

МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА КОНЦЕНТРАЦИИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В КОРМЕ И ОРГАНИЗМЕ РЫЖЕЙ ПОЛЕВКИ (*MYODES GLAREOLUS*) В ПЕРИОД СНИЖЕНИЯ ВЫБРОСОВ МЕДЕПЛАВИЛЬНОГО ЗАВОДА

© 2017 г. С. В. Мухачева

Институт экологии растений и животных УрО РАН,

620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

e-mail: msv@ipae.uran.ru

Поступила в редакцию 29.09.2016 г.

Анализировали многолетние (1990–2015 гг.) изменения содержания тяжелых металлов (Cu, Zn, Cd, Pb) в корме и печени особой рыжей полевки (*Myodes glareolus*), населяющих территории в зоне действия Среднеуральского медеплавильного завода в период снижения его выбросов. Показано, что сокращение выбросов (в 50 раз за 25 лет) не привело к эквивалентному снижению концентраций металлов в корме и организме животных: на импактных участках (1–2 км от завода) содержание Cu, Zn и Pb не изменилось, концентрации Cd к концу наблюдений возросли в 2 раза; в фоновой зоне (20 км) не изменилось содержание Cu, Zn и Cd, концентрации Pb снизились в 1.7–2.5 раза; на умеренно загрязненных участках (4–6 км) четких направленных изменений не выявлено. Ключевая роль в накоплении тяжелых металлов в организме животных принадлежит содержанию элементов в корме и системе элементоспецифичных гомеостатических барьеров, позволяющих эффективно защищать организм от токсического воздействия металлов.

Ключевые слова: промышленное загрязнение, медь, цинк, кадмий, свинец, мелкие млекопитающие, печень, растительность.

DOI: 10.7868/S0367059717060087

В последние десятилетия промышленные выбросы повсеместно снижаются в результате либо прекращения работы предприятий, либо совершенствования технологий. Однако без реабилитационных мероприятий многие загрязнители, в том числе тяжелые металлы (ТМ), могут длительное время сохраняться в экосистемах вблизи точечных источников эмиссии [1–3]. Продолжая циркулировать в пищевых цепях [4], они будут оказывать негативное воздействие на биоту [5–8]. Поэтому для понимания закономерностей восстановления экосистем после сокращения выбросов необходима информация не только о динамике поступления поллютантов, но и их содержании в разных компонентах биоты.

Из-за широкого распространения, высокой численности, оседлости, эврибионтности многих видов, значительной роли в наземных экосистемах мелких млекопитающих (ММ) часто рассматривают в качестве модельных объектов в экотоксикологии [9, 10]. Обычно изучение реакции ММ на загрязнение ограничено анализом видовой разнообразия и численности населения [11–13] либо содержания ТМ в органах-депо [14, 15], иногда

с привлечением материалов по морфологии, биохимии и генетике [8, 16–18].

В большинстве случаев результаты изучения сообществ ММ представляют собой “моментальный срез”, поскольку охватывают непродолжительный (обычно 1–3 года) период наблюдений. Долговременные (более 10–15 лет) регулярные наблюдения в условиях техногенного загрязнения немногочисленны [19–22]. Данные о многолетней динамике элементного состава организма и кормовых объектов ММ фрагментарны [8, 23], хотя подобные работы выполнены для других групп позвоночных, в частности птиц [5–7, 24].

Использование ММ позволяет оценить динамику токсической нагрузки одновременно на двух уровнях: концентрации элементов в содержимом желудка характеризуют поступление загрязнителей с кормом, а данные о накоплении в органах-депо служат “маркером” их возможного токсического воздействия на организм животных.

В течение последних 25 лет мы проводили ежегодные обследования населения ММ в зоне воздействия Среднеуральского медеплавильного завода (СУМЗ). За длительный (75 лет) период

непрерывной работы предприятия в его окрестностях сформировалась контрастная техногенная геохимическая аномалия: содержание в почве ТМ и других элементов превышает фоновые уровни в 10–100 раз [1]. Постепенное снижение выбросов СУМЗа (начиная с 1998 г.) позволяет сравнить состояние населения ММ в период высоких выбросов, их существенного снижения и почти полного прекращения. В течение всего периода наблюдений для учета животных мы использовали стационарные линии, что позволило свести к минимуму пространственную вариабельность исследованных показателей. Ранее мы показали существование выраженной сезонной специфики накопления ТМ в корме полевков [25], а также влияние возраста на аккумуляцию металлов в организме [26]. Поэтому в данной работе мы ограничили анализируемую выборку не только одним видом, но и сходными возрастом (сеголетки) и сроками учета (июль–сентябрь).

Цель работы – анализ динамики концентраций ТМ (Cu, Zn, Cd, Pb) в корме и организме рыжей полевки в период снижения выбросов медеплавильного завода. Проверляли гипотезу о том, что сокращение выбросов ведет к снижению содержания ТМ в корме и организме, причем на расположенных в непосредственной близости от источника эмиссии участках изменения выражены сильнее по сравнению с более удаленными.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Источник эмиссии. СУМЗ, расположенный в 50 км к западу от г. Екатеринбурга (56°51'с.ш., 59°53'в.д.), – крупнейшее в России предприятие по первичной выплавке меди и производству серной кислоты – работает с 1940 г. В 1980-х годах его валовые выбросы (в основном SO₂ и пыль с тяжелыми металлами и металлоидами) составляли 150–225 тыс. т/год, в 1990-х – 95–100 тыс. т/год, к середине 2000-х снизились до 30 тыс. т/год, а с 2010 г. (по окончании реконструкции) не превышают 2.5–5 тыс. т/год [27]. Таким образом, за последние 25 лет валовые выбросы предприятия уменьшились почти в 50 раз. Особенно сильно снизились концентрации SO₂ (в 80 раз), Cu (3000 раз), Zn (15 раз) и Pb (8.5 раз) [1]. Условно последние 25 лет мы разделили на три периода: I – стабильно высоких (1990–1997 гг.), II – сильно сниженных (1998–2009 гг.), III – почти полностью прекращенных (2010–2015 гг.) выбросов.

Отлов мелких млекопитающих. Стационарные линии были заложены в 1990 г. в западном направлении от СУМЗа (против господствующего направления ветров) в елово-пихтовых лесах на

разном удалении от завода: 1–2 км – импактная зона, 4–6 км – буферная зона и 20 км – фоновая зона.

Отловы проводили ежегодно (1990–2015 гг.) с мая по сентябрь с использованием ловушек-плашек, которые устанавливали на стационарных линиях (по 25 шт. на линию через 5–7 м, экспозиция – 4 сут с ежедневной однократной проверкой). Животных отлавливали на всех участках одновременно, располагая в каждой зоне от 3 до 9 линий (на удалении от 100 до 1000 м друг от друга). Всего отработано более 85 тыс. ловушко-суток, отловлено более 6.5 тыс. особей ММ. Рыжая полевка (*Myodes glareolus* Schreber 1780) представлена в сообществах всех зон: в среднем ее доля в населении загрязненных участков составляет 50%, фоновых – 75%. У отловленных животных определяли пол, возраст и репродуктивный статус. Для нивелирования различий, обусловленных сезонной и возрастной спецификой накопления ТМ в корме и организме, в работе рассматривали только сеголеток, добытых в июле–сентябре.

Химический анализ образцов. У животных отбирали фрагмент печени и содержимое желудка, которые сушили при температуре 75°C до воздушно-сухой массы и упаковывали в герметичные пластиковые пакеты. В лаборатории образцы измельчали, взвешивали (около 0.1 г) на аналитических весах KERN-770 с ценой деления 0.00001 г, помещали в тefлоновые сосуды с 7 мл 65%-ной HNO₃ (осч) и 1 мл деионизированной H₂O, выдерживали в течение 30 мин и затем озоляли в микроволновой печи MWS-2 (Berghof, Германия). После озонения объем пробы доводили до 10 мл деионизированной H₂O.

Концентрацию элементов (мкг/г сухой массы) определяли методом атомной абсорбции на спектрометрах AAS3 и AAS6 Vario (Analytik Jena, Германия) с использованием пламенного (Cu, Zn) и электротермического (Cd, Pb) вариантов атомизации в лаборатории экотоксикологии популяций и сообществ ИЭРиЖ УрО РАН, аккредитованной на техническую компетентность (аттестат аккредитации № РОСС RU0001.515630). Качество измерений оценивали по международному стандартному образцу CRM 185R (бычья печень). Извлечение составило (%): Cu – 93.2, Zn – 99.8, Cd – 114.2, Pb – 94.4; предел обнаружения (мкг/мл): для Cu – 0.013, Zn – 0.005, Cd – 0.001, Pb – 0.013. В случае, когда концентрация элемента была ниже предела обнаружения, для статистического анализа использовали значение, равное половине предела обнаружения. Проанализировано 1109 образцов печени и 487 образцов содержимого желудков.

Статистический анализ. Распределение концентраций элементов в большинстве случаев было близко к логнормальному. Для концентраций ТМ рассчитаны описательные статистики (среднее геометрическое, размах, коэффициент вариации). Для получения несмещенных оценок коэффициента вариации (*CV*) использовали метод D. Finney, рекомендованный для логнормального распределения [28]; расчеты выполнены в пакете EnvStat v. 2.1.1 [29]. Для выявления различий в накоплении элементов между участками и периодами использовали двухфакторный ANOVA (значения предварительно логарифмировали). Множественные сравнения выполнили по критерию Тьюки. Связь между концентрацией элемента в корме и печени анализировали с помощью коэффициента линейной корреляции. Для оценки долговременных изменений концентраций ТМ использовали регрессионный анализ. В статистических тестах значимыми считали различия при $p < 0.05$. Расчеты выполнили в пакете JMP v.11.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Концентрация металлов в корме. Накопление ТМ в корме (табл. 1) для всех элементов зависело от уровня загрязнения территории и периода

(табл. 2). В период I содержание тяжелых металлов в корме зверьков из буферной и импактной зон существенно превышало фоновые значения: Cd – в 4.0–7.8 раза, Cu – в 3.6–6.9 раза, Pb – в 1.8–4.1 раза, Zn – в 1.2–2.3 раза. К периоду III для Cu и Zn различия между загрязненными и фоновыми участками либо сохранились на прежнем уровне, либо несколько снизились (в первую очередь за счет импактных значений). Для Cd и Pb эти различия, напротив, стали еще более выраженными, достигнув в импактной зоне почти 10 раз. Такое усиление обусловлено четкими трендами изменений концентраций этих металлов на загрязненных и фоновых территориях (рис. 1). В импактной зоне концентрации Cd увеличивались со скоростью 2.1% в год – за 25 лет содержание элемента в корме двукратно увеличилось по сравнению со значениями в период I. На фоновой территории концентрации Pb снижались со скоростью 1.7% в год, что привело к снижению содержания в 2.8 раза. В буферной зоне значимых трендов не выявлено. Концентрации ТМ сильно варьировали на всех участках в течение всего периода исследований. Во всех зонах минимальный размах был зарегистрирован для

Таблица 1. Концентрация тяжелых металлов в корме рыжей полевки на исследованных территориях в разные периоды, мкг/г сухой массы

Зона	Период	N	Cu		Zn		Cd		Pb	
Фоновая	I	49	13.55 [58.9] (3.85–53.21)	a	76.98 [63.1] (18.26–416.01)	a	0.38 [95.6] (na–3.09)	a	6.01 [179.0] (0.50–45.12)	a
	II	174	20.92 [60.6] (3.27–100.67)	b	97.03 [49.6] (19.06–97.03)	b	0.99 [109.9] (na–14.43)	b	4.78 [163.2] (na–60.75)	a
	III	48	15.31 [56.9] (4.45–42.87)	a	82.21 [147.7] (37.05–194.69)	ab	0.64 [105.6] (na–6.48)	ab	2.18 [96.5] (na–11.46)	b
Буферная	I	54	48.39 [89.0] (6.52–270.31)	a	90.23 [102.5] (22.98–714.78)	a	1.52 [154.7] (0.05–18.34)	a	10.75 [177.3] (0.13–88.17)	a
	II	55	82.62 [65.9] (17.23–330.04)	b	143.55 [56.6] (29.04–409.83)	b	3.94 [114.9] (0.05–36.07)	b	17.22 [252.1] (0.16–127.24)	a
	III	25	50.38 [97.7] (9.83–160.98)	a	117.76 [75.2] (20.63–280.83)	ab	2.02 [102.1] (0.25–12.23)	a	13.77 [106.1] (1.97–53.58)	a
Импактная	I	43	93.73 [88.9] (8.14–542.52)	a	176.01 [78.5] (19.17–474.43)	a	2.97 [97.8] (0.37–13.44)	a	24.44 [176.7] (1.41–198.01)	a
	II	27	131.64 [54.1] (41.31–436.50)	a	175.00 [39.5] (92.92–402.01)	a	5.97 [91.0] (1.51–13.78)	b	44.26 [130.9] (1.86–346.39)	b
	III	11	83.28 [76.7] (34.17–441.95)	a	151.92 [45.0] (81.63–306.77)	a	6.07 [61.6] (3.09–25.26)	b	21.36 [96.1] (4.64–83.01)	a

Примечание. Здесь и в табл. 3 приведены среднее геометрическое значение, в квадратных скобках – коэффициент вариации (%), в круглых скобках – минимальное и максимальное значения, na – значение ниже предела обнаружения; одинаковые буквы – отсутствие значимых различий в пределах зоны для каждого элемента (по критерию Тьюки).

Таблица 2. Результаты дисперсионного анализа различий концентраций ТМ в рационе и печени рыжих полевок между зонами нагрузки и периодами (F -критерий, в скобках – достигнутый уровень значимости, N – число образцов)

Источник изменчивости	df	Cu	Zn	Cd	Pb
Рацион					
Зона	2	259.6 (< 0.0001)	33.6 (< 0.0001)	66.6 (< 0.0001)	69.2 (< 0.0001)
Период	2	20.3 (< 0.0001)	5.9 (0.003)	15.9 (< 0.0001)	4.9 (0.008)
Зона × период	4	0.6 (0.698)	1.9 (0.102)	0.4 (0.822)	3.2 (0.013)
N		487	475	485	471
Печень					
Зона	2	69.5 (< 0.0001)	13.4 (< 0.0001)	745.9 (< 0.0001)	65.7 (< 0.0001)
Период	2	25.8 (< 0.0001)	19.3 (< 0.0001)	56.8 (< 0.0001)	6.6 (0.002)
Зона × период	4	1.3 (0.287)	1.7 (0.138)	2.1 (0.081)	5.7 (< 0.0001)
N		1109	1104	1099	1074

эссенциальных Zn и Cu, тогда как для токсических Pb и Cd значения CV были в 2–4 раза выше.

Концентрация металлов в печени. Накопление всех ТМ в печени зависело от уровня загрязнения территории и периода, также было значимо взаимодействие факторов (см. табл. 2). В период I содержание Cu и Zn на загрязненных участках превышало фоновые значения в 1.1–1.3 раза, Pb – в 1.6–1.9 раза, Cd – в 7.0–8.1 раза (табл. 3). Как и в случае корма, к периоду III для Cu и Zn различия сохранились на прежнем уровне, для Pb и Cd различия между фоновыми и загрязненными участками стали более выраженными, достигнув в импактной зоне 3 и 12 раз соответственно. Усиление различий обусловлено наличием четких трендов (рис. 2). В импактной зоне содержание Cd в печени повышалось со скоростью 2.4% в год, что за 25 лет привело к двукратному росту в сравнении с исходными значениями. На фоновом участке концентрации Pb снижались со скоростью 2.6% в год, в итоге его содержание в печени уменьшилось почти в 1.7 раза. В буферной зоне значимых временных трендов не выявлено. Так же, как и в корме, концентрации ТМ в печени животных на протяжении всего периода наблюдений сильно варьировали на всех участках. Во всех зонах минимальный размах был зарегистрирован для эссенциальных Zn и Cu, а значения CV были в 2–7 раз ниже, чем в корме. Для токсических Cd и Pb величины CV в корме и печени были сопоставимы (см. табл. 1, 3).

Связь концентраций металлов в корме и печени. Содержание ТМ в корме и печени животных было связано (рис. 3). При рассмотрении обобщенной выборки по всем участкам ($n = 274–286$) парные коэффициенты корреляции для всех элементов

оказались значимы ($r = 0.24–0.46$, $p < 0.0001$). Использование дифференцированных по зонам выборок показало, что на фоновом участке значима связь только для Cd ($r_{Cd} = 0.22$, $n = 126$, $p = 0.012$), в буферной зоне – только для Cu ($r_{Cu} = 0.25$, $n = 99$, $p = 0.014$), в импактной зоне – для всех элементов, за исключением Pb ($r_{Cu} = 0.36$, $n = 62$, $p = 0.004$; $r_{Zn} = 0.36$, $n = 62$, $p = 0.004$; $r_{Cd} = 0.29$, $n = 62$, $p = 0.022$).

ОБСУЖДЕНИЕ

Многолетняя динамика содержания тяжелых металлов в корме. Кормовой спектр рыжей полевки достаточно широк [30]. В летне-осенний период в ее рационе преобладают зеленые части растений, семена, ягоды и грибы. Следовательно, концентрации тяжелых металлов в содержимом желудка зверьков можно рассматривать в качестве интегральной оценки загрязнения растительности (в первую очередь травянистой) на конкретном участке в определенный момент времени [25].

В условиях 50-кратного сокращения выбросов можно было бы ожидать снижения концентраций поллютантов в растениях. Однако оказалось, что эквивалентного изменения уровней накопления ТМ в корме рыжей полевки не произошло. Если содержание эссенциальных элементов (Cu, Zn) в пределах зоны за 25 лет наблюдений менялось ненаправленно и незначительно (не более чем на 20%), то для токсических (Cd, Pb) изменения были разнонаправленными и существенными. К концу исследований (период III) содержание Pb в корме повсеместно снизилось, тогда как Cd, напротив, усиленно накапливался в пище особей с загрязненных

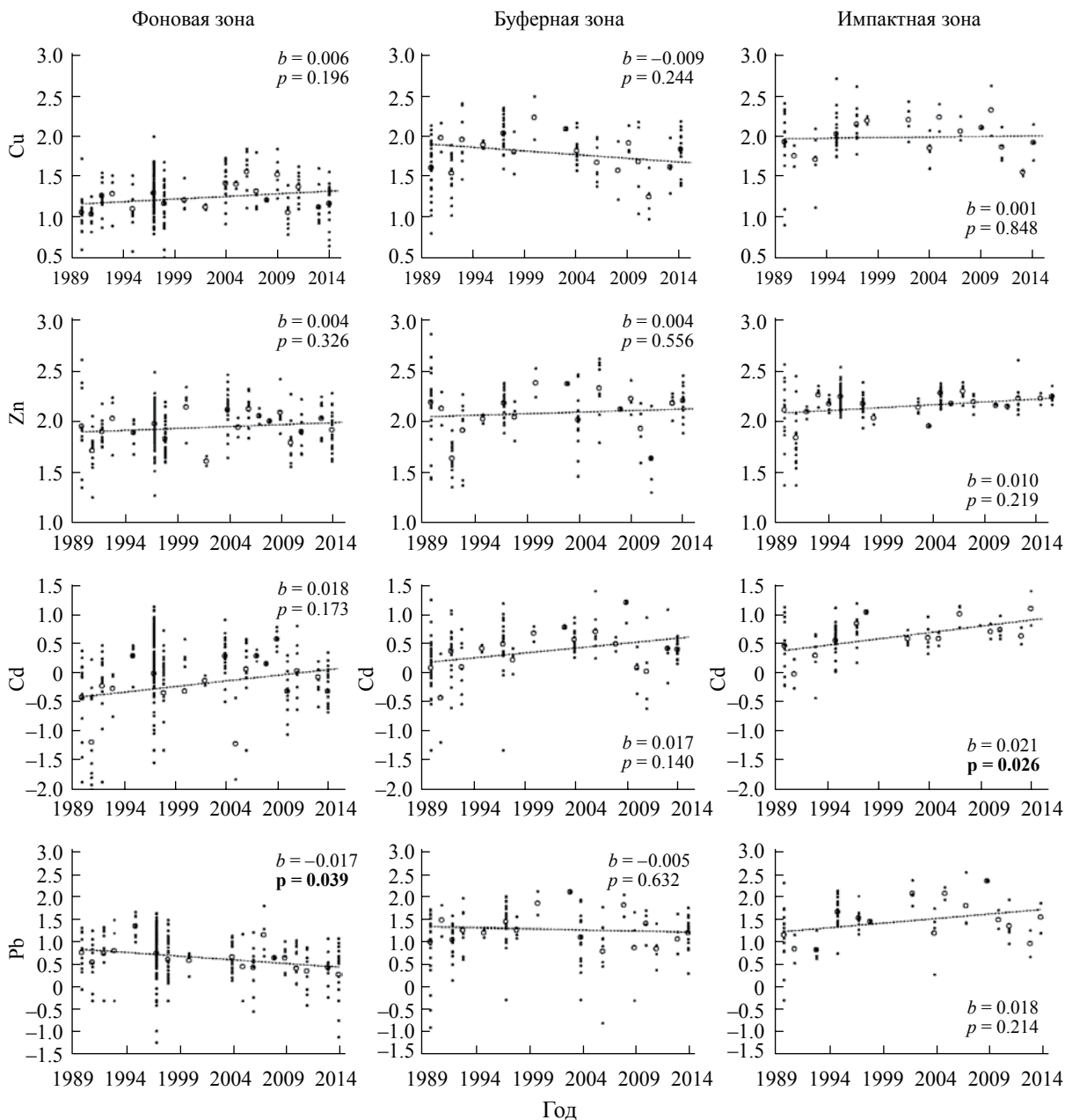


Рис. 1. Многолетняя динамика концентрации (логарифмированные значения, мкг/г сухой массы) ТМ в корме рыжей полевки в разных зонах загрязнения. Здесь и на рис. 2: • – индивидуальные значения, о – среднее для года значение, пунктирная линия – тренд линейной регрессии, *b* – коэффициент регрессии, *p* – достигнутый уровень значимости.

участков в течение II и III периодов. При этом в период II (резкого сокращения выбросов) у животных с загрязненных участков отмечали даже увеличение концентрации Pb и Cd (см. табл. 1). Так, корм животных из импактной зоны в этот период содержал Pb в 2 раза больше (44.26 мкг/г), чем в I и III периоды (24.4 и 21.3 мкг/г).

Вероятной причиной интенсивного накопления Cd в корме животных с загрязненных территорий

может быть аккумуляция элемента в гумусовом горизонте и лесной подстилке, которая за рассматриваемый временной интервал (к 2012 г. по сравнению с 1989 г.) увеличилась в 1.5–2.0, а на отдельных участках – в 4 раза относительно исходного уровня [1]. По мнению Е.Л. Воробейчика и С.Ю. Кайгородовой [1], ключевую роль в повышенном накоплении элемента в этих горизонтах сыграло изменение кислотности. В период высоких выбросов в импактной зоне

Таблица 3. Концентрация тяжелых металлов в печени рыжей полевки на исследованных территориях в разные периоды, мкг/г сухой массы

Зона	Период	N	Cu		Zn		Cd		Pb	
Фооновая	I	260	11.37 [35.2] (4.26–45.50)	a	82.95 [38.3] (20.47–187.45)	a	0.76 [95.0] (0.02–11.64)	a	1.51 [93.1] (na–12.54)	a
	II	120	14.12 [21.9] (8.37–23.26)	b	95.29 [17.6] (57.28–235.42)	b	1.27 [74.0] (0.03–5.45)	c	1.14 [76.9] (na–7.07)	b
	III	123	11.99 [26.4] (5.45–21.41)	a	98.88 [10.4] (72.55–137.10)	b	0.99 [72.5] (0.16–7.38)	b	0.87 [125.5] (na–8.85)	c
Буферная	I	205	14.72 [45.7] (5.68–46.85)	a	90.70 [43.8] (27.55–247.03)	a	6.12 [132.9] (0.05–54.82)	a	2.38 [132.9] (na–17.15)	a
	II	83	18.12 [44.4] (7.83–81.36)	b	105.62 [14.4] (73.76–136.56)	b	10.59 [104.3] (1.43–58.39)	b	2.01 [120.7] (0.19–14.04)	a
	III	67	16.50 [32.7] (8.88–32.7)	ab	105.43 [11.4] (75.41–138.43)	b	8.36 [81.0] (0.73–26.10)	b	1.70 [83.9] (na–13.61)	a
Импактная	I	159	15.07 [31.1] (6.81–47.92)	a	101.12 [26.8] (33.49–163.47)	a	5.28 [92.7] (0.56–33.10)	a	2.90 [135.8] (0.04–14.16)	a
	II	69	16.82 [25.6] (8.99–28.12)	a	105.54 [13.9] (72.19–133.82)	a	11.43 [88.4] (1.58–62.76)	b	4.73 [77.2] (0.79–16.21)	a
	III	23	16.55 [23.2] (9.13–24.31)	a	106.32 [15.0] (86.77–180.39)	a	11.51 [67.1] (4.97–61.31)	b	2.76 [151.9] (0.05–12.20)	a

pH подстилки и почвы был низким (3.5–4.2), из-за чего происходил активный вынос Cd в нижележащие горизонты. Нормализация кислотности обоих горизонтов в окрестностях завода (до 4.6–5.0) в период почти полного прекращения выбросов привела к снижению подвижности Cd и соответственно увеличению его содержания в корнеобитаемом слое. Это, вероятно, обусловило и более интенсивный переход Cd в растения.

Интересно было бы сопоставить долговременные изменения содержания ТМ в корме и потенциальных кормовых растениях. К сожалению, данные по многолетней динамике концентраций ТМ в растениях в районе СУМЗа отсутствуют. Мы располагаем лишь информацией о концентрациях Cd, Pb, Cu и Zn в некоторых травянистых растениях [30, 32], плодах дикорастущих ягодников [31, 33] и шляпочных грибах [31] в период сокращенных выбросов (2006–2009 гг.). На импактной территории содержание элементов существенно превышало фоновые значения: в вегетативных частях растений максимально было увеличено содержание Cu (в 5–12 раз) и Pb (в 6–16 раз), в плодах и ягодах – Cd (в 2–7 раз) и Pb (в 2–4 раза), в грибах – Cd (в 2–14 раз) и Pb (в 2–17 раз). Такая кратность превышения соответствует величинам превышения уровней ТМ в корме рыжей полевки в тот же период.

Литературные сведения о многолетних изменениях элементного состава растительности в условиях снижения промышленных выбросов касаются главным образом листьев и хвои древесных растений, тогда как растения травяно-кустарничкового яруса в этом плане изучены слабо. Показано, что при сокращении выбросов содержание тяжелых металлов (Pb, Cd, Ni, Mn, Fe, Zn, Cu) в ассимиляционных органах хвойных (ель, сосна) и лиственных (береза, дуб) пород многократно (в 2–18 раз) снижается, причем эффект более выражен на участках с исходно высоким уровнем загрязнения [19, 34]. Сопоставимыми (снижение в 2–16 раз) оказались изменения концентрации Cu и Ni в листьях кустарничков (черники, брусники и голубики) на фоновых и импактных участках, тогда как в буферной зоне концентрации сохранились на исходном уровне либо незначительно снизились [35]. Концентрации Cd и Pb во мхах и лишайниках также снижаются, но меньшими темпами – на 35–70% от исходного уровня [5, 23].

Таким образом, в окрестностях СУМЗа динамические изменения в содержании тяжелых металлов в корме ММ выражены в меньшей степени, чем в растениях вблизи других предприятий.

Динамика содержания металлов в печени. Долговременные изменения элементного состава организма наземных позвоночных в условиях снижения промышленных выбросов изучены у мелких

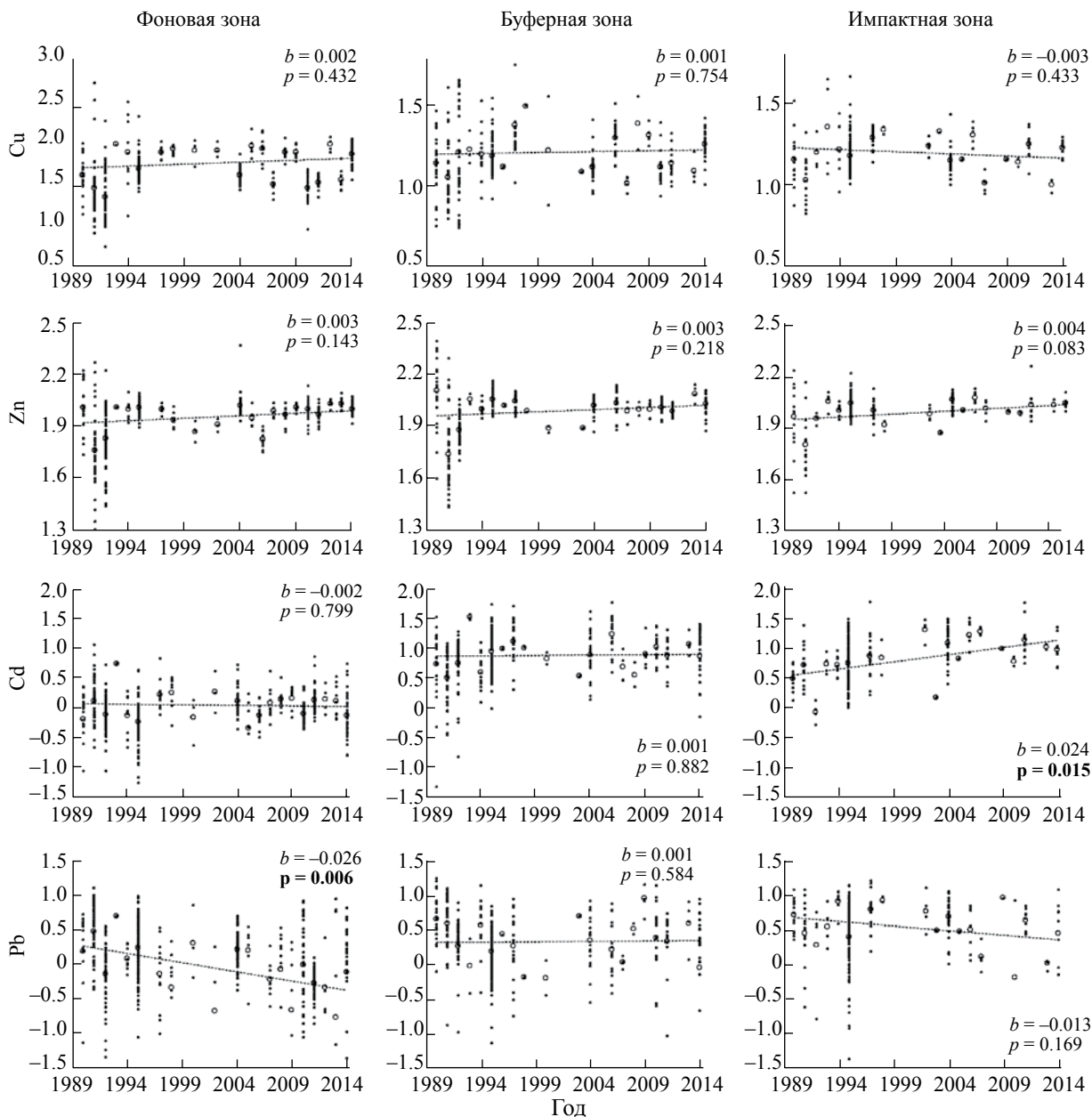


Рис. 2. Многолетняя динамика концентрации (логарифмированные значения, мкг/г сухой массы) ТМ в печени рыжей полевки в разных зонах загрязнения.

воробьиных (мухоловка-пеструшка, большая синица), обитающих вблизи предприятий в Финляндии (медно-никелевый завод, г. Харьявалта) и Швеции (завод по переработке сульфидных руд, г. Rönnskär и горнодобывающий завод, г. Laisvall). Даже для одного вида – мухоловки-пеструшки – реакция на снижение выбросов различалась в зависимости от конкретных условий: у птенцов из окрестностей медно-никелевого завода, сократившего выбросы на 95% за 18 лет, содержание Cd, Pb, Ni и Cu в печени снизилось на 58–95% относительно исходного уровня [24]. У птенцов из окрестностей

горнодобывающего завода через 25 лет после его закрытия содержание Pb в печени снизилось на 35% [5]. В то же время сокращение выбросов на 98% за 25 лет предприятием по переработке сульфидных руд не привело к эквивалентному уменьшению содержания Pb и Cu в организме: концентрация Pb в печени птенцов снизилась лишь на 9–15% [7]. Авторы связали столь слабый эффект от снижения выбросов с прямым поступлением элементов из почвы через кормовые объекты, поскольку содержание Cd, Cu и Pb в корме (муравьи) возросло на 10–40%.

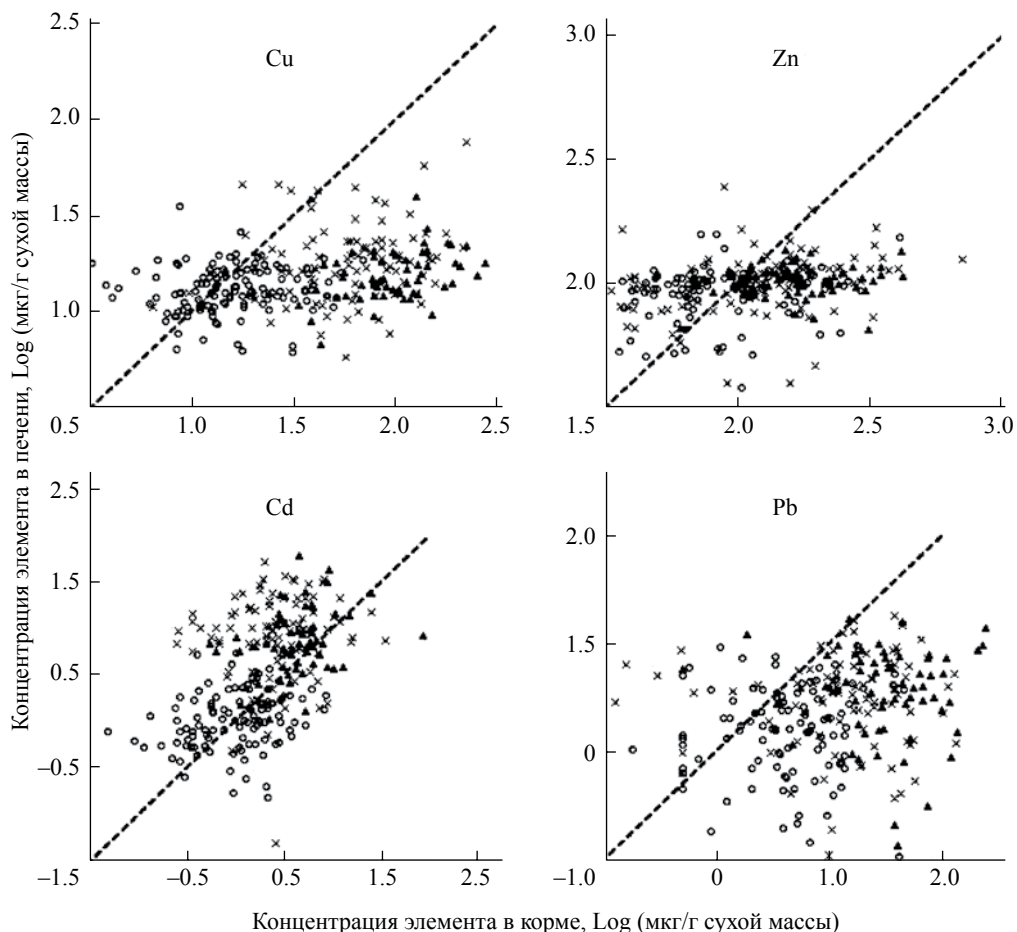


Рис. 3. Изменение концентрации (мкг/г сухой массы) ТМ в корме и печени рыжей полевки в разных зонах загрязнения: \circ – фоновые участки, \times – буферные, \bullet – импактные.

Подобные многолетние исследования для млекопитающих нам не известны. Фрагментарные сведения о динамике содержания элементов в органах грызунов противоречивы. Так, у особей малой лесной мыши из окрестностей свинцовоплавильного завода (Metaleurop Nord, Франция) через 8 лет после его закрытия содержание Pb в печени и почках уменьшилось в 2 раза, тогда как Cd – увеличилось в 1.5–2.0 раза [8]. На фоновых территориях (юг Швеции), где в течение 15 лет мониторинг показал снижение атмосферных выпадений Cd (на 20%) и Pb (на 70%), концентрация Cd в печени рыжей полевки снизилась в 4.5–7.5 раза, а для Pb четких трендов не выявлено [23].

Наши данные показали, что существенное сокращение поступления в среду Cu (в 3000 раз) и Zn (в 15 раз) не повлияло на их содержание в печени рыжей полевки. Вероятно, это обусловлено системой действующих в организме барьеров [36]. Одним из эффективных механизмов поддержания гомеостаза считают гастроинтестинальный барьер, который обеспечивает защиту организма от действия разнообразных

механических, химических и биологических факторов благодаря наличию интенсивного селективного транспорта [37]. Оценить эффективность этого барьера можно по соотношению концентраций элементов в корме и печени: биссектриса означает пропорциональную зависимость, точки ниже биссектрисы свидетельствуют о дискриминации элемента в организме, выше – о его накоплении (см. рис. 3). Несмотря на высокие концентрации Cu, Zn и Pb в корме в импактной зоне, их токсическая нагрузка на организм незначительна вследствие выведения избыточных количеств ТМ через желудочно-кишечный тракт. Для Cd этот барьер не столь эффективен [38], поэтому повышенное поступление элемента с кормом приводит к его накоплению в печени. Подобная зависимость была показана для ММ разных трофических групп [39–41].

Таким образом, сокращение промышленных выбросов может приводить к разнонаправленным изменениям элементного состава позвоночных, причем характер изменений элементоспецифичен и может зависеть от разных факторов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Хотя за последние 25 лет (1990–2015 гг.) промышленные выбросы Среднеуральского медеплавильного завода многократно сократились, у населения загрязненные территории особой рыжей полевки не произошло эквивалентного снижения концентраций ТМ в корме и организме. В импактной зоне содержание Cu, Zn и Pb в этих субстратах не изменилось, а концентрации Cd к концу периода наблюдений двукратно возросли по сравнению с исходными значениями. Вероятной причиной повышенной аккумуляции Cd может быть увеличение его содержания в почве и подстилке, которое в сочетании с нормализацией pH привело к более интенсивному поступлению элемента в травянистые растения – основные кормовые объекты рассматриваемого вида. Для концентрации тяжелых металлов в корме и организме животных из буферной зоны не было выявлено четких направленных изменений. Сходная картина наблюдалась в фоновой зоне для Cu, Zn и Cd, тогда как содержание Pb в печени и корме животных снизилось в 1.7–2.5 раза по сравнению с исходным уровнем. Ключевая роль в накоплении ТМ в организме животных принадлежит, с одной стороны, содержанию элементов в кормовых объектах, с другой, существованию системы элементоспецифичных гомеостатических барьеров (в том числе гастроинтестинального), позволяющих эффективно защищать организм от токсического воздействия ТМ.

Таким образом, наша гипотеза о постепенном снижении содержания тяжелых металлов в корме и организме ММ в условиях значительного сокращения промышленных выбросов не подтвердилась. Исключение составил лишь Pb, концентрации которого существенно уменьшились в корме и печени на фоновой территории.

Анализ многолетней динамики сильно затрудняла высокая вариабельность концентраций ТМ. Хотя использование стационарных линий несколько снизило пространственную изменчивость результатов, ярко выраженная мозаичность загрязнения в сочетании с многокомпонентным составом рациона и относительно высокой подвижностью животных привели к большой индивидуальной изменчивости.

После почти полного прекращения выбросов по мере восстановления экосистем в окрестностях СУМЗа [27, 42] в ближайшие 5–10 лет можно ожидать постепенного улучшения качества местообитаний для ММ (в первую очередь кормовых условий), что, вероятно, приведет к увеличению численности животных и формированию на импактной территории постоянных поселений

рыжей полевки. Наши предположения подтверждаются результатами ежегодных прямых наблюдений за населением ММ. В отношении содержания ТМ в организме и, особенно, кормовых объектах можно предположить, что в ближайшие 20–30 лет в них сохранятся высокие уровни исследованных элементов, поскольку в почве и подстилке накоплен очень большой запас ТМ.

Работа завершена при финансовой поддержке комплексной программы УрО РАН (проект 15-12-4-26). Автор выражает признательность А.А. Герасимову, Т.Ю. Сурковой, Ю.Л. Суморокову, Е.Ю. Сумороковой и С.Ю. Суморокову, оказавшим неоценимую помощь в полевом сборе и первичной обработке материала, Э.Х. Ахуновой и А.В. Щепеткину – за выполнение аналитических работ, Е.Л. Воробейчику, В.С. Безелю, Ю.А. Давыдовой, И.А. Кшняеву, В.С. Микрюкову – за обсуждение и конструктивные замечания к тексту рукописи.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Воробейчик Е.Л., Кайгородова С.Ю.* Многолетняя динамика содержания тяжелых металлов в верхних горизонтах почв в районе воздействия медеплавильного завода в период снижения его выбросов // Почвоведение. 2017. № 8. С. 1009–1024.
2. *Douay F., Pruvot C., Waterlot C. et al.* Contamination of woody habitat soils around a former lead smelter in the North of France // *Sci. Tot. Environ.* 2009. V. 407. № 21. P. 5564–5577.
3. *Kabala C., Chodak T., Szerszen L.* Influence of land use pattern on changes in copper content in soils around a copper smelter, based on a 34-year monitoring cycle // *Zemes Ukio Mokslai.* 2008. V. 15. № 3. P. 8–12.
4. *Gall J.E., Boyd R.S., Rajakaruna N.* Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review // *Environ. Monit. Asses.* 2015. V. 187. № 4. P. 1–21.
5. *Berglund Å.M., Ingvarsson P.K., Danielsson H. et al.* Lead exposure and biological effects in pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) before and after the closure of a lead mine in northern Sweden // *Environ. Pollut.* 2010. V. 158. P. 1368–1375.
6. *Berglund Å.M., Klaminder J., Nyholm N.E.I.* Effects of reduced lead deposition on pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) nestlings: tracing exposure routes using stable lead isotopes // *Environ. Sci. Technol.* 2009. V. 43. № 1. P. 208–213.
7. *Berglund Å.M., Nyholm N.* Slow improvements of metal exposure, health- and breeding conditions of pied flycatchers after decreased industrial heavy metal emissions // *Sci. Tot. Environ.* 2011. V. 409. № 20. P. 4326–4334.

8. *Tête N., Durfort M., Rieffel D.* et al. Histopathology related to cadmium and lead bioaccumulation in chronically exposed wood mice, *Apodemus sylvaticus*, around a former smelter // *Sci. Tot. Environ.* 2014. V. 481. P. 167–177.
9. *Sheffield S.R., Sawicka-Kapusta K., Cohen J.B.* et al. Rodentia and Lagomorpha // *Ecotoxicology of Wild Mammals*. Shore R.F., Rattner B.A. Eds. Chichester: J. Wiley and Sonc. Inc., 2001. V. 22. P. 215–314.
10. *Talmage S.S., Walton B.T.* Small mammals as monitors of environmental Contaminants // *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 1991. V. 119. P. 47–145.
11. *Лукьянова Л.Е., Лукьянов О.А.* Реакция сообществ и популяций мелких млекопитающих на техногенные воздействия // *Усп. совр. биол.* 1998. Т. 118. Вып. 6. С. 694–707.
12. *Мухачева С.В., Давыдова Ю.А., Кшнысев И.А.* Реакция населения мелких млекопитающих на загрязнение среды выбросами медеплавильного производства // *Экология.* 2010. № 6. С. 452–458. [*Mukhacheva S.V., Davydova Yu.A., Kshnyasev I.A.* Responses of small mammal community to environmental pollution by emissions from a copper smelter // *Rus. J. of Ecol.* 2010. V. 41. № 6. P. 513–518.] DOI: 10.1134/S1067413610060081.
13. *Kataev G.D., Suomela J., Palokangas P.* Densities of microtine rodents along a pollution gradient from a copper-nickel smelter // *Oecologia.* 1994. V. 97. P. 491–498.
14. *Milton A., Cooke J.A., Johnson M.S.* Accumulation of lead, zinc and cadmium in a wild population of *Clethrionomys glareolus* from an abandoned lead mine // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2003. V. 44. P. 405–411.
15. *Pankakoski E., Koivisto I., Hyvärinen H., Terhivuo J.* Shrews as indicators of heavy metal pollution // *Advances in the biology of Shrews*. Carnegie Museum of Natural History Special Publication, 1994. P. 137–149.
16. *Давыдова Ю.А., Мухачева С.В.* Промышленное загрязнение не увеличивает частоту нефропатологий у рыжей полевки // *Экология.* 2014. № 4. С. 278–286. [*Davydova Y.A., Mukhacheva S.V.* Industrial pollution does not cause in increased incidence of nephropathies in the bank vole // *Rus. J. of Ecol.* 2014. V. 45. № 4. P. 282–290.] DOI: 10.1134/S1067413614040043.
17. *Ялковская Л.Э., Фоминых М.А., Мухачева С.В.* и др. Флуктуирующая асимметрия краниальных структур грызунов в градиенте промышленного загрязнения // *Экология.* 2016. № 3. С. 213–220. [*Yalkovskaya L.E., Fominykh M.A., Mukhacheva S.V.* et al. Fluctuating asymmetry of rodent cranial structures in an industrial pollution gradient // *Rus. J. of Ecol.* 2016. V. 47. № 3. P. 281–288.] DOI: 10.1134/S1067413616030176.
18. *Damek-Poprawa M., Sawicka-Kapusta K.* Damage to the liver, kidney, and testis with reference to burden of heavy metals in yellow-necked mice from areas around steelworks and zinc smelters in Poland // *Toxicology.* 2003. V. 186. P. 1–10.
19. *Гагарская Н.К., Чернова Е.Н.* Экологический мониторинг элементного состава лесной растительности и морфофункционального состояния мелких млекопитающих в посттехногенных экосистемах // *Биоразнообразие, проблемы экологии Горного Алтая и сопредельных регионов: настоящее, прошлое, будущее.* Горно-Алтайск, 2010. С. 160–163.
20. *Катаев Г.Д.* Оценка состояния сообществ млекопитающих северо-таежных экосистем в окрестностях предприятия по производству никеля // *Экология.* 2005. № 6. С. 460–465. [*Kataev G.D.* The state of the small mammal community of boreal forest ecosystems in the vicinity of a nickel-smelting plant // *Rus. J. of Ecol.* 2005. V. 36. № 6. P. 421–426.] DOI: 10.1134/S1067413616030176.
21. *Катаев Г.Д.* Мониторинг населения мелких млекопитающих северной тайги Фенноскандии // *Бюл. МОИП. Отд. биол.* 2015. Т. 120. Вып. 3. С. 3–10.
22. *Мухачева С.В.* Особенности пространственно-временного размещения населения рыжей полевки в градиенте техногенного загрязнения среды обитания // *Экология.* 2007. № 3. С. 178–184. [*Mukhacheva S.V.* Spatiotemporal population structure of the bank vole in a gradient of technogenic environmental pollution // *Rus. J. of Ecol.* 2007. V. 38. № 3. P. 161–167.] DOI:10.1134/S1067413607030034.
23. *Nyholm N., Rühling Å.* Effects of decreased atmospheric heavy metal deposition in South Sweden on terrestrial birds and small mammals in natural populations // *Water, Air and Soil Pollution: Focus.* 2001. V. 1. № 3–4. P. 439–448.
24. *Berglund Å.M., Rainio M.J., Eeva T.* Decreased metal accumulation in passerines as a result of reduces emissions // *Environ. Toxicol. Chem.* 2012. V. 31. P. 1–7.
25. *Мухачева С.В.* Особенности питания рыжей полевки в условиях техногенного загрязнения среды обитания // *Сиб. экол. журн.* 2005. № 3. P. 523–533.
26. *Мухачева С.В., Безель В.С.* Уровни токсических элементов и функциональная структура популяций мелких млекопитающих в условиях техногенного загрязнения (на примере рыжей полевки) // *Экология.* 1995. № 3. С. 237–240. [*Mukhacheva S.V., Bezel' V.S.* Levels of toxic elements and functional structure in populations of small mammals under conditions of technogenic pollutions (with reference to the bank vole) // *Rus. J. of Ecol.* 1995. V. 26. № 3. P. 212–215.]
27. *Воробейчик Е.Л., Трубина М.Р., Хантемирова Е.В.* и др. Многолетняя динамика лесной

- растительности в период сокращения выбросов медеплавильного завода // Экология. 2014. № 6. С. 448–458. [Vorobeichik E.L., Trubina M.R., Khantemirova E.V. et al. Long-term dynamic of forest vegetation after reduction of copper smelter emissions // Rus. J. of Ecol. 2014. V. 45. № 6. P. 498–507.] DOI: 10.1134/S1067413614060150.
28. Parkin T.B., Meisinger J.J., Chester S.T. et al. Evaluation of statistical estimation methods for lognormally distributed variables // Soil Sci. Soc. Am. J. 1988. V. 52. P. 323–329.
29. Millard S.P. EnvStats: An R package for Environmental Statistics. New York: Springer, 2013. 1208 p.
30. Европейская рыжая полевка. М.: Наука, 1981. 352 с.
31. Безель В.С., Мухачева С.В., Трубина М.Р. и др. Продукция природных экосистем в пищевых рационах населения Свердловской области // Аграрный вестник Урала. 2010. Т. 72. № 6. С. 61–65.
32. Трубина М.Р., Воробейчик Е.Л. Содержание тяжелых металлов в лекарственных растениях в зоне действия Среднеуральского медеплавильного завода // Растительные ресурсы. 2013. Т. 49. № 2. С. 203–222.
33. Трубина М.Р., Мухачева С.В., Безель В.С., Воробейчик Е.Л. Содержание тяжелых металлов в плодах дикорастущих растений в зоне аэротехногенного воздействия Среднеуральского медеплавильного завода (Свердловская область) // Растительные ресурсы. 2014. Т. 50. № 1. С. 67–83.
34. Сухарева Т.А., Лукина Н.В. Минеральный состав ассимилирующих органов хвойных деревьев после снижения уровня атмосферного загрязнения на Кольском полуострове // Экология. 2014. № 2. С. 97–104. [Sukhareva T.A., Lukina N.V. Mineral composition of assimilative organs of conifers after reduction of atmospheric pollution in the Cola Peninsula // Rus. J. of Ecol. 2014. V. 45. № 2. P. 95–102.] DOI: 10.1134/S1067413614020088.
35. Лянгузова И.В. Динамические тренды содержания тяжелых металлов в растениях и почвах при разном режиме аэротехногенной нагрузки // Экология. 2017. № 4. С. 311–320.
36. Nordberg G.F., Sandström B., Becking G., Goyer R.A. Essentiality and toxicology of metals // Heavy metals in the environment. Ed. Bibudhendra S. New York: Marcel Dekker, Inc., 2002. P. 1–34.
37. Могильная Г.М., Могильный В.Л. Гастроинтестинальный защитный барьер // Морфология. 2007. № 6. С. 9–16.
38. Adikwu E., Deo O., Geoffrey O. Hepatotoxicity of Cadmium and Roles of Mitigating Agents // Br.J. Pharmacol. Toxicol. 2013. V. 4. № 6. P. 222–231.
39. Безель В.С., Куценогий К.П., Мухачева С.В. и др. Элементный состав рационов питания и тканей мелких млекопитающих различных трофических уровней как биоиндикатор химического загрязнения окружающей среды // Химия в интересах устойчивого развития. 2007. № 15. С. 33–42.
40. Мухачева С.В., Безель В.С. Тяжелые металлы в системе мать – плацента – плод у рыжей полевки в условиях загрязнения среды выбросами медеплавильного комбината // Экология. 2015. № 6. С. 444–453. [Mukhacheva S.V., Bezel V.S. Heavy metals in the mother–placenta–fetus system in bank voles under conditions of environmental pollution from copper plant emissions // Rus. J. of Ecol. 2015. V. 46. № 6. P. 564–572.] DOI: 10.1134/S1067413615060120.
41. Нестеркова Д.В., Воробейчик Е.Л., Резниченко И.С. Тяжелые металлы в пищевой цепи “почва – дождевые черви – европейский крот” в условиях загрязнения среды выбросами медеплавильного завода // Сиб. экол. журн. 2014. № 5. С. 777–788.
42. Трубина М.Р., Воробейчик Е.Л., Хантемирова Е.В. и др. Динамика лесной растительности после снижения промышленных выбросов: быстрое восстановление или продолжение деградации? // Докл. РАН. Сер. биол. 2014. Т. 458. № 6. С. 721–725.