

УДК 574.4+504.054

РОЛЬ ТРАВЯНИСТЫХ РАСТИТЕЛЬНЫХ СООБЩЕСТВ В ФОРМИРОВАНИИ БИОГЕННЫХ ЦИКЛОВ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ

В.С. Безель, Т.В. Жуйкова

*Институт экологии растений и животных УрО РАН
Россия, 620144, Екатеринбург, 8 Марта, 202*

Поступила в редакцию 28.08.09 г.

Роль травянистых растительных сообществ в формировании биогенных циклов химических элементов. – Безель В.С., Жуйкова Т.В. – Изучена роль экологических факторов в формировании биогенных циклов химических элементов. Показано, что в фоновых условиях и при химическом загрязнении в формировании биогенных циклов значительную роль играют такие биогеохимические и биоценоотические факторы, как видовая структура сообщества, специфика накопления химических элементов, биомасса отдельных видов, продуктивность фитоценоза. Решающим для накопления химических элементов в биомассе растений является не прямое токсическое влияние возрастающих концентраций элементов в почвах, а вызванная этим химическая деградация среды, выраженная в смене видового состава и в снижении общей биомассы фитоценоза.

Ключевые слова: химические элементы, химическое загрязнение среды, видовой состав фитоценозов, продуктивность сообществ, экологические факторы.

Role of grassy plant communities in the formation of biogenic cycles of chemical elements. – Bezel V.S. and Zhuikova T.V. – The role of environmental factors in the formation of the biogenic cycles of chemical elements was studied. Under background conditions and chemical pollution, such biogeochemical and biocenotic factors as the specific composition of a community and the specific nature of chemical element accumulation, the biomass of individual species, and the productivity of phytocenosis play a significant role. The determinant factor for chemical element accumulation in the plant biomass is not the direct toxic influence of increasing concentrations of elements in soils but the chemical environmental degradation caused by it and manifesting itself as changes in the specific composition and decreasing the total phytocenosis biomass.

Key words: chemical elements, chemical environmental pollution, specific phytocenosis composition, productivity of communities, environmental factors.

ВВЕДЕНИЕ

Выполненные в последние годы многочисленные исследования процессов химической деградации природной среды, как правило, ограничиваются изучением уровней 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 отношению к смежным биогеоценозам (Вернадский, 1954).

В такой постановке проблемы при техногенном загрязнении среды речь может идти об антропогенной деформации этого обмена. Исследованиям подобного уровня в настоящее время уделяется особое внимание (Покаржевский и др., 2000; Никонов, 2004; Безель, 2006; Безель, Жуйкова, 2007; Grimshaw et al., 1958; Dmowski, Karolewski, 1979; Lindquist, Block, 1997).

Будучи первичными продуцентами, растения выступают в качестве основного звена трофической системы биоценоза, обеспечивающего вовлечение в биогенные циклы химических элементов непосредственно из почвенных горизонтов. С другой стороны, продуценты являются кормовыми объектами для следующих трофических уровней. Интенсивность формируемого растительностью биогенного обмена определяется объемом накопленных в подземной и надземной биомассах элементов (общий запас) и скоростью их возврата в верхние горизонты почв.

В настоящем исследовании рассмотрено вовлечение химических элементов в биогенный обмен, определяемый общим их запасом в подземной и надземной биомассах луговых растений. Априори можно ожидать, что интенсивность подобных циклов при различных уровнях загрязнения почв может определяться 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 продуктивности сообщества под влиянием химического загрязнения главным образом за счет уменьшения надземной и подземной биомасс.

Цель работы заключалась в рассмотрении роли перечисленных факторов в формировании биогенных циклов химических элементов.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исследования проведены в период с 2001 по 2007 г. в районе промышленного комплекса г. Нижний Тагил (Средний Урал). Приоритетным загрязнителем является полиметаллическая пыль, в составе которой преобладают Cd, Pb, Fe, Cr, Cu, Ni, Zn, Mn, Co, а также диоксиды серы и азота, оксид углерода. На различном удалении от источников атмосферной эмиссии выделено восемь участков, подверженных токсическому воздействию разной интенсивности.

В пределах каждого участка закладывали пробную площадь размером 10×10 м по стандартным методикам (Миркин, Розенберг, 1978). При составлении флористического списка использовали названия растений по сводке С.К. Черепанова (1995). Для выявления видовой насыщенности закладывали по 20 учетных площадей размером 1 м².

На основании метода стандартных экологических шкал Л.Г. Раменского и Д.Н. Цыганова (Раменский и др., 1956; Цыганов, 1983) дана характеристика биотопов. Установлено, что большинство участков по характеру увлажнения отнесены к влажно-луговому, подверженному в равной степени пастбищной дигрессии, достаточно богатым плодородными почвам. Показано также высокое сходство

РОЛЬ ТРАВЯНИСТЫХ РАСТИТЕЛЬНЫХ СООБЩЕСТВ

между участками по основным экологическим условиям (уровень увлажнения и засоления, освещенность, почвенная дигрессия, термоклиматические и криоклиматические условия и пр.). Можно предположить, что, несмотря на вызванную химическим загрязнением смену видовой структуры, в сообществах подбираются виды, обладающие сходными экологическими требованиями к условиям местобитания.

В градиенте химического загрязнения были отобраны образцы надземных и подземных органов растений (отдельно по видам), определена их фитомасса и измерено содержание в них тяжелых металлов. Почвенные монолиты размером 25×25×25 см (малая учетная площадка) выкапывали в 10-кратной повторности (Шалыт, 1960). Извлечение растений из монолита проводили вручную без нарушения связи между надземными и подземными органами. В лабораторию растительные образцы промывали и высушивали до атмосферно-сухого состояния. Фитомассу определяли индивидуально по видам в пределах малой учетной площадки. Почвенные образцы были отобраны в пределах каждой малой учетной площадки (Методические рекомендации..., 1981; Методические указания, 1992). Экстракцию металлов из почвы проводили 5% HNO₃. В кислотных вытяжках почвы и растений измеряли концентрации Zn, Cu, Pb, Cd, Cr, Co, Mn, Fe, Ni методом пламенной атомно-абсорбционной спектроскопии на спектрофотометре AAS 300 фирмы Perkin Elmer.

В связи с тем, что на выбранных нами участках концентрации химических элементов в почвах различаются, в качестве меры, характеризующей градиент общего токсического воздействия на фитоценоз был использован интегральный показатель загрязнения (K):

$$K = 1/n \sum C_i/C_{\text{фон}}, \text{ отн. ед.},$$

где C_i и $C_{\text{фон}}$ – концентрации химического элемента в почвах на исследованных и фоновом участках соответственно; n – количество включенных в анализ химических элементов. Суммирование ведется по всем элементам, формирующим градиент загрязнения. Исследованные нами в различные годы участки представляют градиент токсической нагрузки от фоновых (1.0 – 1.47 отн. ед.) и буферных участков (3.33, 4.92, 6.19 и 8.36 отн. ед.) до наиболее загрязненного, импактного участка (22.78 отн. ед.).

Участие растительности в формировании биогенного обмена химических элементов через их запас в фитомассе:

$$P = \sum C_i \times M_i, \text{ мкг/м}^2,$$

где C_i – концентрация элемента в биомассе i -го вида растений, мкг/г; M_i – его надземная или подземная фитомасса, г/м². Суммирование ведется по всему видовому спектру растений на участке.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Концентрации химических элементов в почвах и растениях. Кажется очевидным, что увеличение содержания химических элементов в почве ведет к повышению их уровня в растениях. На изученных нами участках средние концентрации

элементов в почвах увеличиваются от двух до пяти раз по Zn, Pb, Mn. Содержание Cd возросло в 7 – 18 и Cu – почти в 50 раз. Остальные элементы не показали четкой закономерности изменения в рассмотренном нами градиенте токсической нагрузки.

В условиях смены флористического состава сообществ в градиенте химического загрязнения накопление химических элементов в биомассе растений можно характеризовать средними по всем видам концентрациями, которые возрастают в градиенте химического загрязнения почв (табл. 1). При формировании биогенных циклов в фоновых условиях и при химическом загрязнении играют роль видовая структура сообщества и специфика накопления химических элементов, фитомасса отдельных видов, продуктивность фитоценоза и т.д. Барьерная функция фитоценоза при этом может проявиться, если возрастание концентрации химических элементов в почвах сопровождается непропорциональным увеличением их содержания в биомассе растений. На рис. 1 штриховой линией отражена прямая пропорциональность кратности запаса элементов в надземной и подземной биомассах растений от кратности изменения их концентраций в почвах. Практически для всех элементов значения расположены ниже штриховой линии, что говорит о наличии биогеохимических барьеров в системе «почва – корневая система – надземные органы».

Таблица 1

Средние концентрации химических элементов в биомассе растений, мкг/г
(среднее ± ошибка ср.)

Токсическая нагрузка, отн. ед.	Химические элементы								
	Zn	Cu	Cd	Pb	Co	Ni	Mn	Cr	Fe
Надземная фитомасса									
1.00	39.80 ±4.63	6.06 ±0.53	0.32 ±0.08	7.48 ±1.24	5.15 ±1.86	6.70 ±1.04	59.73 ±8.63	4.45 ±0.55	385.29 ±84.19
3.33	55.43 ±7.15	8.77 ±1.13	0.51 ±0.09	10.80 ±1.47	11.89 ±3.47	3.70 ±0.36	50.77 ±5.97	3.83 ±0.48	806.05 ±107.13
4.33	108.29 ±15.69	17.24 ± 2.90	0.50 ±0.13	13.07 ±3.16	28.61 ±10.63	7.18 ±2.39	67.86 ±14.38	6.53 ±1.14	804.32 ± 29.18
6.19	109.93 ±20.08	8.27 ±0.75	0.58 ±0.09	17.12 ±2.78	112.31 ±40.97	4.32 ±0.93	50.23 ±9.27	5.35 ±0.45	686.70 ±190.51
22.78	140.36 ±40.91	55.16 ±18.39	1.96 ±0.59	23.85 ±10.33	118.16 ±58.20	11.10 ±5.37	167.55 ±74.24	11.31 ±3.38	1327.96 ±412.41
Подземная фитомасса									
1.00	85.32 ±17.14	24.34 ±4.85	1.28 ±0.82	16.40 ±3.29	33.20 ±7.14	28.28 ±6.99	227.82 ±118.58	75.51 ±14.19	14585.76 ±8232.93
3.33	101.22 ±28.12	83.12 ±30.17	16.02 ±4.19	48.23 ±19.29	86.35 ±41.68	4.39 ±2.55	3578.13 ±1683.21	132.23 ±69.45	2676.23 ±941.76
6.19	72.66 ±10.29	19.63 ±3.06	37.37 ±7.19	78.77 ±19.93	26.89 ±15.82	7.18 ±2.96	108.33 ±15.73	46.62 ±14.35	2836.84 ±319.00
8.36	60.25 ±7.81	44.55 ±22.21	0.085 ±0.03	9.18 ±4.06	9.79 ±3.71	7.20 ±3.19	334.27 ±147.61	43.95 ±21.29	8276.73 ±3829.66
22.78	108.79 ±11.01	221.76 ±29.45	0.71 ±0.11	17.43 ±3.63	19.12 ±1.68	52.09 ±8.93	217.18 ±23.56	23.63 ±2.73	3533.63 ±395.19

РОЛЬ ТРАВЯНИСТЫХ РАСТИТЕЛЬНЫХ СООБЩЕСТВ

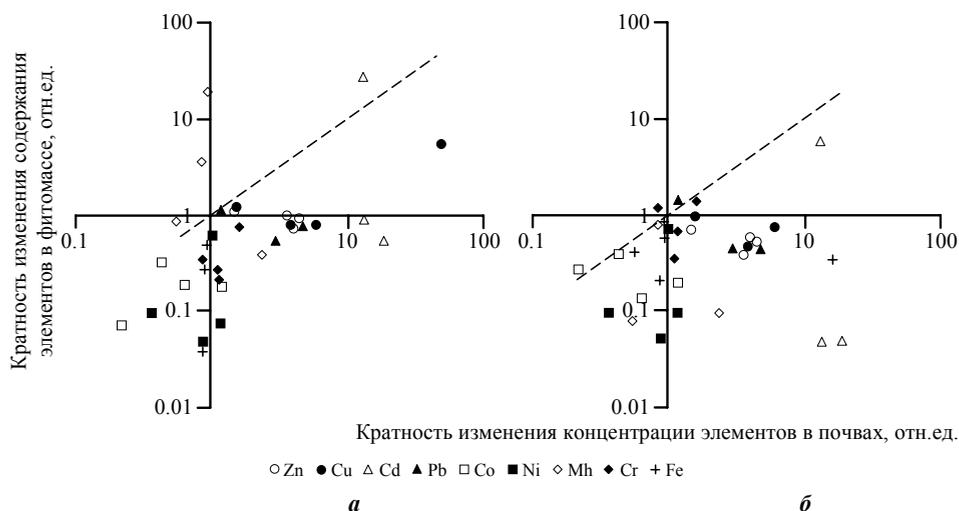


Рис. 1. Кратность изменения запаса химических элементов в подземной (а) и надземной (б) фитомассах луговых растений в зависимости от изменения кратности их концентраций в почвах

Динамика фитомассы фитоценоза. В рассмотренном нами градиенте химического загрязнения отмечено существенное снижение общей надземной и подземной фитомасс растений. При этом наряду с химическим загрязнением важную роль играет смена условий вегетации. Установлено, что суммарная надземная фитомасса фитоценоза на фоновом участке может изменяться от 120 г/м² в неблагоприятный год до 490 г/м² в наиболее благоприятный. На загрязненных участках она возрастала соответственно с 60 до 176 г/м². Во всех рассмотренных вариантах общее количество химических элементов, накапливаемых подземными органами растений, превышает их содержание в надземной фитомассе. В градиенте увеличивающихся концентраций в почвах Zn, Cu, Pb эти различия возрастают и достигают 5-кратной величины.

Видовой состав растительного сообщества. Известно, что существует видовая специфичность накопления растениями химических элементов (Ковальский, Петрунина, 1964; Безель и др., 1998; Титов и др., 2007; Baker, 1981; Bednarova, 1988; Antosiewicz, 1992; Grant et al., 1998). Это значит, что по мере перестройки видовой структуры фитоценоза, вызванной химической деградацией почв, будут сохраняться наиболее резистентные виды, способные либо к избирательному накоплению соответствующих элементов, либо накапливающие элементы в незначительных количествах. Нельзя исключить при этом сложнейшие ценотические взаимоотношения, при которых выпадение из сообщества некоторых видов освобождает жизненное пространство для других, в том числе и, возможно, не обладающих высокой резистентностью к токсическим факторам. Подробное изменение видовой структуры фитоценоза под влиянием химического загрязнения рассмотрено нами ранее (Безель, Жуйкова, 2007).

Анализ видовой насыщенности луговых сообществ показывает, что количество видов на фоновых участках в отдельные годы варьирует от 19.5 до 25.2 шт./м², на буферных – от 20.0 до 27.0 шт./м², на импактном – от 5.9 до 16.6 шт./м². Методом множественных сравнений Шеффе (*S*-метод) установлено, что данный показатель в луговых сообществах импактной зоны статистически значимо отличается от таковых при низком и среднем уровнях загрязнения ($F(7; 33) = 3.73; p < 0.001$). Аналогичные результаты, свидетельствующие о снижении видовой насыщенности в условиях химического загрязнения, были получены для лесных фитоценозов (Лукина, Никонов, 1990; Воробейчик и др., 1994).

Основу флоры составляют 3 ведущих семейства (Asteraceae, Poaceae, Fabaceae), на долю видов которых в сообществах фоновых участков приходится от 57.1 до 58.5%, в фитоценозах техногенно нарушенных территорий – до 80%. В условиях сильного загрязнения доля видов сем. Asteraceae в 2–3 раза больше, чем Poaceae и Fabaceae, и в 9–16 раз превышает представителей остальных семейств. Отметим, что химическое загрязнение приводит к снижению доли участия представителей Scrophulariaceae, Rosaceae, Apiaceae в видовом разнообразии сообществ. Установлено, что в наших условиях наиболее чувствительными к химическому загрязнению являются виды семейств Apiaceae и Rosaceae. Доля их участия в видовом разнообразии сообществ снижается с 7.7–8.6% на фоновых участках до 5% и менее в условиях высокого токсического воздействия.

Химическое загрязнение приводит к смене флористического состава сообществ и структуры доминирования. В качестве доминантов на фоновых участках выступают чина луговая (*Lathyrus pratensis* Linnaeus, 1753) или мятлик луговой (*Poa pratensis* Linnaeus, 1935). Сообщества буферной зоны разнообразны по доминирующим видам, среди которых могут быть клевер луговой (*Trifolium pratense* Linnaeus, 1753), клевер гибридный (*Trifolium hybridum* Linnaeus, 1753), манжетка обыкновенная (*Alchemilla vulgaris* Linnaeus, 1753), щучка дернистая (*Deschampsia caespitosa* (Linnaeus) Beauv., 1934), мятлик болотный (*Poa palustris* Linnaeus, 1759). В сообществах импактной зоны доминирует вейник наземный (*Calamagrostis epigeios* (Linnaeus) Roth., 1965). Таким образом, меняется роль видов в сообществах. Из группы «прочие» появляются виды, устойчивые к загрязнению: горчак желтый (*Picris hieracioides* Linnaeus, 1753)), ястребинка зонтичная (*Hieracium umbellatum* Linnaeus, 1753), икотник серый (*Berteroa incana* Linnaeus, 1821), вьюнок полевой (*Convolvulus arvensis* Linnaeus, 1721) и др. Из сообществ выпадают типичные луговые виды: мятлик луговой (*Poa pratensis* Linnaeus, 1935), щучка дернистая (*Deschampsia caespitosa* (Linnaeus) Beauv., 1934)), полевница тонкая (*Agrostis tenuis* Sibth., 1794), ежа сборная (*Dactylis glomerata* Linnaeus, 1753), лютик едкий (*Ranunculus acris* Linnaeus, 1753), тмин обыкновенный (*Carum carvi* Linnaeus, 1753), *A. vulgaris*, *T. hybridum*, горошек заборный (*Vicia sepium* Linnaeus, 1971) и др. Устойчивые позиции в градиенте загрязнения сохраняют горошек мышиный (*Vicia cracca* Linnaeus, 1965), одуванчик лекарственный (*Taraxacum officinale* Wigg. s.l., 1964), бодяк щетинистый (*Cirsium setosum* (Willd.) Bess., 1963), осот розовый (*Sonchus arvensis* Linnaeus, 1964), осот огородный (*Sonchus oleraceum* Linnaeus, 1753), *L. pratensis* L., *P. palustris*, иван-чай узколистный (*Chamerion angustifolium* (Linnaeus) Holub., 1753), кострец безостый (*Bromopsis inermis* (Leys.) Holub., 1753) и др.

РОЛЬ ТРАВЯНИСТЫХ РАСТИТЕЛЬНЫХ СООБЩЕСТВ

Все вышесказанное приводит к нарастающим различиям между сообществами фоновых и техногенно нарушенных территорий. В качестве меры видовых различий мы рассмотрели изменение коэффициента Чекановского – Сьеренсена. В качестве фонового приняли полный список видов на двух площадках за несколько лет наблюдений. В рассмотренном нами градиенте токсической нагрузки этот показатель закономерно снижается с 0.70 между сообществами фоновой зоны до 0.36 в условиях максимального загрязнения.

Подобная перестройка видовой структуры сообществ может влиять на общее содержание химических элементов в фитомассе фитоценоза.

Следовательно, наряду с фитомассой и уровнем химического загрязнения почвы видовой состав сообществ является одним из мобильных показателей состояния лугового сообщества, влияющим на включение химических элементов в биогенный обмен.

Полученные данные позволяют оценить важнейшие механизмы геохимической экологии растений. Количество тяжелых металлов, вовлекаемое в биогенный обмен можно определить на основании данных о подземной и надземной фитомассах на каждом участке и концентрации химических элементов в органах растений (рис. 2). По мере роста токсической нагрузки общее содержание тяжелых металлов в фитомассе снижается. Исключение составляет медь, накопление которой возрастает. Отметим, что меньшее депонирование химических элементов в массе надземных органов при ее ежегодном отмирании обеспечивает оперативное участие этого минерального пула в биогенном обмене. Элементы, содержащиеся в подземных частях растений, представляют пассивный компонент общего их запаса, скорость обмена которого зависит от скорости разложения подземной фитомассы.

Большинство семейств, входящих в состав исследуемых сообществ, представлено широким спектром видов, эволюционно приспособленных к разнообразным пессимальным факторам природной среды. Поэтому естественно, что вклад различных семейств в общий вынос химических элементов надземной фитомассой различен. На фоновом участке 23% кадмия, 34% свинца и цинка, а также до 50% меди содержится в бобовых. Роль сложноцветных в выносе химических элементов в этих условиях не превышает 25%. Исключением является кадмий, до 40% которого на фоновом участке выносятся видами данного семейства. По мере увеличения токсической нагрузки вклад семейства Asteraceae в общий надземный запас Zn и Pb возрастает до 50 и 60% соответственно. Содержание химических элементов в фитомассе видов семейства Poaceae невелико (от 5 до 15% на фоне) и достигает 20% на максимально загрязненных участках.

Таким образом, участие растительности в биогенном обмене химических элементов, с одной стороны, определяется увеличением в градиенте токсической нагрузки их концентраций в почвах. С другой, вследствие химической деградации среды в том же градиенте снижается общая фитомасса растений и изменяется видовая структура ценоза. Взаимодействие этих противоположно направленных факторов, в конечном счете, определяет интенсивность включения химических элементов в биогенный обмен. В нашем случае при увеличении концентрации большинства элементов в почвах в 2 – 5 раз решающим является изменение видовой структуры сообществ и уменьшение фитомассы. В случае меди при возраста-

нии ее концентрации в почвах в 50 раз отмечено увеличение общего содержания этого элемента.

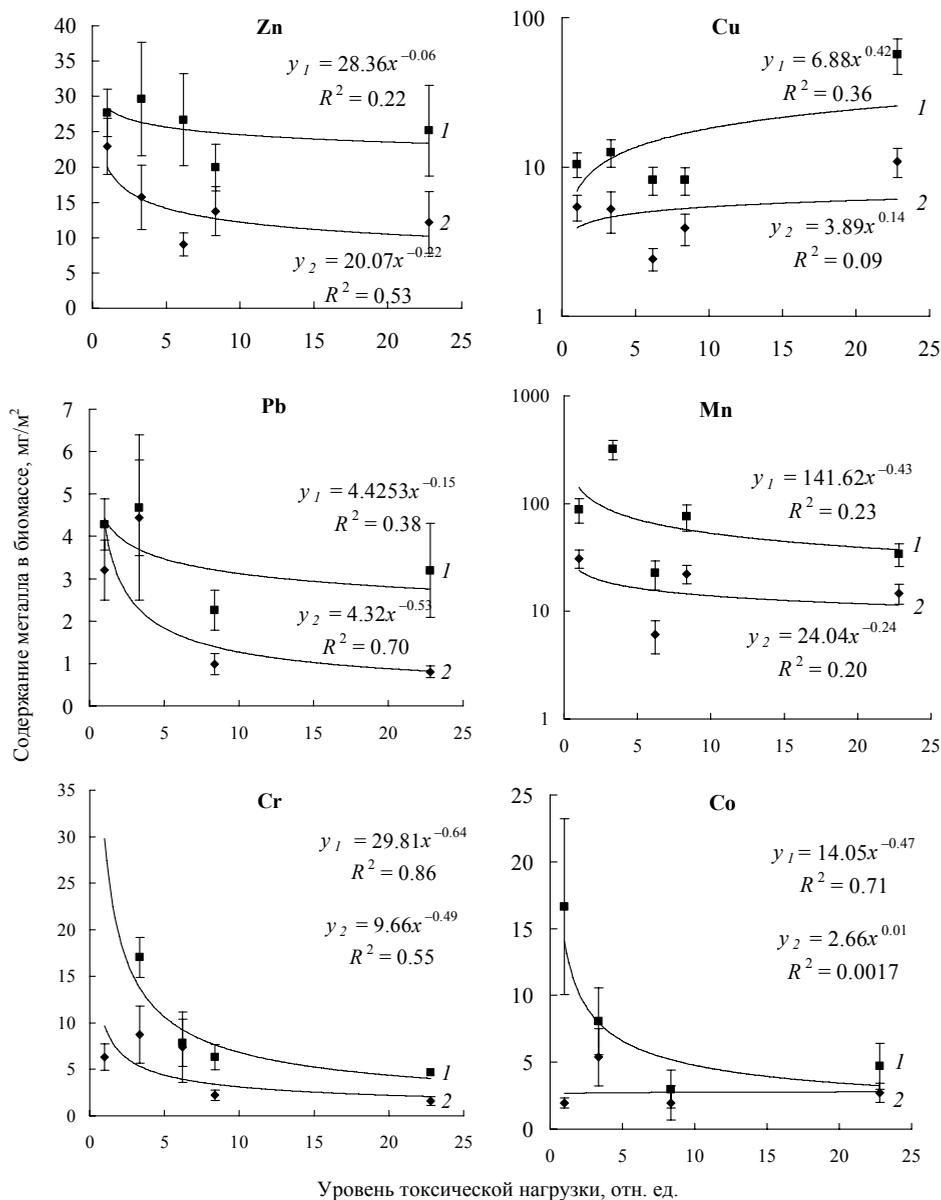


Рис. 2. Запасы химических элементов в подземной (1) и надземной (2) фитомассах растений

РОЛЬ ТРАВЯНИСТЫХ РАСТИТЕЛЬНЫХ СООБЩЕСТВ

Для оценки роли каждого из рассмотренных факторов в формировании био-генного обмена химических элементов луговыми сообществами в фоновых условиях и при химическом загрязнении среды проведен анализ множественной регрессии. В качестве факторов, влияющих на запас элементов в фитомассе, рассмотрены: уровень токсической нагрузки, концентрации химических элементов в почвах, показатели видового сходства Чекановского – Сьеренсена, подземная и надземная фитомассы растений. Показано, что определяющим фактором, влияющим на запас химических элементов в фитоценозе, является общая подземная и надземная фитомассы (табл. 2). Интересно, что возрастающие концентрации элементов в почвах значимо прямо не влияют на их включение в биогенные циклы. Коэффициенты множественной регрессии этого показателя часто имеют даже отрицательное значение. Прямая зависимость между содержанием металла в почве и фитомассе показана для хрома. Отметим также, что на накопление растениями Cu и Pb значимо влияет общая токсическая нагрузка, величина которой определяется сильно возрастающими концентрациями данных металлов в почве.

Таблица 2

Значение стандартизованных коэффициентов множественной регрессии для подземной (1) и надземной (2) фитомасс фитоценоза

Показатели	Zn		Cu		Pb		Co		Mn		Cr	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Химическая нагрузка	0.06	-0.10	0.46*	0.01	0.74*	0.47*	0.01	0.23	-0.10	-0.06	-0.10	0.09
Концентрация элемента в почве	0.28	-0.06	-0.21	-0.09	-0.17	0.20	-0.08	-0.24	-0.11	-0.08	0.38*	0.53*
Показатель Чекановского – Сьеренсена	0.29*	0.08	0.05	-0.19	0.14	0.28	-0.15	0.10	-0.12	-0.11	0.07	0.14
Фитомасса	0.44*	0.57*	0.67*	0.74*	0.18	0.37*	0.68*	0.39*	0.16	0.34*	0.50*	0.43*

* Статистически значимое значение коэффициента регрессии ($p < 0.05$).

Проведенный анализ подтвердил тот факт, что решающим для накопления химических элементов в фитомассе растений является не прямое возрастание концентраций элементов в почвах, а вызванная этим химическая деградация среды, выраженная в смене видового состава и, главным образом, в снижении общей продуктивности сообщества.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На примере травянистой растительности показано, что при химическом загрязнении среды наряду с прямой мобилизацией химических элементов из почвы большую роль играют ценотические параметры среды, в том числе видовой состав и продуктивность фитоценоза.

Увеличение содержания химических элементов в почвах ведет к повышению их концентрации в фитомассе. С другой стороны, вследствие химической деградации среды происходит смена видового состава, в результате чего сохраняются наиболее резистентные виды, способные к минимальному накоплению токсикантов. Одновременно с этим снижается общая подземная и надземная фитомассы

растений. Взаимодействие двух противоположно направленных процессов определяет интенсивность биогенного обмена химических элементов.

Рассмотренная нами деформация биогенного обмена в луговых сообществах, несомненно, отражает конкретные условия химического загрязнения среды (определенный спектр химических элементов, уровни загрязнения почв, специфика биоценологических условий и т.д.). Вместе с тем полученные результаты имеют общий характер, сохраняющий значение для иных природно-климатических условий, качественного состава растительности и интенсивности загрязнения природной среды.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 10-04-00146-а), Программы развития ведущих научных школ (НШ-1022.2008.4), научно-образовательных центров (контракт 02.740.11.0279), Программы интеграционных междисциплинарных проектов Президиума УрО РАН, а также Федерального агентства по образованию (Темплан НИР НТГСПА, задание в 2009 г.).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Безель В.С. Экологическая токсикология: популяционный и биоценологический аспекты. Екатеринбург: Изд-во «Голицынский», 2006. 280 с.

Безель В.С., Жуйкова Т.В. Химическое загрязнение среды: участие травянистой растительности в биогенных циклах химических элементов // Экология. 2007. № 4. С. 259 – 267.

Безель В.С., Жуйкова Т.В., Позолотина В.Н. Структура ценопопуляций одуванчика и специфика накопления тяжелых металлов // Экология. 1998. № 5. С. 376 – 382.

Вернадский В.И. Заметки о распределении химических элементов в земной коре // Избр. соч.: В 5 т. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1954. Т. 1. 401 с.

Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: УИФ «Наука», 1994. 280 с.

Ковальский В.В., Петрунина Н.С. Геохимическая экология и эволюционная изменчивость растений // Докл. АН СССР. 1964. Т. 159, № 5. С. 1175–1178.

Лукина Н.В., Никонов В.В. Параметры видового разнообразия как диагностические критерии состояния лесных биогеоценозов Севера // Структура и функции наземных и водных экосистем Севера в условиях антропогенного воздействия / Кольский науч. центр РАН. Апатиты, 1990. С. 33 – 41.

Методические рекомендации по проведению полевых и лабораторных исследований почв и растений при контроле загрязнений окружающей среды. М.: Гидрометеоиздат, 1981. 98 с.

Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах и продукции растениеводства: 2-е изд., перераб. и доп. М.: Изд-во ЦИНАО, 1992. 126 с.

Миркин Б.М., Розенберг Г.С. Фитоценология: Принципы и методы. М.: Наука, 1978. 211 с.

Никонов В.В. Миграционная способность элементов в биосфере и коррекция их биогеохимических циклов // Рассеянные элементы в бореальных лесах. М.: Наука, 2004. С. 313 – 321.

Покаржевский А.Д., Ван Страален Н.М., Фильмонова Ж.В., Зайцев А.С., Бутовский Р.О. Трофическая структура экосистем и экотоксикология почвенных организмов // Экология. 2000. № 3. С. 211 – 218.

Раменский Л.Г., Цаценкин И.А., Чижиков О.Н., Антипин Н.А. Экологическая оценка кормовых угодий по растительному покрову. М.: Сельхозгиз, 1956. 471 с.

РОЛЬ ТРАВЯНИСТЫХ РАСТИТЕЛЬНЫХ СООБЩЕСТВ

Титов А.Ф., Таланова В.В., Казина Н.М., Лайдинен Г.Ф. Устойчивость растений к тяжелым металлам / Ин-т биологии Карел. НЦ РАН. Петрозаводск, 2007. 172 с.

Цыганов Д.Н. Фитоиндикация экологических режимов в подзоне хвойно-широколиственных лесов. М.: Наука, 1983. 195 с.

Черепанов С.К. Сосудистые растения России и сопредельных государств (в пределах бывшего СССР). СПб.: Мир и семья, 1995. 992 с.

Шалыт М.С. Вегетативное размножение и возобновление высших растений и методы его изучения // Полевая геоботаника: В 4 т. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1960. Т. 2. С. 163 – 208.

Antosiewicz D.M. Adaptation of plants to an environment polluted with heavy metals // Acta Soc. Bot. Pol. 1992. Vol. 61. P. 281 – 299.

Baker A. J.M. Accumulators and excluders strategies in the response of plants to heavy metals // J. Plant Nutr. 1981. Vol. 3, № 1/4. P. 643 – 654.

Bednarova J. Hromadeni olova vybranymi populacemi rostlin // Cata Univ palakt. olomue fac. rerum nature. Boil. 1988. Vol. 93, № 28. P. 21 – 25.

Dmowski K., Karolewski M.A. Cumulation of zinc, cadmium and lead in invertebrates and in some vertebrates according to the degree of an area contamination // Ekologia polska. 1979. Vol. 27, № 2. P. 333 – 349.

Grant C.A., Buckley W.T., Bailey L.D., Selles F. Cadmium accumulation in crops // Can. J. Plant Sci. 1998. Vol. 78. P. 1 – 17.

Grimshaw H.M., Ovington J.D., Betts M.M., Gibb J.A. The mineral content of birds and insects in plantations of *Pinus sylvestris* L. // Oikos. 1958. Vol. 9, № 1. P. 26 – 34.

Lindquist L., Block M. Influence of life history and sex on metal accumulation in two beetles species (Insecta: Coleoptera) // Bul. Environ. Contam. and Toxicol. 1997. Vol. 58, № 4. P. 518 – 522.