

中南某锑矿及其周边农田土壤与植物重金属污染研究^①

袁程¹, 张红振², 池婷², 於方², 宋静¹, 吴龙华^{1*}

(1 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(南京土壤研究所), 南京 210008; 2 环境保护部环境规划院, 北京 100012)

摘要:以南方某锑(Sb)矿区周边土壤与植物为研究对象,采集土壤与植物样品,测定其Sb、As、Cd、Zn、Pb浓度,研究土壤和植物中重金属的污染程度及富集特征。结果表明,矿区周边土壤受Sb污染严重,各采样点全量Sb为3.08~219 mg/kg,平均54.0 mg/kg,同时伴有As、Cd、Zn和Pb污染,其中Cd污染相对严重;但土壤中Sb与土壤As、Cd、Zn和Pb没有相关性,土壤As、Cd、Zn和Pb之间呈极显著的线性相关。矿区周边植物同样受到严重的Sb、As、Cd和Pb的污染,蔬菜可食部分Sb最高达2.05 mg/kg,存在较高的人体摄入风险,且蔬菜中As和Pb超标严重。所采集植物中水麻对Sb有较强的积累和转移能力,是修复Sb污染土壤的潜在植物资源。

关键词: 矿区; 锑; 污染; 植物; 土壤

中图分类号: X53

锑(Sb)是一种典型有毒有害重金属,自然界中Sb常以Sb³⁺化合物的形式存在,主要是Sb₂O₃(锑白)和Sb₂S₃(生锑)两种^[1-2]。世界土壤中Sb的平均浓度约为1 mg/kg^[2],我国土壤中Sb的背景值范围为0.38~2.98 mg/kg^[3]。由于Sb的广泛使用,其环境污染和人体健康危害也逐渐显现,被美国环保署和欧盟列为优先控制污染物^[4]。环境Sb污染正在加剧,对植物生长产生严重影响。同时,Sb可通过食物链威胁人类及整个生态系统的健康^[5-6]。

我国是产Sb大国,年均Sb产量约为15万t,占世界总产量的70%以上^[7],很多地区由于Sb矿开采受到严重污染,而中南某地是Sb生产大省,在这些地方常有Sb污染事故发生。余玮等^[8]对湖南冷水江Sb矿区调查发现矿区土壤受Sb污染严重,9个采样点Sb浓度超过全国土壤背景值40~11503倍。He和Yang^[9]在我国湖南锡(Sn)矿山Sb矿区调查发现,矿区周边土壤中Sb高达1565 mg/kg。因此,了解矿区周边Sb污染状况迫在眉睫^[10]。何孟常等^[11]对湖南Sn矿山Sb矿区调查发现,土壤中的Sb浓度范围为101~5045 mg/kg,且稻田土壤Sb浓度高于旱地,植物中Sb浓度也较高,但他们仅报道了萝卜的Sb污染情况,未报导其他蔬菜或植物的Sb污染状况。

本文拟以中南某地Sb矿区为研究对象,采集该区土壤样品,以及矿区及周边农田的多种野生植物和蔬菜样品,测定其Sb、As、Cd、Zn和Pb浓度,以探明该地区土壤、植物中Sb及其他金属元素的污染状况,并探讨这些元素之间的相关性及其在植物中的迁移性,为Sb矿区周边农田土壤的污染防治提供依据,同时为Sb及其他元素的污染治理提供具有修复潜力的植物材料。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区地处112°20′~113°20′E,24°53′~25°41′N,属中亚热带湿润季风气候。气候受季风交替影响,春早多变、夏热期长、秋短温凉、冬无严寒,热量丰富,雨水不匀。年平均气温17.9~18.3℃,1月平均气温7.1℃,7月平均气温28.1℃。年平均日照1603 h。年平均降水量1400~1600 mm。无霜期292天。该地Sb矿资源丰富,但由于长期开采活动、污染处理措施不到位及环保意识薄弱,大量含Sb矿渣裸露堆放于矿山,对周围环境造成了严重的Sb污染。

1.2 样品采集与处理

根据Sb矿采选区布局和地形特征,充分考虑样

基金项目:国家高技术研究发展计划(863)课题项目(2012AA101402-2)和国家自然科学基金项目(41325003)资助。

* 通讯作者(lhwu@issas.ac.cn)

作者简介:袁程(1985—),女,湖北荆州人,硕士研究生,主要从事土壤污染与修复研究。E-mail: cyuan@issas.ac.cn

点在区域分布上的均匀性,利用 GPS 定位系统确定采样位置,采集影响区表层土壤、植物样品。其中土壤样品采自渔溪河流域、武水河流域和玉美村的旱地、水田,共计 18 个。采集时,每个土壤样取 3 点混合,再四分法取约 1 kg 作为分析样品。同时在相同田块采集相应的植物样品,共采集 20 种植物样品,分布于 9 个科,包括矿区优势植物和部分农作物。植物样命名为 A 至 T,其植物名称分别为龙葵(*Solanum nigrum* L., 茄科)、石芥苳(*Mosla scabra* (Thunb.) C. Y. Wu et H. W. Li, 唇形科)、蜈蚣草(*Pteris vittata* L., 凤尾蕨科)、藿香蓟(*Ageratum conyzoides* L., 菊科)、南艾蒿(*Artemisia verlotorum* Lamotte, 菊科)、千里光(*Senecio scandens* Buch.- Ham. ex D. Don, 菊科)、水蓼(*Polygonum hydropiper* L., 蓼科)、土荆芥(*Chenopodium ambrosioides* L., 藜科)、小飞蓬(*Conyza canadensis* (L.) Cronq., 菊科)、大豆(*Glycine max* (Linn.) Merr., 豆科)、小蓟(*Cirsium setosum* (Willd.) MB., 菊科)、水麻(*Debregeasia orientalis* C. J. Chen, 荨麻科)、鬼针草(*Bidens pilosa* L., 菊科)、茄子(*Solanum melongena* L., 茄科)、大豆、马兰(*Kalimeris indica* (L.) Sch.-Bip., 菊科)、萝卜(*Raphanus sativus* L., 十字花科)和菜苔(*Brassica parachinensis* L. H. Bailey, 十字花科)。土壤样品经自然风干后碾碎、过 10 目及 100 目尼龙筛;植物样品分别用自来水、去离子水洗涤,105℃杀青 30 min、85℃烘至恒重、称量,计算蔬菜样品的含水量,烘干后用不锈钢植物粉碎机磨碎,用于测定植物中重金属浓度。

1.3 样品测定方法

土壤总 Sb、As 采用 HNO₃-HCl 消化(体积比 1:1)、植物 Sb、As 采用 HNO₃-H₂O₂ 消化(体积比 3:2),原子荧光法(AFS-930)测定;土壤 Cd、Zn、Pb 采用 HNO₃-HCl 消化(体积比 4:1)、植物 Cd、Zn、Pb 采用 HNO₃-HClO₄ 消化(体积比 3:2),原子吸收分光光度计[Varian SpectrAA 220FS(火焰)、220Z(石墨炉)]测定。

采用国家标准参比物质(土壤:GSS-4;植物:GSV-2)进行测定时的质量控制,所用试剂均为优级纯,所用器皿均在 10% 的 HNO₃ 中浸泡 24 h 以上,所有样品均做相应的试剂空白,标准样品测定结果均在允许范围内。植物中各污染元素浓度以鲜重计。

2 结果与讨论

2.1 土壤总锑浓度变化

从渔溪河流域、武水河流域和玉美村共采集 18 个土壤表层(0~20 cm)样品,测定其总 Sb 浓度(图 1)。

土壤中总 Sb 浓度范围为 3.08~219 mg/kg,平均值为 54.0 mg/kg。其中 10 号点土壤中含有尾砂,Sb 浓度最高,达 219 mg/kg。1~3 号梯田土壤随地势降低其 Sb 浓度有下降趋势,可能是采样点离矿点较近,地势高的土壤更易受粉尘污染所致。

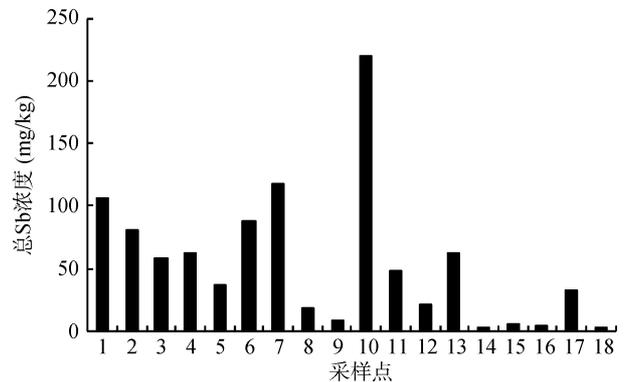


图 1 采样点土壤总 Sb 浓度
Fig. 1 Total Sb concentrations of soil samples

各采样点土壤中 Sb 浓度均高于该区土壤 Sb 背景值 2.98 mg/kg^[12],说明矿区土壤均受到不同程度的 Sb 污染。村民使用被污染的河水灌溉,尾砂的风化、扩散都可能导致土壤中 Sb 浓度增加。莫昌琍等^[13]对湖南锡矿山 Sn 矿区附近农用土壤研究发现,农用土壤中 Sb 均浓度为 2 432 mg/kg,是湖南土壤中 Sb 背景值的 816 倍,同时还发现土壤中 Sb 浓度依次为冶炼区>采矿区>尾矿区,说明在 Sb 矿区 Sb 大量进入周边土壤,农田 Sb 污染广泛存在。

2.2 土壤中其他重金属浓度

土壤全量 As、Cd、Zn 和 Pb 的浓度见表 1。As 的浓度范围为 3.87~714 mg/kg,平均 96.2 mg/kg,72% 的土壤样品中 As 浓度高于该地土壤 As 背景值 14 mg/kg^[12]。Carvalho 等^[14]在研究葡萄牙瓦隆古废弃的锑-金等矿区土壤中金属及非金属的潜在迁移性及毒性时发现,锑-金矿区土壤中 As 总浓度变化范围为 17.0~338 mg/kg,高于其他土壤,本研究结果与此一致。

土壤全量 Cd 浓度范围为 0.02~15.8 mg/kg,平均为 2.34 mg/kg,89% 的土壤 Cd 浓度高于当地土壤 Cd 背景值 0.079 mg/kg^[12]。徐友宁等^[15]对某矿区土壤 Cd 浓度调查发现,2009 年土壤 Cd 浓度是 2005 年的 1.80 倍,是 1989 年的 6.31 倍,20 年间研究区农田土壤 Cd 累积明显。表明矿区周边土壤 Cd 的污染长期存在并呈逐渐升高的趋势,长期累积效应势必会对周围作物及居民健康造成危害。

土壤 Zn 和 Pb 的浓度范围分别为 79.3~636、33.1~907 mg/kg,平均为 203 mg/kg 和 178 mg/kg。

表 1 土壤全量 As、Cd、Zn、Pb 浓度(mg/kg)

Table 1 Total As, Cd, Zn and Pb concentrations of tested soil samples

采样点	As	Cd	Zn	Pb
1	12.0	0.020	95.7	34.6
2	27.0	0.113	79.3	37.2
3	14.7	0.039	114	36.5
4	5.15	0.489	112	44.7
5	15.2	0.242	102	37.8
6	3.87	0.159	107	78.7
7	25.0	0.413	83.7	45.9
8	8.34	0.178	80.6	71.0
9	28.5	0.344	118	56.3
10	30.5	0.666	88.5	150
11	99.8	2.13	279	214
12	76.9	2.08	294	264
13	714	15.8	636	907
14	10.6	0.564	106	36.4
15	42.3	8.76	539	508
16	25.1	1.35	156	48.0
17	546	8.67	547	615
18	47.0	0.178	117	33.1

78% 的土壤 Zn 浓度高于当地土壤 Zn 背景值 95 mg/kg, 所有土壤样品 Pb 浓度都高于该省土壤 Pb 背景值 27 mg/kg。有学者对湖南锡矿山土壤重金属浓度的调查结果表明, 土壤中 Sb、Cd 的污染最为严重, Zn、As 和 Pb 次之^[16]。本研究结果与之相似, 也说明 Sb 矿区土壤除受到严重 Sb 污染外, 还伴有 As、Cd、Pb 等的复合污染。

对土壤中各重金属浓度进行相关性分析可知(表 2), 土壤中 Sb 浓度与其他污染元素浓度之间相关性不明显, 但土壤总 As、Cd、Zn 和 Pb 4 种重金属间均呈极显著的线性相关关系, 表明土壤中 As、Cd、Pb、Zn 4 元素具有同源性, 是 Sb 矿的主要伴生金属。谢淑容和彭勃^[16]在研究 Sb 矿区土壤重金属浓度发现, 土壤样品中 Sb 与 As, Cd 与 Zn 表现为强烈的正相关, 本研究结果与此有所不同, 有待深入调查。

2.3 植物中锑和其他重金属浓度

在武水河流域以及渔溪河流域采集了 20 种矿区植物和农作物, 测定了这些植物地上部和根中 Sb、

表 2 土壤中各污染元素浓度的相关分析

Table 2 Correlation coefficients between Sb, As, Cd, Zn and Pb in soils

元素	Sb	As	Cd	Zn	Pb
Sb	1				
As	-0.051	1			
Cd	-0.139	0.884**	1		
Zn	-0.247	0.818**	0.954**	1	
Pb	-0.084	0.898**	0.983**	0.966**	1

注: ** 表示相关性达到 $P < 0.01$ 显著水平。

表 3 植物地上部和根中污染元素浓度(mg/kg)

Table 3 Concentrations of pollution elements in stems and roots

样品编号 与名称	地上部					根				
	Sb	As	Cd	Zn	Pb	Sb	As	Cd	Zn	Pb
A: 龙葵	2.36	74.8	1.22	59.0	9.94	3.21	107	0.496	41.3	18.5
B: 石芥苳	4.52	112	0.246	46.7	21.3	19.9	482	2.47	246	225
C: 蜈蚣草	2.75	1770	0.148	26.0	13.4	4.62	612	0.732	81.7	47.3
D: 藿香蓟	3.63	271	0.473	30.1	32.4	2.78	107	0.417	27.8	28.9
E: 南艾蒿	2.08	6.00	0.203	64.2	8.73	7.96	230	3.67	936	513
F: 千里光	0.868	57.7	0.577	18.4	4.30	10.3	354	1.36	104	42.3
G: 水蓼	7.68	11.1	0.018	6.91	0.143	23.9	114	0.477	46.1	27.9
H: 土荆芥	22.8	62.2	0.315	34.7	23.2	17.1	45.4	0.366	47.0	25.0
I: 小飞蓬	1.39	25.1	0.117	11.6	0.091	12.7	81.6	2.33	28.3	13.6
J: 大豆	0.394	2.98	0.064	8.17	0.195	0.827	2.83	0.222	5.12	2.25
K: 石芥苳	72.3	8.37	0.042	11.8	3.72	1969	52.4	0.169	43.7	45.9
L: 土荆芥	82.1	17.0	0.064	28.3	1.61	88.6	7.21	0.029	15.2	0.906
M: 小蓟	28.2	2.26	0.077	12.3	1.93	44.7	2.37	0.197	9.02	1.17
N: 水麻	371	23.8	0.134	9.01	8.09	103	6.03	0.013	7.53	0.618
O: 鬼针草	9.91	5.19	0.093	7.08	1.61	114	196	0.058	6.32	3.04
P: 茄子	0.792	3.62	0.543	5.63	0.586	0.414	1.62	0.123	5.83	1.95
Q: 大豆	2.05	1.48	0.005	3.39	0.080	15.2	15.9	0.014	6.77	0.149
R: 苳兰	0.334	2.12	0.144	8.64	0.417	0.513	11.1	0.113	9.08	2.91
S: 萝卜	0.324	0.770	0.190	9.73	0.681	2.70	1.21	0.110	9.77	0.343
T: 菜苔	0.461	1.77	0.332	24.6	0.656	0.139	1.66	0.168	11.6	0.651

As、Cd、Zn 和 Pb 的浓度(表 3)。地上部中 Sb 的浓度范围为 0.324 ~ 371 mg/kg, 平均 30.8 mg/kg; 根中 Sb 的浓度范围为 0.139 ~ 1 969 mg/kg, 除样品 D、H、N、P 和 T 等 5 种植物外, 其他植物样品中 Sb 浓度均表现为根>地上部。

Sb 不是植物必需元素, 以溶液形态存在时易被植物所吸收并与必要的代谢物竞争, 但植物均能稳定吸收溶解态到地上部, 对植物产生毒性^[17-18]。植物体内可产生毒性的 Sb 浓度范围为 5 ~ 10 mg/kg^[19], 但也有学者^[20]认为植物体内 5 mg/kg Sb 就能产生毒性。Baroni 等^[18]在矿区发现香叶薷(*Achillea ageratum*)对 Sb 的最大富集量达 1 367 mg/kg; Qi 等^[21]研究了 Sb 在 34 种植物中的浓度, 其范围为 3.90 ~ 143 mg/kg, 其中木贼属(*Equisetaceae*)的节节草(*Hippochaete ramosissima*)Sb 富集量最高, 达 98.2 mg/kg。Hozhina 等^[22]研究发现大多数 Sb 积累在水生植物(*Typha latifolia*, *Scirpus sylvaticus* 和 *Phragmites australis*)的根部, 而且难以被转移到地上部分, Sb 的转移系数很低。在所采集的植物样品中, “B”和“K”号样同为石茛苳, “K”的地上部及根中 Sb 浓度都较高, 根中达 1 969 mg/kg, “B”地上部及根中 Sb 浓度远低于“K”, 这与采样地点有关, 而“K”样虽然根中浓度较高, 但是富集系数较低。地上部中 Sb 浓度最高的为“N”即水麻, 达到 371 mg/kg, 同时根中 Sb 浓度也较高, 为 103 mg/kg, 转移系数为 3.6, 说明水麻可能具有对 Sb 胁迫的耐性机制且对 Sb 具有较强的转移能力, 具有修复 Sb 污染土壤的潜力。

Sb 也被归类为致癌物^[23], 联合国卫生组织(WHO)规定, 人体每日允许摄入 Sb 量(ADI 值)为 0.86 μg/kg (按体重计), 而每人每天可忍受的 Sb 摄入量(TDI)为 6 μg/kg^[24]。本次采集的植物样中, 蔬菜可食部分 Sb 最高达 2.05 mg/kg, 对植物本身可能无明显毒害, 但通过食物链进入人体, 依 WHO 规定的摄入量仍存在一定的风险。有研究发现植物体内 Sb 大部分是由于空气的沉降作用造成, 而不是从土壤吸收^[25]。由于本研究区域的特殊地理位置, 污水灌溉及大气沉降应为植物受污染的主要途径, 也即该区蔬菜的 Sb 污染风险是非常高的。

地上部中 As、Cd、Zn 和 Pb 的浓度范围分别为 0.770 ~ 1 770、0.004 5 ~ 1.22、3.39 ~ 64.2 和 0.080 ~ 32.4 mg/kg; 根中 As、Cd、Zn 和 Pb 的浓度范围分别为 1.21 ~ 612、0.013 ~ 3.67、5.12 ~ 936 和 0.149 ~ 225 mg/kg, 大部分样品根中 As、Cd、Zn 和 Pb 浓度均高于地上部。总体而言, 植物体内 As 浓度最高, 这与陈秋平等^[26]的结果一致。对植物地上部和根中

重金属浓度进行相关性分析可知, 地上部中 Sb 浓度和根中 Sb 浓度相关性不明显, 地上部中 As 浓度与根中 As 浓度相关性极显著($r = 0.697^{**}$, $n = 20$), 地上部中 Zn 浓度与根中 Zn 浓度也呈极显著相关($r = 0.662^{**}$, $n = 20$), 地上部中 Cd、Pb 浓度与根中浓度相关性不显著, 地上部和根中各重金属浓度之间相关性也不显著。

3 小结

绝大部分土壤样品 Sb、As、Cd、Zn 和 Pb 浓度高于区域土壤背景值, 表明该 Sb 矿区附近土壤均受到严重的 Sb 污染, 伴有不同程度的 As、Cd、Zn 和 Pb 污染。该地大部分矿区以铅锌矿为主, As 的伴生比较普遍, 具有潜在的健康和生态风险。矿渣及粉尘通过堆积或扩散容易对表层土壤造成污染。土壤中总 Sb 浓度与 As、Cd、Zn 和 Pb 没有相关性, As、Cd、Zn 和 Pb 之间有一定相关性。

该区植物同样受到不同程度的 Sb 污染, 大部分植物根部重金属浓度高于地上部, 地上部和根中各重金属浓度之间相关性不明显。水麻可能具有对地上部胁迫的耐性机制且对地上部具有较强的转移能力。蔬菜可食部分 Sb 最高达 2.05 mg/kg, 依 WHO 规定的摄入量仍存在一定的风险。与《食品中污染物限量》(GB2762-2005)中的限量值相比较, 所采集植物样品中蔬菜样品 As 和 Pb 超标严重, 当地农产品质量安全受到严重威胁。

参考文献:

- [1] 刘建国, 蔡翠青, 彭涌涛. 锑矿石分析[M]. 北京: 地质出版社, 1997: 1-15
- [2] Filella M, Belzile N, Chen YW. Antimony in the environment: A review focused on natural waters I. Occurrence[J]. Earth-Science Review, 2002, 57: 125-176
- [3] 齐文启, 曹杰山. 锑(Sb)的土壤环境背景值研究[J]. 土壤通报, 1991, 22(5): 209
- [4] McCallum RI. Occupational exposure to antimony compounds[J]. Journal of Environmental Monitoring, 2005, 7(12): 1 245-1 250
- [5] Wu FC, Fu ZY, Liu BJ, Mo CL, Chen B, Corns W, Liao HQ. Health risk associated with dietary co-exposure to high levels of antimony and arsenic in the world's largest antimony mine area[J]. Science of the Total Environment, 2011, 409(18): 3 344-3 351
- [6] He MC, Wang XQ, Wu FC, Fu ZY. Antimony pollution in China[J]. Science of the Total Environment, 2012, 421-422: 41-50
- [7] 国土资源部信息中心. 世界矿产资源年评(2004-2005)[C]. 北京: 中国地质出版社, 2006
- [8] 余玮, 揭雨成, 邢虎成, 黄明, 康万利, 鲁雁伟, 王栋.

- 湖南冷水江锑矿区苕麻对重金属的吸收和富集特性[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(1): 91–96
- [9] He MC, Yang JR. Effects of different forms of antimony on rice during the period of germination and growth and antimony concentration in rice tissue[J]. Science of the Total Environment, 1999, 243(9): 149–155
- [10] 李航彬, 杨志辉, 袁平夫, 邓立聪, 王兵, 苏长青. 湘中锑矿区土壤重金属锑的污染特征[J]. 环境科学与技术, 2011, 34(1): 70–74
- [11] 何孟常, 季海冰, 赵承易. 锑矿区土壤和植物中重金属污染初探[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2002, 38(3): 417–420
- [12] 潘佑民, 杨国治. 湖南土壤背景值及研究[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1988
- [13] 莫昌琨, 吴丰昌, 符志友, 朱静, 冉靓. 湖南锡矿山锑矿区农用土壤锑、砷及汞的污染状况初探[J]. 矿物学报, 2013, 33(3): 344–350
- [14] Carvalho PCS, Neiva AMR, Silva MMVG. Assessment to the potential mobility and toxicity of metals and metalloids in soils contaminated by old Sb–Au and As–Au mines (NW Portugal)[J]. Environmental Earth Sciences, 2012, 65(4): 1 215–1 230
- [15] 徐友宁, 张江华, 柯海玲, 刘瑞萍, 陈华清. 某金矿区农田土壤镉污染及其环境效应[J]. 中国地质, 2013, 40(2): 636–641
- [16] 谢淑容, 彭渤. 湖南锡矿山土壤重金属污染评价[J]. 云南地理环境研究, 2007, 19(4): 128–132
- [17] 何孟常, 万红艳. 环境中锑的分布、存在形态及毒性和生物效应[J]. 化学进展, 2004, 16(1): 131–135
- [18] Baroni F, Boscagli A, Protano G, Riccobono F. Antimony accumulation in *Achillea ageratum*, *Plantago lanceolata* and *Silene vulgaris* growing in an old Sb-mining area[J]. Environmental Pollution, 2000, 109(2): 347–352
- [19] Kabata-Pendias A, Pendias H. Trace Elements in Soils and Plants, 3rd ed [M]. Boca Raton: CRC Press, 2001
- [20] He MC. Distribution and phytoavailability of antimony at an antimony mining and smelting area, Hunan, China[J]. Environmental Geochemistry and Health, 2007, 29: 209–219
- [21] Qi CC, Wu FC, Deng QJ, Liu GJ, Mo CL, Liu BJ, Zhu J. Distribution and accumulation of antimony in plants in the super-large Sb deposit areas, China[J]. Microchemical Journal, 2011, 97: 44–51
- [22] Hozhina EI, Khramov AA, Gerasimov PA, Kumarkov AA. Uptake of heavy metals, arsenic, and antimony by aquatic plants in the vicinity of ore mining and processing industries[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2001, 74: 153–162
- [23] Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG). Antimony and its inorganic compounds (inhalable fraction)[A]// in Helmut G. The MAK Collection for Occupational Health and Safety. Part I: MAK Value Documentations[M]. Weinheim: Wiley-VCH, 2007: 1–73
- [24] WHO. Antimony in Drinking Water. Background Document for Development of WHO Guidelines for Drinking Water Quality (WHO/SDE/WSH/03.04/74)[S]. 2003
- [25] 李景茹. 污染草地上锑的分布——植物和土壤[J]. 国外环境科学技术, 1991(3): 51–57
- [26] 陈秋平, 胥思勤, 陈洁薇, 吴贞术. 锑矿区土壤重金属污染及植物累积特征[J]. 环境科技, 2014, 27(2): 1–4

Heavy Metal and Metalloid Pollution of Soils and Plants in Typical Antimony Mining Area of Central-south China

YUAN Cheng¹, ZHANG Hong-zhen², CHI Ting², YU Fang², SONG Jing¹, WU Long-hua^{1*}

(1 Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008, China; 2 Chinese Academy for Environmental Planning, Beijing 100012, China)

Abstract: The heavy metals or metalloid pollution in antimony mining areas in Central-south China was studied by determining the accumulation features, concentrations of Sb, As, Cd, Zn, Pb in soil and plant samples. The results showed that soils were polluted by Sb, As, Cd, Zn and Pb, the concentration of Sb was 3.08–219 mg/kg, with the average of 54.0 mg/kg, there was no significant correlation between Sb and As, Cd, Zn, Pb, but significant correlations were found between As, Cd, Zn and Pb. Plant samples were also severely polluted by Sb, As, Cd, Pb, *Debregeasia orientalis* is capable of accumulating Sb and can be used to remediate Sb contaminated soils. In conclusion, soil and plants in this region were polluted, prevention and control of pollution need be concerned.

Key words: Mining area; Sb; Pollution; Plant; Soil