

某铜矿区土壤重金属污染状况研究

许雅玲^{1,2}, 欧阳通^{2*}, 陈江奖²

(1.华南理工大学环境科学与工程学院, 广东 广州 510640;

2.厦门大学海洋与环境科学院, 环境科学研究中心, 福建 厦门 361005)

摘要 通过对某铜矿区土壤重金属含量及化学形态分布进行分析, 探讨了采矿过程中的重金属在土壤中的积累特征。结果表明, 该矿区的Cu、Zn、Pb、Cd、Ni在土壤中的积累程度相当高。各采样点的重金属综合污染递减顺序依次为: 堆浸泥>最后沉淀池>堆浸矿>堆浸土>金矿排污口污泥>原生土壤>铜矿区下游江边土壤。堆浸矿土壤的重金属以残渣态、水溶态、有机质硫化态这三种组分为主, 而堆浸泥土壤则以Fe-Mn氧化物结合态为主。

关键词 铜矿区; 土壤; 重金属; 化学形态; 污染评价

中图分类号: X132 文献标志码: A doi: 10.3969/j.issn.1003-6504.2009.11.035 文章编号: 1003-6504(2009)11-0146-06

Heavy Metal Contamination in the Soil of a Copper Mine

XU Ya-ling^{1,2}, OUYANG Tong^{2*}, CHEN Jiang-jiang²

(1.School of Environment Science and Engineering, South China University of Technology, Guangzhou 510640, China;

2.Research Centre of Environment Science, School of Oceanography and Environmental Science, Xiamen University, Xiamen 361005, China)

Abstract: Through analysis of heavy metals content and speciation in the soil of a copper ore area, accumulated characteristics of heavy metals in soil in the process of mining were discussed. Results indicated that copper, zinc, lead, cadmium and nickel have highly accumulated in the soil, with the descending order of the composite pollution degree of heavy metals in each sampling site as stack mud, final deposition, stack mine, stack soil, gold mine trough, natural soil and downriver of mining area. Heavy metals of stack mine were mainly in residual, aqueous and organic fraction, but heavy metals of stack mud were mainly in Fe-Mn oxides fraction.

Key words: copper mine; soil; heavy metal; chemical speciation; contamination evaluation

人类从事采矿业已有数千年的历史, 开采矿藏给人类带来了巨大财富, 矿产资源的开发对于国民经济的发展具有十分重要的意义, 然而矿山的开采也引起矿区及其周围生态环境的污染^[1]。为了维护和发展生态资源, 有效地利用生态资源的再生性, 促进社会的可持续发展, 对矿区土地进行复垦、防治土壤重金属污染的研究已引起国内外学者的广泛关注^[2-6]。合理地分析与评价矿区土壤环境质量, 全面掌握土壤的污染现状是矿区土壤污染治理、生态恢复必不可少的前提工作^[7]。

本文以某铜矿区周围的土壤为研究对象, 通过野外采样和样品分析, 在采用美国环保局(EPA)颁布的酸消解法分析样品中Cu、Zn、Pb、Cd、Cr、Ni等重金属含量的基础上, 通过 Tessier 逐级浸出法对土壤中几

种重金属的化学形态进行分析, 进而对该铜矿区周边土壤的污染程度进行评价, 为今后开展矿区土壤修复工作提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 土样采集与制备

根据采样地(福建省某铜矿区)的重金属污染类型, 设立了7个采样点。土样包括植被覆盖土、废矿石、尾矿覆盖地土、冶炼渣、废水沉积物, 采样地点说明见表1。原生土壤为远离铜矿区的自然土壤; 堆浸矿、堆浸土、堆浸泥分别为尾矿区附近的矿、土、泥; 为了考察重金属的迁移、转化作用是否已造成该铜矿周围土壤大范围的污染, 同时采集了矿区下游江边土壤进行对照分析。

收稿日期: 2008-07-06; 修回日期: 2008-09-27

基金项目: 福建省自然科学基金项目资助(D0510005)

作者简介: 许雅玲(1983-), 女, 硕士研究生, 研究方向为水污染控制方面的研究(电子信箱)yaling_xu@yahoo.cn; * 通讯作者, 男, 博士, 教授, 研究方向为土壤环境化学和水污染控制(电子信箱)yz3t@xmu.edu.cn。

© 1994-2010 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. <http://www.cnki.net>

表 1 土壤样品采集地点
Table 1 The spots of soil samples

编号	地点
S1	原生土壤
S2	金矿排污口污泥
S3	堆浸矿
S4	堆浸土
S5	堆浸泥
S6	最后沉淀池
S7	铜矿区下游江边

土壤样品的采集按照梅花型布点法进行,先用铁铲挖出方形土坑,选定一个切面,用竹片刀削去与铁铲接触的土壤,再按先下后上的顺序挖取 0~30cm 的上层部分的土样,最后将分层多点取得的土样充分混合,用四分法反复取舍,保留 1.0kg 左右的土样,装入布袋并写好标签。

将自然风干过的土壤样品用瓷制研钵研磨,分别过 100 目、80 目的尼龙筛,保存备用。实验所用容器均用 20%(体积分数)的 HNO_3 浸泡 24h 以上。

1.2 测试方法

1.2.1 土壤理化性质分析

按照常规方法测定^[8] pH 值按 1:2.5 水提法,粒径分布按吸管法;有机质按水合热重铬酸钾氧化-比色法进行测定。

1.2.2 重金属含量的测定

参照美国环保局(EPA)颁布的酸消化—ICP-MS 分析测定法测定重金属 Cu、Zn、Pb、Cd、Cr、Ni 的含量。

1.2.3 土壤重金属化学形态分析

参照 Tessier^[9]的连续提取方法,区分为水溶态、交换态、碳酸盐结合态、Fe-Mn 氧化物结合态、有机质硫化态和残渣态等六种化学形态,提取液中的各种金属的含量采用 ICP-MS 进行测定。

2 结果与讨论

2.1 土壤的基本理化性质

本文所研究的 7 种土样的理化性质分析结果列于表 2。通过测定发现该铜矿区土壤 pH 值在 2.03~6.61 之间,大部分土壤的 pH 值 < 6,即均偏酸性,这主要是因为该铜矿区土壤为红壤和红黄壤,本身呈酸性,另外一个原因可能是金属硫化物矿开采、冶炼过程中产生大量的酸性废水在相当程度上消耗了区域内土壤的碱度,同时大量含硫废渣、尾矿在堆放过程中与氧气接触,铁的硫化物风化过程中发生氧化—还原反应产生大量的氢离子,降低了周围区域的 pH 值。离尾矿区越近 pH 值越低,其变化顺序为:堆浸矿 < 堆浸土 < 堆浸泥,这可能是由于尾矿堆放过程中的风化和淋滤作用而引起周围区域土壤的酸化现象。偏酸性的土壤环境会激发重金属的活性,加大重金属对土壤的释放量,从而导致土壤的重金属污染程度加大。

表 2 矿区土样理化性质
Table 2 Basic properties of the soil samples

样品	pH 值	有机碳(g/kg)	有机质(%)	颗粒组成(g/kg)				阳离子交换量(cmol/kg)
				2~0.2mm	0.2~0.02mm	0.02~0.002mm	<0.002mm	
S1	4.94	13.95	3.18	404.04	319.93	222.53	53.50	2.875
S2	6.14	18.39	4.19	472.31	468.05	55.61	4.03	1.500
S3	2.03	17.15	3.90	617.20	266.52	90.51	25.77	1.500
S4	3.36	11.50	2.62	364.50	566.45	58.86	10.19	5.250
S5	6.61	6.70	1.53	331.03	484.51	99.36	85.10	2.475
S6	5.92	9.55	2.17	333.99	557.11	13.01	95.89	4.375
S7	5.26	19.65	4.47	165.61	353.81	268.62	211.96	3.450

对照福建省理化参数背景值,该铜矿区的 7 个采样土壤中有机质含量均在背景值 0.40%~8.47% 范围内。对照中国土壤颗粒组成分类以及质地命名表和 1~10mm 粒径砾质颗粒含量分类表,该铜矿区的土壤大多以粗、细砂砾为主,而粉砂砾和粘粒所占的比例较低。土壤粒径越大,其有效吸附表面积就越小,对重金属的吸附能力就越低;粘质土壤中粘粒含量越高,土壤的表面吸附能力越大,对重金属的吸附量越高,则土壤中水溶态重金属的含量就越低。该矿区土壤中的水溶态的重金属含量较高,较易发生迁移、转化,造成矿区内较大范围的土壤污染。

土壤中阳离子交换量(CEC)的大小基本上代表了

土壤保持养分的能力,阳离子交换量大,即保存养分的能力大,反之则减弱。所以,土壤的阳离子交换量可以作为评价土壤保肥能力的指标。一般地认为:CEC 小于 10cmol/kg,保肥能力弱;10~20cmol/kg,保肥能力中等;大于 20cmol/kg,保肥能力强。从表 2 可知 7 个土样的阳离子交换量均小于 10cmol/kg,保肥能力较弱。

2.2 土壤重金属含量分析

严格来讲,本研究采用的 EPA 消解方法不是一个全量分析方法,但由于该方法几乎可将对环境有害的金属元素形态溶解出来,而这些易溶解出来的重金属多是由于采矿活动排放到土壤中的重金属。因此,通过 EPA 消解方法测出的重金属含量在很大程度上

可以反映土壤受外源重金属的污染状况^[10]。不同土壤样品中六种重金属含量的测定结果见表 3。

表 3 土壤重金属含量

Table 3 The contents of six heavy metals in soil samples

样品号	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni	(mg/kg)
S1	2966.75	7955.59	437.54	13.07	48.91	221.57	
S2	3219.20	7934.14	686.44	14.17	26.56	238.97	
S3	4765.30	7860.44	1320.69	15.42	59.96	617.07	
S4	3404.00	5239.79	610.14	15.57	72.11	293.92	
S5	9146.40	6255.89	2215.94	30.12	19.66	183.57	
S6	5430.05	5188.04	630.39	18.82	10.91	134.67	
S7	2668.20	4293.39	6962.92	12.87	25.96	123.47	
空白	94.19	6.23	3.65	3.56	0.08	68.01	
平均值	4514.27	6389.61	1837.72	17.15	37.72	259.03	
背景值	21.60	82.70	34.90	0.05	41.30	13.50	
平均值/背景值	208.99	77.26	52.66	317.57	0.91	19.19	

注 土壤重金属背景值来源于《福建省土壤环境背景值研究》^[11]。

表 3 表明该研究区土壤中六种重金属的平均含量由高到低依次为 Zn>Cu>Pb>Ni>Cr>Cd。与福建土壤环境背景值比较发现,除 Cr 外的其他五种重金属均高于当地土壤的背景值,说明在矿山的长期开采过程中已经引起其周围区域重金属的积累。此外,在所考察的 7 种土样中重金属含量存在很大差异,Cr 平均含量低至 37.72mg/kg,低于当地土壤背景值,而 Cd 的平均含量却高达 17.15mg/kg,是当地土壤背景值的 317.57 倍,尤其是在尾矿中(堆浸矿、堆浸土、堆浸泥),这可能是由于在堆放过程中尾矿中的硫化物受到风化作用而发生了氧化反应,引起区域酸度降低,导致 Cd 向周围区域迁移,造成尾矿区周围土壤中 Cd 的积累。

2.3 铜矿区土壤重金属污染评价

2.3.1 评价标准

土壤评价采用《土壤环境质量标准(GB15612—1995)》中的 2 级评价标准,研究区土壤的 pH 小于 6.5,

即 $Cu \leq 50mg/kg$, $Zn \leq 200mg/kg$, $Pb \leq 250mg/kg$, $Cd \leq 0.30mg/kg$, $Cr \leq 250mg/kg$, $Ni \leq 40mg/kg$ 。

2.3.2 评价方法

为了全面反映各重金属对土壤的不同作用,突出高浓度重金属对环境质量的影响,采用内梅罗综合污染指数法进行多因子评价。

$$P = \left[\left(\frac{C_i}{S_i} \max \right)^2 + \left(\frac{C_i}{S_i} \text{ave} \right)^2 \right]^{\frac{1}{2}}$$

式中, $\frac{C_i}{S_i} \max$ 为土壤重金属污染指数的最大值; $\frac{C_i}{S_i} \text{ave}$ 为土壤重金属污染指数的平均值。

2.3.3 土壤重金属污染程度的分级标准

综合污染指数分级标准^[1]:见表 4。

2.3.4 评价结果

对土壤中六种典型重金属进行了污染指数评价,结果见表 5。

表 4 土壤重金属综合评价分级标准

Table 4 The classification of pollution comprehensive indexes of heavy metals in soil samples

污染指数	分级	污染等级	污染水平
$P \leq 0.7$	1	安全	清洁
$0.7 < P \leq 1$	2	警戒级	尚清洁
$1 < P \leq 2$	3	轻污染	土壤作物已受污染
$2 < P \leq 3$	4	中污染	土壤作物已受中度污染
$P > 3$	5	重污染	土壤作物已受严重污染

表 5 土壤重金属综污染指数

Table 5 Pollution indexes of heavy metals in soil samples

样品号	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni	综合指数	污染程度
S1	59.34	39.78	1.75	43.57	0.20	5.54	32.20	重污染
S2	64.38	39.67	2.75	47.23	0.11	5.97	34.85	重污染
S3	95.31	39.30	5.28	51.40	0.24	15.43	50.68	重污染
S4	68.08	26.20	2.44	51.90	0.29	7.35	36.45	重污染
S5	182.93	31.28	8.86	100.40	0.08	4.59	95.46	重污染
S6	108.60	25.94	2.52	62.73	0.04	3.37	56.88	重污染
S7	53.36	21.47	27.85	42.90	0.10	3.09	29.42	重污染
综合指数	102.00	25.51	14.40	57.77	0.16	8.37	-	-
污染程度	重污染	重污染	重污染	重污染	安全	重污染	-	-

表 5 反映了该铜矿区土壤重金属综合指数的污染程度为 $\text{Cu} > \text{Cd} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cr}$,其中 Cr 的综合污染指数最小,为 0.16,属于安全的,说明矿山的开采、尾矿堆放均未引起铜矿区内 Cr 的污染。研究区 Pb 综合污染指数为 14.40,属重污染;各样点 Pb 单项污染指数差异很大,污染最为严重的是铜矿区下游江边土,其单项污染指数高达 27.85;其他重金属 Cu、Zn、Cd、Ni 综合污染指数都极高,为重污染,尤其是 Cu,高达 102.00,这是由于一方面在采矿过程中将大量的 Cu 从地下深层曝露到土壤表面,从而加大了 Cu 的释放量;另一方面尾矿的长期堆放,经过雨水的淋洗冲刷以及风化,引起江边下游土壤以及周围土壤中的 Cu 的大范围污染。

在 7 种调查土样中,从综合污染指数分析全部达到重污染,最高达 95.46,最低为 29.42。各采样区的污染程度为:堆浸泥污染>最后沉淀池污染>堆浸矿污染>堆浸土污染>金矿排污口污染>原生土壤污染>铜矿区下游江边土污染。尾矿长期的露天堆放、选矿厂的废物排放是引起该铜矿区土壤重金属污染的重要污染源,因此必须加以控制。

2.4 土壤重金属的化学形态分析

生物分析与毒性研究证明,环境中特定元素的生物可给性或其环境中的积累能力对生物的毒性与该元素在环境中存在的物理形态和化学形态密切相关。从某种角度来讲,形态分析是生物有效性的基础,而生物有效性是形态分析在研究领域的具体延伸^[12]。因此,土壤中重金属的迁移能力与生物有效性等环境行为在很大程度上取决于元素的形态。

在六种不同的化学形态中,水溶态、可交换态和碳酸盐结合态金属对人类和环境危害较大,铁锰氧化物结合态和有机结合态较为稳定,但在外界条件变化时也有可能释放出来。残渣态一般称为非有效态,在自然条件下难以释放出来。尾矿中含有重金属、硫、砷等污染物,露天堆存易造成环境污染,粒径极细($<10\mu\text{m}$)的尾矿干燥后会随风飘扬形成飘尘,并在风化过程中可形成溶于水的化合物或重金属离子,经地表水或地下水严重污染周围水系及土壤。因此,尾矿堆放是铜矿区的主要污染源之一,针对尾矿中的堆浸矿(S3)和堆浸泥(S5)这两种典型土壤中的 Cu、Zn、Pb、Cd、Cr、Ni 等六种重金属进行化学形态分析,结果见表 6、表 7。

表 6 堆浸矿土壤中重金属化学形态分布
Table 6 Distribution of six heavy metals in chemical states in stack mine

化学形态	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni
水溶态	318.81	93.53	12.92	0.79	0.65	2.33
交换态	34.47	19.19	40.96	0.07	0.77	1.26
碳酸盐结合态	2.71	9.93	0.40	0.01	1.60	0.05
铁锰氧化物结合态	21.36	8.98	72.63	0.02	0.43	0.48
有机质硫化态	315.54	20.50	138.73	0.20	0.44	0.68
残渣态	543.70	46.19	170.01	0.47	7.90	0.76

表 7 堆浸泥土壤中重金属化学形态分布
Table 7 Distribution of six heavy metals in chemical states in stack mud

化学形态	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni
水溶态	0.88	6.23	0.53	0.03	0.05	0.20
交换态	1.00	31.13	1.12	2.13	0.42	2.40
碳酸盐结合态	3.15	13.51	10.50	0.44	1.49	0.98
铁锰氧化物结合态	3.33	718.66	52.89	9.21	5.25	16.82
有机质硫化态	436.51	135.08	15.51	0.89	1.27	2.49
残渣态	153.13	43.56	62.25	0.07	11.30	1.72

将两种类型污染土壤中重金属 Cu、Zn、Pb、Cd、Cr 和 Ni 各种形态所占的比例进行比较得到图 1、图 2。在这两种受污染严重的土样中,堆浸矿土壤(S3)的重金属以残渣态(36.19%)、水溶态(29.08%)、有机质硫化态(16.06%)这三种组分为主,碳酸盐结合态所占的比例最小,为 3.36%。这主要是以碳酸盐结合态存在的重金属,对土壤环境条件特别是 pH 值最敏感,当 pH 值下降时易重新释放出来而进入环境中,相反, pH 值升高有利于碳酸盐的生成和重金属同碳酸盐矿物形成

共沉淀,该铜矿区土壤偏酸性,所以六种元素的碳酸盐结合态含量均较低,元素占比例的顺序是 Cr(13.62%)>Zn(5.01%)>Ni(0.82%)>Cd(0.40%)>Cu(0.22%)>Pb(0.09%)。

堆浸泥土壤(S5)的重金属则以 Fe-Mn 氧化物结合态为主,其所占的比例为 46.60%,水溶态所占比例最小,为 0.41%;其他四种组分按递减的顺序是残渣态>有机质硫化态>交换态>碳酸盐结合态,比例分别是 23.08%、20.43%、5.44%和 4.03%。土壤中铁锰氧化

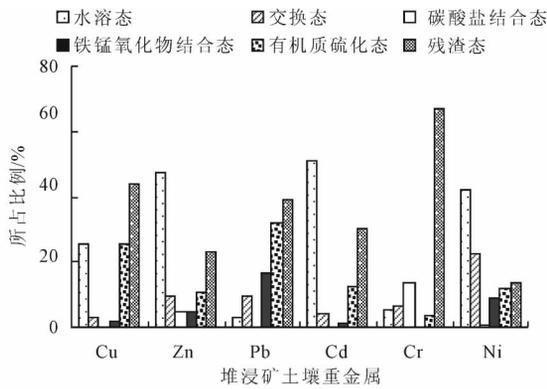


图1 堆浸矿土壤重金属化学形态分布

Fig.1 Distribution of six heavy metals in chemical states in stack mine

物一般以矿物的外裹物和细粉散颗粒存在,高活性的铁锰氧化物比表面积大,极易吸附或共沉淀阴离子和阳离子。土壤 pH 值和氧化还原条件的变化,对铁锰氧化物结合态有重要影响。在堆浸泥土壤中,在浸水相对缺氧的条件下,土壤的 pH 值和氧化还原电位增高,从而有利于铁锰氧化物的形成,因此铁锰氧化物所占的比例最高。

同一类型土壤中不同元素之间、不同类型土壤同一元素之间各形态所占比例有很大差异。在堆浸矿土壤(S3)中 Zn、Cd、Ni 主要以水溶态的形式存在,分别占了 47.16%、51.05%、41.99%;而 Cu、Pb、Cr 则主要是以残渣态的形式存在,这可能是该土壤的主要污染源是长期堆放的尾矿,经过地球化学风化和酸雨的淋洗过程,从尾矿砂中释放的重金属进入土壤后被充分固定在原生次生硅酸盐和其他稳定矿物中。相对于 Cu、Pb、Cr 来说, Zn、Cd、Ni 更具有移动性,迁移能力较强,而且水溶态又是重金属生物有效性最高的形态,所以在堆浸矿土壤中 Zn、Cd、Ni 对植物具有较高的生物有效性。此外,一般认为水溶态重金属能被植物直接吸收利用,而离子交换态重金属则是最易被植物吸收的部分,因此结合这三者的可交换态所占的比例,可以推断在这六种重金属中的生物有效性最高的为 Ni。

在堆浸泥土壤(S5)中 Zn、Pb、Cd、Ni 主要存在形式为 Fe-Mn 氧化物结合态,所占比例分别为 75.80%、37.04%、72.10%、68.36%。这主要是由于铁锰氧化物和氢氧化物的比表面积和表面电荷密度均较高,这使它具有明显的化学吸附特征,在堆浸泥土壤中各种重金属的迁移转化有了水相的参与, Fe 的两种主要价态 Fe^{2+} 、 Fe^{3+} 较易发生相互转化,并形成 $Fe(OH)_2$ 、 $Fe(OH)_3$, 使得 Fe 络合和吸附其他重金属的能力增强;另一方面,在水相条件下, Fe-Mn 水合氧化物胶体能强烈的吸附重金属,使它们转入沉淀。而 Cu、Cr 则分别主要以有机质硫化态、残渣态的形式存在,所占比例分别

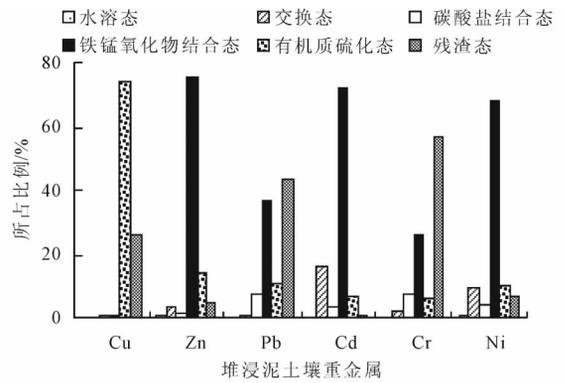


图2 堆浸泥土壤重金属化学形态分布

Fig.2 Distribution of six heavy metals in chemical states in stack mug

为 74.24%、57.14%。Cu 在堆浸矿土壤(S3)中以残渣态为主,主要是由于在堆浸矿土壤中参与重金属形态转化的只有气相和固相,而水相的参与极少,只有在出现降雨的情况下才会发生。而在堆浸泥土壤(S5)中多了水相的参与, Cu 元素以 Cu^+ 、 Cu^{2+} 的离子形态存在, Cu^+ 较易被采矿过程中产生或在厌氧条件下微生物所产生的 H_2S 还原成 Cu^{2+} , 最终形成稳定的 CuS 硫化物,即使在自然环境条件变化时,如 pH 值下降,也不会导致该硫化物中金属元素 Cu 的释放,因此,在堆浸泥土壤(S5)中 Cu 以有机质硫化态为主。

3 结论

(1)调查取样、分析测试结果表明,该铜矿区土壤中六种重金属的平均含量除 Cr 外均高于福建土壤环境背景值, Cu、Zn、Pb、Cd、Cr、Ni 的平均含量由高到低依次为 $Zn > Cu > Pb > Ni > Cr > Cd$, 分别为 6389.61mg/kg、4514.27mg/kg、1837.72mg/kg、259.03mg/kg、37.72mg/kg、17.15mg/kg。

(2)综合污染指数分析结果表明,本次采集的土壤样品全部为重污染,污染递减顺序为堆浸泥>最后沉淀池泥土>堆浸矿泥土>堆浸土>金矿排污口泥土>原生土壤>铜矿区下游江边土壤。

(3)在堆浸矿土壤(S3)中 Zn、Cd、Ni 主要以水溶态的形式存在,而 Cu、Pb、Cr 则以残渣态为主。在堆浸泥土壤(S5)中 Zn、Pb、Cd、Ni 的主要化学形态为 Fe-Mn 氧化物结合态,而 Cu、Cr 则分别以有机质硫化态、残渣态为主。

综上所述,铜矿区的矿石开采与堆浸提炼金属成分的生产活动对附近环境介质土壤中的 Cu、Zn、Pb、Cd、Ni 造成了不同程度的积累,其中受到堆浸过程影响显著的土壤中 Cd、Ni、Pb 等元素的水溶态、可交换态和 Fe-Mn 氧化物结合态等在总含有量中所占有的比例较大。由于矿区附近土壤的酸性较强,且长期受到尾矿粉尘漂浮沉降的影响,硫化物含量相对较高,

在自然风化过程中,易发生酸化氧化反应,对上述具有潜在迁移性的化学形态中的重金属元素产生活化作用,对附近的生态环境体系(水系、生物)造成潜在的威胁。因此,需要在今后的采矿生产过程中采取对策防止重金属成分向附近土壤的迁移积累。

[参考文献]

- [1] 刘桂琴,梁成华,杜立宇,等.红透山铜矿区土壤重金属污染状况研究初报[J].农业资源与环境科学,2006,22(11):364-367.
Liu Gui-qin, Liang Cheng-hua, Du Li-yu, et al. Primary study of heavy metal contamination of soil in the area of Hongtuo Mountains[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2006, 22(11) 364-367.(in Chinese)
- [2] 廖国礼,吴超,谢正文.铅锌矿山环境土壤重金属污染评价研究[J].湖南科技大学学报,2004,19(4):78-82.
Liao Guo-li, Wu Chao, Xie Zheng-wen. The study about heavy metals pollution in lead-zinc mining activities [J]. Journal of Hunan University of Science & Technology, 2004, 19(4) :78-82.(in Chinese)
- [3] Hochella M F, White A F. Mineral-water interface geochemistry[J]. Review in Mineralogy, 1990, 23(1) :1-16.
- [4] 吴桂香,吴超.企业铅中毒致因模式及其预防[J].湖南冶金,2005,33(1) 21-23.
Wu Gui-xiang, Wu Chao. The causal mode and defense of public poisoning in company[J]. Hunan Metallurgy, 2005, 33(1) 21-23.(in Chinese)
- [5] 廖国礼,吴超.分析及其在地面水环境质量评价中的应用[J].矿业研究与开发,2004,24(6) 84-87.
Liao Guo-li, Wu Chao. Energy analysis and its application in the quality assessment of surface water environment [J]. Mining Research and Development, 2004, 24 (6) 84-87. (in Chinese)
- [6] 廖国礼,吴超.铅锌矿山重金属污染标准化评价[J].工业安全与环保,2004,35(10) 27-29.
Liao Guo-li, Wu Chao. Application of normalization procedure for assessing soil heavy metals pollution in lead-zinc mining activities[J]. Industrial Safety and Environmental Protection, 2004, 35(10) 27-29.(in Chinese)
- [7] 郭巍,孙丽娜.抚顺西露天采场土壤环境质量评价[J].矿业安全与环保,2005,32(4) 23-24.
Guo Wei, Sun Li-na. Stope soil environment quality assessment of western open-pit of Fushun[J]. Mining Safety & Environmental Protection, 2005, 32(4) 23-24(in Chinese)
- [8] 陈江奖,林守雄,欧阳通.厦门湖里工业区土壤重金属污染特征及淋溶特性分析[J].厦门大学学报,2007,46(3) 376-381.
Chen Jiang-jiang, Lin Shou-xiong, Ouyang Tong. The contaminated properties and potential leach ability of heavy metals in soils from Huli Industrial Zone in Xiamen City[J]. Journal of Xiamen University, 2007, 46 (3) 376-381.(in Chinese)
- [9] 石元值,康孟利,马立锋,等.茶园土壤中铅形态的连续浸提测定方法研究[J].茶叶科学,2005,25(1) 23-29.
Shi Yuan-zhi, Kang Meng-li, Ma Li-feng, et al. An analysis method of sequential extraction and separation of the chemical form of lead in tea garden soil[J]. Journal of Tea Science, 2005, 25 (1) 23-29.(in Chinese)
- [10] Merington G. The transfer and fate of Cd, Cu, Pb and Zn from two historic metal lifercus mine in the U K[J]. Applied Geochemistry, 1994, 9(4) :677-687.
- [11] 陈振金,陈春秀,刘用清,等.福建省土壤环境背景值研究[J].环境科学,1992,13(4) :70-75.
Chen Zhe-jin, Chen Chun-xiu, Liu Yong-qing, et al. Study on soil environmental background values in Fujian Province[J]. Journal of Environmental Science, 1992, 13(4) : 70-75.(in Chinese)
- [12] 单孝全,王仲文.形态分析与生物可给性[J].分析实验室,2001,20(6) :103-108.
Shan Xiao-quan, Wang Zhong-wen. Speciation analysis and bioavailability[J]. Chinese Journal of Analysis Laboratory, 2001, 20(6) :103-108.(in Chinese)