

# 桂东北钨锡矿废弃地重金属污染类型及砷形态研究

吴桂容<sup>1,2,3</sup>, 曲芬霞<sup>3</sup>, 解庆林<sup>3</sup>, 李忠芳<sup>3</sup>, 周惟艇<sup>4</sup>

(1.厦门大学生命科学学院, 福建 厦门 361005; 2.广西环境工程与保护评价重点实验室, 广西 桂林 541004;

3.贺州学院桂东特色资源开发与利用重点实验室, 广西 贺州 542800; 4.贺州市环境监测站, 广西 贺州 542800)

**摘要:**桂东北水岩坝曾是全国有名的钨锡矿集散地,矿产的停采带来大面积的废弃地,废弃地的治理成为当地面临的重要问题。为了确定废弃地重金属污染的类型,采取针对性的治理方法,对尾矿库区废弃地进行布点取样调查。结果发现,尾矿库区废弃地重金属砷严重超标,存在非常严重的生态风险,砷形态主要集中在生物有效性强的易溶态和铝结合态。尾矿库区废弃地成为一个潜在的重金属污染源,重金属砷污染治理显得尤为紧迫和必要。

**关键词:**重金属污染; 废弃地; 砷形态; 迁移扩散; 地质累积指数

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1004-874X(2011)24-0125-03

土壤重金属复合污染是目前金属矿山土壤污染存在的主要形式之一<sup>[1]</sup>。矿场上覆岩土和尾矿库区土壤中往往含有有害重金属元素,将这些岩土堆垫到地表,从而造成土壤污染,影响植物生存,这些有毒有害物质如果随径流扩散,还将污染更大范围的土壤<sup>[2]</sup>。其中毒性最大的是 Cd、Pb、Hg、As 等,它们不但不能被生物降解,相反却能在生物作用下放大,大量富集,沿食物链最后进入人体,直接或间接影响人体健康<sup>[3]</sup>。水岩坝钨锡矿田位于桂东北部平桂地区,沿姑婆山花岗岩岩基西南接触带产出,是南岭钨锡多金属成矿带的重要组成部分。水岩坝矿田的矿床类型主要有钨锡石英脉型矿床(烂头山)、锡石硫化物砂卡岩型矿床(大庙山)及锡石角砾岩型矿床(董家坳)<sup>[4]</sup>,其中烂头山的钨锡石英脉型矿床工业价值较大。随着开采数量逐渐减少直至废弃,从而留下大片废弃地。为了确定废弃地复合重金属污染中的污染类型、减少生态安全风险,对当地的土壤进行取样分析测试,以期为当地大规模的土地复垦和防止水土流失提供科学依据和基础资料。

## 1 材料与方

### 1.1 研究区域概况

桂东北曾是钨锡矿的开采地<sup>[5]</sup>,后逐渐废弃,开采数量渐渐减少。研究区域的地理坐标位于 111°33'E~111°35'E、24°32'30"N~24°35'N,地处广西贺州市东北侧,距贺州市区 16 km。此地属亚热带季风气候,气候温和,光照充足,雨量充沛。年平均气温 18.2℃,极端最高气温 39.5℃,极端最低气温 -4℃,年均降雨量 1 704 mm,年蒸发量 1 650 mm,相对湿度 80%以上,年均无霜期 299 d。由于项目区周围基岩均为花岗岩,主要土壤为红壤和黄红壤。天然植被主要为中亚热带阔叶林,也有针阔混交林和人工杉林、马尾松林等。由于矿产的开采导致大量废弃地形成,废弃地的植物种类非常稀少,水土流失严重,自发复垦土地的农作物长势相对较差,产量较低。

收稿日期: 2011-10-27

基金项目: 广西环境工程与保护评价重点实验室研究基金(桂科能 0704K029)

作者简介: 吴桂容(1970-),女,在职博士生,副教授, E-mail: hzwgr510@163.com

### 1.2 样品采集

参考前人对桂东北钨锡矿区重金属污染状况的研究与报道,对当地进行走访调查,选取水岩坝原矿区 3 个不同类型的矿区(烂头山、大庙山、董家坳)作为土壤样品调查的取样点。根据《农业土壤化学分析方法》<sup>[6]</sup>的相关要求,采用梅花型五点采样法,共采集 25 个土壤样品。样品采集点以矿区废弃地土壤为主,去除土壤中的根系和碎石等杂质,混合均匀,取 1 kg 装入样品袋带回实验室;对照土壤为距离矿区 5 km 以外的人类干扰较少的林下森林土壤。

### 1.3 样品处理与分析

**1.3.1 土壤样品的处理与分析** 土壤样品进行自然风干后,研磨、过 150 μm 孔径尼龙筛后贮藏于干燥器中备用,样品加入混合酸(HNO<sub>3</sub>+HClO<sub>4</sub>+HF)用高压消解罐进行消解,消解液中重金属(As、Cd、Pb)的总量采用 ICP-MS(电感耦合等离子体质谱仪 Agilent 7200C)进行测定。

**1.3.2 土壤评价方法** 采用地质累积指数法<sup>[7]</sup>(Index of Geo-accumulation, I<sub>geo</sub>)对土壤样品的重金属进行评价,该方法广泛应用于研究土壤中重金属污染程度的定量指标,计算公式为:

$$I_{geo} = \log_2 C_n / (K \cdot B_n)$$

式中,  $C_n$  为测得的重金属含量,  $B_n$  为当地沉积物重金属含量的背景值,  $K$  为考虑到沉积作用可能引起背景值波动而设定的常数,  $K=1.5$ 。地积累指数与污染程度的分级标准见表 1。

表 1 地质累积指数法分级标准

风险级别	地积累指数范围	污染程度
0	$I_{geo} \leq 0$	无污染
1	$0 < I_{geo} \leq 1$	轻度-中等污染
2	$1 < I_{geo} \leq 2$	中等污染
3	$2 < I_{geo} \leq 3$	中等-强污染
4	$3 < I_{geo} \leq 4$	强污染
5	$4 < I_{geo} \leq 5$	强-极严重污染
6	$5 < I_{geo} \leq 10$	极严重污染

**1.3.3 重金属砷形态分析** 采用五态连续提取法(SEP)<sup>[8]</sup>测定重金属砷的形态,称取 0.5 g 样品,加入 25 mL 1.0 mol/L NH<sub>4</sub>Cl,振荡 0.5 h,离心得到上清液,测定第 1 态(A-As);

残余物加 25 mL 0.5 mol/L  $\text{NH}_4\text{F}$ , 振荡 1 h, 离心得到上清液, 测定第 2 态(Al-As); 残余物加 25 mL 0.1 mol/L NaOH, 振荡 17 h, 离心得到上清液, 测定第 3 态(Fe-As); 残余物加 25 mL 0.25 mol/L  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , 振荡 1 h, 离心得到上清液, 测定第 4 态(Ca-As); 第 5 态(R-As)为土壤总砷减去以上各形态砷。其他各种形态砷的含量将提取液用定量滤纸过滤后待测。待测液采用 ICP-MS 进行测定。

## 2 结果与分析

### 2.1 废弃地土壤重金属污染情况

根据 GB 15618-1995《土壤环境质量标准》<sup>[9]</sup> 的 I 类标准, 土壤中 Cd、As (旱地)、Pb 的最大限量分别为 0.30、40、250 mg/kg。由表 2 可知, Cd、As、Pb 的含量范围分别为 0.32~3.02、100.38~907.10、28.34~416.49 mg/kg。样品中 Cd 元素最大值的超标倍数为 10.07, 最小值的超标倍数为 1.07, 超标率达 100%; 样品中 As 元素最大值的超标倍数为 22.68, 最小值的超标倍数为 2.51, 超标率亦达 100%; 样品中 Pb 元素最大值的超标倍数为 1.67, 最小值的超标倍数为 0.11, 超标率为 32%, 超标率较低。重金属 Cd、As、Pb 的平均超标倍数分别为 4.66、6.83、0.83, Pb 未超标。采样点 3 种重金属的富集程度为  $\text{As} > \text{Cd} > \text{Pb}$ 。说明废弃地受重金属 As 污染最严重, 其次为 Cd 污染, 部分地区受到 Pb 污染。

### 2.2 废弃地土壤重金属污染级别

选取当地远离矿区、人类活动影响较少的土壤作为

对照。Cd、As、Pb 在对照土壤中的含量分别为 1.25、34.87、29.59 mg/kg。废弃地各种元素的地质累积指数计算结果及风险等级如表 3 所示。由表 3 可知, 废弃地受到 Cd、As、Pb 3 种重金属元素不同程度的污染。对于废弃地样品中的 As 而言, 风险等级为 1, 轻度-中等污染的样品为 8%; 风险等级为 2, 中等污染的样品为 68%; 风险等级为 3, 中等-强污染的样品为 4%; 风险等级为 4, 强污染的样品为 8%; 风险等级为 5, 强-极严重污染的样品为 12%; 废弃地 As 的污染最为严重, 平均地质累积指数为 2.32, 风险等级已达到 3 级, 属于中等-强污染。对于废弃地样品中的 Cd 而言, 风险等级为 0, 无污染的样品为 72%; 风险等级为 1, 轻度-中等污染的样品为 28%; 废弃地样品 Cd 的平均地质累积指数为 -0.42, 风险等级为 0, 无污染。对于废弃地样品中的 Pb 而言, 风险等级为 0, 无污染的样品为 8%; 风险等级为 1, 轻度-中等污染的样品为 12%; 风险等级为 2, 中等污染的样品为 20%; 风险等级为 3, 中等-强污染的样品为 56%; 风险等级为 4, 强污染的样品为 4%; 废弃地样品 Pb 的平均地质累积指数为 2.08, 风险等级为 3, 属于中等-强污染。废弃地 25 个样品中重金属的风险等级依次为  $\text{As} > \text{Pb} > \text{Cd}$ 。考虑对照值的影响, 废弃地重金属 As、Pb 污染主要由外源污染物造成, 而 Cd 污染与土壤背景值的影响密切相关。

### 2.3 重金属砷的不同形态含量及占比

砷对植物的毒性与多种因素有关, 但主要决定于土壤

表 2 采样点重金属污染超标情况

样号	As		Cd		Pb	
	含量(mg/kg)	F	含量(mg/kg)	F	含量(mg/kg)	F
1	149.50	3.74	1.51	5.03	28.34	0.11
2	157.61	3.94	0.46	1.52	95.82	0.38
3	224.47	5.61	1.74	5.80	128.19	0.51
4	100.38	2.51	0.87	2.90	214.32	0.86
5	145.30	3.63	1.49	4.97	176.53	0.71
6	143.26	3.58	1.28	4.27	242.14	0.97
7	138.29	3.46	1.26	4.20	208.73	0.83
8	180.34	4.51	2.26	7.53	126.44	0.51
9	100.65	2.52	0.50	1.66	345.60	1.38
10	857.80	21.45	0.32	1.07	416.49	1.67
11	135.15	3.38	1.42	4.73	189.52	0.76
12	125.79	3.14	1.28	4.27	144.88	0.58
13	124.95	3.12	0.53	1.77	72.56	0.29
14	124.77	3.13	0.47	1.57	63.42	0.25
15	139.23	3.48	0.95	3.17	389.01	1.56
16	112.22	2.81	1.56	5.20	204.63	0.82
17	120.75	3.02	1.42	4.73	212.86	0.85
18	107.32	2.68	1.12	3.73	385.53	1.54
19	844.60	21.12	1.92	6.40	337.85	1.35
20	826.30	20.66	2.28	7.60	257.77	1.03
21	907.10	22.68	2.03	6.77	267.97	1.07
22	110.79	2.77	2.31	7.70	315.52	1.26
23	606.48	15.16	0.70	2.33	119.43	0.48
24	192.20	4.81	3.02	10.07	222.57	0.89
25	153.71	3.84	2.26	7.53	47.47	0.19
均值	273.16	6.83	1.40	4.66	208.54	0.83

注: F 为超标倍数。

表 3 废弃地土壤中重金属的累积指数与风险等级

样号	As		Cd		Pb	
	$I_{geo}$	风险等级	$I_{geo}$	风险等级	$I_{geo}$	风险等级
1	1.51	2	-0.31	0	-0.80	0
2	1.59	2	-2.04	0	0.96	1
3	2.10	3	-0.11	0	1.38	2
4	0.93	1	-1.11	0	2.12	3
5	1.47	2	-0.33	0	1.84	2
6	1.45	2	-0.55	0	2.30	3
7	1.40	2	-0.57	0	2.09	3
8	1.78	2	0.27	1	1.36	2
9	0.94	1	-1.92	0	2.81	3
10	4.03	5	-2.55	0	3.08	4
11	1.36	2	-0.40	0	1.95	2
12	1.26	2	-0.55	0	1.56	2
13	1.25	2	-1.82	0	0.56	1
14	1.25	2	-2.00	0	0.37	1
15	1.41	2	-0.98	0	2.98	3
16	1.10	2	-0.27	0	2.06	3
17	1.20	2	-0.40	0	2.11	3
18	1.03	2	-0.74	0	2.97	3
19	4.01	5	0.03	1	2.78	3
20	3.98	4	0.28	1	2.39	3
21	4.11	5	0.11	1	2.45	3
22	1.08	2	0.30	1	2.68	3
23	3.53	4	-1.42	0	1.28	3
24	1.87	2	0.69	1	2.18	3
25	1.55	2	0.27	1	-0.05	0
均值	2.38	3	-0.42	0	2.08	3

中砷与土壤胶体的结合形态。土壤中砷的结合态可分为 5 种:易溶性砷,包括水溶性和松散结合态砷(A-As),这部分砷易被作物吸收,因此也可称为可给态砷;铝型砷(Al-As),用 0.5 mol/L NH<sub>4</sub>F 提取的砷酸铝盐;铁型砷(Fe-As),用 0.1 mol/L NaOH 提取的砷酸铁盐;钙型砷(Ca-As),用 0.25 mol/L H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 提取的砷酸钙盐;残余砷(R-As),不能被化学试剂浸提出来,被闭蓄在矿物晶格中的砷<sup>[7,9]</sup>。由表 4 可知,废弃地土壤样品中砷的提取形态主要为易溶

性砷和铝型砷,其中 A-As 的含量为 9.42~228.35 mg/kg,占比为 12.15%~92.86%,平均含量为 70.26 mg/kg,平均占比为 32.14%;Al-As 的含量为 7.29~555.11 mg/kg,占比为 5.85%~77.84%,平均含量为 122.61 mg/kg,平均占比为 40.10%;A-As 和 Al-As 的平均占比之和为 72.24%,占废弃地土壤砷含量的绝大部分。不同砷提取形态的含量为 Al-As>A-As>Fe-As>Ca-As>R-As,说明废弃地土壤中砷的潜在风险较大。

表 4 重金属砷的不同提取形态含量(mg/kg)及占比(%)

样号	A-As		Al-As		Fe-As		Ca-As		R-As		总含量
	含量	占比	含量	占比	含量	占比	含量	占比	含量	占比	
1	95.13	63.63	25.42	17.00	5.70	3.81	22.24	14.88	1.02	0.68	149.50
2	104.21	66.12	29.72	18.86	4.53	2.87	18.08	11.47	1.07	0.68	157.60
3	111.76	49.79	64.2	28.60	6.78	3.02	40.84	18.19	0.89	0.40	224.47
4	28.57	28.46	36.67	36.54	16.03	15.97	18.76	18.69	0.35	0.35	100.38
5	64.65	44.49	56.35	38.78	15.13	10.41	8.73	6.01	0.45	0.31	145.30
6	19.79	13.81	72.82	50.83	28.62	19.98	21.31	14.88	0.71	0.50	143.26
7	17.84	12.90	107.65	77.84	10.12	7.32	2.54	1.84	0.15	0.11	138.29
8	24.24	13.44	66.33	36.78	58.84	32.63	30.17	16.73	0.76	0.42	180.34
9	19.92	19.79	40.70	40.44	27.24	27.07	11.56	11.49	1.22	1.22	100.65
10	134.36	15.66	252.09	29.39	321.69	37.50	134.6	15.69	15.02	1.75	857.77
11	39.75	29.41	55.88	41.35	9.34	6.91	29.64	21.93	0.54	0.40	135.15
12	81.56	64.83	36.62	29.11	3.26	2.59	3.90	3.10	0.45	0.36	125.79
13	109.77	87.85	13.28	10.63	0.32	0.26	1.54	1.23	0.03	0.03	124.95
14	115.86	92.86	7.29	5.85	0.35	0.28	1.19	0.96	0.08	0.06	124.77
15	9.42	6.76	82.58	59.31	24.41	17.54	22.12	15.89	0.70	0.50	139.23
16	19.37	17.26	59.97	53.44	19.05	16.98	13.43	11.96	0.40	0.36	112.22
17	14.32	11.86	58.10	48.12	34.92	28.92	13.17	10.90	0.25	0.21	120.75
18	13.37	12.46	45.33	42.24	31.8	29.63	16.17	15.06	0.65	0.60	107.32
19	102.58	12.15	555.11	65.73	130.65	15.47	53.79	6.37	2.45	0.29	844.57
20	148.62	17.98	422.49	51.13	137.31	16.62	115.26	13.95	2.68	0.32	826.34
21	228.35	25.17	447.43	49.33	131.28	14.47	95.29	10.51	4.71	0.52	907.07
22	31.34	28.29	45.08	40.69	17.04	15.38	16.88	15.24	0.46	0.41	110.79
23	145.17	23.94	356.7	58.81	25.81	4.26	76.36	12.59	2.45	0.40	606.48
24	39.24	20.42	85.92	44.7	31.49	16.38	34.82	18.12	0.73	0.38	192.20
25	37.24	24.23	41.59	27.06	45.62	29.68	28.47	18.52	0.80	0.52	153.71
均值	70.26	32.14	122.61	40.1	45.49	15.04	33.23	12.25	1.56	0.47	273.16

### 3 结论与讨论

通过本研究可以得出以下结论:(1)桂东北水岩坝矿区废弃地的土壤已受到不同程度的重金属 Cd、As、Pb 污染,其中 As 污染超标倍数最大,污染最严重。(2)废弃地重金属元素的风险等级为 As>Pb>Cd,其中 As 的污染最严重,平均地质积累指数为 2.32,风险等级已达到 3 级,属于中等-强污染。(3)废弃地土壤重金属 As 的主要形态为易溶性砷和铝型砷,生物有效性强,容发生易生物富集和迁移扩散。

金属矿山的开采带来一系列重金属污染问题,不同矿山类型的重金属污染类型不同。桂东北钨锡矿废弃地存在不同程度的重金属复合污染,其中比较突出的为砷污染。砷在土壤中的累积不仅影响植物、动物的生长和发育,而且还可以通过食物链进入人体,对人类的生存和健康构成威胁。砷在环境和生态中的效应并非取决于总量

而是取决于它存在的形态。土壤中砷的形态分析是利用反应性不断增强的化学试剂将土壤中的砷分为不同活性的结合态,从而评价它的移动性和生物有效性。一方面形态分析是生物有效性的基础,另一方面生物有效性是形态分析在相关研究领域的具体延伸。因而,土壤砷的形态分析和生物有效性的关系十分密切<sup>[10]</sup>。

土壤中砷过量积累可导致土壤退化、作物减产、污染水体和大气,最终危害人体健康。不同存在形态的砷可产生不同的环境效应,而土壤中砷的可移动性主要取决于其存在形态,并决定了其生物有效性——As 的毒性程度和生物对其的吸收利用<sup>[11]</sup>。土壤中砷的形态及其生物有效性既是诊断土壤砷污染的依据,也是评估砷污染土壤修复效率的重要参数<sup>[12]</sup>。土壤中砷的有效态,通常是指植物体对砷实际可以吸收的形态。植物对砷的吸收很大程度上受到土壤砷存在形态的影响。土壤中的重金属的毒性

(下转第 141 页)

台湾各地有野生于山间的野生苦瓜<sup>[7]</sup>。

### 3 刺花莲子草(苋科)

*Alternanthera pungens* H. B. K.(封三,图3),Nov. Gen. et Sp. 2:206. 1818; Fl. Reip. Pop. Sin. 25(2): 234, 1979<sup>[8-9]</sup>。

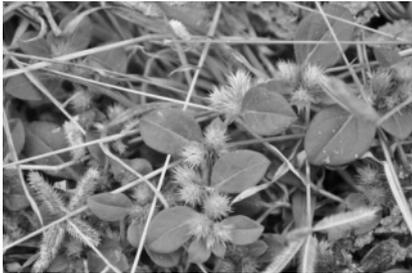


图3 刺花莲子草 *Alternanthera pungens* H. B. K.

标本:广东汕头市南澳岛后宅镇,2011-10-25,曾宪锋 12227(CANT),采于海拔4m的沿海沙质荒地。

分布:该种花被片顶端坚硬锐利扎人,原产南美,在美国、澳大利亚、印度支那、不丹、缅甸、泰国等地归化<sup>[9]</sup>。我国福建(厦门、东山岛)、四川有发现;广东省首次记录为归化植物、入侵植物。

#### 参考文献:

- [1] 中国科学院中国植物志编辑委员会. 中国植物志: 第42卷第2分册[M].北京:科学出版社,1998:350-352.
- [2] Wu Z Y, Raven P H, Hong D Y. Flora of China: Vol.10 [M]. Beijing: Science Press; St. Louis: Missouri Botanical Garden Press, 2010.
- [3] 中国科学院中国植物志编辑委员会. 中国植物志: 第73卷第1分册[M].北京:科学出版社,1986:188-190.
- [4] Wu Z Y, Raven P H, Hong D Y. Flora of China: Vol.19 [M]. Beijing: Science Press; St. Louis: Missouri Botanical Garden Press, 2011.
- [5] 吴德邻.广东植物志:第3卷[M].广州:广东科技出版社,1995:122.
- [6] 庄东红,宋娟娟,叶君营,等.一种野生苦瓜部分形态特征、营养成分和染色体核型[J].热带作物学报,2005,26(3):39-42.
- [7] Huang T C, Editorial Committee of the Flora of Taiwan. Flora of Taiwan: Vol.3, 2nd ed.[M]. Taipei: Editorial Committee of the Flora of Taiwan, Department of Botany, National Taiwan University,1993.
- [8] 中国科学院中国植物志编辑委员会. 中国植物志: 第25卷第2分册[M].北京:科学出版社,1979:232-237.
- [9] Wu Z Y, Raven P H, Hong D Y. Flora of China: Vol.5 [M]. Beijing: Science Press; St. Louis: Missouri Botanical Garden Press, 2003.

(上接第127页)

不取决于它们在土壤中的总量,而取决于它们的有效态含量<sup>[13-14]</sup>。影响土壤全砷含量及有效态砷含量的因素都会影响土壤砷的有效度<sup>[14-15]</sup>。生物对不同形态砷的吸收利用程度不同,植物对土壤中各种形态砷的吸收能力为水溶性砷>亚砷酸钙=亚砷酸铝>亚砷酸铁<sup>[11]</sup>。许多研究表明,土壤铁、锰、铝等无定形氧化物越多,其吸附砷的能力越强。魏显有等<sup>[16]</sup>通过试验证明,土壤砷与Fe、Al、Ca的结合强度为Fe型砷>Al型砷>Ca型砷,其中铁、铝氢氧化物对砷的吸附有突出作用。土壤中腐殖质对As的最大吸附量发生在pH 5.5左右,并与腐殖质类型有关<sup>[12]</sup>。废弃地土壤重金属As的不同提取形态主要为A-As和Al-As,说明桂东北钨锡矿废弃地存在严重的砷污染,容易通过食物链富集危害人体健康以及通过迁移扩散带来更大范围的污染,需要采取相应措施将土壤中的砷稳定下来。

#### 参考文献:

- [1] 许仙菊,张永春,沈睿,等.水稻不同生育期土壤砷形态分布特征及其生物有效性研究[J].生态环境学报,2010,19(8):1983-1987.
- [2] 胡振琪,魏忠义.煤矿区采动与复垦土壤存在的问题与对策[J].能源环境保护,2003,17(3):3-7.
- [3] 范英宏,陆兆华,程建龙,等.中国煤矿区主要生态环境问题及生态重建技术[J].生态学报,2003,23(10):2144-2152.
- [4] 顾晟彦,华仁民,戚华文.广西新路-水岩坝钨锡矿田的成因探讨[J].矿床地质,2007,26(3):265-276.

- [5] 叶洪波.梧州地区地方性砷中毒调查[J].广西预防医学,1999,5(6):379.
- [6] 鲁如坤.农业土壤化学分析方法[M].北京:中国农业技术出版社,2000.
- [7] 张新英,刘勇,吴浩东,等.广西河池大环江板力村近岸农田重金属污染分析[J].农业环境科学学报,2010,29(S):80-83.
- [8] Williams J D H, Syers J K, Walker T W, et al. Fractination of soil inorganic phosphate by a modification of chang and jackson's procedure[J].SSSAP,1967,31:736-739.
- [9] 国家环境保护局,国家技术监督局.土壤环境质量标准[Z].北京:中国标准出版社,1995.
- [10] 胡留杰,白玲玉,李莲芳,等.土壤中砷的形态和生物有效性研究现状与趋势[J].核农学报,2008,22(3):383-388.
- [11] Sadiq M. Arsenic chemistry in soils: An overview of thermodynamic predictions and field observations[J].Water,air,soil pollution,1997,93:117-136.
- [12] 王金翠,孙继朝,黄冠星,等.土壤中砷的形态及生物有效性研究[J].地球与环境,2011,39(1):32-36.
- [13] 尚爱安.土壤中重金属的生物有效性研究进展[J].土壤,2000,32(6):294-300.
- [14] 郭曙林,杜葱远.淹水土壤中砷的形态及有效性研究进展[J].江西职业技术学院学报,2008,10(1):116-119.
- [15] 涂从,金燕.土壤砷有效性研究[J].西南农业大学学报,1992,14(6):477-482.
- [16] 魏显有,王秀敏,刘云惠,等.土壤中砷的吸附行为及其形态分布研究[J].河北农业大学学报,1999,22(3):28-30.