粤西黄铁矿区铊-铅污染土壤的环境质量研究

李祥平¹,齐剑英²,王春霖¹,刘 娟¹,王 津¹,杨春霞¹,陈永亨³

(1.中国科学院广州地球化学研究所,广东广州 510640;2.国家环境保护部华南环境科学研究所,广东广州 510655;3.广州大学环境工程学院,广东广州 510006)

摘 要:以云浮硫铁矿开采场和尾渣堆放区为研究对象,采用 HNO₃-H₂O₂-HClO₄-HF 混酸-微波消解处理土壤样品,运用电感耦合 等离子体质谱(ICP-MS)测定土壤样品中重金属的含量,研究了开采场附近土壤表层、尾渣堆放区土壤剖面的铊、铅、镍、铜、锌、镉 等毒害重金属的含量。结果表明,云浮硫铁矿开采活动给矿区土壤环境带来了严重的危害。与中国土壤环境背景值相比,土壤中重 金属含量最高可为背景值的 35 倍。运用 Muller 地积指数对土壤重金属污染现状进行了系统的环境风险评估,证实目前云浮矿区土 壤中存在不同程度的铊、铅、铜、锌、镉等毒害重金属污染,其中,铊、铅的污染最为严重,镉、锌等达到中度污染至强污染,且污染已 经渗透至土壤深层,特别是毒害性极强的重金属铊,生态环境受到严重危害。

关键词 铊 铅 土壤 环境质量 澚西

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2009)03-0496-06

Environmental Quality of Soil Polluted by Thallium and Lead in Pyrite Deposit Area of Western Guangdong Province

LI Xiang-ping¹, QI Jian-ying², WANG Chun-lin¹, LIU Juan¹, WANG Jin¹, YANG Chun-xia¹, CHEN Yong-heng³

(1.Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China; 2.South China Institute of Environmental Sciences. MEP, Guangzhou 510655, China; 3.School of Environmental and Engineering *G*uangzhou University *G*uangzhou 510006, China) **Abstract** The environmental quality of soil polluted by heavy metals, such as thallium, lead, nickel, copper, zinc, cadmium et al, in pyrite deposit area of west Guangdong Province were studied. The soil samples were treated $HNO_3-H_2O_2-HClO_4-HF$ with microwave digestion, then the heavy metals were determined by ICP–MS. It was found mining activities in the Yunfu area had caused severe environmental changes. The concentration of heavy metals in the soil in pyrite deposit area was 35 times higher than that of the average background of soil in China respectively. Using geo–accumulation index developed by Muller, it was found that pyrite deposit area in western Guangdong province is pol-luted by five elements; The soil was seriously polluted by thallium and lead with middle or light polluted by copper, zinc, nickel, cadmium et al. And the result on the soil profiles showed that the contaminations had infiltrated into lower layer soil, in particular thallium, ecological en – vironmental was harmed severely.

Keywords thallium; lead; soil; environmental quality; west Guangdong Province

粤西大降坪硫铁矿是我国少有的特大型黄铁矿 矿床,该黄铁矿也是我国主要的富铊矿床之一,原生 环境的铊、铅异常与带内的黄铁矿床交错分布。由于 矿床开采和利用等一系列的人为的活动,铁、锰、铅、 铊从地下相对封闭的环境进入地表开放的环境并进 行重新分配,其间发生的迁移转化已成为它们在生物 圈内循环的一个重要途径。目前有关矿区的研究大多 集中在地层构造、成矿物质来源和矿床成因等地质地 球化学方面^[1-5]。20世纪90年代以来,我国学者开展 了对粤西大降坪黄铁矿矿石利用过程中的元素区域 地球化学研究并取得了一定的成果,如黄铁矿中毒害 重金属铊在冶炼过程中主要随飞灰、炉渣迁移,少量 的以气态 TIF 的形式迁移^[6];硫铁矿焙烧灰渣中铊分 布规律及环境效应^[7]等。

土壤是一种极为重要、富有生命的有限资源,不 仅提供人类生存所需的各种营养物质,而且接受来自

收稿日期 2008-06-07

基金项目 国家自然科学基金委员会-广东省人民政府联合基金项目 (U0633001)

作者简介 :李祥平(1979—),女,博士,主要研究方向为环境地球化学 与成矿动力学。E-mail:Lxping1@sina.com

通讯联系人 陈永亨 E-mail qjyyjq78@163.com chenyheng@eyou.com

工业和生活废水、固体废弃物、农药化肥及大气降尘 等物质的污染。土壤中重金属污染具有持久性、毒性、 滞后性、隐蔽性、长期性以及生物富集作用的特点,对 生物和人类健康均会造成严重的持续的危害,防治土 壤污染已成为当代最重要的环境问题之一。土壤质量 的保护也是社会经济持续发展和人类生存所面临的 一项重要任务。本文以云浮典型矿区为研究对象,研 究矿区土壤中铅、铊、镉、铜、锌等重金属的环境质量 状况,为开展矿区特殊生态环境类型污染元素的暴露 途径、人为生产活动对健康风险的影响和矿区环境治 理提供参考。

1 研究区概况

粤西大降坪硫铁矿是我国少有的特大型黄铁矿 矿床,其矿石储量和质量居于全国之冠,是世界第二 大硫铁矿,储量达 2.1×10⁴ 万 t,为大型露天开采化学 矿山。该矿床为热水沉积成因^[1-2,5],成矿环境为碱性、 还原的环境,该矿床主要矿石矿物为黄铁矿,含有少 量的磁铁矿、方铅矿、闪锌矿等。粤西大降坪硫铁矿地 处广东云浮市,位于吴川四会深大断裂带中段的西北 侧,云浮大绀山背斜的北东倾伏端,属亚热带潮湿多 雨气候区,雨量充沛,年均降雨量在 1 600 mm 以上, 且降雨多集中于春季和夏季,年均气温为 21.5 ℃,这 种高温多雨的气候有利于露天硫铁矿中重金属的淋 滤释放作用的进行。矿区地势山峻坡陡,沟谷发育,矿 区位于中山区与低山区接壤部位,属分水岭斜坡矿 床。研究区土壤类型为亚热带强风化红壤,母岩为花 岗岩,表层岩石风化严重。

- 2 样品的采集与实验
- 2.1 土壤样品的采集

以矿山开采场为中心 在矿山下风口方向每隔 200 m 采样一次 共采集了 5 个典型性土壤样品(见图 1)。

另外在尾渣堆渣场周围在水平和垂直方向上共



图 1 为矿山下风口土壤采样示意图 Figure 1 The sample sketch map of soil

采集了3个典型土壤剖面 采样位置见图2所示。所 有的样品都用不锈钢铲采集,然后在聚乙烯袋中存 放。土壤样品去除砾石和植物残体后室内自然风干, 四分法混匀后取约100g用玛瑙研钵研磨后过2mm 筛,储于干燥处备用。



图 2 土壤剖面采样示意图 Figure 2 The sample sketch map of soil profile

2.2 土壤样品的前处理

土壤重金属元素消解测定预处理:称取 0.500 g 土壤样品置于消化罐中,加入少许纯水润湿,加入 10 mL HNO₃,加盖,预消解 14 h,再加入 HNO₃-H₂O₂-HClO₄-HF,于微波快速消解系统中消解 25 min。消解 完全后,低温蒸至近干赶酸,水冷至室温,转移消解液 至 50 mL 容量瓶中,用 HNO₃(φ =2%)洗涤溶样杯 3~4 次,合并洗涤液,定容摇匀,备用。以 10 μ g·L⁻¹的 In 溶液作为内标液(中国国家标准物质研究中心),同时 做试剂空白实验。

土壤样品 pH 的测定:称取过 2 mm 筛的样品 5 g 于 10 mL 烧杯中 加入 0.05 mol·L⁻¹ 的 CaCl₂ 溶液 50 mL, 充分混合提取 5 min,然后放置 10 min,取上清液用 pHS-3C 型酸度计测定各个溶液的 pH 值。

2.3 仪器分析

重金属元素测定采用 ELAN 6100 DRCII ICP-MS (美国 PerkinElmer 公司), (仪器条件为:高频入射功率 1 200 W,雾化气流速 0.96 L·min⁻¹;冷却气流速 15 L·min⁻¹;辅助气流速 1.5 L·min⁻¹;自动聚焦离子透镜: 透镜电压 8.5 V;测量方式为跳峰;峰停留时间 100 ms;双模检测器。仪器参数的选择、线性范围以及检 测限见文献[8]。 pH 值测定采用电极法测定(上海雷磁 pHS-3C 酸度计)。

2.4 土壤重金属污染评价方法

Muller 地积指数(Geo-accumulation Index,缩写 为 *I*go)被广泛应用于土壤、沉积物中重金属污染的定 量等级评价^[9]。为了更详细了解硫铁矿及尾渣对矿区 居民、生态环境可能的影响及影响的严重程度,本研 究引用 Muller 地积指数评估土壤中重金属的污染程 度,其计算公式如下:

 $I_{\text{geo}} = \log_2[C_i / (k B_i)]$

式中 C_i 为元素实测含量 B_i 为该元素的背景含量 本 研究选用土壤环境质量标准自然背景值(GB15618— 1995)¹⁰⁰,由于土壤质量标准中尚无铊的质量标准 本 文中铊土壤背景值暂选择中国土壤平均铊的含量 (0.58 mg·kg⁻¹)¹¹¹作为土壤中铊的背景值;系数 k 表示 岩石成因效应 通常取值为 1.5。表 1 为地积指数的等 级划分¹¹²。

表 1 土壤中微量元素的 Muller 地积指数分级体系

```
Table \ 1 \ The grades of Muller geo-accumulation index of trace element
```

地积指数 (I _{seo})	分级	污染程度	地积指数 (I _{geo})	分级	污染程度
>5	6	极重污染	4~5	5	重污染极重污染
3~4	4	重污染	2~3	3	中度污染−重污染
1~2	2	中度污染	0~1	1	轻度污染
< 0	0	无污染			

3 结果与分析

3.1 矿区开采场表层土壤中铅、铊、镉、镍、铜等重金 属的含量

将土壤样品微波消解后,经 ICP-MS 测定,矿区 开采场土壤与尾渣堆放区剖面土壤样品中铊、铅、铜、 镍、镉、锌结果列于表 2。由表 2 可知,在硫铁矿开采

表 2 矿区开采场地区表层土壤中毒害重金属离子

含量以及 pH 值(mg·kg⁻¹)

Table 2 Heavy metal concentrations and pH in soil of mining area surface(mg·kg⁻¹)

元素	Tl	Pb	Cu	Cd	Zn	Ni	рН
土壤①	15	656	32	1.9	368	26	3.30
土壤②	16	563	49	1.7	847	24	3.87
土壤③	20	640	56	1.9	463	25	3.16
土壤④	4	187	53	1.3	100	28	5.13
土壤⑤	2	89	57	0.2	79	14	5.78
一级土壤标准	-	90	35	0.2	100	40	-

区周边的土壤重金属铊、铅、镉、锌、铜、镍均远高于全 国土壤背景值。土壤中的铁、锰、锌、铅、铊均是与人体 健康密切相关的重金属元素,特别是铊、铅,在土壤中 危害则更为严重。土壤中的重金属元素含量状况直接 影响土壤上生长的农作物中铊、铅、铁、锰的含量,从 而进入到食物链中,通过食物链传递,最终会影响到 人体的健康。

在硫铁矿矿区的土壤样品中,靠开采场近的 pH 值低、其重金属的含量又是比较高的 .土壤的 pH 值 与土壤中重金属的含量密切相关 是某种程度上的负 相关性。开采场附近土壤pH值较低、重金属的含量 较高其原因主要是:采矿灰尘随风飘落到矿区开采场 的土壤表面 这些外源性金属可能发生了氧化作用进 入土壤[14] 同时也增强了土壤的酸性。另外自然条件 下矿区雨水对外源性硫铁矿的淋滤也影响到了矿区 开采场附近土壤中的重金属的迁移转化以及土壤的 酸度。同时粤西也是酸雨的重灾区(2007年广东省酸 雨平均酸度为 pH4.89 酸雨均频率为 44.7%)[13] ,是影 响矿区土壤的酸碱度因素之一。随着采样点远离矿区 开采场 土壤中重金属的含量也在急剧的减少 表明 风力对重金属污染的贡献随距离的增加而减少。与 GB 15618—1995 土壤环境质量标准中的一级标准 (又称为自然背景)相比 矿山开采区土壤中所研究的 重金属含量都已经超过自然背景值。参照二级标准, 结合相应土壤的 pH 值,所采集的土壤样品中 A、B、 C3个点中铅、铊、铜、锌、锰均超标 其中铊的含量远 超背景值。表明在研究区范围内,开矿点下风口近 600 m 范围内, 地表层土壤已经存在重金属的污染, 特别是铊的污染已经相当严重。

3.2 尾渣堆放区土壤剖面中重金属的含量

采矿尾渣在堆放过程中,受到酸雨淋洗的作用, 重金属不可避免地被释放出来。这些重金属首先将被 释放到尾渣周边的土壤中^[15]。故研究了尾渣堆积场附 近的土壤中重金属的含量以及重金属的迁移转化特 性。ICP-MS 测定结果列于表 3^[14]。

图 3 为尾渣堆积区土壤剖面重金属含量随深度 的变化,土壤剖面中重金属的含量反映不同时间段重 金属的迁移含量水平变化。由图 3 可见,土壤中重金 属铊及其他重金属含量由深到浅的变化。剖面 A 上 半部分土壤显弱碱性,在碱性土壤中铊向土壤深部可 达 15 cm,而其他重金属仅达 4 cm。相对于其他重金 属铊污染物具有较强的向土壤深部运移的能力,这与 铊化合物易溶于水有关,而其他重金属迅速形成碳酸 表3 尾渣堆积区剖面土壤中重金属离子的含量

Table 5 Concentration of neavy metals in profile soll									
		Tl	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb		
Sample	Depth/cm	含量/	含量/	含量/	含量/	含量/	含量/		
		mg∙kg ⁻¹							
剖面 A									
A1	0~2.0	7.31	28.36	52.42	164.8	1.71	128.7		
A2	2.0~4.0	6.21	26.52	50.63	92.68	0.92	52.61		
A3	4.0~6.0	4.87	24.07	47.40	71.84	0.86	29.30		
A4	8.5~10.5	3.23	23.46	42.96	59.42	0.32	23.06		
A5	14.5~16.5	2.13	22.55	54.64	48.99	0.44	24.45		
A6	28.0~30.5	1.60	19.18	37.02	61.21	0.44	29.90		
A7	42.0~44.0	1.92	23.37	79.81	61.87	0.70	43.19		
A8	57.0~59.0	1.74	12.19	46.67	167.4	0.18	20.02		
A9	74.0~76.0	1.68	29.40	47.65	54.96	0.12	20.19		
剖面 B									
B1	0~1.0	15.36	20.96	49.8	113.9	0.99	591.2		
B2	2.0~3.0	11.53	15.98	26.9	50.9	0.68	319.4		
В3	4.0~5.0	7.77	34.25	76.2	128.1	0.63	148.9		
B4	9.0~10.5	5.00	36.08	127.7	251.8	1.32	58.85		
В5	14.5~16.0	2.72	49.20	118.0	338.0	1.99	49.45		
B6	29.5~31.0	2.42	87.31	151.2	214.1	1.93	94.20		
B7	44.0~46.0	2.23	34.03	93.7	140.4	0.93	51.91		
B8	59.0~61.0	2.36	44.32	269.7	129.0	1.48	95.77		
B9	73.5~75.5	2.83	59.88	114.5	140.2	0.81	47.13		
剖面C									
C1	0~1.0	4.99	48.22	63.07	128.8	1.23	243.3		
C2	2.0~3.0	4.28	33.22	49.63	165.6	0.79	130.4		
C3	4.0~5.0	2.29	1.64	33.43	31.62	82.23	0.75		
C4	9.5~10.5	1.64	47.04	70.09	88.45	0.87	33.32		
C5	14.5~15.5	2.33	46.95	75.66	112.3	1.20	39.39		
C6	29.5~31.0	2.48	46.76	73.23	66.94	1.28	164.1		
C7	44.5~46.0	1.76	28.91	52.94	42.65	0.27	25.15		
C8	60.0~61.5	2.11	19.29	39.30	212.7	0.27	22.49		
C9	73.5~75.5	2.99	20.76	45.36	25.26	0.25	23.01		

盐和氢氧化物沉淀。铊以及其他重金属能够得以向土 壤深度迁移,其中水是不可缺少的通道。因此常规方 法例如在土壤中加入石灰固化重金属离子的方法在 治理土壤中铊污染的效果可能欠佳,锌个别点的反常 升高可能与其本身两性有关。剖面 B、C 属于酸性土 壤,铊与铅类似,主要累积在土壤表层 0~15 cm 范围 内,而其他重金属离子则向土壤深部迁移的趋势比较 明显,主要富集在 10~40 cm 范围内,说明重金属污染 已经渗透到深层部位。由此可知,在研究区酸性土壤 中相对于其他重金属离子,表层土壤对铊、铅有较强 的吸附能力,造成土壤中铊、铅污染物在表层的累积 特征。表层土壤中铊、铅的高度富集对环境的危害很大,不仅有利于植物的吸收,而且极易重新从土壤中释放到水体中,从而使得污染面积更大、治理难度也在加大,最终危害到整个区域的生态系统。而且土壤扬尘也可能促使铊、铅的污染范围迅速扩大。



李祥平等:粤西黄铁矿区铊-铅污染土壤的环境质量研究





3.3 地累积系数对土壤污染评价

由于铊、铅、镍、铜是与人体健康密切相关的重金 属元素,土壤中的铊、铅、镍、铜的含量状况将直接影 响粮食、蔬菜、瓜果等农产品中铊、铅、镍、铜的含量, 通过食物链传递,并最终影响到人体的健康。为了了 解矿区表层土壤以及尾渣堆放区土壤中重金属影响 的严重程度,采用 Muller 指数来定量考察评价矿区 表层土壤中以及尾渣堆放区铊铅镍铜镉锌的污染程 度。Muller 地积指数计算公式和污染分级说明见 2.4。 表 3 为开采场表层土壤和尾渣堆积场剖面土壤的地 积 Muller 指数和污染分级。

由表中计算的 Muller 地积指数来看, 硫铁矿矿 山开采区表层土壤以及尾渣堆放区土壤剖面中 TI、

index of trace metals							
5 1/	污染等级						
Depth/cm -	Tl	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	
剖面 A							
A 10~2.0	4	0	0	1	3	2	
A2 2.0~4.0	3	0	0	0	2	1	
A3 4.0~6.0	3	0	0	0	2	0	
A4 8.5~10.5	2	0	0	0	1	0	
A5 14.5~16.5	2	0	0	0	1	0	
A6 28.0~30.5	1	0	0	0	1	0	
A7 42.0~44.0	2	0	1	0	2	0	
A8 57.0~59.0	2	0	0	1	0	0	
A9 74.0~76.0	1	0	0	0	0	0	
剖面 B							
B1 0~1.0	5	0	0	0	2	4	
B2 2.0~3.0	4	0	0	0	2	3	
B3 4.0~5.0	4	0	1	0	2	2	
B4 9.0~10.5	3	0	2	1	3	1	
B5 14.5~16.0	2	0	2	2	3	0	
B6 29.5~31.0	2	1	2	1	3	1	
B7 44.0~46.0	2	0	1	0	2	0	
B8 59.0~61.0	2	0	3	0	3	1	
B9 73.5~75.5	2	0	2	0	2	0	
剖面 C							
C1 0~1.0	3	0	1	0	3	3	
C2 2.0~3.0	3	0	0	1	2	2	
C3 4.0~5.0	2	0	0	0	2	1	
C4 9.5~10.5	1	0	1	0	2	0	
C5 14.5~15.5	2	0	1	0	3	0	
C6 29.5~31.0	2	0	1	0	3	2	
C7 44.5~46.0	2	0	1	0	0	0	
C8 60.0~61.5	2	0	0	1	0	0	
C9 73.5~75.5	2	0	0	0	0	0	
开采场表层土壤							
土壤①	5	0	0	2	3	4	
土壤②	5	0	0	3	3	4	
土壤③	5	0	1	2	3	4	
土壤④	3	0	1	0	3	2	
土壤 ⑤	2	0	1	0	0	1	

表 4 剖面土壤中重金属的地积 Muller 指数评价和污染分级

Table 4 Classification of pollution and geo-accumulation

Pb、Zn、Cd 等存在不同程度的污染。从表 4 中可以看 出,在研究区硫铁矿开采场附近表层土壤中,重金属 的污染程度依次为 Tl>Pb>Cd>Zn,Cu 和 Ni 基本上对 表层土壤不造成污染,造成 Cu、Ni 等并未大量累积至 形成重污染,这和硫铁矿矿山矿产种类及伴生金属元 素的类型有关。对于剖面土壤来说,在剖面 A 中,重

207.

金属的污染程度依次为 Tl>Cd>Pb>Zn>Cu>Ni 在剖面 B中,重金属的污染程度依次是 Tl>Pb>Cd>Cu>Zn> Ni ,剖面 C中,Cd>Tl>Pb>Cu>Zn>Ni。从以上分析可 见,剖面位置不同,土壤中不同重金属离子的污染程 度也明显不同,在碱性环境下有利于控制其他金属的 污染,但由于铊污染物在碱性条件下也有较强的迁移 能力,故铊污染治理也明显困难了很多。

4 结语

在矿山开采口附近表层土壤以及尾渣堆积区土 壤已经形成了铊、铅、铜、镉等不同程度的污染区,其 中铊和铅是重度,向外污染程度逐渐减弱。不论是酸 性土壤还是碱性土壤中,相对于其他毒害金属,铊污 染物都具有在土壤表层高度积累,局部污染严重的特 征。相对于土壤中其他毒害重金属可以在碱性条件下 固化,铊污染物还具有较强的迁移能力。

参考文献:

[1]杨荣勇,曹建劲,康显桂,等.广东云浮硫铁矿地质特征及成因[J].中山大学学报(自然科学版),1997,36(4):79-83.

YANG Rong-yong, CAO Jian-jin, KANG Xian-gui, et al. The characteristics and genesis of yunfu pyrite deposit in Guangdong Province[J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sun Ya-Tseni*, 1997, 36(4) : 79–83.

[2] 陈多福,陈光谦,潘晶铭,等.广东云浮大降坪超大型黄铁矿矿床的 热水沉积特征[J].地球化学,1998,27(1):13–19.

CHEN Duo-fu, CHEN Guang-qian, PAN Jing-ming, et al. Characteristics of the hydrothermal sedimentation of the Dajiangping superlarge pyrite in Yunfu, Guangdong[J]. *Geochimica*, 1998, 27(1) :13–19.

[3] 曾晓东,吴延之. 广东云浮硫铁矿矿床多因复成富集机制[J]. 大地构造与成矿学, 1998, 22(3) 242-251.
 ZENG Xiao-dong, WU Yan-zhi. Polygenetic mechanism for compound

enriched Yunfu pyrite, Guangdong Province[J]. Geotectonica et Metallogenia. 1998, 22(3) 242–251.

- [4] 张宝贵,张 乾,潘家永. 粤西大降坪超大型黄铁矿矿床微量元素特 征及其成因意义[J]. 地质与勘探, 1994, 334(3) 56-71.
 ZHANG Bao-gui, ZHANG Qian, PAN Jia-yong. Trace element characteristics and their geological significance of Dajiangping pyrite deposit, western Guangdong[J]. Geology and Prospecting, 1994, 334(3) 56-71.
- [5] 张 乾, 张宝贵, 潘家永, 等. 粤西大降坪黄铁矿床热水沉积硅质岩
 特征及稀土模式[J]. 科学通报, 1992, 37(17):1588–1591.
 ZHANG Qian, ZHANG Bao-gui, PAN Jia-yong, et al. Characteristics of

the hydrothermal sedimentation and rare earths of the Dajiangping superlarge pyrite in Yunfu, western Guangdong[J]. *Chinese Science Bulletin*, 1992, 37(17) :1588–1591.

[6] 吴颖娟, 谢文彪, 陈永亨, 等. 黄铁矿利用过程中铊的迁移特征[J]. 地 球化学, 2005, 34(6), 650–656.

WU Ying-juan, XIE Wen-biao, CHEN Yong-heng, et al. Migration characteristics of thallium in utilization of pyrite[J]. *Geochimica*, 2005, 34(6) 650-656.

- [7] 谢文彪,陈永亨,陈穗玲,等. 硫铁矿焙烧灰渣中铊分布规律及环境效应研究[J]. 矿物岩石地球化学通报,2000,19(3) 205-207.
 XIE Wen-biao, CHEN Yong-heng, CHEN Sui-ling, et al. Study on thallium distribution in pyrite cinders and its environmental effect [J]. Bulletin of Mineralogy Petrology and Geochemistry, 2000, 19(3) 205-
- [8] 齐剑英,李祥平,陈永亨,等.微波消解-电感耦合等离子体质谱法 测定黄铁矿中微量毒害性重金属元素[J].冶金分析,2007,27(12): 1-6.

QI Jian-ying, LI Xiang-ping, CHEN Yong-heng, et al. Determination of heavy metal elements in pyrite by ICP-MS after microwave digestion[J]. *Metallurgical Analysis*, 2007, 27(12):1–6.

- [9] Muller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River[J]. Geochemical Journal, 1969, 2(3) ;108–118.
- [10] GB15618—1995, 土壤环境质量标准[S].GB15618—1995, Environmental quality standard for soil[S].
- [11] 肖唐付, 陈敬安, 洪 冰, 等. 铊的土壤污染及其环境影响[J]. 矿物 岩石地球化学通报, 2003, 22(2):140-143.
 XIAO Tang-fu, CHEN Jing-an, HONG Bin, et al. Thallium contamination in soils and its environmental impact[J]. Bulletin of Mineralogy Petrology and Geochemistry, 2003, 22(2):140-143.
- [12] Forstner U, Ahlf W, Calmano W, et al. Sediment criteria developmentcontributions from environmental geochemistry to water quality management[C]//Heling D, Rothe P, Forstner U. Sediments and environmental geochemistry select aspects and case histories. Berlin Springer, 1990 311–338.
- [13] 广东省环境保护局. 2007 年广东省环境质量状况公报[R]. 广州, 2008. Environment Protection Agency of Guangdong, The communique of environmental quality, 2007[R]. Guangzhou, 2008.
- [14] Jennings S R, Dolhlopf D J, Inskee W P. Acid Production from sulfide minerals using hydrogen peroxide weathering[J]. *Appl Geochem*, 2000 (15) 235–243.
- [15] 杨春霞. 含铊黄铁矿利用过程中毒害金属铊的迁移释放行为研究[D]. 广州:中国科学院广州地球化学研究所, 2004:71-93. YANG Chun-xia. The migration and release of thallium in the exploitation of pyrite containing thallium [D]. Guangzhou Guangzhou Institute of Geochemistry, CAS, 2004:71-93.