33, 36], мы рассчитывали CF по отношению к содержанию биодоступных соединений металла в почве, что обеспечивает более адекватную оценку его поступления в надземную часть растения. В бореальных лесах основная масса корней сосредоточена обычно в богатом элементами питания верхнем органогенном горизонте. Аналогичные условия создаются и при ремедиации техногенных пустошей, поэтому для сравнения был выбран верхний слой почв, обогащенный органическим веществом и элементами минерального питания. Следует заметить, что в условиях атмосферного загрязнения поверхностное осаждение металлов завышает рассчитываемые значения CF, однако при сокращении выбросов разница сглаживается.

Содержание в листьях березы и ивы большинства жизненно важных элементов значительно

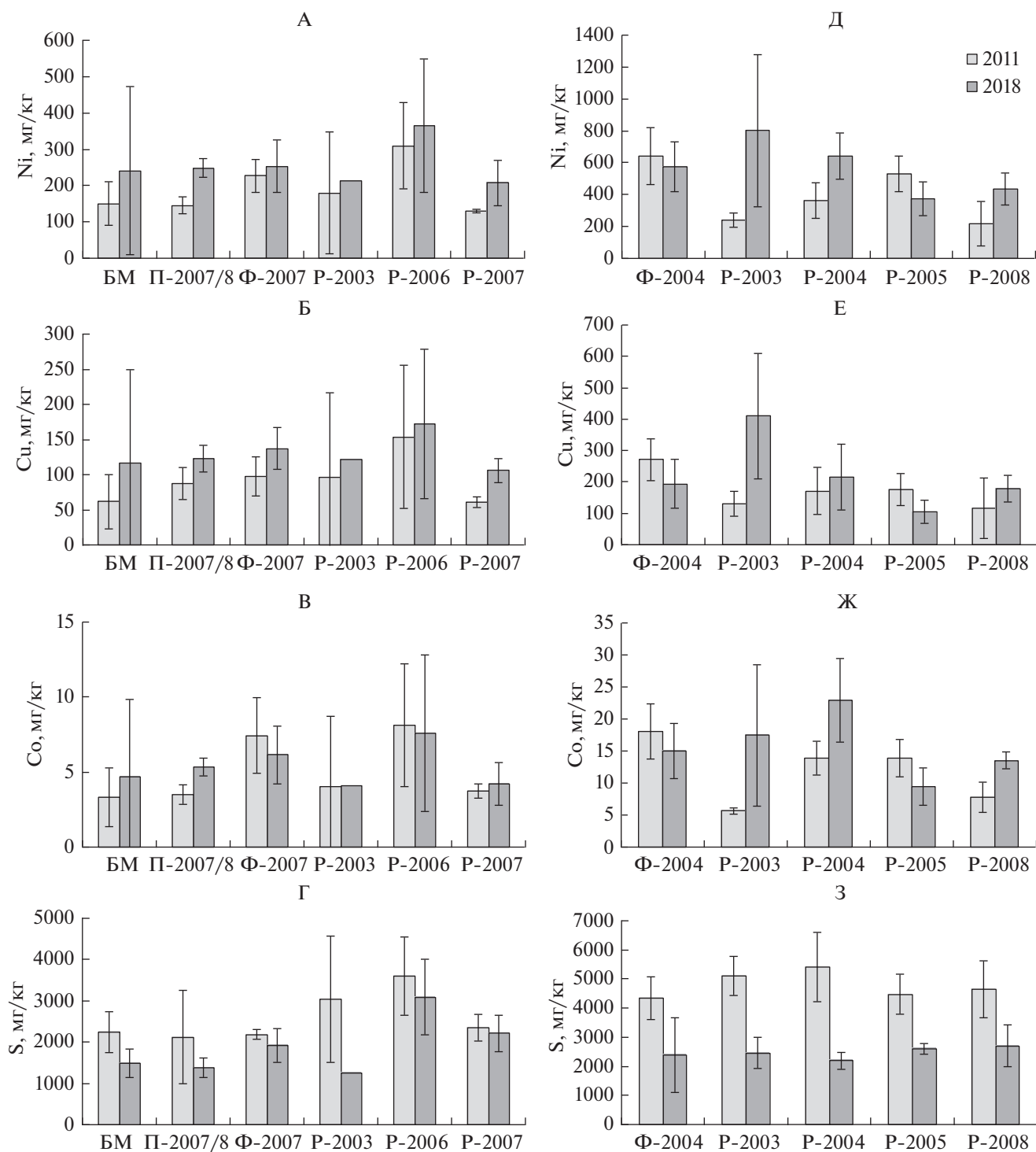


Рис. 3. Содержание Ni, Cu, Co и S в листья березы (А, Б, В, Г) и ивы (Д, Е, Ж, З) на пустошах и участках ремедиации в 2011 и 2018 гг. Показаны средние значения и их 95% доверительные интервалы.

превышает количество их биодоступных соединений в почвах, свидетельствуя о способности растений к активному поглощению и транспорту этих элементов из корней в листья (рис. 4). Максимальные значения CF характерны для основных эле-

ментов питания Ca, Mg, K, P, высокие CF свойственны Mn, Zn и S, играющим важную роль в метаболических процессах. Особенно значительной аккумуляцией Mn отличается береза. Корневое поглощение является основным источником

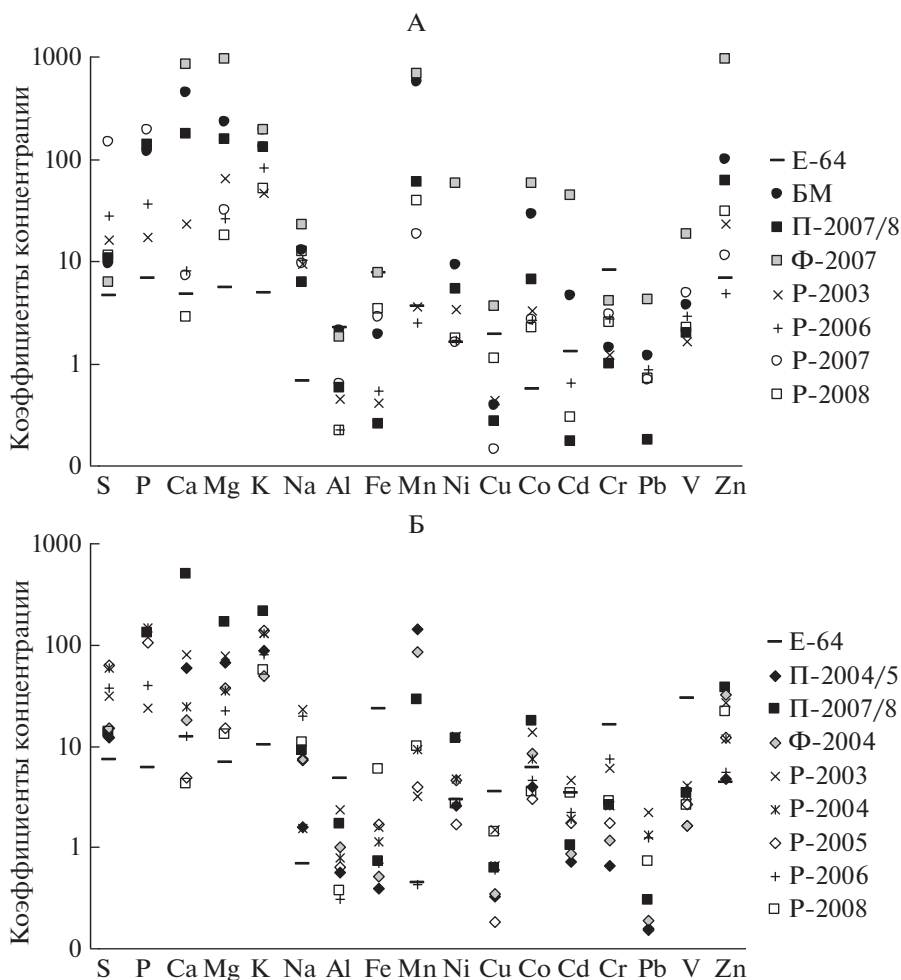


Рис. 4. Коэффициенты концентрации элементов в листьях березы (А) и ивы (Б) по отношению к содержанию доступных соединений этих элементов в почвах (логарифмическая шкала).

поступления элементов питания в растения даже в условиях повышенного атмосферного загрязнения [29].

Напротив, судя по низким значениям CF , оба вида ограничивают поступление потенциально токсичных Cu , Pb , Al , избыточного Fe , а береза — еще и Cd в свои ассимилирующие органы. В основе токсического действия ТМ лежат связывание функциональных групп биомолекул, вытеснение жизненно важных металлов из металлсодержащих комплексов, генерация активных форм кислорода. Несмотря на важную биологическую роль, Cu необходима растениям лишь в небольших количествах, и ее концентрация 20–100 мг/кг рассматривается как токсичная [4]. Этот предел значительно превышен в листьях обоих видов, вероятно, благодаря поверхностному осаждению. При этом, несмотря на доминирование меди в составе атмосферных выбросов и пятикратное преобладание ее доступных соединений в почвах, листья березы содержат в среднем в 1,7, а ивы — в 2,3 раза

меньше Cu , чем Ni , что говорит об активизации барьерных функций растений по отношению к токсиканту.

Защитные механизмы растений по отношению к ТМ на клеточном и молекулярном уровнях включают как предотвращение проникновения металла в клетку, так и внутриклеточные механизмы. Ограничение или предотвращение поступления металлов в клетку происходит с помощью выделения металлхелатирующих лигандов, связывания металлов микоризой, их иммобилизации в клеточной стенке, торможения транспорта через плазмалемму и активного выведения из клетки. Внутриклеточные механизмы устойчивости включают детоксикацию ТМ путем образования физиологически неактивных комплексов и удаления в вакуоли, репарацию поврежденной клеточных структур и обеспечение поддержания метаболизма. Определенные механизмы устойчивости действуют на тканевом и организменном уровнях [3, 4, 16, 18]. Так, ряд механизмов пре-

пятствует избыточному поглощению ТМ корнями из почвы и их транспорту в надземные органы. Аккумуляция Cu, Pb, Ni, Cr и As в корнях ивы отмечена ранее как в вегетационных, так и в полевых экспериментах [31, 37].

В отличие от Cu, Ni по величинам CF не попадает в число элементов с ограниченным корневым поглощением на исследуемых пустошах, что может свидетельствовать не только о листовом поступлении, но и, косвенно, о его меньшей токсичности. Аккумуляция Co в листьях быстрорастущих березы и ивы в экстремально жестких условиях может быть обусловлена его участием в фиксации азота, ускорении роста и развития растений [33]. Cd не принадлежит к числу жизненно важных микроэлементов, потенциально токсичен, однако, благодаря высокой подвижности, может легко поглощаться растениями [4]. В частности, ива выделяется своей способностью накапливать Cd в листьях, что отмечено ранее в широкомасштабном исследовании девяти водосборов Северной Европы [33], локальной зоне комбината “Североникель” [6] и экспериментах по ремедиации [37]. В целом величины CF каждого элемента сильно варьируют в пространстве и зависят от специфики элемента и растения.

Отличный от фонового характер накопления элементов в листьях подроста по отношению к почвам на пустошах в значительной степени отражает изменения почвенных свойств — обеднение элементами питания и аккумуляцию тяжелых металлов [9]. Улучшение обеспеченности почв элементами питания в результате ремедиации сопровождается сближением величин их CF с фоновыми, при этом накопление ТМ в листьях по отношению к почвам обычно остается ограниченным. Это свидетельствует о сохранении способности растений к регулированию своего химического состава благодаря защитным физиологическим механизмам даже в жестких условиях техногенных пустошей. Способность растений регулировать поступление загрязняющих элементов в свои листья отмечена в предыдущих исследованиях региона [6–8, 33]. Однако это обстоятельство не является достаточным для успешного восстановления растительных сообществ из-за неблагоприятных эдафических условий. Разреженные листовые молодняки с преобладанием *B. pubescens* и/или *S. caprea*, большим уровнем жизнеспособности деревьев и видовым разнообразием, развитым травяным покровом формируются на пустошах только при значительном улучшении почвенных свойств в результате ремедиации путем перекрытия загрязненных почв сконструированным плодородным слоем [7, 10].

Таким образом, судя по значениям CF, оба представителя листовых пород, береза и ива, характеризуются сходным характером поступле-

ния большинства элементов из почвы в свои ассимилирующие органы. Низкие величины CF для поллютантов подтверждают целесообразность выбора *B. pubescens* и *S. caprea* как широко распространенных и толерантных к загрязнению видов растений для фитостабилизации загрязненных почв.

Взаимосвязь элементного состава растений и свойств почв. Согласно результатам корреляционного анализа, поглощение Ca, K, P, S и Zn листьями березы увеличивается с ростом pH почв ($r = 0.38–0.66$, $\alpha < 0.05$). При этом накопление Ca и K листьями отражает обогащение почв доступными соединениями этих элементов питания ($r = 0.60$, $\alpha < 0.001$ и $r = 0.55$, $\alpha < 0.01$). Содержание в листьях березы металлов-загрязнителей (Ni, Co, Zn) слабо связано с их количеством в верхнем корнеобитаемом слое почв ($r = 0.49$, $\alpha < 0.01$, $r = 0.45$, $\alpha < 0.05$ и $r = 0.59$, $\alpha < 0.001$). Для ивы, как и березы характерна прямая связь содержания Ca, K, P, S и Zn в листьях с pH почв ($r = 0.35–0.48$, $\alpha < 0.05$). Однако среди ТМ такая связь между листьями ивы и почвами обнаружена только для Zn ($r = 0.45$, $\alpha < 0.01$). Полученные результаты предполагают, с одной стороны, ограниченную возможность ацетатно-аммонийной вытяжки представлять доступные для растений соединения ТМ, а с другой — способность растений и связанных с ними микроорганизмов ризосферы регулировать поглощение металлов корнями и их поступление в надземные органы. Небольшой диапазон изменений концентраций ТМ в пределах техногенной пустоши может также затруднять выявление корреляционных связей.

Ординационные диаграммы хорошо согласуются с результатами корреляционного анализа. Диаграммы свойств (рис. 5) представляет собой проекцию на плоскость двух первых ГК показателей состояния почв под посадками: кислотности, содержания углерода, азота и доступных для растений элементов (сплошные стрелки). Длина стрелки отражает степень представления свойства двумя первыми ГК, косинус угла между стрелками аппроксимирует коэффициент корреляции между соответствующими свойствами. Внешние переменные (пунктирные стрелки) определены как оптимальные в смысле наименьших квадратов коэффициенты разложения соответствующего центрированного свойства по базису ГК (и масштабированы к ГК). Аппроксимированные свойства равны сумме взвешенных с этими коэффициентами ГК.

Содержание Ca, K, P, S и Zn в листьях березы и ивы увеличивается с ростом pH. Накопление K, Ca и, в меньшей степени, Zn, Ni, Co в листьях березы прямо связано с содержанием их доступных соединений в почвах. Разная направленность векторов свидетельствует о меньшей выраженно-

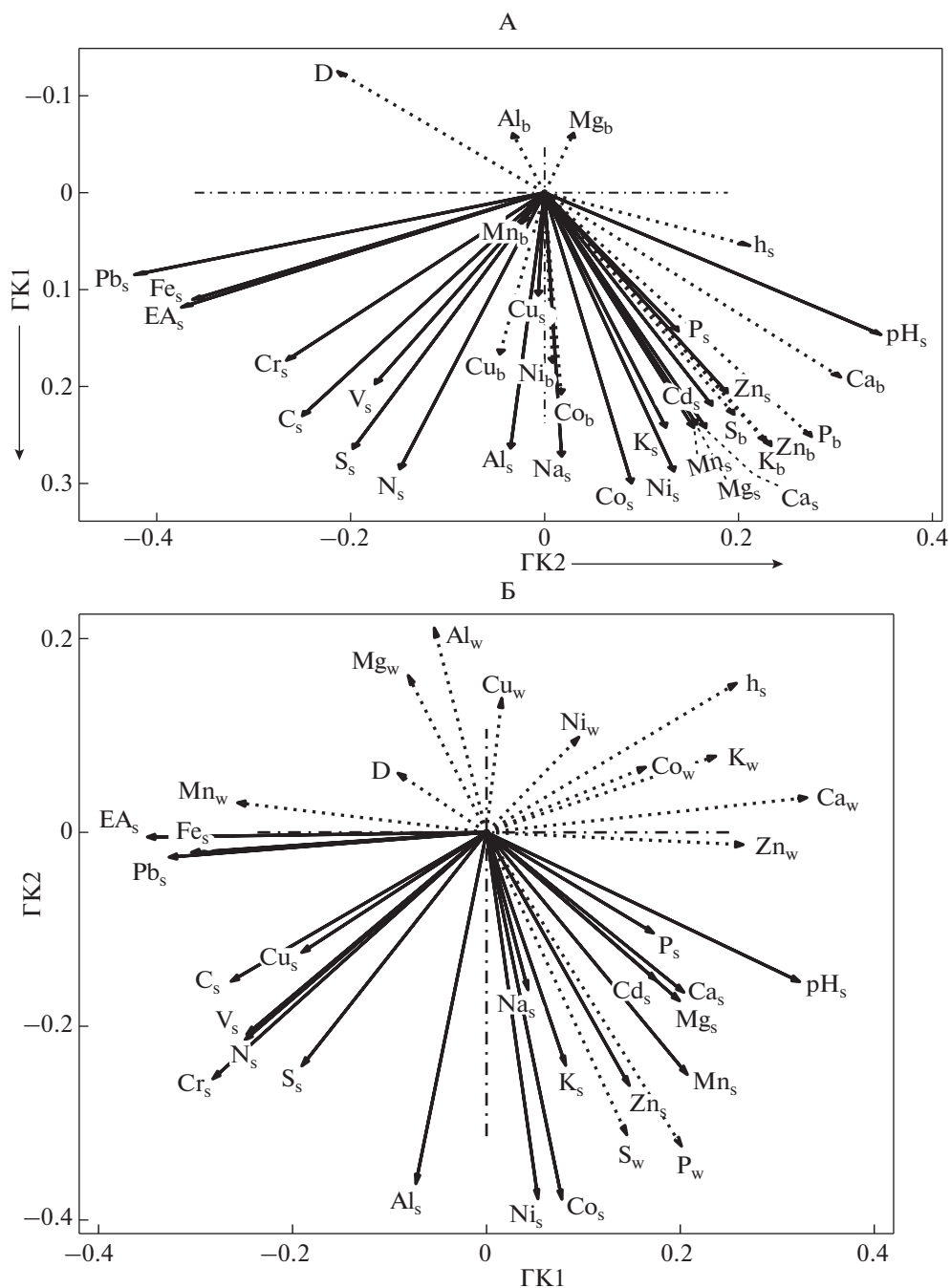


Рис. 5. Ординационные диаграммы свойств почв и растительности в посадках березы (А) и ивы (Б). Для удобства сравнения корреляционных структур диаграмма (А) повернута на 90° , а направления осей акцентированы дополнительными стрелками [9]. Свойства почв показаны сплошными стрелками, растительности (как внешние переменные) – пунктирными. Символами химических элементов обозначено содержание их доступных соединений в верхнем слое почв (s) и листьях березы (b) и ивы (w), h – мощность верхнего обогащенного органическим веществом слоя почв, D – расстояние от источника загрязнения.

сти таких связей для ивы. В условиях сокращения атмосферных выбросов это позволяет предположить активное регулирование корневого поглощения металлов и их передвижения в акропетальном направлении самими растениями с помощью различных защитных механизмов.

Таким образом, элементный состав растений на пустошах и в посадках после реимедиации в ближайших окрестностях промплощадки (2–5 км) отражает сложные взаимодействия в системе почва–растения, происходящие под влиянием разносторонних факторов. Длительное техногенное

воздействие привело к загрязнению, истощению и деградации почв [5, 7]. Нарастание загрязнения сопровождалось угнетением растений (нарушением физиологических процессов, снижением продуктивности, появлением видимых симптомов — хлорозов, некрозов, замедлением роста, отмиранием корней), их гибелью и формированием техногенных пустошей [5, 8, 11, 13, 18]. Экстремальные климатические условия Арктики и жесткий микроклимат вызывают дополнительный стресс у растений. В условиях интенсивного загрязнения хемофитостабилизация оказалась неэффективной для улучшения состояния почв и растений. Перекрытие загрязненных почв плодородным слоем привело к уменьшению кислотности, обогащению почв элементами питания и органическим веществом [7, 9], способствующим формированию и развитию растительных сообществ [10], в которых устойчивость растений к ТМ обеспечивается не только внутренними механизмами метаболического характера, но и таким внешним фактором, как улучшение свойств почв. В условиях техногенного загрязнения регулирование поглощения ТМ растениями подтверждается низкими величинами коэффициентов концентрации металлов из почвы и является металло- и видоспецифичным. Распределение металлов в системе почва—растение отличается высокой пространственно-временной изменчивостью и зависит от конкурентных взаимоотношений металлов, атмосферного загрязнения за счет продолжающихся выбросов, вторичного загрязнения из-за пыления открытых поверхностей, изменчивых метеорологических условий.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Современное состояние посадок в ходе ремедиации техногенных пустошей в Кольской Субарктике в значительной степени зависит от продолжающегося загрязнения, толерантности растений к поллютантам, свойств почв и технологии ремедиации. Согласно результатам листовой диагностики, в условиях атмосферного загрязнения оба представителя листовых пород, *B. pubescens* и *S. caprea*, проявляют сходное отношение ко многим элементам. Оба вида испытывают заметный дисбаланс жизненно важных элементов — недостаток К, Са, дефицит Р и особенно Мп и Zn. В листьях обоих видов накапливаются Ni, Cu, Co, Cr, Fe, Al и S, а также Pb, V и As. При этом содержание S, K, Ca, Al, Fe, Cu, Ni, Cr, As в листьях ивы в среднем в 1.5–2 раза превышает таковое в листьях березы. Листья ивы поглощают особенно много Cd и Co, а березы — Мп.

Хемофитостабилизация мало влияет, а нанесение сконструированного плодородного слоя приводит к обогащению листьев березы и ивы Са, К и Р, наиболее заметно проявляющемуся с удале-

нием от предприятия. В условиях продолжающегося поступления из атмосферы и накопления в почвах биодоступных тяжелых металлов после проведенной ремедиации [9] их аккумуляция в листьях в значительной степени определяется удаленностью от источника загрязнения, свидетельствуя о возможности как корневого, так и листового поглощения. Аккумуляция Ni и Cu в листьях в 2018 г. не уменьшилась по сравнению с 2011 г., хотя проявилась тенденция к обеднению листьев серой. Судя по пониженным, хотя и варьирующим значениям коэффициентов концентрации, оба вида ограничивают поступление потенциально токсичных Cu, Pb, Al, Fe, а береза — еще и Cd из почв в ассимилирующие органы. Согласно результатам корреляционного и многопараметрического анализов, содержание в листьях металлов-загрязнителей слабо связано с их количеством в верхнем корнеобитаемом слое почв. По-видимому, оба вида сохраняют способность к регулированию своего химического состава даже в экстремальных условиях техногенных пустошей. Это подтверждает целесообразность выбора *B. pubescens* и *S. caprea* как широко распространенных и толерантных к тяжелым металлам видов растений для ремедиации загрязненных почв. Одновременное улучшение почвенных свойств, в первую очередь обогащение элементами питания, органическим веществом, снижение кислотности, в сочетании с сокращением атмосферного загрязнения является необходимым условием успешной ремедиации техногенных территорий Крайнего Севера.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы благодарны М.С. Кадулину, Ю.В. Куприяновой, Е.А. Митиревой и А.Д. Волкову (факультет почвоведения МГУ) за помощь в полевых работах.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Экспериментальные исследования выполнены при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 18-04-01028, математическая обработка — в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (тема № АААА-А20-120092490029-8).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Базилевич Н.И., Титлянова А.А. Биотический круговорот на пяти континентах: азот и зольные элементы в природных наземных экосистемах. Новосибирск: Изд-во СОРАН, 2008. 376 с.

2. *Зверев В.Е.* Смертность и возобновление березы извилистой в зоне воздействия медно-никелевого комбината в период значительного сокращения выбросов: результаты 15-летнего мониторинга // *Экология*. 2009. № 4. С. 271–277.
3. *Ильин В.Б.* Тяжелые металлы и неметаллы в системе почва–растение. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2012. 220 с.
4. *Кабата-Пендиас А., Пендиас Х.* Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 440 с.
5. *Кашулина Г.М.* Мониторинг загрязнения почв тяжелыми металлами в окрестностях медно-никелевого предприятия на Кольском полуострове // *Почвоведение*. 2018. № 4. С. 493–505.
6. *Кашулина Г.М., Салтан Н.В.* Химический состав растений в экстремальных условиях локальной зоны комбината “Североникель”. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2008. 239 с.
7. *Копцик Г.Н., Копцик С.В., Смирнова И.Е.* Альтернативные технологии ремедиации техногенных пустошей в Кольской Субарктике // *Почвоведение*. 2016. № 11. С. 1375–1391.
8. *Копцик Г.Н., Копцик С.В., Смирнова И.Е., Кудрявцева А.Д., Турбабина К.А.* Реакция лесных экосистем на сокращение атмосферных промышленных выбросов в Кольской Субарктике // *Журн. общей биологии*. 2016. Т. 77. № 2. С. 145–163.
9. *Копцик Г.Н., Копцик С.В., Смирнова И.Е., Синичкина М.А.* Ремедиация почв техногенных пустошей в Кольской Субарктике: современное состояние и многолетняя динамика // *Почвоведение*. 2021. № 4.
10. *Коротков В.Н., Копцик Г.Н., Смирнова И.Е., Копцик С.В.* Восстановление растительности на техногенных пустошах в окрестностях Мончегорска (Мурманская область, Россия) // *Russ. J. Ecosystem Ecol.* 2019. Т. 4. № 1. С. 1–18. <https://doi.org/10.21685/2500-0578-2019-1-4>
11. *Лесные экосистемы и атмосферное загрязнение /* Под ред. В.А. Алексеева. Л.: Наука, 1990. 200 с.
12. *Лянгузова И.В.* Динамические тренды содержания тяжелых металлов в растениях и почвах при разном режиме аэротехногенной нагрузки // *Экология*. 2017. № 4. С. 250–260.
13. *Лянгузова И.В.* Тяжелые металлы в северотаежных экосистемах России. Пространственно-временная динамика при аэротехногенном загрязнении. Саарбрюккен: LAP LAMBERT Acad. Publ., 2016. 264 с.
14. *Нестерков А.В.* Поверхностное загрязнение луговых растений в период снижения атмосферных выбросов мелеплавильного завода // *Экология*. 2019. № 4. С. 316–320.
15. *Перельман А.И.* Геохимия. М.: Высшая школа, 1989. 582 с.
16. *Серегин И.В., Кожевникова А.Д.* Роль тканей корня и побега в транспорте и накоплении кадмия, свинца, никеля и стронция // *Физиология растений*. 2008. Т. 55. № 1. С. 3–26.
17. *Цветков В.Ф., Черкизов Е.А.* Из опыта лесной рекультивации земель в зоне воздействия промышленных выбросов на Кольском полуострове // *Влияние промышленных предприятий на окружающую среду*. М.: Наука, 1987. С. 112–119.
18. *Черненко Т.В.* Реакция лесной растительности на промышленное загрязнение. М.: Наука, 2002. 191 с.
19. *Baker A.J.M.* Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals // *J. Plant Nutr.* 1981. V. 3(1–4). P. 643–654. <https://doi.org/10.1080/01904168109362867>
20. *Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation /* Eds. M.N.V. Prasad et al. Amsterdam: Elsevier, 2018. 708 p.
21. *Efroymsen R.A., Sample B.E., Suter G.W. II.* Uptake of inorganic chemicals from soil by plant leaves: regressions of field data // *Environ. Toxicol. Chem.* 2001. V. 20(11). P. 2561–2571. <https://doi.org/10.1002/etc.5620201123>
22. *Harmens H., Norris D.A., Steinnes E., Kubin E., Piispanen J., Alber R., Aleksiyenak Y. et al.* Mosses as bio-monitors of atmospheric heavy metal deposition: Spatial patterns and temporal trends in Europe // *Environ. Pollut.* 2010. V. 158. P. 3144–3156. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.06.039>
23. *Intawongse M., Dean J.R.* Uptake of heavy metals by vegetable plants grown on contaminated soil and their bioavailability in the human gastrointestinal tract // *Food Additives and Contaminants*. 2006. V. 23(1). P. 36–48. <https://doi.org/10.1080/02652030500387554>
24. *Kopinga J., van den Burg J.* Using soil and foliar analysis to diagnose the nutritional status of urban trees // *J. Arboresc.* 1995. V. 21(1). P. 17–24.
25. *Kozlov M.V., Haukioja E., Bakhtiarov A.V., Stroganov D.N.* Heavy metals in birch leaves around a nickel-copper smelter at Monchegorsk, northwestern Russia // *Environ. Pollut.* 1995. V. 90. P. 291–299. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(95\)00027-0](https://doi.org/10.1016/0269-7491(95)00027-0)
26. *Marschner H.* Mineral Nutrition of Higher Plants. 2nd edition. London: Academic Press, 1995. 889 p.
27. *Newman M.C.* Fundamentals of Ecotoxicology. The Science of Pollution. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis Group, 2015. 633 p.
28. *Nirola R., Megharaj M., Palanisami T., Aryal R., Venkateswarlu K., Naidu R.* Evaluation of metal uptake factors of native trees colonizing an abandoned copper mine – a quest for phytostabilization // *J. Sustain. Min.* 2015. V. 14(3). P. 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.jsm.2015.11.001>
29. *Nordløkken M., Berg T., Flaten T.P., Steinnes E.* Essential and non-essential elements in natural vegetation in southern Norway: Contribution from different sources // *Sci. Total Environ.* 2015. V. 502. P. 391–399. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.038>
30. *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils /* Eds. J.-L. Morel, G. Echevarria, N. Goncharova/ NATO Sci. Ser. IV: Earth and Environmental Sciences. V. 68, Ch. 5. Dordrecht, The Netherlands: Springer, 2006. P. 109–190.
31. *Pulford I.D., Watson C.* Phytoremediation of heavy metal contaminated land by trees – a review // *Environ. Int.* 2003. V. 29. P. 529–540. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00152-6](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00152-6)
32. *Reimann C., Åyräs M., Chekushin V.A., Bogatyrev I., Boyd R., de Caritat P., Dutter R. et al.* Environmental

- Geochemical Atlas of the Central Barents Region. Trondheim: NGU-GTK-CKE special publication, 1998. 743 p.
33. Reimann C., Koller F., Frengstad B., Kashulina G., Niskavaara H., Englmaier P. Comparison of the element composition in several plant species and their substrate from a 1500000 km²-area in Northern Europe // *Sci. Total Environ.* 2001. V. 278. P. 87–112. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00152-6](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00152-6)
 34. Salminen R., Chekushin V., Tenhola M., Bogatyrev I., Glavatskikh S.P., Fedotova E., Gregorauskiene V. et al. Geochemical Atlas of Eastern Barents Region // *J. Geochem. Explorat.* 2004. V. 83(1–3). 530 p. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2004.06.001>
 35. Shahid M., Dumat C., Khalid S., Schreck E., Xiong T., Niazi N. K. Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake // *J. Hazard. Mater.* 2017. V. 325. P. 36–58. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.11.063>
 36. Tran A., Nkongolo K.K., Mehes-Smith M., Narendrula R., Spiers G., Beckett P. Heavy metal analysis in red oak (*Quercus rubra*) populations from a mining region in northern Ontario (Canada): effect of soil liming and analysis of genetic variation // *Am. J. Environ. Sci.* 2014. V. 10(4). P. 363–373. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2014.363.373>
 37. Vandecasteele B., Meers E., Vervaeke P., De Vos B., Quataert P., Tack F.M.G. Growth and trace metal accumulation of two *Salix* clones on sediment-derived soils with increasing contamination levels // *Chemosphere.* 2005. V. 58. P. 995–1002. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.09.062>
 38. Vysloužilová M., Tlustoš P., Száková J. Cadmium and zinc phytoextraction potential of seven clones of *Salix* spp. planted on heavy metal contaminated soils // *Plant Soil Environ.* 2003. V. 49(12). P. 542–547.
 39. Wahsha M., Bini C., Argese E., Minello F., Fontana S., Wahsheh H. Heavy metals accumulation in willows growing on Spolic Technosols from the abandoned Imperina Valley mine in Italy // *J. Geochem. Explor.* 2012. V. 123. P. 19–24. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.07.004>
 40. Wu O., Wang S., Thangavel P., Li Q., Zheng H., Bai J., Qiu R. Phytostabilization potential of *Jatropha Curcas* L. in polymetallic acid mine tailings // *Int. J. Phytoremediation.* 2011. V. 13(8). P. 788–804. <https://doi.org/10.1080/15226514.2010.525562>

Effect of Soil Degradation and Remediation in Technogenic Barrens on the Uptake of Nutrients and Heavy Metals by Plants in the Kola Subarctic

G. N. Koptsik^{1, *}, S. V. Koptsik², I. E. Smirnova¹, and M. A. Sinichkina¹

¹*Soil Science Faculty, Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

²*Faculty of Physics, Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

*e-mail: koptsik@mail.ru

To assess the state of plants and their response to changes in soil properties, the elemental composition of leaves of widespread and pollution-tolerant species *Betula pubescens* and *Salix caprea* near nonferrous metallurgy enterprises in the Kola Peninsula has been studied. The content of nutrients and heavy metals in the leaves of undergrowth on technogenic barrens and remediation sites differing in remediation technologies have been analyzed. According to the results of leaf diagnostics, in barren conditions, both species are characterized by a noticeable deficiency of K, Ca, P, and, especially, Mn and Zn. The leaves of both species accumulate Ni, Cu, Co, Cr, Fe, Al and S, as well as Pb, V and As. Willow leaves contain, on average, one and a half to two times more metals than birch leaves. Chemophytostabilization has little effect, and the covering of contaminated soils with a constructed fertile layer leads to the enrichment of birch and willow leaves with Ca, K, and P. Under conditions of continuing atmospheric emissions and gradual accumulation of bioavailable heavy metals in soils after the remediation, the accumulation of metals in leaves is largely determined by the distance from the pollution source, reflecting the possibility of both root and foliar uptake. The reduction in emissions did not result in a decrease in leaf metal content in 2018 compared to 2011. The low, albeit varying, ratios of the contents of heavy metals in undergrowth leaves and in the soil and a weak correlation of heavy metal contents in these media indicate that *B. pubescens* and *S. caprea* retain their ability to regulate their chemical composition even under extreme conditions of technogenic barrens. At the same time, supporting the protective capabilities of plants by optimizing mineral nutrition and soil acidity in combination with a reduction in atmospheric pollution is a prerequisite for efficient remediation of technogenic territories in the Far North.

Keywords: air pollution, birch, willow, leaf diagnostics, soils, nickel, copper, Albic Podzol, Entic Podzol