

УДК 631.483

Канд. геол.-мин. наук РЯБИНИН В.Ф., инж. ЛЕОНТЬЕВ М.С. (Институт геологии и геохимии УрО РАН, г. Екатеринбург, Россия)

ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕХНОГЕННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ В СЕРЫХ ЛЕСНЫХ ПОЧВАХ

Техногенное давление, испытываемое педосферой Земли на данном этапе развития производительных сил человечества, в силу ускоряющихся темпов своего роста нуждается в тщательном исследовании. Мировая экономика, равно как и национальные экономики отдельных государств вовлекают в технологические процессы самых разнообразных уровней и направленности всё большие объёмы природных ресурсов, в том числе земельных, растительных, водных и т.п. Особого внимания в этом отношении требуют регионы, где сосредоточено большое количество предприятий металлургической отрасли, т.к. здесь в значительной мере концентрируются в виде разнообразных отходов токсичные соединения тяжёлых металлов, оказывающие, как правило, отрицательное (вплоть до тератогенного) воздействие на окружающую среду. К числу таких регионов относится и Средний Урал, играющий в экономике России важную роль как горнодобывающий район.

Всё вышесказанное определяет актуальность всесторонних региональных исследований условий миграции химических элементов во всех фазах ландшафта и, в частности, в почвенном профиле. Современное изучение экогеохимической роли техногенного вещества, попадающего в почвенные системы, сосредоточено на оценке их, с одной стороны, в качестве потенциального источника ценных для биосферы компонентов, с другой стороны – в качестве токсичных для окружающей среды элементов. Тем не менее, как всякое геологическое (техногеологическое) образование, такой техногенный материал, как, например, шлак медеплавильного производства, обладает, кроме прочего, и определённым почвообразующим потенциалом [1].

Рассматривая почву как центральный компонент ландшафта, основной источник микроэлементов для растений, возможно оценить остроту проблемы реакций биогеоценозов, слабо задетых техногенезом, на усиливающееся техногенное давление извне. Исследование данных реакций с эколого-геохимической точки зрения и стало целью нашей работы. Мы предприняли попытку с помощью модельного эксперимента создать предпосылки решения следующих задач:

- 1) выяснить характер и степень трансформации почвенной толщи, вызванные внесением техногенного вещества в плодородный почвенный слой;
- 2) изучить принципиальную возможность утилизации отходов цветной металлургии в почвенных системах.

Объекты и методы. В качестве объектов исследования выбраны серые лесные почвы, являющиеся одним из преобладающих типов почв на Среднем Урале. В то же время, отличаясь по структуре и составу гумуса, по степени почвенного плодородия от дерново-подзолистых почв, также доминирующих в названном регионе, серые лесные почвы в больших масштабах вовлечены в интенсивную сельскохозяйственную обработку, что осложняет вопрос об экологических последствиях техногенного вмешательства в процессы их педогенеза. В данной работе мы попытались, прежде всего, проследить степень и характер трансформации почвенной толщи при внесении в плодородный слой почвы шлака медеплавильного производства. С этой целью в 2003 году нами произведена экспериментальная эмиссия шлака в гумусовый горизонт А1А2 серых лесных почв. Использован фактический материал, полученный в результате

анализа химического состава образцов тёмно-серой лесной почвы (профиль: А0 (0 – 2 см) – А1А2 (2 – 29 см) – А2В (29 – 40 см) – В1 (40 – 53 см) – В2 (53 – 110 см) – С (ниже 110 см)), отобранных в ходе полевых работ 2003 – 2005 гг. в Артинском районе Свердловской области (Западные предгорья Урала; подзона осиново-берёзовых лесов). Почвообразующей породой в данном случае выступают элювиальные отложения глинистых сланцев нижней перми [2]. При экологохимической характеристике почвы рассматривались три верхних генетических горизонта – А0, А1А2 и А2В.

Содержание микроэлементов в почвенных образцах определено методами плазменной спектроскопии и атомной адсорбции в лаборатории радиогеологии ИГГ УрО РАН (аналитик – Лепихина О.П.). Основные агрохимические показатели установлены потенциометрическим (рН и гидролитическая кислотность), фотометрическим (содержание гумуса) и титриметрическим (сумма поглощённых оснований) методами в ИЦ “УралНИИСХоз” РАСХН (аналитик – Кипрушкина Н.А.).

При эмиссии в почву использовался тонко размолотый шлак Среднеуральского медеплавильного завода (СУМЗ, г. Ревда Свердловской обл., РФ). Химический состав шлака следующий (%): Fe – 35.50; Si – 16.70; Zn – 3.30; Ca – 3.10; Al – 2.40; S – 1.30; Mg – 1.02; K – 0.50; Cu – 0.44; Pb – 0.44; Na – 0.40; P – 0.12; As – 0.10; Sb – 0.03; Cd – 0.002. При внесении техногенного вещества снимался верхний слой дернины (горизонта А0). Шлак равномерно вносили в гумусовый горизонт А1А2 (на глубину 15 – 20 см от дневной поверхности) в пропорции 1 кг/м³ и осторожно перемешивали с почвенной массой, после чего вскрытый слой почвы прикрывался снятым дёрном. Пробная площадь оставлялась в таком виде на 1 год, и в полевые сезоны (июль) 2004 и 2005 года из пробных разрезов извлекались образцы техногенно изменённой почвы и были получены промежуточные результаты эксперимента.

Таким образом, основные естественные факторы почвообразовательного процесса – в первую очередь, погодно-климатические, а также влияние почвообразующей породы, растительного и животного мира, рельефа – оставлены по возможности неизменными, хотя, безусловно, подобный способ эмиссии шлака в некоторой мере нарушает строение и пористость, а следовательно – водо- и воздухопроницаемость генетических горизонтов и изменяет водный, тепловой и газовый режимы почвенного профиля, даже если бы внесённое вещество было бы химически пассивно. Учитывая высокую степень токсичности конкретного медеплавильного шлака, указанные изменения физических и физико-механических свойств почвы приобретают эколого-геохимический характер, формирующий новые условия миграции элементов и влияют на характер распределения компонентов в депонирующих и миграционных средах. При рассмотрении почвы как своеобразного субстрата трофической цепи указанные обстоятельства обостряют геохимическую значимость вносимого техногенного вещества, и изучение их последствий стало основной целью нашей работы.

Результаты первого года эксперимента в целом изложены нами в предыдущих работах [3, 4] и здесь приводятся лишь частично.

Обсуждение результатов. Внесение в гумусовый горизонт А1А2 материала отвального медеплавильного шлака по истечении первого года эксперимента сопровождалось, как видно из данных таблицы 1, увеличением валовых содержаний Cd и Zn во всех исследованных горизонтах и резким повышением валовых концентраций Cu и Pb в плодородном слое (А0+А1А2). Последующее перераспределение компонентов шлака между генетическими горизонтами происходило под влиянием отдельных элементарных почвообразующих процессов (ЭПП). Каждый из ЭПП протекал с участием техногенного материала, т.е. в той или иной мере был искажён

влиянием компонентов шлака на кислотно-щелочное и обменное равновесие, установившиеся в почве на предшествующих этапах её формирования.

Табл. 1. Техногенное изменение валовых содержаний халькофильных металлов в верхнем слое серой лесной почвы (Россия, Средний Урал)

Металл	Генетический горизонт	Средние содержания (г/т)		
		Нативная почва	Через 1 год после внесения шлака	Через 2 года после внесения шлака
Ag	A0	0,66	0,44	0,25
	A1A2	0,67	0,66	0,22
	A2B	0,66	0,28	0,24
Cd	A0	0,31	1,70	0,41
	A1A2	0,12	3,18	0,34
	A2B	0,12	0,21	0,35
Cu	A0	36,11	330,92	40,87
	A1A2	35,53	841,80	37,75
	A2B	57,44	21,12	39,85
Zn	A0	49,63	2057,93	90,52
	A1A2	49,88	4128,07	99,34
	A2B	63,48	334,35	98,25
Pb	A0	22,37	147,97	10,02
	A1A2	14,22	294,96	12,37
	A2B	14,84	15,38	10,26

Данные табл. 1 в полной мере отражают реакцию “первого шока” почвенной системы на техногенное вмешательство извне. Через 1 год после внесения шлака содержание тяжёлых металлов (за исключением Ag) в гумусовом горизонте и в лесной подстилке возрастает в десятки раз, в целом же по плодородному слою (A0+A1A2) валовая концентрация Cd составляет 1135% от исходного уровня, Pb – 1211%, Cu – 1637%, Zn – 6216%. Данную ситуацию мы объясняем, во-первых, слишком малым промежутком времени, недостаточным для полного захвата металлов растениями и выноса значительных масс поступивших микроэлементов внутрипочвенным стоком; во-вторых – образованием металлорганических комплексов, что позволило некоторому количеству Zn, Cu и Cd закрепиться в верхних генетических горизонтах. Снижение валовых концентраций кадмия, меди, цинка и свинца в горизонтах A0 и A1A2 через 2 года после начала эксперимента обусловлено именно совместным действием захвата металлов растительностью и вымыванием их за пределы почвенного профиля.

Повышенные содержания тяжёлых металлов в горизонте A0 через 1 год после начала эксперимента детерминированы, однако, возвратом поглощённых масс элементов растениями в почву. Несмотря на то, что растения за один год эксперимента ещё не успели в полной мере извлечь металлы из плодородного слоя и вернуть их в почву в форме опада, техногенную трансформацию химического состава уже можно наблюдать в горизонте A0. Очевидно многократное превышение ПДК Cu, Zn и Pb, указанных в работе [5], в горизонтах A0 и A1A2 техногенно изменённой почвы. Валовая концентрация Zn в техногенно загрязнённой лесной подстилке превышает нативное значение более, чем в 40 раз, что связывается нами с интенсификацией физиологических процессов в галмейной флоре ландшафта. Кроме того, сильно выраженное техногенное накопление металлов в подстилке осиново-берёзовых лесов мы связываем с особенностями видового состава растительности данных ландшафтов. *Betula pubescens*, эдификатор берёзовых лесов Среднего Урала, характеризуется в

районе исследований значительной биогеохимической активностью (КБХА по меди, цинку и свинцу – 3.27; против, к примеру, 2.79 у южнотаёжного эдификатора *Picea abies*).

В техногенно изменённой почве через 1 год после начала эксперимента наблюдается уменьшение концентраций серебра в горизонтах A0 и A2B, и здесь геохимическое поведение Ag резко отличается от общей схемы профильного распределения изучаемых металлов. Лишь в A1A2 содержание Ag составляет 0.99 от нативного аналога. Общее падение содержания гумуса в горизонтах A0 и A1A2 и, как следствие - уменьшение количества сереброорганических комплексов, образование легкорастворимых сульфоккомплексов (со вносимой серой), – всё это, очевидно, способствует интенсивному вымыванию Ag из профиля. Наблюдается отсутствие ярко выраженного связывания комплексов серебра гуминовыми кислотами, которое указывается в целом для почвогеохимии Ag В.В.Ивановым [6].

Содержание Ag в нативной почве более, чем вдвое превышает кларк, установленный для серых лесных почв (0,3 г/т) [6], и достигает данного уровня только на второй год эксперимента, явно под влиянием техногенного вещества. Поскольку биогеохимическое значение серебра до сих пор изучено слабо, мы затрудняемся определить, положительный либо отрицательный эффект для данного ландшафта имеют такие тенденции изменения валовых концентраций металла в почве.

Эмиссия техногенного вещества, обусловившая увеличение общей пористости вышележащих горизонтов, привела к неуклонному повышению валового содержания кадмия в горизонте A2B, где данный металл, попадая из верхней части профиля при промачивании атмосферными осадками, предположительно, осажается на кислотном барьере. Через 2 года после внесения шлака интенсивное разложение корневой массы растений в небольшой мере компенсировало выщелачивание Cd в нижележащую часть профиля и вообще за пределы профиля, что и отразилось в превышении концентрацией металла нативного уровня в лесной подстилке в 1,3 раза, а в гумусовом горизонте – в 2,8 раза. В указанных тенденциях и проявляется геохимическая роль медеплавильного шлака.

Интересно отметить, что содержание Cd, даже при эмиссии техногенного вещества, во всех исследованных горизонтах в несколько десятков раз меньше кларка данного металла для незагрязнённых почв (48 г/т), приведённого в работе [6]. Внесение техногенного материала, изначально содержащего кадмийсодержащие сульфиды – сфалерит, пирит, халькопирит, - даже через 2 года после начала эксперимента не привело к достижению концентрацией Cd величины указанного кларка. Как в нативной почве, так и в техногенно изменённой через 2 года после внесения шлака валовое содержание Cd не превышает ОДК, указываемой В.В.Ивановым [6] для кислых глинистых и суглинистых почв (1 г/т); лишь в почве через 1 год после начала эксперимента данная ОДК по Cd в плодородном слое превышена. Можно предполагать, что до техногенной эмиссии присутствовавший в почве кадмий не оказывал токсичного воздействия на растения, и два года экспериментального загрязнения почвенной системы в итоге привели к восстановлению экотоксикологической обстановки, наблюдавшейся в неизменённом ландшафте.

Аналогичная ситуация наблюдается и в распределении меди. Через 2 года после эмиссии шлака, равно как и в нативной почве, валовые концентрации данного металла во всех трёх исследованных горизонтах ниже приведённого В.В.Ивановым [6] кларка Cu для кислых глинистых и суглинистых почв (66 г/т). Таким образом, в незагрязнённом ландшафте до начала эксперимента не было зафиксировано стрессовой ситуации, связанной с накоплением токсичных концентраций меди почвой, а следовательно, и растениями. Один год присутствия в почве техногенного вещества

создал совершенно неблагоприятные условия для жизнедеятельности растений; по прошествии второго года эксперимента концентрация Cu в горизонтах A_0 и A_1A_2 фактически снизилась до исходного уровня, что в первую очередь связано с захватом металла растениями. Мы прогнозируем в связи с этим значительный тератогенный эффект в растительной фазе ландшафта (вплоть до перестроек на генетическом уровне и фрагментации хромосом [7]) и возможное торможение физиологических функций в растительных и животных организмах.

Увеличение концентрации валовых форм Cu в горизонте A_2B – на присутствующем там кислом барьере и ввиду необменного поглощения Cu минеральной фазой данного горизонта, – учитывая повысившуюся степень порозности вышележащих горизонтов, предполагалось нами ещё после первого года эксперимента. Через 2 года после внесения шлака валовая концентрация металла, хоть и меньше нативного значения, однако, почти в два раза превышает значение после первого года наблюдений. Подобная тенденция в распределении техногенной Cu может рассматриваться оптимистично, т.к. превращение A_2B в своеобразный накопитель тяжёлых металлов – Cu , Zn , Cd – не должно повлиять отрицательно на физиологические процессы в растительной фазе ландшафта: основное количество микроэлементов поглощается ризосферой растений в горизонтах, расположенных выше.

Валовое содержание меди в техногенно загрязнённой почве через 2 года после внесения шлака находится в интервале 15 – 60 г/т, указанном [6] как нормальный для урожайности растений. Не исключено, что ввиду своей значительной биогеохимической активности по меди берёза пушистая, эдификатор данной зональной экобиоморфы, в районе исследований проявляет и определённую металлоустойчивость. Но к возможной распашке и вовлечению в сельскохозяйственный оборот техногенно загрязнённая почва уже не может быть рекомендована из-за явного превышения ОДК Cu для таких культур, как овёс и клевер.

Двукратное превышение валовых содержаний Zn в гумусовом горизонте через 2 года после начала эксперимента, в сравнении с нативными значениями, можно объяснить сорбцией металла минеральной фазой почвы, особенно учитывая значительное количество соединений цинка, внесённых в почву со шлаком. В таком случае можно прогнозировать, во-первых, обогащение цинком подземных органов растений по сравнению с надземными, во-вторых, по прошествии значительного промежутка времени, появление устойчивых к Zn генотипов негалмейной флоры. При сравнении данных табл. 1 с градациями содержания цинка в почвах [6] ситуацию в исследованной почвенной системе до внесения шлака можно считать нормальной для жизнедеятельности растений. По прошествии двух лет эксперимента становится очевидным техногенно обусловленный избыток Zn в почве, что должно привести в будущем к значительному проявлению морфологической изменчивости растений и хлорозу их надземных органов.

Повышенные содержания Pb в горизонте A_0 , высокочувствительном к свинцу компоненте ландшафта, обычно связаны с атмосферным переносом его летучих соединений от промышленных предприятий. В нашем случае, этот механизм геохимии свинца явно присутствует в нативной почве и в техногенно изменённой через 1 год после внесения шлака. Через 2 года после начала эксперимента валовая концентрация Pb в лесной подстилке фактически идентична концентрации металла в горизонте A_2B . Мы предполагаем, что на данном этапе эксперимента соединения свинца, в том числе и поступающие из атмосферы, интенсивно поглощаются древесными растениями в силу техногенно детерминированной активизации фитофизиологических механизмов миграции.

В целом, однако, техногенное изменение профильного распределения концентраций Pb через 2 года после внесения шлака свидетельствует о сильном его захвате растениями, особенно учитывая необнаружение подвижных соединений Pb в почвенном растворе. В данном случае это может быть расценено как отрицательное следствие эксперимента.

Изучая техногенные изменения агрохимических условий миграции халькофильных металлов в почве, мы получили результаты, приведённые в таблице 2.

Табл. 2. Техногенное изменение агрохимических показателей в верхнем слое серой лесной почвы (Россия, Средний Урал)

Генетический горизонт	pH	Содержание гумуса (%)	Гидролитическая кислотность (мг-экв/100г)	Сумма поглощённых оснований (мг-экв/100г)	Степень насыщенности почвы основаниями (%)
Нативная почва					
A0	5,06	8,06	5,85	14,60	71,39
A1A2	4,60	5,46	5,85	10,00	63,09
A2B	4,36	0,26	3,26	11,60	78,06
Через 1 год после внесения шлака					
A0	4,42	5,62	10,43	8,45	44,76
A1A2	4,53	4,68	6,41	7,28	53,18
A2B	4,06	4,00	9,03	7,53	45,42
Через 2 года после внесения шлака					
A0	4,63	6,58	7,02	12,22	63,51
A1A2	4,29	3,74	4,78	9,06	65,46
A2B	3,98	1,33	4,67	11,20	70,57

Т.о., деформирующая роль медеплавильного шлака при техногенном изменении почвенного слоя проявляется в изучаемых почвах достаточно явно. Средний процент изменения агрохимических свойств через 2 года после начала эксперимента по горизонтам составил: в A0 – 95,6%; в A1A2 – 83,7%; в A2B – 210,8%. В наибольшей мере изменения агрохимических свойств коснулись, как и через 1 год после внесения шлака, элювиального горизонта A2B; минимальные деформации претерпела лесная подстилка, а гумусовый горизонт A1A2 (объект прямого воздействия техногенного вещества) подвергся сравнительно незначительным изменениям, во всяком случае, не в такой степени, как можно было ожидать.

При полученных нами значениях pH на протяжении всего хода эксперимента нельзя, в частности, ожидать вступления Ag в устойчивые комплексы с фульвокислотами, что и отражается в снижении валовых количеств данного металла; т.е. выщелачивание Ag за пределы профиля можно считать закономерным следствием эксперимента.

После внесения материала шлака в почвенный профиль наблюдается устойчивое снижение содержания гумуса в горизонте A1A2 по сравнению с исходным уровнем. По прошествии второго года эксперимента общая степень гумусированности плодородного слоя (A0+A1A2) осталась равной своему значению после первого года наблюдений, но именно за счёт повышения содержания гумуса в лесной подстилке. В этом и проявилось значение временного фактора в развитии ЭПП гумусонакопления и гумусообразования в техногенно изменённой почве. Однако, плодородный слой через 2 года нахождения в его толще медеплавильного шлака гумусирован лишь на 76% по сравнению с исходным (т.е., до внесения техногенного вещества) значением, что,

безусловно, заставляет пессимистически рассматривать перспективы развития жизнеспособной растительности на техногенно изменённой серой лесной почве.

Через 1 год после начала эксперимента гидролитическая кислотность в подвергнутом техногенному воздействию профиле серой лесной почвы заметно возрастает для всех исследуемых генетических горизонтов. В меньшей степени рост этого показателя проявляется в горизонте A1A2, - несмотря на нарушение его химизма в результате эмиссии техногенного материала, при этом проявляется определённая зависимость повышения актуальной кислотности с повышением гидролитической кислотности по профилю. Через 2 года после внесения шлака на снижение гидролитической кислотности повлияло техногенно детерминированное снижение интенсивности физиологических процессов, и как следствие – изменение химизма в прикорневых участках горизонтов A0 и A1A2.

Сумма поглощённых оснований обнаруживает тенденцию к снижению во всех горизонтах профиля. Резко снижается и степень насыщенности техногенно изменённой почвы основаниями, выступающая как своего рода комплексный индикатор изменения агрохимической обстановки в исследуемой почве на всех этапах эксперимента. Как видно, и данный параметр, и соотношение в почвенной системе гидролитической кислотности и суммы поглощённых оснований в техногенно загрязнённой почве далеки от оптимума.

Перед началом эмиссии шлака в данной почве наблюдалась недостаточная насыщенность основаниями (Ca, Mg); первая же реакция почвы на техногенное вмешательство извне создало действительно стрессовую агрохимическую обстановку, реально угрожая снизить продуктивность всех растительных видов и выступить геохимическим тератогенным фактором. Второй год эксперимента приблизил величину степени насыщенности основаниями к нативной: в плодородном слое (A0+A1A2) через 2 года после внесения шлака средняя величина данного показателя равна 64,49%, в нативном же аналоге – 67,24%. Таким образом, дефицит щелочных и щелочноземельных металлов, присутствовавший в серой лесной почве перед началом экспериментального загрязнения, сохранился практически на исходном уровне.

Вкупе с резким снижением валовых концентраций тяжёлых металлов и потерей ими токсичности, возвращение таких агрохимических параметров, как гидролитическая кислотность, сумма поглощённых оснований и степень насыщенности основаниями на уровень, фактически близкий к исходному, может рассматриваться как один из положительных эффектов эмиссии медеплавильного шлака в почву. В целом, по всей исследованной нами части профиля (по трём горизонтам) средняя величина степени насыщенности основаниями составила: в нативной почве – 70,85%, в техногенно изменённой почве через 1 год после начала эксперимента – 47,79%, через 2 года – 66,51%. Можно предполагать, что подобные изменения степени насыщенности основаниями проявляют и определённую зависимость от изменения уровня актуальной кислотности: как видно из табл. 2, в рассматриваемой нами почве она по ходу эксперимента повышается, в том числе и в каждом отдельном горизонте. В данном случае выявленные нами особенности агрохимической обстановки согласуются с более ранними исследованиями серых лесных почв [8]: снижение величины pH влечёт за собой снижение степени насыщенности почвы основаниями.

Заключение. Мы исходим из того, что почва – саморегулирующая система, поэтому по прошествии определённого временного промежутка большая часть наблюдаемых отрицательных воздействий на почвенный слой будет нивелирована за счёт перехода почвенной толщи в стационарное состояние, соответствующее сложившейся экотоксикологической обстановке. После “первого шока”, вызванного эмиссией техногенного вещества, значения агрохимических и биогеохимических

показателей выравниваются и первоначально функциональные изменения почвенных свойств трансформируются в структурные, что снижает вероятность превращения отходов цветной металлургии, при поступлении их в почву, в контаминационный тератогенный фактор [9]. Это позволит, в перспективе, совместить утилизацию техногенных отходов с нормальным функционированием плодородного почвенного слоя.

Принимая во внимание отмеченную ещё В.В.Добровольским [10] закономерность последовательного уменьшения степени профильной дифференциации рассеянных элементов от подзолов к серым лесным почвам, мы предполагаем, что обнаруженные нами особенности техногенной серой лесной почвы лежат всё же в пределах нормы. Любое изменение содержания химических элементов в почвенном профиле, на наш взгляд, есть следствие элементарных почвообразовательных процессов, и поэтому результат деформирующего (трансформирующего) влияния техногенного вещества, в данном случае – шлака медеплавильного производства, не может рассматриваться как качественное изменение схемы педогенеза серых лесных почв. В наших предыдущих исследованиях [4] мы определяли возможность антросолизации почв, т.е. создания на базе уже существующего почвенного профиля нового, антропогенного почвенного образования под влиянием отходов цветной металлургии. Думается, вероятность подобного процесса всё же мала.

Тем не менее, отмеченные выше изменения направленности ЭПП заставляют предполагать определённый почвообразующий потенциал медеплавильного шлака.

Авторы выражают глубокую признательность к хим.н. М.П.Маттерн (УралНИИСХоз РАСХН) за помощь в организации химических анализов.

Работа выполнена при частичном финансировании за счёт Государственного контракта на выполнение научно-исследовательских и опытно-конструкторских работ (РФ) № 10002-251/043-08/196-353/190704-637 от 19 июля 2004 г.

Библиографический список

1. **Рябинин В.Ф.** Компромисс как способ решения проблемы утилизации отходов // Минералогия техногенеза – 2004. - Миасс: ИМин УрО РАН, 2004. - С. 235–237.
2. **Атлас Свердловской области.** Под ред. В.Г. Капустина и И.Н. Корнева. - Екатеринбург: Роскартография, УрГПУ, 1997. - 34 с.
3. **Леонтьев М.С.** Мониторинг техногенного изменения рН и содержания гумуса в серых лесных почвах // Геология, геохимия и экология Северо-Запада России. Тез. докл. I междунар. конференции. - СПб: СПбГУ, 2005. - С. 112 – 114.
4. **Леонтьев М.С., Рябинин В.Ф.** Экогеохимическая характеристика распределения халькофильных металлов в дерново-подзолистых и серых лесных почвах Урала // Ежегодник ИГГ УрО РАН – 2004. - Екатеринбург, 2005. - С. 366 – 377.
5. **Чибрик Т.С.** Основы биологической рекультивации. - Екатеринбург: Изд-во УрГУ, 2002. - 171 с.
6. **Иванов В.В.** Экологическая геохимия элементов. - М.: Экология, 1996. - Кн. 4. - 406 с.; - М.: Экология, 1997. - Кн. 5. - 576 с.
7. **Калам Ю.** Сравнение цитогенетических эффектов при изменении содержания двухвалентных металлов в семенах ячменя до и после облучения // Индуцированный мутагенез у растений. - Таллин: Изд-во АН ЭССР, 1972. - С. 204–214.
8. **Ахтырцев Б.П.** К истории формирования серых лесных почв Среднерусской лесостепи // Почвоведение, 1992. - №3. - С. 5 – 18.
9. **Слепян Э.И.** Тератогенные факторы среды и тератогенез у растений // Экологическое прогнозирование. - М.: Наука, 1979. - С. 186 – 210.
10. **Добровольский В.В.** География микроэлементов. Глобальное рассеяние. - М.: Мысль, 1983. - 272 с.