

ГЕОХИМИЯ ТРАВЯНИСТЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ: БИОГЕННЫЕ ЦИКЛЫ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

© 2015 г. В. С. Безель*, Т. В. Жуйкова*^{***}, В. А. Гордеева**

*Институт экологии растений и животных УрО РАН
620144 Екатеринбург, ул. 8-е Марта, 202
e-mail: bezel@ipae.uran.ru

**ФГБОУ ВПО Нижнетагильская государственная социально-педагогическая академия
Факультет естествознания, математики и информатики
622031 Нижний Тагил, ул. Красногвардейская, 57

Поступила в редакцию 18.02.2014 г.
Принята к печати 03.06.2014 г.

Рассмотрено участие сообщества травянистых растений в формировании биогенных циклов химических элементов (Zn, Cu, Pb, Cd, Mn, Co, Cr, Ni, Fe). Показано изменение видового состава и наземной фитомассы для фитоценозов Среднего Урала в градиенте загрязнения тяжелыми металлами. Рассмотрены также процессы биопродуктивности и последующей минерализации растительных остатков для двух типов почв, различных по агрохимическим параметрам. Установлено, что вклад агроботанических групп в биогенный обмен химических элементов определяется различием не только в ежегодно отмирающих объемах надземной фитомассы, но и в градиенте загрязнения, а также в интенсивности минерализации растительных остатков. В результате при химическом загрязнении среды изменяется круговорот химических элементов в природных биогеоценозах. Реакцию травянистых сообществ на загрязнение среды можно рассматривать в качестве частичной компенсации негативного влияния химического стресса, поскольку поддерживается достаточный уровень биогенного обмена химических элементов.

Ключевые слова: тяжелые металлы, химическое загрязнение среды, биогеохимические циклы, травянистые фитоценозы, биопродуктивность, процессы минерализации.

DOI: 10.7868/S0016752515030036

Проблема биологического круговорота химических элементов в экосистемах различного типа и нарушение его под влиянием деятельности человека – сегодня одна из актуальных в современной геохимии.

Выполненные в последние годы многочисленные исследования процессов химической деградации природной среды как правило ограничиваются изучением накопления химических веществ разнообразными компонентами природных экосистем. Однако даже популяционные эффекты, характеризующие лишь отдельные компоненты биоценоза, не могут в полной мере отражать его состояние в качестве целостной биологической системы. Судьба биогеоценоза, как комплекса живых, биокосных и косных компонентов в условиях любого вида антропогенного воздействия определяется тем, в какой мере такая система способна поддерживать необходимый уровень обмена вещества, энергии и информации внутри себя и по отноше-

нию к смежным биогеоценозам (Вернадский, 1978; Шварц, 1980). В такой постановке проблемы при химическом загрязнении среды речь может идти об антропогенной деформации этого обмена. Исследованиям подобного уровня в настоящее время уделяется особое внимание (Покаржевский и др., 2000; Безель, 2006; Безель и Жуйкова, 2007; Grimshaw et al., 1958; Lindquist and Block, 1997; Dmowski and Karalewski, 1979). Априори можно ожидать, что интенсивность подобных циклов при различных уровнях загрязнения почв определяется следующими факторами:

- возрастающими в почвах уровнями элементов в химических формах, доступных растениям;
- изменением видового состава фитоценозов под влиянием химического загрязнения и связанной с этим специфичностью накопления элементов и их токсичностью по отношению к различным видам растений;

- снижением общей продукции сообщества под влиянием химического загрязнения, главным образом за счет уменьшения надземной и подземной фитомассы;

- изменением процессов минерализации растительных остатков в почвах, возвращающих химические элементы в биогенный обмен.

Сложность проблемы заключается в высокой трудоемкости исследований в силу ограниченности сведений по реакции на повышенные уровни токсикантов продуктивности отдельных звеньев фитоценозов и прямого влияния этих уровней на процессы минерализации растительных остатков.

Настоящее исследование посвящено изучению обмена фитомассы и химических элементов в системе “почва-фитоценоз” в травянистых сообществах Среднего Урала, подверженных разному уровню загрязнения аэрогенными выбросами металлургических предприятий. Целью работы был анализ роли перечисленных факторов в формировании биогенных циклов химических элементов.

МЕТОДИКА

Исследование выполнено в условиях Среднего Урала (таежная географическая зона, подзона южной тайги). Промышленный комплекс района исследования (Свердловская область, г. Нижний Тагил, 60° в.д., 58° с.ш.) представлен предприятиями черной металлургии. Приоритетный загрязнитель – полиметаллическая пыль в виде оксидов металлов Cr, Ni, Fe, Cu, Zn, Cd, Pb и др. и оксида серы.

Для исследования были выделены участки в агрогенных и техногенных ландшафтах, широко представленных в окрестностях г. Нижний Тагил. Различная удаленность участков от металлургического комбината позволяла рассматривать градиент химического загрязнения почв. Изученные фитоценозы принадлежат травянистым сообществам.

Почвенные и растительные пробы для определения содержания тяжелых металлов отбирали в соответствии с требованиями методик (Алексеевко, 1990; Ильин, 1991; Методические..., 1992). Экстрагировали металлы из почвы 5%-ной HNO₃, из растительных образцов – 70%-ной HNO₃ или смесью HNO₃ и HCl. В кислотных вытяжках почвы и растений измеряли концентрации Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb методом пламенной атомно-абсорбционной спектроскопии на спектрофотометре AAS 300 фирмы Perkin Elmer (Хавезов и Цалев, 1983). Химический состав почв определен в соответствии с аттестованными методами анализа в аккредитованной лаборатории ИЭРиЖ УрО РАН (Аттестат аккредитации № РОСС RU. 0001.515630). Диагностика антропогенно-нарушенных почв выполнена ранее (Кайгородова и др., 2013).

Для оценки первичной продукции исследуемых луговых сообществ в вегетационные сезоны 2009–2012 гг. в период максимального развития травостоя методом случайной выборки закладывали по 10 учетных площадок размером 25 × 25 см. Отбор проб проводили методом монолитов (Шалыт, 1960). Растения в пределах учетной площадки разбирали по видам. После предварительной подготовки определяли атмосферно-сухую надземную и подземную фитомассу каждого вида (г/м²).

Для изучения актуальной скорости разложения растительных остатков была отобрана надземная фитомасса в исследуемых травянистых сообществах. В качестве экспонируемого материала в полевом эксперименте использовали атмосферно-сухую фитомассу агро-ботанических групп (бобовые, злаки, разнотравье). Образцы помещали в верхний 5-ти сантиметровый слой почвы по трансекте через каждые 30 см на тех участках, с которых была собрана фитомасса растений. На каждой трансекте последовательно закладывали по 10 образцов бобовых, злаков и разнотравья. Срок экспонирования образцов – 12 мес.

После завершения срока экспозиции извлеченные пакеты очищали от частиц почвы и тонких корней и высушивали до абсолютно сухой массы при 105°C (Воробейчик, 2007; Воробейчик и Пищулин, 2011). Скорость разложения экспонируемого материала оценивали по убыли массы навески, выраженной в процентах (Воробейчик, 2007).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Характеристика почв и концентрации химических элементов. Почва как центральное звено биогенного обмена выступает в роли первичного депо химических элементов, обеспечивая последующую транслокацию их по трофическим уровням. Замкнутость продукционного цикла в системе почва-растение обеспечивается также процессами минерализации растительных остатков. При этом интенсивность процессов биологической продуктивности и минерализации опада прямо зависит от таких основных почвенных параметров, как величина pH, содержание алюмосиликатов, гумуса, состава и обилия почвенной биоты (Сочава и др., 1962; Титлянова, 1977, 1979; Рогинская и Казанцева; 1982; Харитонов и Бойков, 1999 и др.).

В градиенте химического загрязнения почв выделены участки лугового типа в агрогенных и техногенных ландшафтах. Среднее содержание подвижных форм тяжелых металлов в почве регионального фона и техногенно нарушенных территорий различалось в десятки раз (табл. 1). Приоритетными загрязнителями почвы исследуемых территорий являются кадмий, кобальт, цинк, медь. Концентрации данных элементов в почвах фоновой и техногенно

Таблица 1. Содержание подвижных форм тяжелых металлов в образцах исследованной почвы ($M \pm m$)

Название участков	S_i , отн. ед.	Содержание микроэлементов, мкг/г								
		Zn ²⁺	Cu ²⁺	Cd ²⁺	Pb ²⁺	Co ²⁺	Ni ²⁺	Mn ²⁺	Cr ²⁺	Fe ³⁺
Почвы I типа										
Фон	1.00	17.51 ± ± 1.61 (20)	12.56 ± ± 0.89 (20)	0.15 ± ± 0.96 (17)	8.10 ± ± 0.91 (20)	6.50 ± ± 0.85 (20)	12.95 ± ± 0.86 (20)	291.60 ± ± 27.17 (19)	13.06 ± ± 0.78 (20)	788.90 ± ± 50.87 (15)
Буфер-1	3.33	58.05 ± ± 1.10 (19)	38.62 ± ± 0.59 (20)	1.26 ± ± 0.00 (20)	13.17 ± ± 0.18 (20)	16.76 ± ± 0.21 (20)	17.97 ± ± 0.32 (20)	359.01 ± ± 9.37 (20)	20.03 ± ± 0.46 (20)	964.48 ± ± 1.65 (15)
Почвы II типа										
Буфер-2	6.19	262.65 ± ± 39.56 (20)	101.57 ± ± 11.13 (20)	0.90 ± ± 0.08 (20)	38.81 ± ± 4.91 (19)	14.53 ± ± 3.63 (20)	7.40 ± ± 1.37 (20)	375.18 ± ± 54.02 (20)	7.78 ± ± 1.08 (20)	841.11 ± ± 13.23 (15)
Импакт	22.78	390.96 ± ± 125.92 (5)	951.49 ± ± 236.10 (4)	1.54 ± ± 0.47 (5)	12.38 ± ± 3.88 (4)	124.23 ± ± 17.79 (5)	7.75 ± ± 1.30 (5)	2364.9 ± ± 93.52 (5)	7.14 ± ± 2.26 (5)	— —

Примечание. S_i – суммарная токсическая нагрузка; M – среднее значение; m – погрешность среднего арифметического. В скобках – объем выборки; “—” – данные отсутствуют.

нарушенных территорий различаются более, чем в 75, 20, 19 и 10 раз соответственно. Концентрации свинца, марганца и железа изменяются мало или даже снижены (никель, хром).

Для интегральной оценки токсической нагрузки на почву был использован показатель S_n :

$$S_n = \frac{1}{n} \sum_i^n \frac{C_i}{C_f}, \text{ отн. ед.}, \quad (1)$$

где C_i и C_f – концентрации только тех элементов, содержание которых в почве превышает фоновое (минимальные в наших условиях). По этому показателю токсическая нагрузка в нашем градиенте возрастает более чем в 20 раз.

По основным агрохимическим параметрам в градиенте загрязнения мы сочли возможным выделить два типа почв (Кайгородова и др., 2013).

Почвы I типа (участки с токсической нагрузкой 1.00 и 3.33 отн. ед.) представлены залежными землями, выведенными из-под пашни 17–20 лет назад. На разных участках плотность и мощность дернины и дернового горизонта варьируют. Почвы диагностированы как агро-подзолистые, глееватые, проградированные дерновым процессом. Почвы слабокислые, в нижней части профиля проявляется обменная и гидролитическая кислотность. Обменный комплекс насыщен обменными основаниями до 57–90%. В обменном комплексе преобладает кальций, содержание магния также высокое, особенно в нижней части профиля. Это связано с тем, что почвообразование идет на тальковом сланце, который является магниальной

породой. Высокое содержание элементов питания растений приурочено только к верхнему органическому горизонту; вниз по профилю обеспеченность азотом и фосфором резко падает до очень низкой, а обеспеченность калием снижается более постепенно до средних и низких значений.

Почвы II типа (участки с токсической нагрузкой 6.19 и 22.78 отн. ед.) – молодые, формируются благодаря развитию дернового процесса на тальковом щебне и мелкозем. В систематическом плане данный субстрат представляет собой переходный этап от техногенных поверхностных образований (литостратов и артиндустратов) к молодым почвам, формирующимся по буроземному типу. Почвы слабокислые, насыщенные основаниями на 70–98%; в обменном комплексе преобладает кальций, но концентрации магния также высокие. Почвы характеризуются высокой обеспеченностью элементами питания растений, особенно фосфором и калием. Содержание легкогидролизуемого азота высокое. Нитратов на всех участках практически не обнаружено.

Фитомасса травянистых сообществ. Годовая надземная продукция фитоценозов включает живую зеленую массу, ветошь (отмирающие и отмершие в текущем году побеги) и подстилку (мертвые растительные остатки разного возраста и разной степени разложения, сосредоточенные на поверхности почвы). В табл. 2 приведена надземная фитомасса сообществ, сформировавшихся на участках с различными уровнями химического загрязнения. Известно, что укусы, взятые в период максимального развития травостоя в растительных ассоциациях, всегда дают меньшую

Таблица 2. Запасы органического вещества в блоках исследуемых травянистых биогеоценозов, т/га сух. вес ($M \pm m$)

Годовая надземная продукция	Токсическая нагрузка, отн. ед.				Данные А. А. Титляновой *
	Почва I типа		Почва II типа		
	1.00	3.33	6.19	22.78	
Фитомасса	3.08 ± 0.54	2.46 ± 0.43	2.02 ± 0.36	2.30 ± 0.41	2.95–14.50
Ветошь*	4.16 ± 0.73	3.32 ± 0.58	2.73 ± 0.49	3.10 ± 0.55	1.20–3.80
Подстилка*	3.57 ± 0.63	2.85 ± 50	2.34 ± 0.42	2.67 ± 0.47	1.31–3.84
Надземная продукция*	10.81 ± 1.89	8.63 ± 1.53	7.09 ± 1.26	8.07 ± 1.44	1.51–11.4

Примечание. *Расчетные значения, полученные на основании исследований А.А. Титляновой (1977; 1979) для разнотравно-бобово-вейниковых лугов.

Таблица 3. Надземная фитомасса агроботанических групп в исследуемых луговых сообществах ($M \pm m$)

S_i , относительных единиц	Надземная фитомасса, г/м ²			
	бобовые	злаки	разнотравье	общая
1.0	95.76 ± 43.87	92.06 ± 10.71	120.26 ± 11.44	308.08 ± 46.64
3.33	52.98 ± 6.98	58.64 ± 10.08	137.73 ± 20.72	249.35 ± 28.79
6.19	62.90 ± 21.83	53.23 ± 11.90	87.41 ± 14.53	203.53 ± 27.06
22.78	73.65 ± 18.54	106.37 ± 26.74	49.86 ± 8.77	229.88 ± 44.75

массу по сравнению с полной годовой надземной продукцией, поскольку не учитывается объем ветоши и подстилки (Сочава и др., 1962). По данным многих авторов запас ветоши и подстилки зависит от сочетания таких внешних факторов, как видовой состав ценоза, температура вегетационного сезона, обеспеченность влагой, минеральным питанием и рядом других (Козлова, 1971; Титлянова, 1977; Рогинская и Казанцева, 1982). Подробный анализ состава близкого к нашим фитоценозам разнотравно-бобово-вейникового лугового сообщества показал, что в среднем объем отмирающей за сезон ветоши и образующейся из нее подстилки соответственно в 1.35 и 1.16 раза превышает объем фитомассы в период максимального развития травостоя (Титлянова, 1977, 1979). Аналогичные данные по соотношению максимального укоса и чистой продукции для крупнотравных сообществ приведены в работе А.В. Рогинской и О.Б. Казанцевой (1982). В табл. 2 представлены расчетные значения объема ветоши и подстилки, вычисленные на основании этих соотношений.

Химическое загрязнение влияет на надземную фитомассу агроботанических групп (табл. 3). На почвах I типа в градиенте загрязнения при снижении общей фитомассы возрастает вклад разнотравья и снижается роль бобовых и злаков. Иная картина на почвах II типа. По мере увеличения уровня токсической нагрузки незначительно возрастает общая фитомасса. При этом существенно снижа-

ется вклад разнотравья и возрастают фитомассы злаков и бобовых (рис. 1).

Минерализация растительных остатков. Интенсивность процессов деструкции и связанное с ними возвращение химических элементов в биогенный обмен являются важнейшими показателями состояния природных экосистем. По мнению большинства авторов, избыток некоторых химических элементов в почве, и, прежде всего, тяжелых металлов и серы, замедляет скорость разложения отмершей биомассы (Воробейчик, 2002, 2007; Паршина, 2007; Freedman and Hutchinson, 1980; Vaath, 1989; Berg et al., 1991; Chew et al., 2001 и др.). Это связано с подавлением активности микрофлоры и возможной элиминацией наиболее чувствительных видов деструкторов (Ившина и др., 2014). На химически загрязненных сельскохозяйственных почвах интенсивность минерализации растительного материала может даже возрастать (Помазкина и др., 1999; 2008).

Учитывая сходный химический состав отмирающей в течение сезона надземной фитомассы (ветошь, подстилка), можно считать, что скорость минерализации этих компонентов каждой агроботанической группы одинакова и может быть оценена по данным нашего эксперимента.

На рис. 2 приведен процент минерализованной за год общей фитомассы и фитомассы отдельных агроботанических групп. Максимальная скорость деструкции органического вещества отмечена у разнотравья: на участках с почвой I типа до 32–

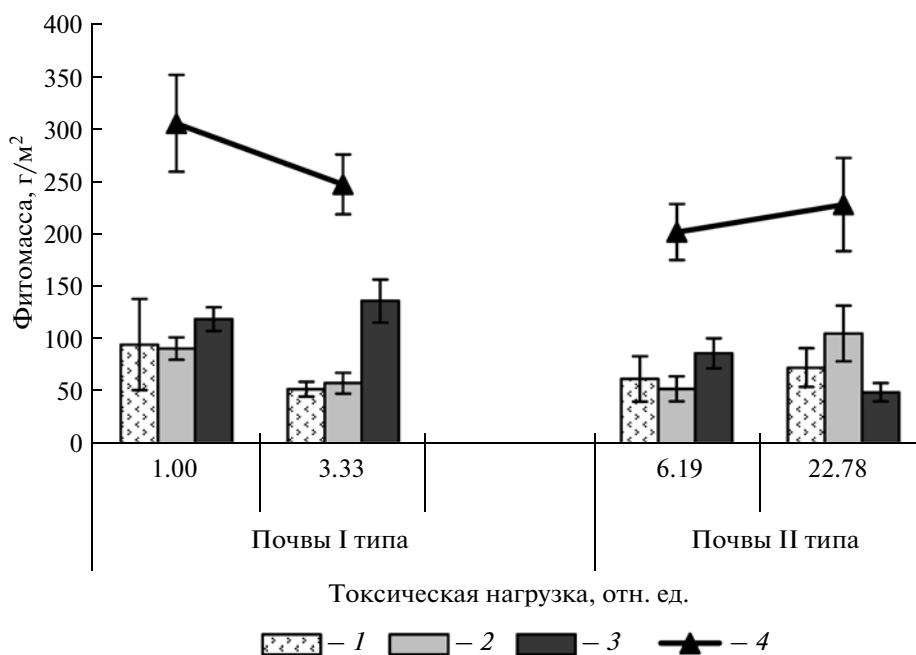


Рис. 1. Надземная максимальная фитомасса различных агроботанических групп в градиенте токсической нагрузки. Фитомасса: 1 – бобовые, 2 – злаки, 3 – разнотравье, 4 – общая.

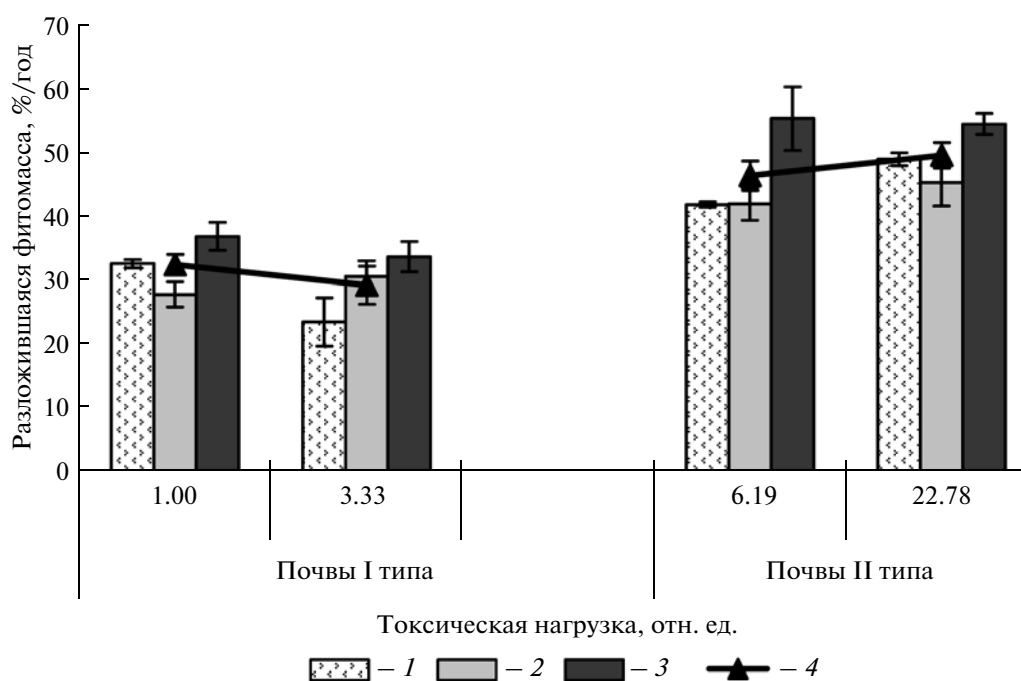


Рис. 2. Интенсивность годовой минерализации растительных остатков на почвах первого и второго типов. Скорость разложения: 1 – бобовые, 2 – злаки, 3 – разнотравье, 4 – средняя.

37%, на почвах II типа до 55%. Менее интенсивно в градиенте загрязнения минерализуются бобовые и злаки. Расчет средней скорости разложения наземной фитомассы с учетом входящих в нее различных агроботанических групп показал, что процессы минерализации зависят от типа

почв. В нашем случае они максимальны на почвах II типа. Следует подчеркнуть, что по мере возрастания токсической нагрузки в целом отмечена слабая тенденция к подавлению процессов минерализации на почвах I типа и их возрастание на почвах II типа.

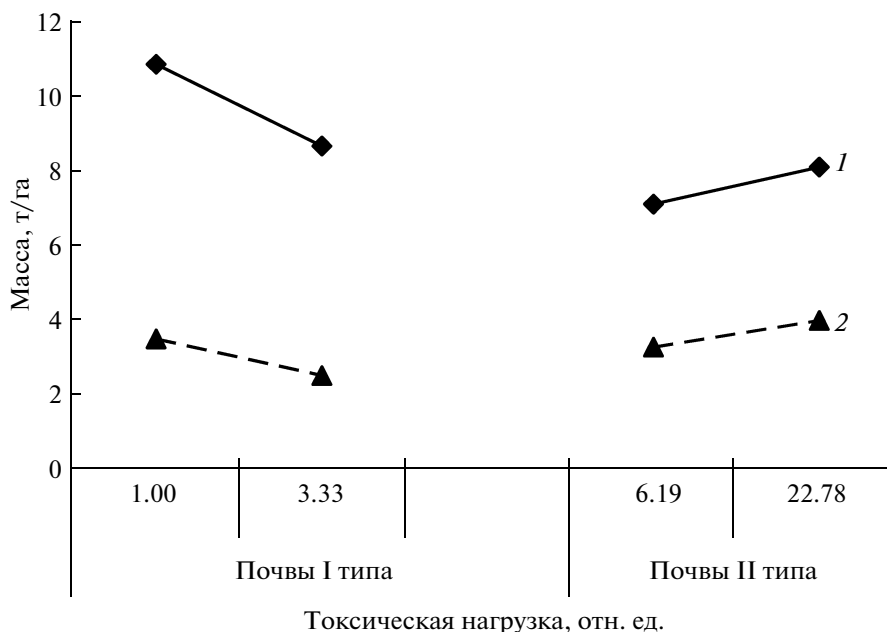


Рис. 3. Общая (1) и (2) минерализованная за год надземная фитомасса.

Близкие данные приводят и другие авторы. По данным Е.Д. Мирошниченко (1978) интенсивность минерализации растительных остатков на начальных этапах максимальна и может достигать 60–80% от исходной; при этом разложение злаков подобно нашему случаю шло медленнее, чем разнотравья и бобовых. Аналогичные оценки скорости разложения растительных остатков (до 70%) для луговых сообществ приводит А.А. Титлянова (1977).

Если предположить, что в последующие годы соотношение долей минерализованной фитомассы на почвах I и II типов остается неизменным, то на почвах I типа полная минерализация накопленной за год надземной фитомассы может осуществиться за время до 4-х лет. На почвах II типа на это потребуется около трех лет.

Полученные оценки процессов минерализации позволяют рассчитать количество минерализуемой за год общей продукции фитоценоза, включая ветошь и подстилку на участках, подверженных разному уровню загрязнения тяжелыми металлами (рис. 3).

Концентрации химических элементов в травянистой растительности. В табл. 4 приведены средние концентрации химических элементов в надземной фитомассе выделенных нами фракций травянистой растительности. Сохраняется известная закономерность, согласно которой по мере увеличения загрязнения почв, возрастают концентрации химических элементов в надземной фитомассе во всех вариантах. В градиенте загрязнения в надземной фитомассе максимальны концентрации железа, марганца, цинка, минимальны концентрации кадмия.

Наиболее четко эффект влияния загрязнения почвы на растения можно проследить, оценивая согласно формуле (1) уровень токсической нагрузки на агроботанические группы по концентрациям элементов в каждой из них. Наряду с очевидным возрастанием этого показателя в градиенте загрязнения почвы, следует отметить, что максимальное токсическое воздействие испытывает надземная фитомасса разнотравья (рис. 4). Этот факт объясняет резкое снижение продуктивности растений данной группы в градиенте загрязнения (табл. 3).

Таким образом, в градиенте химического загрязнения почвы контролируемый растениями биогенный обмен химических элементов зависит от возрастающих концентраций элементов в почвах и в растительных объектах, а также от изменения состава растительного сообщества. Это сопровождается снижением общей фитомассы, увеличением в ее составе видов накопителей и выпадением видов, наиболее чувствительных к избытку элементов. Необходимо иметь в виду также возможное изменение интенсивности процессов минерализации отмирающих растительных остатков. При этом все эти параметры разнонаправлено изменяются в градиенте загрязнения на почвах разных типов.

Данные табл. 4 по концентрации элементов в надземной фитомассе с учетом фитомассы агроботанических групп (табл. 3) позволяют оценить общее количество химических элементов, содержащихся в надземной фитомассе и его изменение в градиенте загрязнения почв (табл. 5).

Наиболее наглядно влияние загрязнения почвы на общий вынос элементов в надземную фитомас-

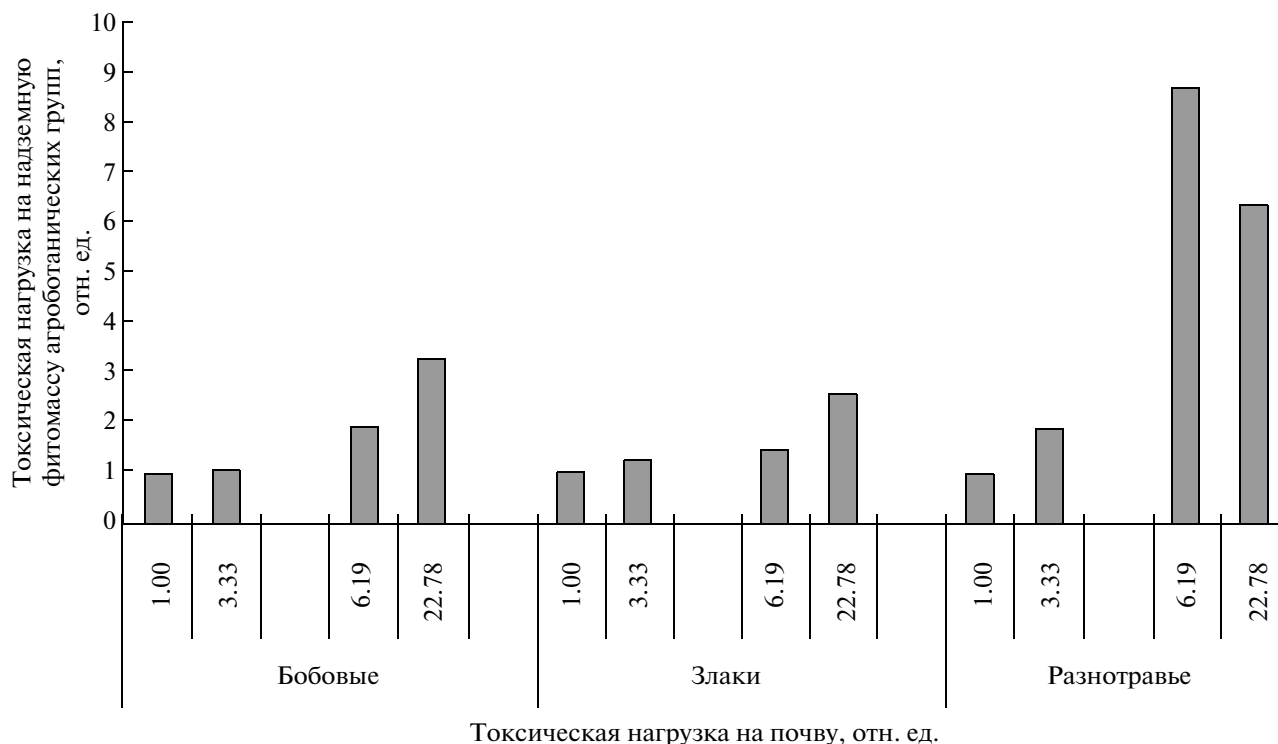


Рис. 4. Токсическая нагрузка на надземную фитомассу различных агробиологических групп.

су можно представить при их сравнении с данными для фоновой территории ($S_i = 1.0$ отн. ед.). Из рис. 5а следует, что содержание большинства элементов (Zn, Cu, Cd, Pb, Co) в надземной фитомассе в градиенте загрязнения увеличивается, и при ежегодном отмирании включается в биогенный обмен. В максимальном количестве в продукцию фитоценозов включаются такие элементы, как цинк, кобальт медь, кадмий и свинец. В случае Mn и Ni, несмотря на возрастающие в градиенте концентрации этих элементов в почвах, их участие в биогенном обмене за счет травянистых растений снижено на всех участках.

Располагая данными по скорости минерализации растительных остатков, можно оценить также уровень ежегодного возврата изученных элементов в биогенный обмен за счет отмирающей и минерализуемой в течение года надземной фитомассы травянистых растений (табл. 6, рис. 5б).

Естественно, что представленная на рисунках кратность увеличения содержания химических элементов в надземной фитомассе не в полной мере соответствует нашим оценкам ежегодного возврата элементов в биогенный цикл. Снижение в градиенте загрязнения фитомассы разнотравья, обладающей повышенной скоростью минерализации, и увеличение в том же градиенте биомассы злаков с

их пониженной интенсивностью деструкции в совокупности в большей степени увеличивает возврат большинства микроэлементов в биогенный обмен, чем это следует просто из их запаса в надземной фитомассе.

Например, в градиенте загрязнения содержание меди и кадмия в надземной биомассе возрастает в 3.5 и 2.7 раза, количество же этих минерализованных за год элементов возрастает соответственно в 6.6 и 5.0 раз.

Наиболее наглядно влияние химического загрязнения почв на интенсивность биогенного обмена химических элементов можно иллюстрировать, сравнивая кратность увеличения токсической нагрузки на исследуемых участках с соответствующим изменением кратности их включения в биогенный обмен (рис. 6). Расположение данных ниже линии биссектрисы показывает, что при увеличении токсической нагрузки наблюдается не пропорционально пониженное включение всех изученных элементов в биогенный обмен за счет ежегодно отмирающей надземной фитомассы. Иначе говоря, в градиенте загрязнения биогенный обмен элементов подавляется в меньшей мере, чем это следует из увеличения интегрального загрязнения почвы.

Известно, что до 90% корней травянистых растений сосредоточено в верхнем 20–30-ти санти-

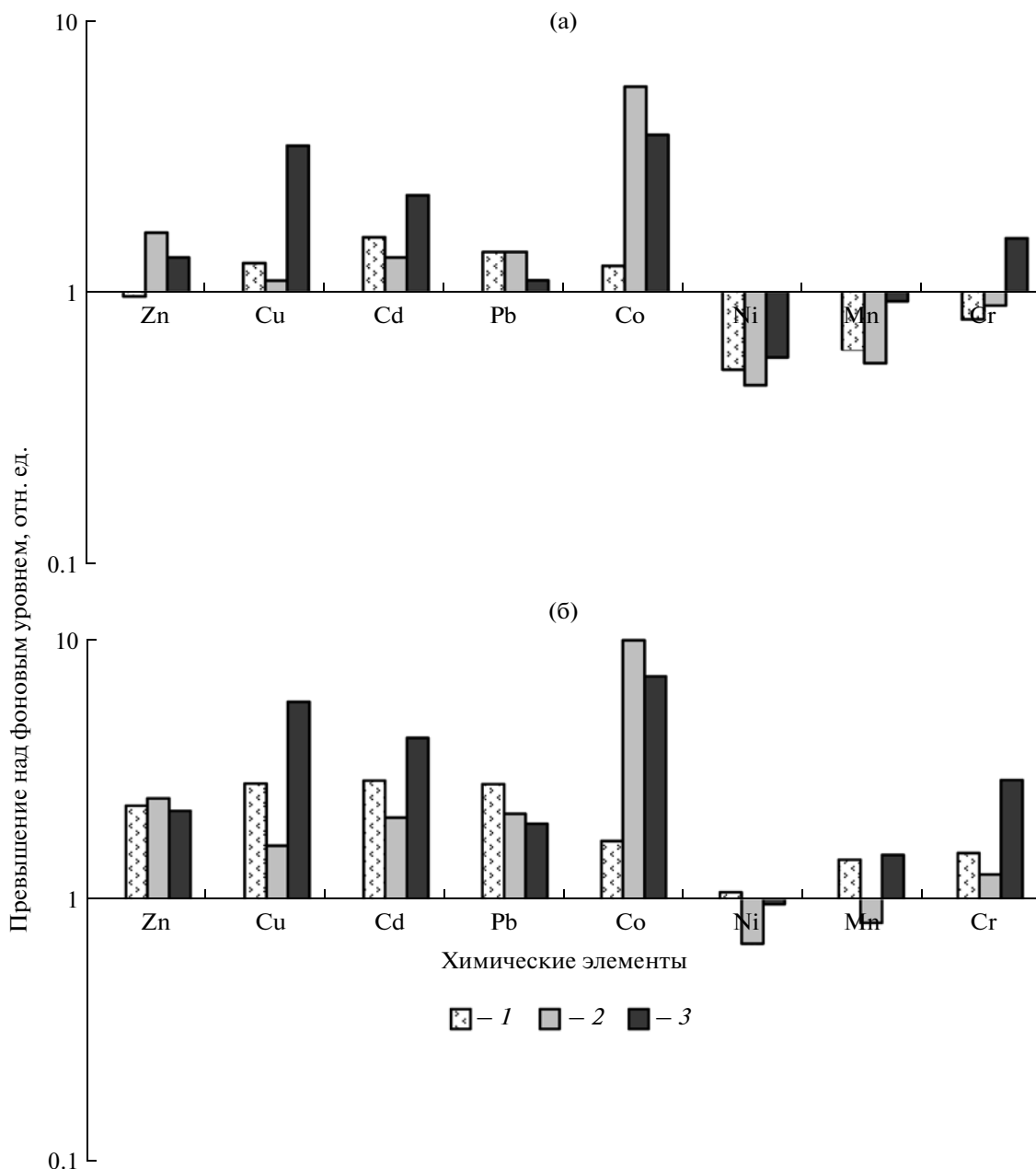


Рис. 5. Кратность увеличения содержания металлов, ежегодно вовлекаемых в биогенный обмен надземной фитомассой (а) и ежегодный возврат химических элементов в биогенный обмен (б). Данные приведены по отношению к фоновой территории ($S_f = 1.0$ отн. ед.). Участки с токсической нагрузкой, отн. ед.: 1 – 3.33, 2 – 6.19, 3 – 22.78.

метровом слое почвы (см., например, Помазкина и др., 1999, 2008). Учитывая это, можно оценить общее количество доступных растениям химических элементов в объеме почвы площадью 1 м^2 . В этом случае интенсивность минерального обмена в системе “почва–надземная фитомасса” можно характеризовать отношением количества депонированных элементов в надземной фитомассе к содержанию их доступных форм в почвенном горизонте.

На рис. 7 показано, что при низких концентрациях металлов в почвах при их постоянном

поступлении в надземную фитомассу может выноситься значительное количество элементов, превышающее их одномоментное содержание в почвах.

Картина меняется при интенсивном загрязнении почв. Например, при концентрациях цинка и меди в почвах выше 300 и 40 мкг/г соответственно содержание этих элементов в надземной фитомассе составляет лишь часть доступного им количества в почве. Это связано с упомянутой выше частичной сменой видового состава и снижением



Рис. 6. Кратность подавления биогенного обмена химических элементов в градиенте химического загрязнения почв.

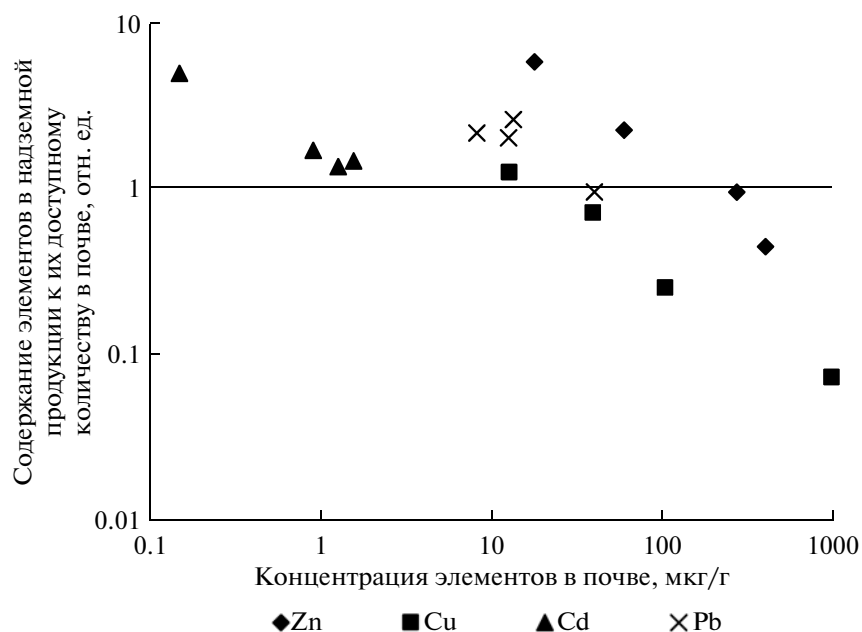


Рис. 7. Количество металлов, включенное в годовой биогенный обмен надземной фитомассой, по отношению к доступному их содержанию в почвенном горизонте.

объема надземной фитомассы, в результате чего фитоценоз не может в избытке включить в биогенный круговорот все количество содержащихся в почвенном горизонте доступных элементов.

Таким образом, по мере возрастания антропогенной нагрузки на природные травянистые фитоценозы реакция последних направлена на частичную компенсацию негативного влияния. За счет

изменения видового состава и коррекции процессов минерализации в природных фитоценозах поддерживается некоторый уровень биогенного обмена химических элементов, исключающий избыточное поступление токсикантов в биоценоз, обеспечивая тем самым возможность их длительного функционирования при антропогенном загрязнении среды.

Таблица 4. Концентрации химических элементов в наземной фитомассе ($M \pm m$)

S_p , отн. ед.	Агроботаниче- ские группы	Концентрации химических элементов, мкг/г сух. вес									
		Zn ²⁺	Cu ²⁺	Cd ²⁺	Pb ²⁺	Co ²⁺	Ni ²⁺	Mn ²⁺	Cr ²⁺	Fe ³⁺	
1.00	бобовые	34.44 ± 2.89	5.55 ± 1.06	0.15 ± 0.029	4.82 ± 0.82	10.55 ± 18.13	5.51 ± 2.09	41.38 ± 3.03	3.10 ± 0.51	220.19 ± 138.91	
	злаки	20.86 ± 6.79	2.02 ± 0.36	0.16 ± 0.09	3.71 ± 1.61	22.59 ± 16.46	1.98 ± 1.02	71.07 ± 7.35	2.55 ± 0.71	138.51 ± 83.1	
	разногравье	40.52 ± 77.89	12.03 ± 6.98	0.40 ± 0.04	7.82 ± 1.46	2.66 ± 1.71	6.65 ± 1.49	58.94 ± 6.58	4.50 ± 0.75	489.72 ± 41.77	
3.33	бобовые	39.67 ± 3.29	7.03 ± 1.33	0.30 ± 0.06	6.96 ± 1.18	2.15 ± 1.65	2.53 ± 0.96	39.50 ± 2.76	2.29 ± 0.37	444.95 ± 280.32	
	злаки	21.69 ± 2.09	3.82 ± 1.72	0.37 ± 0.22	4.48 ± 1.04	20.12 ± 18.51	1.41 ± 0.65	31.41 ± 20.20	2.21 ± 0.28	—	
	разногравье	46.09 ± 6.19	10.54 ± 2.42	0.65 ± 0.19	13.73 ± 3.61	15.12 ± 11.13	4.08 ± 1.59	50.05 ± 6.42	4.34 ± 0.83	796.15 ± 152.05	
6.19	бобовые	82.73 ± 6.87	8.63 ± 1.64	0.26 ± 0.05	7.64 ± 1.30	40.77 ± 34.47	2.29 ± 0.87	38.25 ± 2.68	2.71 ± 0.43	—	
	злаки	49.51 ± 15.14	4.58 ± 1.52	0.19 ± 0.09	7.20 ± 1.10	19.60 ± 4.84	1.43 ± 0.11	47.18 ± 20.39	6.66 ± 7.14	302.92 ± 181.74	
	разногравье	106.28 ± 28.2	11.15 ± 1.53	0.92 ± 0.14	18.85 ± 5.03	133.00 ± 31.85	5.26 ± 0.95	52.98 ± 5.71	4.84 ± 0.88	630.21 ± 104.38	
22.78	бобовые	68.91 ± 5.93	22.30 ± 4.24	0.55 ± 0.10	7.58 ± 1.29	77.34 ± 59.55	5.12 ± 1.94	43.34 ± 3.03	0.55 ± 0.09	—	
	злаки	45.55 ± 14.58	17.38 ± 3.30	0.31 ± 0.18	4.42 ± 1.90	8.27 ± 5.95	—	80.99 ± 8.10	—	1149.07 ± 689.4	
	разногравье	78.56 ± 13.47	40.14 ± 4.62	2.16 ± 1.18	21.84 ± 18.84	70.99 ± 61.02	6.57 ± 3.31	85.13 ± 15.57	19.60 ± 3.33	675.03 ± 405.5	

Примечание. “—” — не определено.

Таблица 5. Общее годовое вовлечение химических элементов в надземную фитомассу травянистых растений в исследуемых фитоценозах, г/м² ($M \pm m$)

S_i , отн. ед.	Химические элементы							
	Zn ²⁺	Cu ²⁺	Cd ²⁺	Pb ²⁺	Co ²⁺	Ni ²⁺	Mn ²⁺	Cr ²⁺
Почвы I типа								
1.00	35.42 ± 9.37	5.46 ± 1.84	0.27 ± 0.04	6.12 ± 1.47	9.18 ± 6.06	5.30 ± 1.56	61.75 ± 9.66	3.77 ± 0.79
3.33	33.77 ± 8.95	7.13 ± 2.69	0.44 ± 0.19	8.79 ± 2.48	11.70 ± 6.75	2.71 ± 1.14	37.59 ± 3.07	2.95 ± 0.71
Почвы II типа								
6.19	59.83 ± 8.96	6.15 ± 2.08	0.37 ± 0.14	8.79 ± 2.32	53.33 ± 20.08	2.38 ± 0.75	33.38 ± 10.15	3.32 ± 1.30
22.78	48.57 ± 12.38	19.28 ± 7.39	0.63 ± 0.46	6.91 ± 2.58	35.5 ± 13.06	3.01 ± 1.23	56.34 ± 16.52	6.06 ± 2.18

Таблица 6. Ежегодное включение химических элементов в биогенный обмен за счет надземной фитомассы травянистых растений, г/м² ($M \pm m$)

S_i , отн. ед.	Химические элементы							
	Zn ²⁺	Cu ²⁺	Cd ²⁺	Pb ²⁺	Co ²⁺	Ni ²⁺	Mn ²⁺	Cr ²⁺
Почвы I типа								
1.00	13.36 ± .53	2.06 ± 0.69	0.10 ± 0.02	2.29 ± 0.55	4.54 ± 3.00	2.09 ± 0.62	21.43 ± 3.35	1.39 ± 0.29
3.33	35.40 ± .38	7.08 ± 2.67	0.36 ± 0.15	6.93 ± 1.95	6.06 ± 3.50	2.65 ± 1.12	36.74 ± 12.77	2.26 ± 0.55
Почвы II типа								
6.19	32.38 ± 10.26	3.43 ± 1.16	0.21 ± .08	4.67 ± 1.24	30.09 ± 1.33	1.33 ± 0.42	17.45 ± 5.31	1.66 ± 0.65
22.78	30.78 ± .85	13.56 ± 5.20	0.51 ± 0.37	4.43 ± 1.66	23.23 ± 8.55	1.76 ± 0.72	36.39 ± 0.67	4.45 ± 1.60

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Последствия химического загрязнения почвы проявляются не только в повышенных уровнях химических элементов в надземной фитомассе травянистой растительности, но и вызванным этим подавлением биологической продуктивности фитоценоза. Судьба биогеоценоза в этих условиях определяется мерой деформации интенсивности биогенного круговорота зольных элементов, включая элементы – загрязнители среды.

Агроботанические группы фитоценоза по-разному реагируют на повышенные уровни загрязнения. Наиболее резистентны злаки, наиболее чувствительны – виды разнотравья. В соответствии с этим в градиенте химического загрязнения изменяется вклад каждой группы в общую интенсивность биогенного обмена.

Важнейшим фактором, определяющим интенсивность биогенного круговорота, является минерализация растительных остатков. Почвы, характеризующиеся высокой обеспеченностью элементами

питания растений, особенно фосфором, калием и легкогидролизуемым азотом (в нашем случае это почвы II типа) способны поддерживать высокий уровень минерализации, в значительной мере компенсируя негативное влияние на этот процесс повышенных уровней химических элементов.

За счет изменения видового состава и коррекции процессов минерализации в природных фитоценозах возможно поддержание некоторого необходимого уровня биогенного обмена химических элементов, что обеспечивает возможность их длительного функционирования в условиях химического стресса.

Рассмотренная нами деформация биогенного обмена отражает конкретные условия существования травянистых фитоценозов Среднего Урала, подверженных загрязнению тяжелыми металлами. Речь идет об определенном спектре химических элементов, типе почв и уровнях их загрязнения, специфике биоценологических условий и т. д. Вместе с тем полученные результаты имеют общий харак-

тер, сохраняющий значение для иных природно-климатических условий, качественного состава растительности и интенсивности загрязнения природной среды.

Авторы благодарны С.Ю. Кайгородовой за об-суждение представленных материалов.

Работа выполнена при финансовой поддержке Правительства Свердловской области и РФФИ (проект № 13-04-96056-р_урал_a), Программы развития ведущих научных школ (НШ-2840.2012.4), Программы Президиума УрО РАН (проекты № 12-И-4-2051), Президиума РАН (проект № 12-П-4-1058).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Алексеев В.А. (1990) Геохимия ландшафта и окружающая среда. М.: Наука, 142 с.
- Безель В.С. (2006) Экологическая токсикология: популяционный и бионотический аспекты. Екатеринбург: Гошицкий, 280 с.
- Безель В.С., Жуйкова Т.В. (2007) Химическое загрязнение среды: участие травянистой растительности в биогенных циклах химических элементов. *Экология* (4), 259-267.
- Вернадский В.И. (1978) Живое вещество. М.: Наука, 358 с.
- Воробейчик Е.Л., Пищулин П.Г. (2011) Влияние деревьев на скорость деструкции целлюлозы в почвах в условиях промышленного загрязнения. *Почвоведение* (5), 597-610.
- Воробейчик Е.Л. (2002) Изменение пространственной структуры деструкционного процесса в условиях атмосферного загрязнения лесных экосистем. *Известия российской Академии наук. Сер. биол.* (3), 368-379.
- Воробейчик Е.Л. (2007) Сезонная динамика пространственного распределения целлюлозолитической активности почвенной микрофлоры в условиях атмосферного загрязнения. *Экология* (6), 427-437.
- Ившина И.Б., Костина Л.В., Каменских Т.Н., Жуйкова В.А., Жуйкова Т.В., Безель В.С. (2014) Почвенный микробиоценоз как показатель стабильности луговых сообществ при химическом загрязнении среды тяжелыми металлами. *Экология* (2), 83-90.
- Ильин В.Б. (1991) Тяжелые металлы в системе почва – растение. Новосибирск: Наука, 151 с.
- Кайгородова С.Ю., Жуйкова Т.В., Жуйкова В.А., Безель В.С., Ившина И.Б. (2013) Характеристика антропогенно-деградированных почв и микробного комплекса территорий Нижнее-Тагильского промузла. *Современные проблемы загрязнения почв* (Под ред. Ладониной Д.В., Мотузовой Г.В.). М.: МГУ, 226-230.
- Козлова Г.И. (1971) Продукция надземных и подземных частей луговых фитоценозов в разных экологических условиях поймы. *Биологическая продуктивность и круговорот химических элементов в растительных сообществах* (Под ред. Базилевич Н.И., Родина Л.Е.). Л.: Наука, 92-97.
- Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства* (издание 2-е, переработанное и дополненное) (1992) (Подгот. : Кузнецов Н.А. и др.). М.: ЦИНАО, 126 с.
- Мирошниченко Е.Д. (1978) Разложение отмершей растительной массы. *Продуктивность луговых сообществ* (Под ред. Понятовской В.М.) Л.: Наука, 218-247.
- Паршина Е.К. (2007) Разложение растительного вещества в лесотундре. *Сибирский экологический журнал* (5), 781-787.
- Помазкина Л.В., Котова Л.Г., Лубнина Е.В. (1999) Биогеохимический мониторинг и оценка режимов функционирования агроэкосистем на техногенно загрязненных почвах. Новосибирск: Наука, 208 с.
- Помазкина Л.В., Котова Л.Г., Зорина С.Ю., Рыбакова А.В., Тихонов А.Ю. (2008) Влияние свойств пахотных почв и их загрязнения фторидами на эмиссию углекислого газа. *Почвоведение* (2), 227-234.
- Покаржевский А.Д., Ван Страален Н.В., Филимонова Ж.В., Зайцев А.С., Бутовский Р.О. (2000) Трофическая структура экосистем и экотоксикология почвенных организмов. *Экология* (3), 211-218.
- Рогинская А.В., Казанцева О.Б. (1982) Сезонная динамика растительной массы в крупнотравных сообществах Салаирского кряжа. *Экология* (3), 1-5.
- Сочава В.Б., Липатова В.В., Горшкова А.А. (1962) Опыт учета полной продуктивности надземной части растительного покрова. *Журн. Ботанический журнал* 47(4), 473-484.
- Титлянова А.А. (1977) Биологический круговорот углерода в травяных биогеоценозах. Наука: Новосибирск, 219 с.
- Титлянова А.А. (1979) Биологический круговорот азота и зольных элементов в травянистых биогеоценозах. Наука: Новосибирск, 149 с.
- Хавезов И., Цалев Д. (1983) Атомно-абсорбционный анализ. Л.: Химия, 144 с.
- Харитонов Ю.Д., Бойков Т.Г. (1999) Биомасса подземных органов степных фитоценозов Западного Забайкалья. *Экология* (5), 344-347.
- Шалыт М.С. (1960). Вегетативное размножение и возобновление высших растений и методы его изучения. *Полевая геоботаника* (Под ред. Корчагина А.А. и др.). М.; Л. 2, 163-208.
- Шварц С.С. (1980) Экологические закономерности эволюции. М.: Наука, 278 с.
- Baath E. (1989) Effect of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). *Water, Air, and Soil Pollut* 47(3-4), 335-379.
- Berg M.P., Ekbohm G., Soderstrom B., Staaf H. (1991) Reduction of decomposition rate of Scots pine needle litter due to heavy-metal pollution. *Water, Air and Soil Pollut* 59, 165-177.
- Chew I., Obbard J.P., Stanforth R.R. (2001) Microbial cellulose decomposition in soils from a rifle range contaminated with heavy metals. *Environ. pollut* 111(3), 367-375.
- Dmowski K. and Karalewski M.A. Cumulation of zinc, cadmium, and lead in invertebrates and in some vertebrates according to the degree of an area contamination (1979). *Ekologia polska* 27(2), 333-349.
- Grimshaw H.M., Ovington J.D., Betts M.M., Gibb J.A. (1958) The mineral content of birds and insects in plantations of *Pinus sylvestri* L. *Oikos* 9(1), 26-34.
- Freedman B. and Hutchinson T.C. (1980) Effect of smelter pollutants on forest leaf litter decomposition near a nickel-copper smelter at Sudbury Ontario. *Can. J. Botany* 58(15), 1722-1736.
- Lindquist L. and Block M. (1997) Influence of life history and sex on metal accumulation in two beetles species (Insecta: Coleoptera). *Bul. Environ. Contam. And Toxicol* 58(4), 518-522. L