

文章编号: 1000-4734(2011)02-0250-06

## 广西铅锑矿冶炼区表层土壤重金属污染的分布规律

项萌<sup>1,2</sup>, 张国平<sup>1\*</sup>, 李玲<sup>1,2</sup>, 魏晓飞<sup>1,2</sup>, 蔡永兵<sup>1,2</sup>

(1. 中国科学院地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室, 贵州 贵阳 550002; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

**摘要:** 为了解铅锑冶炼活动对周边土壤的污染情况, 通过实地采样调查和室内样品分析, 对河池铅锑矿冶炼区周边土壤中重金属含量的空间分布规律进行了分析, 并对该区重金属污染情况进行评价。结果表明: 冶炼区表层土壤受到较高含量的 Sb、Pb、Zn 污染, As、Cd 和 Cu 也有一定程度的污染。土壤中的  $w(\text{Sb})$ 、 $w(\text{Pb})$  和  $w(\text{Zn})$  分别为 195 ~ 2034 mg/kg、259 ~ 2261 mg/kg 和 365 ~ 1033 mg/kg, 分别达到背景值的 4.8 ~ 33.3 倍、3.4 ~ 29.7 倍和 1.4 ~ 3.9 倍。冶炼区表层土壤中的重金属含量与冶炼厂的远近关系密切, Sb、As 和 Pb 在 0 ~ 400 m 范围急剧衰减, 400 m 范围内 Sb、As 和 Pb 分别衰减了 92.5%、95%、93.7%。在 400 ~ 2400 m 的 2000 m 区间 Sb、As 和 Pb 分别衰减了 64.4%、80.9%、52.1%。Cd 在 200 m 范围内衰减了 88.7%, 在 200 ~ 2400 m 范围没有显著变化。Sb、As、Cd 和 Pb 在 400 ~ 2400 m 范围呈缓慢衰减, 使得重金属的影响可达很远。Sb 和 Pb 的衰减趋势高度相似, 这对于 Pb-Sb 的全球迁移具有相关的意义。

**关键词:** 锑; 砷; 土壤; 广西河池; 冶炼区**中图分类号:** 文献标识码: A**作者简介:** 项萌, 男, 1984 年生, 博士研究生, 研究方向为矿山环境地球化学。E-mail: xiangmeng06@mails.gucas.ac.cn

近年来, 越来越多的土壤受到重金属污染。就世界范围来看, 全世界每年平均排放汞 115 万 t, 锰 1500 万 t, 铜 340 万 t, 铅 500 万 t, 镉 100 万 t, 据估计, 我国受重金属污染的耕地面积已达到 2000 万 km<sup>2</sup>, 约占耕地面积的 1/5, 每年因为土壤污染而减产粮食 1000 多万 t, 另外还有 1200 万 t 粮食重金属超标, 二者的直接经济损失达 200 多亿元<sup>[1]</sup>。冶炼厂是土壤重金属的一个重要来源, 其生产过程中排放的大量有毒有害物质通过大气沉降、废渣渗滤和污水灌溉进入土壤, 致使周边土壤受到不同程度的污染<sup>[2,3]</sup>。关于冶炼活动造成的重金属污染问题在国内外曾多次被报道。Li 和 Thomton<sup>[4,5]</sup> 在波兰南部布拉瓦约一个铅锌厂周围的土壤中检测出很高的铅、锌和镉含量, 分别为 42 ~ 3570 mg/kg、234 ~ 12400 mg/kg、2 ~ 73.2 mg/kg; 在对英国中部的德贝郡一铅锌冶炼厂的研究中, 发现这三种重金属的含量分别达到 1450

~ 106000 mg/kg、38 ~ 4080 mg/kg、0.5 ~ 52.7 mg/kg。Nriagu 和 Ainsworth 等<sup>[6-7]</sup> 在英格兰东北部一个锑冶炼厂附近土壤中发现锑的最高含量达 1489 mg/kg。土壤重金属污染不但影响种植作物的产量与品质, 还通过食物链对动物和人体产生危害<sup>[8-10]</sup>。而且也是影响大气和水环境质量的重要污染源。因此, 其成为当今环境科学领域的研究热点<sup>[11]</sup>。

广西河池地处环太平洋金属成矿带, 属南岭成矿带的一部分。因此, 矿产资源特别是有色金属矿产资源十分丰富, 具有矿种较齐全, 共生、伴生矿种多, 分布广, 储量大, 综合利用性强和价值高等特点。矿产开发和金属冶炼促进了当地政府的经济发展, 但矿石的冶炼会带来一系列的环境问题, 造成土壤污染。本文选择广西河池冶炼厂周边区域作为研究对象, 测定了 21 个代表性样点和不同土壤利用类型 Sb、Pb、Zn、As、Cd 和 Cu 含量, 分别对土壤的污染现状和潜在风险进行评价, 旨在全面了解冶炼区土壤重金属的污染特征, 以及土壤污染的诊断、污染源与污染过程的分析, 旨在为该地区土壤的合理利用以及开展污染土壤的修复提供科学依据。

收稿日期: 2010-12-12

基金项目: 国家自然科学基金创新群体项目(批准号: 40721001); 中国科学院主要方向项目(编号: KZCX2; YW135); 自然科学基金(批准号: 40773073, 40973084)

\* 通讯作者, E-mail: guoping.zhang@tom.com

## 1 研究区域及冶炼厂概况

本文所研究的冶炼厂位于广西西北部河池市金城江区, 北纬  $108^{\circ}02'$ , 东经  $24^{\circ}42'$ , 海拔 180 ~ 210 m, 附近有江辽、江叶、上屯、下屯 4 个村。冶炼厂三面环山, 背靠将军山, 南临乾独大山, 西南方向为一无名山。由于锡冶炼厂位于山间谷地, 地形闭塞, 废气烟尘往往难以扩散, 易在局部富集、沉降, 造成冶炼厂周围环境污染更加严重, 引起树木枯死, 农作物欠收, 对人体健康也有很大危害。

冶炼厂的冶炼矿石主要是辉锡矿 ( $Sb_2S_3$ )、辉锡铁矿 ( $FeSb_2S_4$ )、斜硫锡铅矿 ( $Pb_5Sb_8S_{17}$ ) 等, 主要产品为锡铜合金、铅锡合金、铅锡有价金属、锡白焦锡酸钠。

## 2 样品采集与试验方法

2010 年 5 月在广西省河池铅锡冶炼区以及周边按照距离冶炼厂的远近分两个区域采集了表层土壤 (0 ~ 10 cm) 样品 21 个, 样点 1 ~ 12 为区域 I, 紧邻冶炼厂; 样点 13 ~ 21 为区域 II, 沿公路及穿城而过的龙江河分布, 与冶炼厂有一段距离。并且在冶炼厂的西南方向约 8400 m 处采集 3 个表层土壤样作为背景点, 此处样点远离冶炼厂及城区。土壤类型均为淋溶棕色石灰土。各采样点的位置见图 1。

表层土壤样品采用四分法则, 每个样品用不锈钢铲从  $1\text{ m} \times 1\text{ m}$  的正方形 4 个顶点和中心处共 5 处各采集 50 g 表层土壤 (0 ~ 15 cm), 混合均匀一起装入聚乙烯样品袋中, 作为代表该采样点

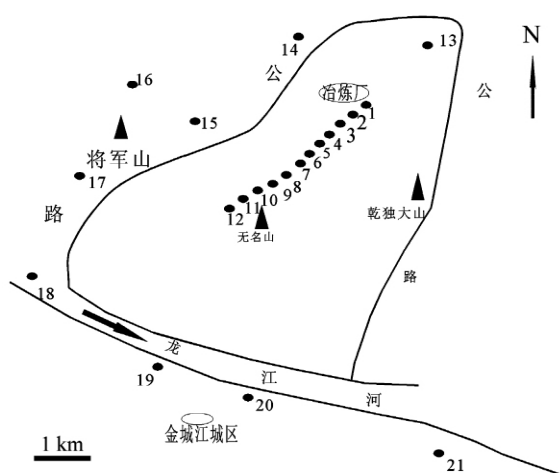


图 1 研究区采样位置示意图

Fig. 1. Sampling locations in the study area.

的混合样品。样品采集带回实验室后, 经自然风干后除去土壤中碎石及植物根系, 用玛瑙研钵研磨至  $\leq 100$  目 (粒径 0.15) 备用。

消解办法: ①准确称取 10 mg 样品于聚四氟乙烯闷罐内, 加入 1 mL  $HNO_3$  和 0.5 mL HF 溶液。盖上盖子后将聚四氟乙烯闷罐放置于配套钢管中密封; ②将钢罐放入恒温箱中加热 ( $170\text{ }^{\circ}\text{C}$  内部压力约为 790 kPa) 消解 12 h 或过夜; ③将钢罐从烘箱中取出, 冷却至室温, 将聚四氟乙烯闷罐从钢罐中取出, 并将聚四氟乙烯闷罐盖去除, 放置于电热板上加热 ( $80\text{ }^{\circ}\text{C} \sim 90\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) 蒸至近干; ④然后再加入 1 mL  $HNO_3$  再次加热, 蒸干。将消解液转移至 100 mL 容量瓶中, 并用超纯水定容至 100 mL。取 10 mL 样品, 用等离子体质谱仪 ICP-MS (Platform ICP, 英国 Micromass 公司) 测定有害含量含量。

按照固液比 1: 10, 将 1 g 固体样品加上 10 mL 去离子水, 充分混匀后水平振荡 (频率:  $300\text{ min}^{-1}$ ) 1.5 h, 立即将便携式 Hanna pH 计电极插入土水混浊溶液中, 测定土壤的 pH 值。

样品处理过程所用  $HNO_3$  和 HF 均已经过亚沸蒸馏净化, 所用水为用美国 Milli-Q 系统生产的去离子水。通过测定消解空白和参考标准样 (国家标准物质中心, 土壤 GBW-07404) 对土壤样品的测定进行质量控制。该参考标准样的参考值:  $w(\text{Sb})$  为  $(6.3 \pm 1.1)\text{ mg/kg}$ ,  $w(\text{As})$  为  $(58 \pm 6)\text{ mg/kg}$ ,  $w(\text{Pb})$  为  $(58 \pm 5)\text{ mg/kg}$ ,  $w(\text{Cu})$  为  $(40 \pm 3)\text{ mg/kg}$ ,  $w(\text{Zn})$  为  $(210 \pm 13)\text{ mg/kg}$  测定值:  $w(\text{Sb})$  为  $(6.0 \pm 0.7)\text{ mg/kg}$ ,  $w(\text{As})$  为  $(56 \pm 3)\text{ mg/kg}$ ,  $w(\text{Pb})$  为  $(55 \pm 1)\text{ mg/kg}$ ,  $w(\text{Cu})$  为  $(42 \pm 2)\text{ mg/kg}$ ,  $w(\text{Zn})$  为  $(212 \pm 4)\text{ mg/kg}$ 。回收率分别为 96.8%, 96.6%, 94.8%, 100.5% 和 101.0%。误差范围分别为 3.4%, 4.8%, 3.8%, 2.7% 和 4.6%。土壤样品的分析结果均以干质量计。

## 3 结果与讨论

### 3.1 有害元素在水平空间的分布规律和环境效应

表 1 列出了冶炼厂周围 2 个区域以及对照区表层土壤中 8 种重金属的含量数据。区域 I 表层土壤中重金属的含量除 Sr 外都要明显高于区域 II 表层土壤中重金属的含量, 而且随样点不同有所变化。Sb 在区域 I 的含量范围为 195 ~ 2034 mg/kg, 达到背景值的 4.8 ~ 33.3 倍。Flynn 等<sup>[12]</sup>

研究的英国某冶炼区土壤中 Sb 的含量范围为 11.9 ~ 709.80 mg/kg, Ainsworth 等<sup>[13]</sup> 在英格兰东北部一个冶炼厂附近土壤中发现 Sb 含量为 1489.2 ~ 5045.6 mg/kg, 与之可比。区域 II 土壤中 Sb 的含量范围为 10 ~ 105 mg/kg, 虽然明显要低于区域 I 土壤中的含量, 但是明显高于中国土壤中 Sb 的背景值 0.4 ~ 2.9 mg/kg<sup>[14]</sup>。也远远超过世界卫生组织 (WHO) 推荐的土壤中锑的最大允许浓度 3.5 mg/kg<sup>[15]</sup>。研究区域土壤中 Sb 主要来源于冶炼厂排放的烟气, 土壤环境中锑及其化合物, 会对动植物体产生毒害效应, 并通过食物链等途径进入人体, 对当地居民健康产生危害。

As 在区域 I 的含量范围分别为 30 ~ 472 mg/kg, 达到背景值的 1.0 ~ 12.1 倍。Wilson 等<sup>[16]</sup> 研究的新西兰 Sb 冶炼区土壤中 As 的含量高达 2220.0 mg/kg, 与之可比。区域 II 土壤中 As 的含量范围为 12 ~ 60 mg/kg, 明显要高于世界范围 As 在未受污染的土壤中含 1 ~ 40 mg/kg 以及中国未受污染土壤中含 11.2 mg/kg 的标准<sup>[17]</sup>。土壤中 As 的含量都超过了土壤环境质量的三级标准<sup>[12]</sup>, 砷对作物和人体的毒害作用十分明显<sup>[18, 19]</sup>。

Cd 在区域 I 的含量为 9 ~ 80 mg/kg, 均值为 32.9 mg/kg, 与背景值基本相当。Jung 等研究的韩国 Pb/Zn 矿区域表层土壤的 Cd 含量为 11.8 mg/kg<sup>[20]</sup>。区域 II 的 Cd 含量较低, 范围分别为 0.5 ~ 4.8 mg/kg。土壤 Cd 的含量大多超过了土壤环境质量的三级标准<sup>[16]</sup>。

Cu 在区域 I 的含量范围分别为 19 ~ 130 mg/kg, 达到背景值的 1.3 ~ 3.3 倍。达到土壤环境质量的三级标准<sup>[16]</sup>。在区域 II 的含量范围分别为 0.3 ~ 37 mg/kg, 达到土壤环境质量的二级标准<sup>[16]</sup>。与 Jung 等人研究的韩国 Pb/Zn 矿区域表层土壤的 Cu 含量为 1400.0 mg/kg 要低许多<sup>[17]</sup>。

Pb 在区域 I 的含量范围分别为 259 ~ 2261 mg/kg, 达到背景值的 3.4 ~ 29.7 倍。较 Rodriguez 研究的 Pb/Zn 矿区域表层土壤的 Pb 含量 28453.5 mg/kg 相比要低<sup>[21]</sup>。区域 II 的含量范围为 21 ~ 289 mg/kg, 土壤中 Pb 的含量都超过了土壤环境质量的三级标准<sup>[16]</sup>。

Zn 在区域 I 的含量范围为 357 ~ 1033 mg/kg, 达到背景值的 1.4 ~ 3.9 倍。超过了土壤环境质量的三级标准<sup>[16]</sup>。平均值为 668.2 mg/kg, 与何孟常等人研究的湖南 Sb 矿区表层土壤中 Zn 含

表 1 研究区 2 个区域与背景区土壤重金属含量

Table 1. Contents of heavy metals in two areas and background soils (mg/kg)

样品	pH	Sr	Cd	Pb	As	Cu	Sb	Ni	Zn	
区域 I	1	7.9	24	80	2261	441	130	2034	365	365
	2	6.8	25	28	890	157	64	814	378	378
	3	8.0	42	39	851	424	79	698	410	410
	4	7.3	38	28	822	472	87	780	422	422
	5	7.6	21	29	660	448	87	555	398	398
	6	6.3	50	57	673	115	97	529	357	357
	7	7.7	29	26	259	61	90	195	1033	1033
	8	8.1	29	14	495	40	53	364	923	923
	9	7.9	28	16	480	38	64	340	863	387
	10	6.8	46	18	469	36	52	326	384	343
	11	7.2	28	15	436	33	48	301	346	368
区域 II	12	8.1	59	9	426	30	19	290	359	349
	13	8.2	60	5	289	60	37	105	40	294
	14	6.8	12	1	49	12	5	14	21	45
	15	7.9	20	1	66	20	15	33	16	57
	16	8.0	38	5	229	38	12	91	25	140
	17	5.9	18	2	59	18	9	29	18	87
	18	7.9	19	2	77	19	28	31	51	126
	19	6.3	7	0.6	28	24	8	21	21	54
	20	7.4	5	0.5	21	13	0.3	10	3	18
	21	6.0	9	1	53	27	13	25.6	121	91
背景区	7.0	28	2	76	39	10	21	68	26	

量为 741.9 mg/kg 的结果较为一致<sup>[22]</sup>。要低于 Jung 等人研究的韩国 Pb/Zn 矿区域表层土壤的 Zn 含量范围 329.9 ~ 25800.0 mg/kg 以及均值 8300.0 mg/kg<sup>[20]</sup>, 区域 II 的表层土壤 Zn 含量要低于区域 I 中的含量, 范围为 18.2 ~ 294.6 mg/kg, 达到了土壤环境质量的二级标准<sup>[12]</sup>, 均值为 86.0 mg/kg。含量接近于世界土壤平均 Zn 含量 90.0 mg/kg<sup>[23]</sup>。

综上, 只有 Sr 在 2 个区域中的含量没有明显的区别, 原因可能是由于该地区是碳酸盐岩地区, 土壤中 Sr 含量通常较高, 有学者对西南碳酸盐岩地区 21 个地层土壤含量测定表明: Sr 的含量范围为 1.37 ~ 120 mg/kg, 中值为 51.7 mg/kg<sup>[24]</sup>。说明 Sr 有自己的来源, 与冶炼厂的污染物排放没有明显的关系。除 Sr 外区域 I 表层土壤中重金属的含量都要明显高于区域 II 表层土壤中重金属的含量。冶炼区周边的污染类型主要为 Sb、Pb、Ni、As、Zn、Cu 的复合污染, 且在土壤中的含量呈现  $Pb > Sb > Ni > As > Zn > Cu$  的态势。土壤中 Sb、Pb、Ni、As 的含量都超过了土壤环境质量的三级标准<sup>[16]</sup>, 即远远超过了该标准所规定的保障农林业生产和植物正常生长的土壤临界值, 对该区土壤的生态环境构成了潜在威胁, Zn、Cu 的污染较轻, 达到土壤环境质量的二级标准<sup>[16]</sup>。

### 3.2 冶炼厂排放重金属元素随距离的衰减特征

冶炼厂排放的烟尘携带大量的有害元素, 随着烟尘的扩散沉降, 这些有害元素在冶炼厂周围形成积累。烟尘中有害元素的扩散、沉降与该元素在烟尘中的分布、元素的基本性质有关<sup>[23]</sup>。根据冶炼厂周围不同距离表层土壤中有害元素的含量, 可以分析该元素随烟尘扩散沉降的规律。

选取厂界边及距离冶炼厂 200 ~ 2400 m 的范围, 每隔 200 m 取一个样, 共计 12 个样点土壤, 12 个样点在图 1 中用 1 ~ 12 号标识, 1 代表厂界边, 2 代表距离厂边界 200 m 的样点, 依此类推, 12 代表距离厂边界 2400 m 的样点。每个位置选取土壤利用类型为荒地的土壤代表此样点, 以去除冶炼废水和施肥的影响。样点土壤类型均为淋溶棕色石灰土。这些样点土壤中 As、Sb、Cd 和 Pb 的来源均为冶炼厂的废气排放, As、Sb、Cd 和 Pb 衰减特征见图 2。

随着与冶炼厂距离的增加, 土壤中 Sb、Cd、As 和 Pb 的含量总体呈现递减的趋势。从图 2 可以

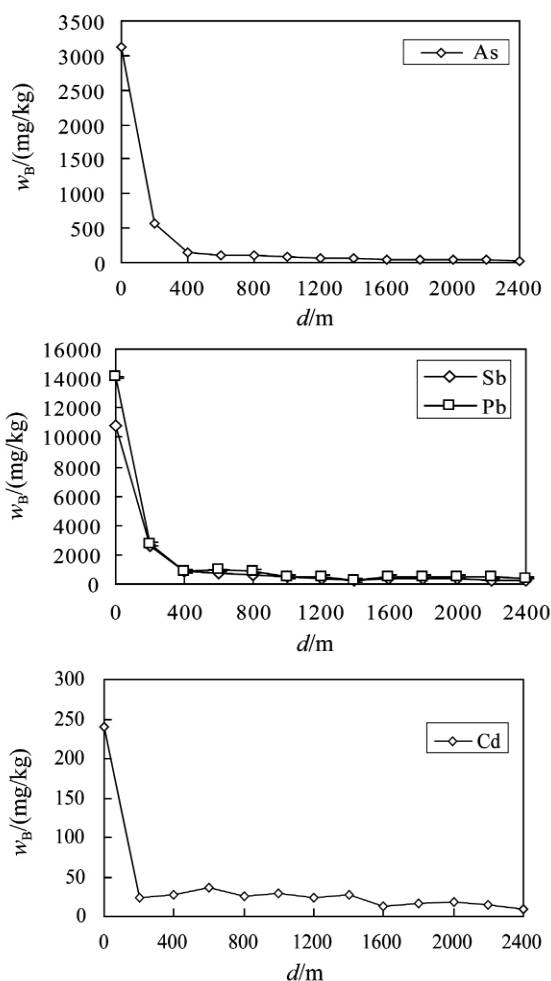


图2 距离冶炼厂不同距离  $w(Sb)$ 、 $w(As)$ 、 $w(Cd)$  和  $w(Pb)$  的衰减趋势

Fig. 2. Attenuation trend of Sb, As and Pb at different distances from the smelter.

看出 Sb、As 和 Pb 在 0 ~ 400 m 范围急剧衰减, 400 m 范围内 Sb、As 和 Pb 分别衰减了 92.5%、95%、93.7%。在 400 ~ 2400 m 范围呈缓慢衰减, 在 400 ~ 2400 m 的 2000 m 区间 Sb、As 和 Pb 分别衰减了 64.4%、80.9%、52.1%。Cd 在 200 m 范围内衰减了 88.7% 在 200 ~ 2400 m 范围没有显著变化。可见, 这几种重金属的扩散衰减呈明显的两阶段特征。第一阶段, 在近距离(400 m)内, 重金属大部分发生沉降, 土壤中的含量衰减了 90% 以上。第二阶段, 重金属在外围较长距离(400 ~ 2400 m) 沉降缓慢, 土壤中的含量几乎没有衰减。重金属在烟尘中的扩散与重金属的赋存特点有关。烟尘中的重金属通常以颗粒态存在, 赋存于颗粒的矿物结构中或者吸附在颗粒表面<sup>[24-27]</sup>。而颗粒的扩散沉降决定着重金属的扩散沉降。一

般来说,重颗粒、大颗粒容易沉降,而轻颗粒、细颗粒能长距离扩散。本研究中,重金属可能主要赋存在残存矿石颗粒中,从冶炼烟囱排出后容易沉降,因而在近距离(400 m)内大部分衰减了。另有细小颗粒所携带的重金属含量要少得多,但扩散能力强,故而在较长范围(400~2400 m)土壤中的重金属衰减很慢。

从图中还可以看出:As的衰减要快于Sb和Pb,可能是由于As主要赋存于偏重的颗粒中,而Sb和Pb主要赋存于偏轻的颗粒中。比如,As易与Fe矿物结合,As易与Fe的氧化物如 $\text{Fe}_2\text{O}_3$ 形成 $\text{FeAsO}_4$ 的化合物<sup>[19]</sup>,而Fe矿物的颗粒通常具有较大的比重。

Sb和Pb的衰减趋势高度相似(相关系数 $R^2=0.9971$ )。人类活动释放的重金属通过大气等介质的长距离传输,导致了全球环境的污染和损害,因而一直是环境科学研究的热点。来自偏远地区湖沼沉积和极地冰芯记录结果表明:近几十年来大气Sb污染的时间和强度与Pb基本相似,说明Sb和Pb都是可以长距离运输的全球污染物<sup>[28-30]</sup>。Sb和Pb可以随大气迁移至远离污染源的地区,并随雨、雪、尘埃等降落至土壤,形成跨区

域远程污染。Krachler等<sup>[29]</sup>通过对北极圈冰、雪中Sb含量的研究发现,过去的三十年内,北极圈大气中的Sb的含量增加了50%,证实了跨区域Sb污染,甚至全球性Sb污染的可能性。Nriagu<sup>[31]</sup>研究报道人为活动每年向大气释放 $3.5 \times 10^3$  t,而冶炼的贡献量 $1.4 \times 10^3$  t。Sb和Pb的衰减趋势高度相似,可推论冶炼烟尘中Sb对全球Sb循环具有主要意义。这对于Pb-Sb的全球迁移具有相关的意义。

## 4 结 论

冶炼区表层土壤受到较高含量的Sb、Pb、Zn污染,As、Cd和Cu也有一定程度的污染。冶炼区表层土壤中的重金属元素的含量与距离冶炼厂远近关系密切,由于重金属元素在烟尘中的赋存特征不同,使得Sb、As和Pb在0~400 m范围急剧衰减,在400~2400 m范围缓慢衰减;重金属元素在400 m范围内衰减强烈(衰减幅度达90%),在400 m外衰减缓慢,使得重金属的影响范围可达很远的距离。冶炼厂释放的烟尘是大气重金属的一个主要源,该冶炼厂释放烟尘中Sb和Pb的衰减趋势高度相似对于Pb-Sb的全球迁移具有相关的意义。

## 参 考 文 献:

- [1] 杜平. 铅锌冶炼厂周边土壤中重金属污染的空间分布及其形态研究[D]. 北京: 中国环境科学研究院, 2007.
- [2] Liao G L, Liao D X, Li Q M. Heavy metals contamination characteristics in soil of different mining activity zones [J]. *Transactions of Non-ferr Metal Society of China*, 2008, 18(1): 207-211.
- [3] 李玲, 张国平, 刘虹, 等. 广西大厂多金属矿区河流中Sb和As的迁移及环境影响[J]. *环境科学研究*, 2009, 22(6): 682-687.
- [4] Li X D, Thornton I. Multi-element contamination in soil and plant in the old mining area, UK [J]. *Applied Geochemistry*, 1993, 4(2): 51-56.
- [5] Li X D, Thornton I. Chemical partitioning of trace and major elements in soils contaminated by mining and smelting activities [J]. *Applied Geochemistry*, 2001, 16: 1693-1706.
- [6] Nriagu J O, Pacyna J M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals [J]. *Nature*, 1988, 333(6169): 134-139.
- [7] Ainsworth N, Cooke J A, Johnson M S. Distribution of antimony in contaminated glass: 1. Vegetation and soils [J]. *Environmental Pollution*, 1990, 65(1): 65-77.
- [8] Boularbah A, Schwartz C, Bitton G, et al. Heavy metal contamination from mining sites in South Morocco: Use of a biotest to assess metal toxicity of tailings and soils [J]. *Chemosphere*, 2006, 63(5): 802-810.
- [9] Bhogal A, Nicholson F A, Chambers B J, et al. Effects of past sewage sludge additions on heavy metal availability in light textured soils: Implications for crop yields and metal uptakes [J]. *Environmental Pollut*, 2003, 121(3): 413-423.
- [10] Gioacchino M D, Petrarca C, Perrone A, et al. Autophagy as an ultrastructural marker of heavy metal toxicity in human cord blood hematopoietic stem cells [J]. *Science of the Total Environment*, 2008, 392(1): 50-58.
- [11] 王鑫, 孙丽娜, 孙铁珩, 等. 细河流域土壤中重金属的污染现状及潜在生态风险[J]. *环境科学研究*, 2009, 22(1): 66-70.
- [12] Flynn H C, Meharg A A, Bowyer P K, et al. Antimony bioavailability in mine soils [J]. *Environmental Pollution*, 2003, 124(1): 93-100.
- [13] Ainsworth N, Cooke J A, Johnson M S. Distribution of antimony in contaminated glass: 1. Vegetation and soils [J]. *Environmental Pollution*, 1990, 65(1): 65-77.
- [14] 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): 209-210.

- [15] Chang A C , Pan G X , Page A L , Asano T. Developing human health-related chemical guidelines for reclaimed water and sewage sludge applications in agriculture. In: *Division of Environmental Health* [C]. World Health Organization , 2002: 1-94.
- [16] Wilson N J , Craw D , Hunter K. Antimony distribution and environmental mobility at an historic antimony smelter site , New Zealand [J]. *Environmental Pollution* , 2004 , 129: 257-266.
- [17] 国家环境检测总站. 中国土壤环境背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 135-170.
- [18] 许嘉琳 杨居荣 荆红卫 等. 砷污染土壤的作物效应其影响因素[J]. *土壤*, 1993 , 26( 6) : 50-58.
- [19] Alam M G M , Tokunaga S , Maekawa T. Extraction of arsenic in a synthetic arsenic-contaminated soil using phosphate [J]. *Chemosphere* , 2001 , 43( 8) : 1035-1041.
- [20] Jung M C , Thornton I. Heavy metal contamination of soils and plants in the vicinity of a lead-zinc mine , Korea [J]. *Applied Geochemistry* , 1996 , 11( 1-2) : 53-59.
- [21] Rodriguez L , Ruiz E , Azcarate J , et al. Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb-Zn mine in Spain [J]. *Journal of Environmental Management* , 2009 , 90( 2) : 1106-1116.
- [22] 何孟常 季海冰 赵承易 等. 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.
- [23] Dilek G T , Barry J M. Heavy metal contamination in highway soils. Comparison of corpus christi , texas and cincinnati. Ohio shows organic matter is key to mobility [J]. *Clean Technologies and Environmental Policy* , 2003 , 4( 4) : 235-245.
- [24] 李先琨 苏宗明. 桂西南不同地层土壤的元素地球化学特征[J]. *广西科学* , 2001 , 8( 4) : 301-307.
- [25] Gladney E S , Gordon G E , Zoller W H. Coal combustion: Source of toxic elements in urban air [J]. *Journal of Environmental Science and Health , Part A* , 1978 , 13( 7) : 481-491.
- [26] Coles D G , Ragaini R C , Ondov J M , et al. Chemical studies of stack fly ash from a coal-fired power plant [J]. *Environmental Science and Technology* , 1979 , 13( 4) : 455-459.
- [27] Kowalczyk G S , Choquette C E , Gordon G E. Chemical element balances and identification of air pollution sources in Washington D C [J]. *Atmospheric Environment* , 1978 , 12( 5) : 1143-1153.
- [28] Cloy J M , Farmer J G , Graham M C , et al. A comparison of antimony and lead profiles over the past 2500 years in Flanders Moss ombrotrophic peat bog , Scotland [J]. *Journal of Environmental Monitoring* , 2005 , 7: 1137-1147.
- [29] Krachler M , Zheng J , Koerner R , et al. Increasing atmospheric antimony contamination in the northern hemisphere: Snow and ice evidence from Devon Island , Arctic Canada [J]. *Journal of Environmental Monitoring* , 2005 , ( 77) : 1169-1176.
- [30] Shotyk W , Chen B , Krachler M , et al. Oceanic and anthropogenic sources of atmospheric Sb to a maritime blanket bog , Myrarmar , Faroe Islands [J]. *Journal of Environmental Monitoring* , 2005 , ( 7) : 1148-1154.
- [31] Nriagu J O. Human influence on the global cycling of trace metals [J]. *Global and Planetary Change* , 1990 , 2( 1-2) : 113-120.

## The Characteristics of Heavy Metals in Soil Around the Hechi Antimony-Lead Smelter , Guangxi , China

XIANG Meng<sup>1,2</sup> , ZHANG Guo-ping<sup>1,2</sup> , LI Ling<sup>1</sup> , WEI Xiao-fei<sup>1,2</sup> , CAI Yong-bin<sup>1,2</sup>

( 1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry , Institute of Geochemistry , Chinese Academy of Sciences , Guiyang 550002 , China; 2. Graduate School , Chinese Academy of Sciences , Beijing 100049 , China)

**Abstract:** The characteristics of heavy metal contamination of the soil around a Sb-Pb smelter were investigated , so as to understand the contamination level and the spatial distribution of toxic metals that originate from the smelter. The soil shows a high level of Sb , Zn and Pb contamination , as well as the contamination of As , Cd and Cu. Contents of Sb , Zn and Pb in soil are in the range of 195 ~ 2034 mg/kg , 365 ~ 1033 mg/kg and 259 ~ 2261 mg/kg , which are 4.8 ~ 33.3 times , 3.4 ~ 29.7 times and 1.4 ~ 3.9 times higher than background values , respectively. Contents of heavy metals are highly related to the distance between the sample location and the smelter. The heavy metal content in soil attenuates very rapidly with increasing distance from the chimney in a close distance from the chimney and attenuates much mildly with increasing distance from the chimney at a far distance. Within a distance of 400 m , Sb , As and Pb contents decrease 92.5% , 95% and 93.7% , whereas between 400 ~ 2400 m , Sb , As and Pb contents only decrease 64.4% , 80.9% and 52.1% with increasing distance from the chimney , respectively. Similarly , Cd content in soil shows a rapid attenuation of 88.7% within 200 m and subtle attenuation over a distance of 200 ~ 2400 m with increasing distance from the chimney. Sb and Pb show a highly similar attenuation trend , favoring the opinion that Pb and Sb usually present a similar behavior during their global migration.

**Key words:** antimony; arsenic; soil; Guangxi; smelter