

Н.И.СТЕБЛЕВСКАЯ, М.А.МЕДКОВ, В.П.МОЛЧАНОВ, Н.В.ПОЛЯКОВА,
Л.И.МОИСЕЕНКО, П.С.ЗОРИКОВ, Н.В.БАТЫРБАЕВА

Изучение биогеохимического накопления микроэлементов в почвах и растениях Дальнего Востока

Исследовано накопление общей ртути и других элементов в почвах и произрастающих на них растениях (семейства бобовые и валериановые), отобранных в Хабаровском и Приморском краях, Бурятии, Амурской области. Показана возможность определения ртути в природных объектах наравне с известным атомно-абсорбционным методом также методом рентгено-флуоресцентной спектроскопии одновременно с другими микроэлементами. Анализ полученных данных указывает на то, что основными источниками микроэлементов на исследуемых полигонах являются, по-видимому, источники естественного происхождения – почвы, подстилающие почву породы, подземные и поверхностные воды и т.п.

Investigation of biogeochemical accumulations in soils and plants of the Far East. N.I.STEBLEVSKAYA, M.A.MEDKOV (Institute of Chemistry, FEB RAS, Vladivostok), V.P.MOLCHANOV (Far-Eastern Geological Institute, FEB RAS, Vladivostok), N.V.POLYAKOVA, L.I.MOISEENKO, P.S.ZORIKOV (Mountain-Taiga Station, FEB RAS, Ussuriisk), N.V.BATYRBAEVA.

Accumulation of total mercury and other elements in soils and plants of two tribes from these soils - bean-plants and valerians, sampled in Khabarovsk and Primorsky kraï, Buryatiya and Amur oblast, has been studied. It has been shown that it is possible to identify mercury simultaneously with other micro-elements in natural objects using X-ray fluorescence spectroscopy method in the same way as using the well-known atomic absorption method. Analysis of the data on mercury and some other micro-elements in the soils and plants studied has shown that sources of the natural origin - soils, under-soil rocks, underground and surface waters, etc. - are probably the main sources of micro-elements in the investigated regions.

Одной из важнейших проблем геохимической экологии является исследование химического элементного состава растений в условиях различных биогеохимических провинций [6, 7], сформировавшихся под действием как природных (почвообразующие породы и процессы, рудные аномалии и т.п.), так и антропогенных (высокотемпературные выбросы различных производств, разработка полезных ископаемых, внесение удобрений и пестицидов и т.п.) факторов. Актуальными проблемами экологической экспертизы техногенных потоков рассеяния тяжелых металлов являются и места размещения и функционирования промышленных производств, и определение фоновых территорий, удаленных от крупных промышленных центров [4, 7]. Содержание элементов в профиле девственных почв, а соответственно, и в произрастающих на этих почвах растениях, унаследовано главным образом от материнской породы. Растения являются важнейшим промежуточным звеном, через

СТЕБЛЕВСКАЯ Надежда Ивановна – кандидат химических наук, МЕДКОВ Михаил Азарьевич – доктор химических наук, ПОЛЯКОВА Наталья Владимировна – кандидат химических наук, БАТЫРБАЕВА Наталья Валентиновна (Институт химии ДВО РАН, Владивосток), МОЛЧАНОВ Владимир Петрович – кандидат геолого-минералогических наук (Дальневосточный геологический институт ДВО РАН, Владивосток), МОИСЕЕНКО Лариса Игнатьевна – кандидат биологических наук, ЗОРИКОВ Петр Семенович – доктор биологических наук (Горнотаежная станция ДВО РАН, Уссурийск).

которые химические элементы переходят из почвы, воды и воздуха в организм животных и человека. Поэтому в условиях постоянного антропогенного загрязнения окружающей среды возможно включение целого ряда химических элементов в пищевую цепь человека, что представляет потенциальную опасность для здоровья.

Растения, отражая видовые особенности накопления и содержания микроэлементов, несут, тем не менее, локальную «окраску» в виде преобладания в их составе элементов, которыми богаты почвы в районе произрастания, причем как жизненно необходимых, так и токсичных при определенных концентрациях. В частности, накопление тяжелых металлов в сельскохозяйственных растениях вызывает заболевания человека при следующих содержаниях (одна часть металла на миллион частей сухой массы растений): Cd – 0,1–6,4; Pb – 1,8–50; Ni – 1,5–36; Hg – 0,02–0,03 [12].

К числу наиболее токсичных химических элементов относится ртуть. Ртуть встречается в природе как в самородном состоянии, так и в соединениях (киноварь, тиманит и т.д.), а также в качестве изоморфной или механической примеси входит в состав молибденита, пирита, пирротина, сфалерита, каменного угля, и при переработке этих полезных ископаемых поступает в значительных количествах в окружающую среду. Техногенная ртуть сбрасывалась также в природную среду в районах золотодобычи, пока в 1988 г. не была запрещена технология извлечения рассыпного золота амальгамированием, а также продолжает поступать во все экосистемы биосферы в составе пестицидов.

Из неорганических и органических соединений ртути в биосфере образуются в результате процесса биологической метилизации [4, 7] ее наиболее токсичные метил-, этил- и другие органические производные. Поступая в биосферу, ртуть и ее соединения, способные находиться в разных фазовых состояниях, легко мигрируют во всех ее компонентах, накапливаясь, как и другие микроэлементы, в растительных и живых организмах и вытесняя жизненно необходимые элементы из биомакромолекул.

В результате метаморфного и биогенного перераспределения создаются обширные ореолы ртутного рассеяния как в районах горно-добывающих, металлургических и иных предприятий, так и в местах, отдаленных от интенсивной производственной деятельности, например на различных типах сульфидных месторождений. Причем формы нахождения ртути в ореолах различны: в виде самостоятельных ртутных минералов, изоморфных примесей, в сорбированном состоянии [4]. В почвенных условиях ртуть находится в элементарной форме или в виде катионных или анионных комплексов, задерживается почвой главным образом в виде сложных слабоподвижных органических и неорганических комплексов, метилирование и биологическое разрушение которых с последующим растворением приводит к накоплению именно в верхнем почвенном слое подвижных легкодоступных и легкоусвояемых растениями форм [4, 6–9]. Предполагается, что вся находящаяся в почве ртуть в конце концов попадает в наземные растения [8].

Биогеохимические исследования растений и почвенного покрова как на территориях с техногенным загрязнением, так и там, где оно отсутствует или минимально, необходимы по нескольким причинам: для разовой оценки состояния наземной экосистемы, для проведения фоновых мониторингов с целью выявления содержания микроэлементов в растениях природных экосистем и установления связи элементного состава с геохимической средой, для сравнения с аналогичными данными для загрязненных техногенных систем и, наконец, как итог – для биогеохимической экспертизы постоянно изменяющейся окружающей среды и решения других геоэкологических задач, например при металлометрических методах обнаружения залежей руд [1, 4]. В частности, при поиске сульфидных месторождений изучение распределения ртути в ореолах рассеяния предпочтительнее благодаря значительным размерам этих ореолов. Следует отметить, что при определении содержания ртути для решения обозначенных выше задач важное значение имеет выбор методики с той или иной чувствительностью, которая должна быть выше $(3-5) \cdot 10^{-5}\%$, иначе ореолы рассеяния ртути

не будут обнаружены [3, 8, 12]. Очевидно, что такой подход должен иметь место и к выбору метода определения в объектах окружающей среды других микроэлементов.

В настоящей работе приводятся данные выборочного геохимического исследования накопления общей ртути и других элементов в почвах и растениях, отобранных на нескольких территориях Дальнего Востока – в Хабаровском и Приморском краях, в Бурятии и Амурской области с учетом соответствующих кларков и существующих фоновых концентраций. Одной из задач исследования являлась оценка возможности определения общей ртути из одной пробы с другими микроэлементами в природных объектах рентгено-флуоресцентной спектроскопией. Поскольку химический состав растений формируется под влиянием большого числа как внутренних физиологических, так и внешних экологических факторов, а исследуемые территории отличаются друг от друга в экологическом отношении, то для выявления каких-либо закономерностей необходимо было по возможности минимизировать влияние этих факторов. Во-первых, на указанных территориях для исследования были выбраны полигоны, удаленные от крупных промышленных центров и испытывающие незначительную антропогенную нагрузку, во-вторых, для испытаний отбирались образцы почв и произрастающих на них растений всего двух семейств: бобовых (маакия амурская, леспедеца даурская, копеечниковая, плотнокистевая; караганы мелколистная и уссурийская) и валериановых (патринии скабиозолистная и скальная). Образцы почв и указанных растений отбирались в следующих районах: Бурятия, 10 км на юго-восток от пос. Мухоршибирь, правобережная часть долины р. Хилок, склон 50° (пункт опробования 1); Амурская область, 10 км от пос. Мухинка, правобережная часть долины р. Зея (2); Хабаровский край, 12 км на северо-запад от пос. Полярный (3) и правый берег р. Амур, склон 60° (4); Приморский край, 10 км на юго-восток от пос. Врангель, перевал к бухте Тазгоу (5), береговая локационная станция (6), юго-восточный склон 70° (пункт опробования 7).

Почвы выбранных для изучения участков средне- и слабоподзолистые. В каждом пункте, где исследуемые виды образуют заросли, закладывали по 10 учетных площадок размером 1 м^2 , с которых отбирали 10 модельных экземпляров одного и того же вида. Пробы отбирали в первой–второй декаде августа. Проводилось одновременное биогеохимическое опробование осредненных высушенных проб частей растений одного и того же вида, собранных на исследуемых полигонах, и почвенных образцов, соответствующих почвенному профилю, из зоны расположения корневой системы на глубине гумусового горизонта.

Определение содержания ртути и других микроэлементов в исследовательских целях в объектах окружающей среды, в том числе в почвах и растениях, проводится различными методами: нефелометрическим, эмиссионным спектральным, беспламенной атомной абсорбции [5, 10]. В лабораториях Госкомсанэпиднадзора России и Федеральной службы России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды используется для определения ртути в природной воде, почве, растениях и живых организмах, а также в продуктах их переработки аттестованный атомно-абсорбционный метод «холодного пара». В общем случае при проведении массовых измерений рекомендуется при подготовке проб почв и других объектов окружающей среды проводить их мокрое озоление смесями сильных кислот в присутствии окислителей [2, 11]. При определении ртути необходимо избегать ее потерь на всех этапах подготовки пробы к анализу из-за летучести ее соединений, особенно хлоридных и метилхлоридных.

Элементный анализ исследуемых проб почв и растений, подготовленных в соответствии с рекомендациями [11], а также МУК 4.1.005-4.1.008-94 Госкомсанэпиднадзора, проводили рентгено-флуоресцентным методом с полным внешним отражением (TXRF) на приборе TXRF 8030 С. Время измерения 500 с, источники возбуждения MoK_α и WLa . Внутренний стандарт – Y с концентрацией 5 мкг/мл. Предел обнаружения варьирует для различных

элементов от 10^{-7} до 10^{-100} %. Проба объемом 10 мкл наносилась на подложку из органического стекла. Возможность одновременного с другими тяжелыми металлами определения ртути из одной пробы была проверена на стандартных образцах, приготовленных аналогично исследуемым пробам мокрым разложением точных навесок оксидов. Кроме того, параллельно определение ртути в пробах осуществляли в соответствии с МУК атомно-абсорбционным методом на ртутном анализаторе «Юлия-2». Показана хорошая сходимости результатов определения ртути указанными методами. Данные содержания ртути и других микроэлементов приведены в табл. 1, 2. Для сравнения были использованы кларки в осадочных породах и почвах по А.П.Виноградову и в растительности по В.В.Добровольскому [3, 4, 6, 13]. Очевидно, что глобальные средние величины концентрации (кларки) микроэлементов в почве и растительности установлены точно быть не могут [6, 8], так как определяются многими факторами, важнейшими из которых являются фракционная неоднородность и распространенность разных типов почв.

Известно, что накопление ртути в почвах в целом связано с уровнем содержания органического углерода и серы [8], и ее концентрация в верхнем слое почвы в несколько раз выше, чем в подпочвенных горизонтах, хотя из-за ограниченного участия этого металла в почвенных процессах миграции вещества концентрация его в поверхностном слое растет довольно медленно даже в случае небольшого антропогенного привноса. Практически все опробованные почвы в связи с изучением элементного состава именно лекарственных растений отобраны нами на сравнительно незагрязненных территориях. Ртуты не обнаружено в пробах почвенного слоя исследуемых полигонов Приморского края и Амурской области (табл. 1), что может быть связано как с концентрациями ниже предела обнаружения используемыми методами, т.е. менее 10^{-70} %, так и с образованием под действием конкретных почвенных условий легкоподвижных форм соединений ртути и последующими потерями ее из почвы в виде паров, а также легкой биологической доступностью для растений [1, 8]. Действительно, несмотря на то что в почвах ряда территорий ртути не обнаружено, в опробованных растениях этих территорий происходит накопление ртути в количествах от 10^{-5} до 10^{-40} % (табл. 2), что выше кларка в растениях по С.М.Ткаличу [1].

В почвах остальных опробованных территорий содержание ртути значительно превышает нормальное. Концентрация ртути в указанных пробах верхнего почвенного слоя

Таблица 1

Содержание, % / кларк концентрации микроэлементов в почве

Элемент	Пункт опробования							Кларк [4]
	1	2	3	4	5	6	7	
Ti	0,0504 / 0,1	0,0217 / 0,05	0,0693 / 0,15	0,0863 / 0,2	0,0118 / 0,03	0,0791 / 0,2	0,0511 / 0,1	0,45
Cr	0,0019 / 0,1	0,0019 / 0,1	0,0011 / 0,06	0,0027 / 0,14	0,0002 / 0,01	0,0032 / 0,16	0,0016 / 0,1	0,02
Mn	0,0413 / 0,5	0,0333 / 0,4	0,0254 / 0,3	0,0226 / 0,3	0,0185 / 0,2	0,0253 / 0,3	0,0638 / 0,8	0,085
Ni	0,0029 / 0,7	0,0017 / 0,4	0,0012 / 0,3	0,0010 / 0,25	0,0003 / 0,08	0,0019 / 0,5	0,0009 / 0,2	0,004
Cu	0,0019 / 1,0	0,0003 / 0,15	0,0035 / 1,8	0,0035 / 1,9	0,0183 / 9,2	- / -	0,0003 / 0,2	0,002
Zn	0,0045 / 0,9	0,0029 / 0,6	0,0025 / 0,5	0,0028 / 0,6	0,0022 / 0,4	0,0019 / 0,4	0,0035 / 0,7	0,005
As	0,0008 / 1,2	0,0006 / 0,9	0,0004 / 0,6	0,0006 / 0,9	- / -	0,0006 / 0,9	0,0006 / 0,9	0,0007*
Sr	0,0016 / 0,04	0,0027 / 0,06	0,0032 / 0,07	0,0020 / 0,04	0,0002 / 0,3	0,0025 / 0,06	0,0019 / 0,04	0,045*
Pt	0,0002 / 40,0	- / -	0,0002 / 40,0	- / -	- / -	- / -	- / -	$5 \cdot 10^{-6}$
Au	- / -	- / -	0,0003 / 60,0	- / -	- / -	- / -	- / -	$5 \cdot 10^{-6}$
Hg	0,0001 / 25,0	- / -	0,0004 / 100,0	0,0001 / 25,0	- / -	0,0003 / 75,0	- / -	$4 \cdot 10^{-6}$
Pb	0,0007 / 0,7	0,0006 / 0,6	0,0003 / 0,3	- / -	0,0023 / 2,3	0,0009 / 0,9	0,0006 / 0,6	0,002
Bi	- / -	0,0003 / 3,0	- / -	0,0003 / 3,0	- / -	0,0006 / 6,0	- / -	0,0001*
Th	- / -	- / -	- / -	- / -	0,0012 / 1,1	- / -	- / -	0,0011*
Ga	- / -	- / -	- / -	- / -	0,0001 / 0,03	- / -	- / -	0,0004*

Примечание. Прочерк – не обнаружено.

* – кларк в породах по А.П.Виноградову [3].

Таблица 2

**Содержание микроэлементов, % / коэффициент биологического поглощения (K_b)
опробованных растений**

Элемент	Бурятия	Амурская область	Хабаровский край	Приморский край	Глобальные значения K_b растительности континентов [6]
Ti	0,0059 / 0,1	0,0083 / 0,4	0,0148 / 0,2	0,0017 / 0,4	0,2
Cr	0,0012 / 0,6	0,00094 / 0,5	0,00197 / 0,7	0,00035 / 0,2	1,0
Mn	0,0085 / 0,2	0,0270 / 0,8	0,0083 / 0,4	0,0084 / 0,2	6,7
Ni	0,0035 / 1,2	0,0016 / 0,9	0,0030 / 3,0	0,00095 / 0,9	1,5
Cu	0,0023 / 1,2	0,0025 / 8,3	0,0011 / 0,3	0,0016 / 0,3	9,1
Zn	0,0028 / 0,6	0,0026 / 0,9	0,0030 / 1,1	0,0078 / 3,1	19,6
As	0,00024 / 0,3	0,00016 / 0,3	0,00015 / 0,3	0,0000125 / 0,03	1,6
Sr	0,0129 / 8,1	0,0076 / 2,8	0,0059 / 3,0	0,0065 / 4,3	3,5
Pt	0,00022 / 1,1	0,0076 / 2,8	- / -	- / -	-
Au	0,0005 / -	- / -	- / -	- / -	-
Hg	0,00016 / 1,6	0,000072 / 7,2	0,0001 / 1,0	0,00012 / 1,2	7,6
Pb	0,00038 / 0,5	0,00026 / 0,4	0,0004 / -	0,0005 / 0,4	3,7
Bi	0,00064 / -	0,00022 / 0,7	- / -	- / -	-
Th	- / -	- / -	- / -	- / -	-
Ga	- / -	- / -	- / -	- / -	0,05

превышает кларк в осадочных породах и почвах по А.П.Виноградову, оцениваемый соответственно $0,0n-0,1n$ мг/кг [8], $4 \cdot 10^{-5}\%$ [3] и $n \cdot 10^{-6}\%$ [4], на порядок (табл. 1). Оценить уровень химического загрязнения почв можно коэффициентом концентрации, который рассчитывается как отношение реального содержания элемента в почве к его фоновому содержанию [12]. Численно оценить фоновые уровни ртути в почвах довольно сложно из-за широко распространяющегося и увеличивающегося антропогенного загрязнения. Согласно [8], фоновые содержания ртути в поверхностном слое почв колеблются от 0,01 до 0,4 мг/кг сухой массы, не превышая, как правило, последней величины. Рассчитанные даже относительно максимального фонового содержания, равного 0,4 мг/кг, значения коэффициента концентрации ртути для опробованных почв составляют: пос. Полярный Хабаровского края – 10,1; пос. Врангель Приморского края, береговая радиолокационная станция – 7,9; Хабаровск, берег р. Амур – 3,72; Бурятия – 3,48, что указывает на значительное превышение над фоном и с учетом содержания других металлов (табл. 1) позволяет отнести эти почвы к умеренно загрязненным [12]. Причем, учитывая тот факт, что участки отбора проб не подвержены значительной антропогенной нагрузке, повышенное содержание ртути, как и других микроэлементов, в почвах, а равно и в опробованных растениях, может быть объяснено с большей вероятностью влиянием природных, а не техногенных факторов и, по-видимому, связано с содержанием ртути, да и большинства других микроэлементов, в подстилающих почву породах [4].

Оценивая уровни накопления рассеянных элементов, рассчитаны для всех опробованных почв и растений кларки концентрации (КК) микроэлементов (табл. 1), а также коэффициенты биологического поглощения (K_b) микроэлементов растениями (табл. 2), определяемые соответственно как отношение реального содержания микроэлемента в почве или растении к соответствующему кларку и как отношение реальных концентраций микроэлементов в растении к реальному содержанию этого микроэлемента в соответствующей пробе почвы [1, 4, 6]. Для сравнения в табл. 2 даны глобальные значения K_b растительности континентов, приведенные в [6]. Для ртути уровень накопления во всех опробованных почвах, где она обнаружена, очень высок: КК колеблется от 25 до 100. Аналогичные высокие содержания ртути уже отмечались для некоторых территорий Дальнего Востока [1]. Проведенное сравнение указывает также на значительное повышение содержания платины (КК = 40) в опробованных почвах Бурятии и Хабаровского края (пос. Полярный), причем в последнем случае отмечается и увеличение содержания золота (КК = 60). По-видимому,

следует отметить наблюдаемую для указанных почв корреляцию КК ртути, золота и платины. В исследуемых почвах нескольких территорий наблюдается повышенное содержание висмута, меди, свинца (табл. 1). Самые высокие концентрации меди (КК = 9,2) и свинца (КК = 2,3) обнаружены в почвенном слое пос. Врангель (перевал к бухте Тазгоу), где также присутствуют галлий и торий (КК = 1,1), не обнаруженные больше ни в одной исследуемой почвенной пробе. Однако во всех остальных почвах, кроме п. 5, обнаружено присутствие высокотоксичного для биоты мышьяка в количествах от 0,0004 до 0,0008%, что сравнимо или чуть превышает среднее содержание в осадочных породах [3]. Содержание остальных микроэлементов в исследуемых почвах не превышает кларка по А.П.Виноградову.

Содержание некоторых микроэлементов, включая ртуть, в исследуемых растениях широко варьирует в зависимости от территории сбора (табл. 2). В то же время уровень концентрации некоторых микроэлементов в исследуемых растениях не всегда напрямую коррелирует с содержанием их в соответствующих почвах, но общая описанная в [6–8, 13] тенденция большего или меньшего накопления растениями отдельных микроэлементов в зависимости от их роли в метаболизме и одновременно доступности в виде подвижных форм сохраняется. Так, анализ данных содержания ртути в почвах и растениях свидетельствует о многофакторности процесса накопления этого фитотоксичного микроэлемента, что отмечалось и ранее [8]. Растения тех территорий, где наблюдается повышенное содержание ртути в почве (КК = 25–75), могут или накапливать ртуть в значительных количествах ($K_6 = 2-4$), или не извлекают ее из почвы. Причем одни и те же виды растений, отобранные на различных территориях, проявляют различные способности к депонированию ртути. В то же время ртуть в растениях, отобранных с территории, в почвенном слое которой она не обнаружена, накапливается в тех же концентрациях – 0–10⁻⁴%, что с территорий с повышенным содержанием микроэлемента. Такие закономерности биологического поглощения ртути вполне объяснимы, учитывая многообразие как форм ее существования в природе, так и путей поступления в растительные сообщества [6, 8, 14, 15].

Анализ как абсолютных, так и средних значений содержания микроэлементов в изучаемых растениях (табл. 2) показал, что в наибольшей степени все опробованные растения независимо от места произрастания склонны накапливать стронций: при КК, равном в среднем 0,04, K_6 находится в пределах 2,8–8,0 и соответствует или превышает рассчитанные в [6] глобальные значения K_6 растительности в 2 раза. Ртуть, как уже отмечалось выше, дифференцированно поглощается растениями, причем в некоторых случаях довольно значительно, однако рассчитанное по полученным данным значение K_6 в 3 раза меньше довольно высокого глобального значения $K_6 = 7,58$ для всех полигонов, кроме Амурской области, что согласуется с данными исследования содержания ртути в этом регионе [9]. Токсичный мышьяк при относительно высоком содержании в почвах (КК = 0,9–1,2) не поглощается, как показали расчеты K_6 , опробованными растениями в значительных количествах. В больших количествах растения аккумулируют медь и цинк, что объясняется их важной биохимической функцией. Содержания меди и цинка в растениях или сравнимы с их содержанием в соответствующем почвенном слое, или превышают его в несколько раз. Соответствующие значения K_6 указанных элементов иллюстрируют известный антагонистический характер их взаимодействия при потреблении растительностью: при увеличении K_6 меди на порядок уменьшается во всех случаях K_6 цинка, и наоборот [7, 15]. Следует отметить, что при значениях КК никеля в почвах 0,2–0,7 коэффициент биологического поглощения равен 0,9–3,0, что может свидетельствовать о направленном извлечении никеля растительностью, как и в наблюдаемом ранее случае с оловом [1]. Для всех остальных микроэлементов в опробованных растениях рассчитанные значения K_6 меньше или сравнимы с приведенными в [1, 14] для растительности некоторых регионов Дальнего Востока и значительно меньше известных [6] глобальных значений этого коэффициента, что указывает на низкую интенсивность их биологического поглощения растениями в данных условиях.

Свинец обнаруживается в растениях в весьма незначительных количествах – на порядок или два меньше кларка в растительности [1, 6] – и даже при повышенном содержании в почвах не накапливается в растениях (табл. 1, 2). Для титана и хрома в ряде случаев наблюдается такое же соответствие в значениях кларка концентрации в почве и коэффициента биологического поглощения, как и для никеля: $K_0 > КК$. В то же время для марганца во всех опробованных растениях независимо от места сбора характерны более низкие значения K_0 по сравнению с кларками концентрации в почвенном слое. Следует отметить, что расчет кларков концентрации для этих микроэлементов не выявил значительного накопления их в почвах исследуемых территорий (табл. 1).

Таким образом, нами изучено накопление ртути и некоторых микроэлементов в почвах нескольких полигонов, удаленных от крупных промышленных центров, в Хабаровском и Приморском краях, Бурятии и Амурской области, а также в произрастающих на них растениях. На примере элементного анализа природных объектов – почв и растений – показана возможность определения общей ртути наравне с известным атомно-абсорбционным методом также методом рентгено-флуоресцентной спектроскопии одновременно из одной пробы с другими микроэлементами. Все опробованные растения независимо от места произрастания в наибольшей степени накапливают стронций, а также важные в биохимическом отношении медь и цинк. Наоборот, фитотоксичные ртуть, мышьяк и свинец не поглощаются опробованными растениями в значительных количествах. Анализ данных биогеохимического накопления общей ртути и некоторых микроэлементов показал, в соответствии с количественными характеристиками биологического поглощения, не превышающими известные средние значения для растительности континентов (кларки, K_0), что исследуемые полигоны действительно избежали антропогенного загрязнения, и основные источники микроэлементов там естественного происхождения – почвы, подстилающие почву породы, подземные и поверхностные воды и т.п. [1, 4, 6, 8, 13].

ЛИТЕРАТУРА

1. Биогеохимические ореолы рассеяния химических элементов в экосистемах Дальнего Востока. Владивосток: ДВО АН СССР, 1991. 168 с.
2. Бок Р. Методы разложения в аналитической химии. М.: Химия, 1984. 432 с.
3. Виноградов А.П. Избранные труды. Проблемы геохимии и космохимии. М.: Наука, 1988. 336 с.
4. Виноградов А.П. Поиски рудных месторождений по растениям и почвам // Тр. Биогеохим. лаб. АН СССР. М., 1954. С. 3–27.
5. Гладышев В.П., Левицкая С.А., Филиппова Л.М. Аналитическая химия ртути. М.: Наука, 1974. 228 с.
6. Добровольский В.В. География микроэлементов. Глобальное рассеяние. М.: Мысль, 1983. 272 с.
7. Добровольский В.В. Основы биогеохимии. М.: Академия, 2003. 400 с.
8. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.
9. Коваль А.Т., Павлова Л.М., Радомская В.И., Радомский С.М., Куимова Н.Г., Крылов А.В. Ртуть в экосистемах Приамурья // Вестн. ДВО РАН. 2004. № 2. С. 94–103.
10. Методические указания по определению ртути. РД 52.24.134-99 / Федеральная служба России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. Ростов н/Д., 1999. 16 с.
11. Обухов А.И., Плеханова И.О. Атомно-абсорбционный анализ в почвенно-биологических исследованиях. М.: Изд-во МГУ, 1991. 184 с.
12. Оценка и регулирование качества окружающей природной среды / под ред. А.Ф.Порядина, А.Д.Хованского. М.: Прибой, 1996. 350 с.
13. Перельман А.И. Геохимия ландшафтов. М.: Высш. шк., 2002. 537 с.
14. Теоретические основы биогеохимической экспертизы окружающей среды. Владивосток; Хабаровск: Дальнаука, 1998. 157 с.
15. Федорова Е.В., Одинцева Г.Я. Биоаккумуляция металлов растительностью в пределах малого аэротехногенного загрязнения водосбора // Экология. 2005. № 1. С. 26–31.