

DOI: 10.5846/stxb201212121791

黄小娟, 江长胜, 郝庆菊. 重庆溶溪锰矿区土壤重金属污染评价及植物吸收特征. 生态学报, 2014, 34(15): 4201-4211.

Huang X J, Jiang C S, Hao Q J. Assessment of heavy metal pollutions in soils and bioaccumulation of heavy metals by plants in Rongxi Manganese mineland of Chongqing. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(15): 4201-4211.

重庆溶溪锰矿区土壤重金属污染评价及植物吸收特征

黄小娟¹, 江长胜^{1,2}, 郝庆菊^{1,2,*}

(1. 西南大学三峡库区生态环境教育部重点实验室, 西南大学资源环境学院, 重庆 400715;

2. 重庆市三峡库区农业面源污染控制工程技术研究中心, 重庆 400716)

摘要:对重庆溶溪锰矿尾渣堆积区土壤、优势植物以及周边农田土壤的重金属含量(Mn、Cd、Cu、Zn 和 Pb)进行测定分析,并以重庆市土壤背景值为评价标准,应用 Hakanson 潜在生态危害指数法对土壤中重金属的潜在生态危害进行了评价。结果表明:该锰矿尾渣堆积区土壤中 Mn、Cd、Cu、Zn 和 Pb 的平均含量分别为 48382.5、3.91、79.97、131.23 和 80.68 mg/kg,受到 Mn、Cd 的严重污染,Mn 为强或很强生态危害,Cd 为极强生态危害,而 Cu、Zn、Pb 为轻微生态危害,各尾矿渣堆积区的综合潜在生态危害指数(RI)均远大于 720,为极强生态危害。对优势植物重金属含量的分析显示,绝大部分植物地上部 Mn、Cd 含量都超出正常范围的上限值,而 Cu、Zn 和 Pb 含量基本都在正常范围内;根据植物对重金属的吸收特征,将植物分为三类:将重金属主要累积于地上部分的富集型,如垂序商陆(*Phytolacca americana* L.)和酸模叶蓼(*Polygonum lapathifolium* Linn.),适用于重金属复合污染土壤的植物修复;将重金属主要累积于根部的根部囤积型,如芒(*Miscanthus sinensis* Anderss.)和乌蕨(*Stenoloma chusanum* Ching);重金属含量较低的规避型,如黄花蒿(*Artemisia annua* L.)、长波叶山蚂蝗(*Desmodium sequax* Wall.)及钻形紫苑(*Aster subulatus* Michx.)。后两种类型的植物可种植在重金属污染严重且使用价值相对较低的矿山废弃地上,同时规避型植物对于研究植物的重金属排斥机理具有重要价值。溶溪锰矿区周边农田土壤主要受到 Cd 的严重污染,Cd 为很强或极强生态危害。

关键词:锰矿区;土壤重金属;潜在生态危害评价;优势植物

Assessment of heavy metal pollutions in soils and bioaccumulation of heavy metals by plants in Rongxi Manganese mineland of Chongqing

HUANG Xiaojuan¹, JIANG Changsheng^{1,2}, HAO Qingju^{1,2,*}

1 Key Laboratory of Eco-environments in Three Gorges Reservoir Region (Ministry of Education), College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400715, China

2 Chongqing Engineering Research Center for Agricultural Non-point Source Pollution Control in the Three Gorges Reservoir Area, Chongqing 400716, China

Abstract: Mining activities are producing waste tailings that pose serious environmental impacts to aquatic and terrestrial ecosystems. In most mining activities, these waste tailings are left without proper management. The negative impact of these mining activities on the surroundings is mainly due to the presence of high volumes of tailing. These tailings are usually unfavorable to the surrounding environment, contributing to the contamination of soil substrates, destruction of soil texture, short of nutrient, destruction of ecological diversity. Heavy metals are considered highly hazardous to ecosystems and humans, not only because of their direct toxicity to organisms but also due to their potential for bioaccumulation along the food chain. This is a global concern. Studies of natural and man-made environmental interaction of metals after mining have become increasingly important to society. Xiushan County is located in southwest China and is rich in Mn ore. Rongxi Manganese mine is one of the biggest mines in Xiushan County. This region is economically underdeveloped where mining is

基金项目:重庆市科技攻关项目(CSTC, 2009AC7011, 2010AC7006);西南大学生态学重点学科“211 工程”三期建设项目

收稿日期:2012-12-12; **网络出版日期:**2014-03-03

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: haoqingju@163.com

the most important pillar industry. Mining activities in this region has deleterious effects on the local environment due to deposition of large volumes of wastes on the soil. Finding out tolerant plants, which can adapt to the local climate and soil conditions, is a premise for soil remediation and vegetation restoration. The aim of this study is to examine the heavy metal concentrations in soils and dominant plants, and to determine plant-soil relationships for the various native species that grow directly on the mining tailings in the Rongxi Mn mine. This information can be used to establish guidelines in order to assess further revegetation options by selecting the most suitable plant species to revegetate the tailings. The contents of heavy metals (Mn, Cd, Cu, Zn and Pb) in soils and dominant plants were measured in Rongxi Manganese mine. Hakanson's ecological risk index and single-factor pollution index were employed to evaluate the heavy metal pollutions in soils and vegetables, respectively. The results showed that the average contents of Mn, Cd, Cu, Zn and Pb in soils collected from Manganese mining tailing were 48382.5, 3.91, 79.97, 131.23 and 80.68 mg/kg, respectively. Cd and Mn posed heavily ecological risks, while Cu, Zn and Pb posed light potentially ecological risk. The contents of Mn and Cd in the dry shoots of most dominant plants exceeded the upper limit of the normal range, while the contents of Cu, Zn and Pb fell within the normal range. According to the plant-soil relationships, plants were classified into three groups: accumulators, excluders and compartments. Accumulators such as *Phytolacca americana* L. and *Polygonum lapathifolium* Linn. absorbing high concentrations of heavy metals in the shoots are suitable to clean up the compound pollution of heavy metals. Compartments like *Miscanthus sinensis* Anderss. and *Stenoloma chusanum* Ching store high levels of heavy metals in the roots and transfer little to shoots. Excluders including *Artemisia annua* L., *Desmodium sequax* Wall., and *Aster subulatus* Michx. are the plants accumulating little heavy metals in their bodies though they grow on the severely polluted soil. The latter two can be used to remediate mine soils with higher heavy metals levels and low use value, and excluders had an important value in the study of plant heavy metal exclusion mechanism. The surrounding farmland soils were also mainly polluted by Cd.

Key Words: manganese mine; heavy metal; potential ecological risk assessment; dominant plants

矿产资源的开发利用在国民经济和社会发展中起着重要作用。但是,在矿产的开采、加工过程中,由于技术和设备落后、管理不善等原因造成的“三废”任意排放,尤其是采矿过程中形成的尾矿堆积,对生态环境的破坏非常严重。重金属污染是尾矿堆积中普遍存在且最为严重的环境问题之一,尾矿中大量的重金属和其他有毒有害物质,会通过大气、水体等途径广泛扩散,严重污染矿山周边地区,导致作物质量下降,农田严重减产或失收,同时,重金属还会通过食物链在生物体内蓄积,从而危害人体健康^[1]。此外,矿区土壤中含有过高的重金属对植物的生长发育有抑制和毒害作用,使植物在自然条件下生长受阻甚至无法定居^[2]。因此,采取经济有效的修复技术来恢复和重建矿区生态系统已经势在必行。

近年来,许多学者广泛开展了对矿区重金属污染调查以及生态恢复的研究,李艺等^[3]对广西思荣锰矿复垦区重金属的污染影响与生态恢复进行了调查研究,发现 Mn、Cd、Pb 及 Cr 是复垦区土壤和植物的主要毒害元素,建议当地发展剑麻等传统种植且

非食用性经济作物;赖燕平等^[4]利用模糊综合评价法对锰矿农作物恢复区土壤重金属进行评价,发现 Cd 是恢复区土壤的首要污染因子,并建议在锰矿废弃地生态恢复初期,避免采用农作物恢复模式;罗亚平等^[5]采用污染指数评价法对桂北锰矿废弃地土壤重金属进行了评价,发现 Mn、Zn、Cd 污染最为严重,并建议采用白茅(*Imperata cylindrica*)等对重金属有较强耐性的植物作为生态恢复的先锋植物;谢荣秀等^[2]采用污染指数评价法、李军等^[6]采用地累积指数法和潜在生态危害指数对湘潭锰矿废弃地重金属的生态危害进行评价,发现该地区 Mn、Pb、Cd 污染属于极强的生态危害;杨胜香等^[7]和雷梅等^[8]通过调查矿区优势植物重金属含量,把植物分为富集型、规避型以及根部囤积型三类,并根据植物对重金属的不同耐性和蓄积特征采取相应的植被恢复措施。另外,植物修复技术作为一种绿色生态技术,主要是利用对重金属具有特殊耐性和富集能力的植物来修复重金属污染土壤^[9],因此,在矿区中调查和筛选优势植物对于尾矿的植物修复也具有重要意义。

重庆市锰矿资源丰富,其中重庆市秀山县与湖南省花垣县、贵州省松桃县因锰矿资源丰富而并称为中国锰矿“金三角”,是目前世界最大的锰矿石和电解锰生产基地,被誉为“世界第一锰都”。本文以秀山县溶溪锰矿区为研究对象,对尾渣堆积区及周围农田土壤的重金属(Mn、Cd、Cu、Zn、Pb)污染状况进行评价,揭示该矿区土壤重金属生态危害程度,并对尾矿渣上自然定居的主要优势植物进行调查和采样分析,探讨这些植物用于锰矿尾渣堆积地生态恢复的可行性,以期对锰矿尾渣堆积区的生态恢复和植被重建提供科学依据。

1 材料和方法

1.1 研究区域概况

溶溪锰矿区位于重庆市秀山县,矿区为山地丘陵地带,山丘占总面积的3/4,最高海拔达1631.4 m。属亚热带湿润季风气候,年平均气温16.5℃,年平均降水量为1336.2 mm。秀山县位于渝、湘、黔“中国锰业金三角”的最佳位置,是目前世界最大的锰矿石和电解锰生产基地,其境内已探明的锰矿储量高达5000万t,远景储量1亿t,占全国总储量的1/4^[10]。

1.2 植物和土壤样品的采集、制备与测定方法

对秀山县溶溪锰矿区进行实地考察,采样区分别设在小茶园、高楼村、沙田湾、喻河湾和千指门等5个典型区域的尾矿渣堆积区,每个区设置15个样地,每个样地布设3个采样点,采集0—20 cm深度的土壤样品,每个土壤样品约1.0 kg。同时,在尾矿渣堆积区采集具有代表性、生长旺盛、数量较多的优势植物,每采集一个植物样品,同时采集其下0—20 cm深度的土壤样品。

在锰矿区周边按照河流两岸农田、矿渣堆下方

农田和相对清洁农田进行农田土壤样品的采集,河流两岸农田是指分布在山下地势低平的河流两岸的农田;矿渣堆下方农田是指在山麓地区,位于尾矿渣堆积区下方的农田;相对清洁农田是指呈梯田状分布在山腰的农田,这3种类型的农田均采用山泉水进行灌溉。每种农田设置4个样地,每个样地布设5个采样点,采集0—20 cm深度的土壤样品,每个土壤样品约1.0 kg。

土壤样品在室内除去杂物后风干,过80目筛备用;植物样品用去离子水洗净,105℃烘箱中杀青30min,于78℃烘干至恒重后粉碎备用。植物样品用湿灰化法、土壤样品用王水消煮法进行前处理并进行适当稀释后,用原子吸收分光光度计(TAS-990)测定Mn、Cd、Cu、Zn和Pb全量^[11]。

1.3 土壤污染评价方法

本文采用潜在生态危害指数法来评价矿区土壤重金属污染程度。生态危害指数法是瑞典科学家Hakanson^[12]提出的,该法将重金属的生态效应、环境效应和毒理学联系在一起,不仅反映了某一特定环境下沉积物中各种污染物对环境的影响,而且用定量的方法划分出重金属潜在危害的程度,是目前此类研究中应用最为广泛的一种方法^[13]。单个重金属的潜在生态危害指数的计算公式为

$$E_i = T_i \times (C_i / S_i)$$

多种重金属的综合潜在生态危害指数为

$$RI = \sum E_i$$

式中, C_i 、 S_i 、 T_i 分别表示重金属*i*的实测浓度、参比值(本文采用重庆市土壤背景值)、毒性响应系数(取值为Cd=30,Zn=1,Cu=Pb=5,Mn=2)^[6,12]。采用任华丽等^[14]划分的潜在生态危害分级标准(表1),对该锰矿区重金属的生态风险进行评价。

表1 Hakanson 潜在生态危害分级标准

Table 1 Grade standard of Hakanson potential ecological risk

生态危害 Ecological risk	轻微 Slight	中等 Medium	强 Strong	很强 Very strong	极强 Greatly strong
E_i	<40	40—80	80—160	160—320	>320
RI	<90	90—180	180—360	360—720	>720

E_i : 单个重金属的潜在生态危害指数 The potential ecological risk factor; RI : 多种重金属的综合潜在生态危害指数 The potential ecological risk index

2 结果与讨论

2.1 土壤重金属污染状况

测定分析溶溪锰矿区5个尾矿堆积区土壤的重

金属含量(表2),结果表明,该矿区土壤重金属含量为Mn>Zn>Pb>Cu>Cd,Mn、Cd、Cu、Zn和Pb的平均含量分别为48382.5、3.91、79.97、131.23和80.68 mg/kg,均高于重庆市和全国相应的土壤重金属背景

值。由表 2 可以看出,尾矿堆积区土壤的 Mn、Cd 含量非常高,其中 Mn 含量在 9898.4–120565.7 mg/kg 之间,Cd 含量在 2.40—6.82mg/kg 之间,分别为重庆土壤背景值的 74 和 49 倍,全国土壤背景值的 83 和 56 倍。

与我国土壤环境质量标准(GB15618—1995,pH <6.5)二级标准相比,该矿区土壤 Cu、Zn、Pb 含量均值未出现超标;而土壤 Cd 含量超过了该标准,是二

级标准的 13.1 倍。目前,国家土壤环境质量标准未对 Mn 元素作出规定,但据研究表明^[17],土壤中 Mn 含量的适中标准为 170—1200 mg/kg,小茶园、高楼村、沙田湾、喻河湾和千指门锰尾矿渣堆积区土壤 Mn 含量均远远超过该标准,分别为此上限值的 43.74、44.61、71.30、33.46 及 8.49 倍。因此,Mn、Cd 为该矿区土壤的主要污染元素。

表 2 溶溪锰矿尾渣堆积区土壤重金属全量
Table 2 Heavy metal concentrations in Xiushan Manganese mine

研究地点 Study site		Mn/(mg/kg)	Cd/(mg/kg)	Cu/(mg/kg)	Pb/(mg/kg)	Zn/(mg/kg)
小茶园 Xiaochayuan	最大值 Maximum	91598.4	4.97	136.29	100.43	398.55
	最小值 Minimum	11775.4	2.40	48.15	41.13	54.92
	平均值 Mean	52486.1	3.94	80.80	60.17	127.10
高楼村 Gaoloucun	最大值	120565.7	6.07	138.43	126.55	209.48
	最小值	24088.7	2.55	52.22	41.73	78.77
	平均值	53530.1	4.39	100.85	79.98	138.04
沙田湾 Shatianwan	最大值	119646.2	6.82	112.08	116.28	195.85
	最小值	48612.2	4.12	52.75	60.49	117.46
	平均值	85556.3	5.12	71.34	88.98	160.62
喻河湾 Yuhewan	最大值	43614.4	3.45	72.23	87.54	102.879
	最小值	36696.7	3.15	60.54	77.95	102.048
	平均值	40155.6	3.30	66.38	82.74	102.473
千指门 Qianzhimen	最大值	10470.7	2.84	81.00	94.29	131.49
	最小值	9898.4	2.74	80.01	88.78	124.33
	平均值	10184.5	2.79	80.50	91.54	127.91
平均值 Mean		48382.5	3.91	79.97	80.68	131.23
变异系数 CV /%		50.26	23.32	16.50	15.33	16.01
重庆土壤背景值 ^[15] Background value of soil in Chongqing		657	0.079	31.1	30.9	86.5
全国土壤背景值 ^[15] Background value of soil in China		583	0.07	20.0	24.0	64.7
土壤环境质量二级标准(pH<6.5) ^[16] Environmental Quality Standards for Soils in Grade Two(pH<6.5)		NA	0.3	150	250	200

NA: 无数据

另外,试验数据表明,溶溪锰矿尾渣堆积区土壤偏酸性,pH 值为 4.26,土壤有机质、全氮和全磷分别为 2.58、0.31 和 0.95 g/kg,根据中国绿色食品产地环境技术条件标准^[18]的规定,土壤有机质和全氮水平为较差的Ⅲ级(土壤有机质<10 g/kg,土壤全氮<0.8 g/kg);并且土壤全磷的含量水平也非常低,因为土壤全磷含量介于 0.8—1.0 g/kg 能限制植物的生长^[19]。由此可见,溶溪锰矿尾渣堆积区土壤的贫营

养状况不利于植物的生长。

2.2 土壤重金属潜在生态风险评价

本文以重庆市土壤背景值作为比较基准,该基准能很好地反映特定区域的分异性。通过计算得到,各矿渣堆积区土壤的 5 种重金属元素的潜在生态危害指数(E_i 值)和多种重金属元素的综合潜在危害指数(RI 值)见表 3。

表 3 各采样点重金属元素潜在生态危害指数及污染情况

Table 3 The potential ecological risk index of heavy metal of the soils collected from experimental zones

研究地点 Study site	Mn E_i	Cd E_i	Cu E_i	Pb E_i	Zn E_i	RI
小茶园	159.77 强	1496.20 极强	12.99 轻微	9.74 轻微	1.47 轻微	1680.17 极强
高楼村	162.95 很强	1667.09 极强	16.21 轻微	12.94 轻微	1.60 轻微	1860.79 极强
沙田湾	260.45 很强	1944.30 极强	11.47 轻微	14.40 轻微	1.86 轻微	2232.47 极强
喻河湾	122.24 强	1253.16 极强	10.67 轻微	13.39 轻微	1.18 轻微	1400.65 极强
千指门	31.00 轻微	1059.49 极强	12.94 轻微	14.81 轻微	1.48 轻微	1119.73 极强
平均污染指数 Average index	147.28 强	1484.05 极强	12.86 轻微	13.06 轻微	1.52 轻微	1658.76 极强

计算结果显示,5 种重金属元素潜在生态危害指数 E_i 的范围分别为 $E(\text{Mn})$ 为 31.0—260.45, $E(\text{Cd})$ 为 1059.49—1944.30, $E(\text{Cu})$ 为 10.67—16.21, $E(\text{Pb})$ 为 9.74—14.81 和 $E(\text{Zn})$ 为 1.18—1.86。对应的潜在生态危害程度为,千指门为 Mn 轻微生态危害,其余 4 个堆积区的 Mn 为强或很强的生态危害;Cd 为极强的生态危害,生态危害系数均高于极强生态危害系数的临界值 320;而 Cu、Zn 和 Pb 为轻微生态危害,其中 Zn 的危害程度最小。从综合潜在生态危害指数 RI 看,5 个尾矿渣堆积区的 RI 值均远大于 720,为极强的生态危害,这主要与 Mn、Cd(尤其是 Cd)的潜在生态风险指数较大有关,因此 Mn、Cd 为该矿区潜在生态危害的主要贡献因子,是今后土壤修复工作的重点。

2.3 优势植物重金属含量

溶溪锰矿区共采集 37 个高等植物的样本,隶属 24 个科。其中菊科种类最多,有 8 个种;其次是蓼科,4 个种。从植物的生活型来看,主要以 1 年生和多生年的草本植物为主,灌木次之,乔木最少,在记录的 37 种植物中,草本植物有 28 种,灌木有 6 种,乔木有 3 种,这反映出草本植物对恶劣环境的适应能力较强。溶溪锰矿区的优势种主要有垂序商陆 (*Phytolacca americana* L.)、芒 (*Miscanthus sinensis* Anderss.)、蜈蚣草 (*Nephrolepis cordifolia* Presl)、乌蕨 (*Stenoloma chusanum* Ching) 以及小飞蓬 (*Conyza canadensis*) 等。

表 4 列出了该调查区域内生长在尾矿堆积区的主要优势植物和常见植物体内 Mn、Cd、Cu、Zn 和 Pb 等 5 种重金属含量。Mn、Cd、Cu、Zn、Pb 的含量范围分别是 323.44—8433.48、0.42—2.42、1.96—53.4、0.77—137.71 和 3.90—105.84 mg/kg。总体而言,植物体内重金属含量趋势为 Mn>Zn>Pb>Cu>Cd,与杨

胜香等^[21]在广西平乐、荔浦、八一锰矿废弃地、杨胜香等^[7]在湘西花垣锰矿区以及刘茜等^[22]在湖南湘潭锰矿废弃地的研究结果一致,此外,范稚莲等^[23]在广西上林锰矿区通过调查也发现,植物体内重金属含量为 Mn>Zn>Cu。

锰矿尾渣堆积区植物的 Mn 含量最高,不同植物体内 Mn 含量具有较大差异,Mn 含量较高的有酸模叶蓼 (*Polygonum lapathifolium* Linn.)、牛膝 (*Achyranthes bidentata*)、垂序商陆、长鬃蓼 (*Polygonum longisetum* De Br.)、土荆芥 (*Chenopodium ambrosioides* L.)、蜈蚣草、乌蕨、紫苏 (*Perilla frutescens*)、芒、寒莓 (*Rubus buergeri*)、小飞蓬、小果博落回 (*Macleaya microcarpa*)、千里光 (*Saussurea scandens*) 和马桑 (*Cariaria sinica*) 等,其 Mn 含量远超过植物正常含量,尤其是酸模叶蓼、牛膝、垂序商陆的地上部 Mn 含量超过了植物正常含量的上限值 10 倍还多;而水麻 (*Debregeasia orientalis* C. J. Chen)、黄瓜菜 (*Paraixeris enticulate* (Houtt.) Nakai)、长波叶山蚂蝗 (*Desmodium sequax* Wall.)、黄花蒿 (*Artemisia annua* L.)、地果 (*Ficus tikoua* Bur)、钻形紫苑 (*Aster subulatus* Michx.) 和苕麻 (*Boehmeria*) 等植物的 Mn 含量比较低,根部和地上部范围在 216.06—842.63 mg/kg 之间,基本上都在植物正常含量范围内。绝大部分植物地上部 Cd 含量都超出植物正常含量范围的上限值,Cd 含量最高是长鬃蓼的根 2.42 mg/kg,其次是千里光的根 2.32 mg/kg,地果的地上部 2.03 mg/kg。Cu 含量最高的有长鬃蓼的根和乌蕨的根,分别为 53.40 和 46.23mg/kg,其余植物的 Cu 含量均在正常含量范围内。Pb 含量只有千里光的根超出正常范围,为 105.84 mg/kg,其余植物体内的 Pb 含量和所有植物的 Zn 含量均在正常范围内。

垂序商陆是锰矿区比较常见的一种植物,薛生国等^[24]在湖南湘潭锰矿废弃的尾矿区调查发现,垂

序商陆对 Mn 具有明显的积累功能,叶片内 Mn 含量最高达 19299 mg/kg,同时满足地上部分和根部锰含量的比大于 1 这个条件,因此被鉴定为锰超富集植物。虽然在我们的野外调查研究中也发现垂序商陆体内具有较高的 Mn 含量,但并未达到锰超富集植物的标准^[25],有研究表明,广西平乐和八一锰矿废弃地垂序商陆叶锰含量分别为 7122.4 和 7566.9 mg/kg^[21],而在荔浦锰矿废弃地仅为 3280mg/kg^[26],均低于薛生国等的报道,这可能是由于不同锰矿区土壤中锰的含量以及形态均存在较大差异所致。

生物富集系数(BAF)是指植物体内某种重金属含量与土壤中同种重金属含量的比值,反映植物对

土壤重金属元素的富集能力^[27]。生物转移系数(BTF)是植物地上部分重金属的含量除以植物根中该重金属的含量,反映了该植物吸收重金属后,从根部向茎、叶的转移能力^[28]。由表 2 可以看出,植物对五种重金属的富集能力都较弱,均小于 1,说明溶溪锰矿区的主要优势植物均对重金属有一定的耐受能力。相对来说,植物对锰的转移能力要稍强于其它 4 种重金属,其中,酸模叶蓼对 Mn 的转移能力最强,BTF 达到 4.67。长波叶山蚂蝗和苎麻对 5 种重金属的 BTF 均大于 1,表现出较强的向地上部分转移的能力;而芒和乌蕨对 5 种重金属的 BTF 均小于 1,表明植物吸收重金属后向上转移的能力较差。

表 4 矿区主要优势植物的重金属含量/(mg/kg)、生物富集系数及转运系数

Table 4 Heavy metal concentrations, BAF and BTF in dominant plants in Xiushan Manganese Mine

植物名称 Plants		Mn	Cd	Cu	Pb	Zn
酸模叶蓼 <i>Polygonum lapathifolium</i> Linn.	地上 shoot	8433.48	0.94	12.18	3.90	46.94
	地下 root	1806.71	0.42	10.57	4.01	26.19
	BTF	4.67	2.24	1.15	0.97	1.79
	BAF	0.21	0.01	0.06	0.04	0.23
牛膝 <i>Achyranthes bidentata</i>	地上 shoot	7534.02	0.82	9.59	20.48	58.64
	地下 root	3558.80	1.06	25.63	34.02	137.71
	BTF	2.12	0.77	0.37	0.60	0.43
	BAF	0.26	0.21	0.09	0.20	0.34
垂序商陆 <i>Phytolacca americana</i> L.	地上 shoot	7066.40	1.69	12.19	21.68	57.64
	地下 root	1812.93	1.24	12.66	22.60	44.41
	BTF	3.90	1.36	0.96	0.96	1.30
	BAF	0.23	0.48	0.10	0.32	0.47
长鬃蓼 <i>Polygonum longisetum</i> De Br.	地上 shoot	5152.98	1.27	18.29	4.79	24.34
	地下 root	2295.60	2.42	53.40	39.84	49.55
	BTF	2.24	0.52	0.34	0.12	0.49
	BAF	0.57	0.53	0.15	0.07	0.38
土荆芥 <i>Chenopodium ambrosioides</i> L.	地上 shoot	3275.94	1.21	8.57	17.39	53.58
	地下 root	2692.10	1.09	12.56	23.15	76.59
	BTF	1.22	1.11	0.68	0.75	0.70
	BAF	0.06	0.25	0.08	0.18	0.33
寒莓 <i>Rubus buergeri</i>	地上 shoot	2811.37	1.19	11.63	26.22	54.76
	地下 root	941.67	1.01	19.81	22.32	48.66
	BTF	2.99	1.18	0.59	1.17	1.13
	BAF	0.14	0.38	0.18	0.57	0.91
千里光 <i>Saussurea scandens</i>	地上 shoot	2055.04	1.24	10.90	21.52	39.13
	地下 root	1506.49	2.32	17.89	105.84	66.99
	BTF	1.36	0.53	0.61	0.20	0.58
	BAF	0.02	0.22	0.19	0.24	0.21
乌莓 <i>Radix Acanthopanax Senticosol</i>	地上 shoot	1091.50	1.77	10.29	19.31	31.88
	地下 root	939.54	1.45	14.65	21.68	62.41
	BAF	1.16	1.22	0.70	0.89	0.51

续表

植物名称 Plants		Mn	Cd	Cu	Pb	Zn
芒 <i>Miscanthus sinensis</i> Anderss.	BAF	0.03	0.39	0.12	0.19	0.10
	地上 shoot	1943.76	0.54	1.96	22.75	39.94
	地下 root	5806.02	1.06	18.67	27.07	57.83
乌蕨 <i>Stenoloma chusanum</i> Ching	BTF	0.33	0.51	0.10	0.84	0.69
	BAF	0.37	0.19	0.02	0.31	0.45
	地上 shoot	1464.24	0.74	21.66	17.70	31.84
蜈蚣草 <i>Nephrolepis cordifolia</i> Presl	地下 root	7631.03	1.41	46.23	38.94	40.84
	BTF	0.19	0.52	0.47	0.45	0.78
	BAF	0.01	0.13	0.21	0.42	0.18
紫苏 <i>Perilla frutescens</i>	地上 shoot	877.08	0.57	3.93	17.99	19.17
	地下 root	4663.64	0.72	4.21	15.16	21.00
	BTF	0.19	0.79	0.93	1.19	0.91
小果博落回 <i>Macleaya microcarpa</i>	BAF	0.01	0.10	0.04	0.19	0.10
	地上 shoot	898.73	1.39	6.54	16.94	34.40
	地下 root	2319.54	0.61	13.70	12.99	18.98
小飞蓬 <i>Conyza canadensis</i>	BTF	0.39	2.28	0.48	1.30	1.81
	BAF	0.01	0.28	0.05	0.23	0.23
	地上 shoot	645.22	0.89	2.85	14.34	14.67
马桑 <i>Cariaria sinica</i>	地下 root	1664.53	0.55	9.41	10.16	35.23
	BTF	0.39	1.62	0.30	1.41	0.42
	BAF	0.01	0.20	0.03	0.17	0.09
水麻 <i>Debregeasia orientalis</i> C. J. Chen	地上 shoot	545.35	1.31	11.48	20.69	55.95
	地下 root	2041.20	0.77	15.45	28.00	27.98
	BTF	0.27	1.70	0.74	0.74	2.00
黄爪菜 <i>Paraixeris enticulate</i> (Houtt.) Nakai	BAF	0.01	0.24	0.19	0.18	0.37
	地上 shoot	724.20	1.23	6.94	15.18	0.77
	地下 root	1698.90	0.83	14.23	5.01	1.02
长波叶山蚂蝗 <i>Desmodium sequax</i> Wall.	BTF	0.43	1.48	0.49	3.03	0.75
	BAF	0.01	0.25	0.09	0.27	0.01
	地上 shoot	400.49	1.38	3.60	21.93	49.66
地果 <i>Ficus tikoua</i> Bur	地下 root	380.75	1.06	6.33	23.75	13.29
	BTF	1.05	1.30	0.57	0.92	3.74
	BAF	0.01	0.30	0.03	0.25	0.24
芎藭 <i>Boehmeria</i>	地上 shoot	842.63	0.75	8.78	18.71	31.56
	地下 root	682.43	0.75	15.49	18.82	27.39
	BTF	1.23	1.00	0.57	0.99	1.15
芎藭 <i>Boehmeria</i>	BAF	0.01	0.13	0.14	0.21	0.19
	地上 shoot	533.91	0.69	6.57	18.71	25.19
	地下 root	244.77	0.51	4.79	17.07	17.43
芎藭 <i>Boehmeria</i>	BTF	2.18	1.35	1.37	1.10	1.45
	BAF	0.01	0.15	0.11	0.20	0.16
	地上 shoot	463.95	2.03	8.51	26.15	26.38
芎藭 <i>Boehmeria</i>	地下 root	694.97	0.76	10.68	16.28	18.72
	BTF	0.67	2.67	0.80	1.61	1.41
	BAF	0.01	0.63	0.15	0.53	0.27
芎藭 <i>Boehmeria</i>	地上 shoot	736.13	1.64	8.48	23.23	37.05
	地下 root	513.30	1.04	6.91	17.68	16.69

续表

植物名称 Plants		Mn	Cd	Cu	Pb	Zn
钻形紫菀 <i>Aster subulatus Michx.</i>	BTF	1.43	1.58	1.23	1.31	2.22
	BAF	0.01	0.46	0.12	0.33	0.33
	地上 shoot	216.06	0.64	16.75	18.86	24.59
	地下 root	478.80	0.57	23.78	14.78	16.90
黄花蒿 <i>Artemisia annua L.</i>	BTF	0.45	1.12	0.70	1.28	1.46
	BAF	0.001	0.11	0.32	0.29	0.26
	地上 shoot	323.44	0.88	10.40	14.04	35.62
	地下 root	625.43	0.66	5.95	7.24	27.59
	BTF	0.52	1.33	1.75	1.94	1.29
	BAF	0.04	0.37	0.08	0.21	0.56
植物正常含量 ^[20] Normal content of plants		1—700	0.2—0.8	0.4—45.8	0.1—41.7	1—160

BTF:生物转移系数 Biological Transfer Factor;BAF:生物富集系数 Bioaccumulation Factor

生长于尾矿渣堆积区土壤上的植物,经过长期自然选择进化,往往对重金属胁迫产生了一定的抗性而成为优势植物,但是其抗性机制(耐性和避性)的不同会使植物对重金属的吸收、转移和累积特征表现出较大的差异。耐性是指植物体内具有某些特定的生理机制,如将重金属元素结合到细胞壁上、主动运输进入液泡、与有机酸和特殊蛋白质络合等,以达到解毒效果,使植物能生存于重金属含量非常高的土壤环境中而不受到毒害;避性,则是指某些植物可通过某种外部机制自我保护,使其尽量不吸收土壤环境中高浓度的重金属从而使自身免受毒害^[29]。Baker^[30]和 Punz 等^[31]根据植物对重金属不同的吸收、转移和累积机制,建议将对重金属具有抗性的植物分为富集型、指示型和规避型。与其类似,雷梅等^[8]在研究湖南柿竹园矿区植物对重金属的吸收特征时也对植物有类似的划分。本文主要参考雷梅等^[8]对植物重金属吸收机制的划分,也将本调查区域内优势植物对 Mn 吸收机制分为富集型、根部囤积型和规避型 3 类进行探讨。

富集型植物是指从土壤中主动吸收并富集金属元素,同时将大量重金属由根部转移到地上部的植物。在本矿区调查中,属于 Mn 富集型的植物有酸模叶蓼、牛膝、垂序商陆、长鬃蓼、土荆芥、寒莓和千里光等,尤其是酸模叶蓼、牛膝和垂序商陆 3 种植物对 Mn 的富集能力较强,其地上部 Mn 含量分别达到了 8433.88、7534.02 和 7066.40 mg/kg,比较接近于 10000 mg/kg 的锰超富集植物的标准^[25],而且酸模叶蓼和垂序商陆对 5 种重金属的 BTF 均大于或接近于 1,植物体内重金属含量较高,且有较强的向上转

移能力,可用来进行 5 种重金属复合污染土壤的植物修复。尤其是垂序商陆,已被鉴定为锰超富集植物^[24],并具有较强的富集 Cd 的能力,当土壤中 Cd 的浓度为 130 mg/kg 时,垂序商陆根、茎、叶含量分别为 60.44、37.74 和 116.93 mg/kg,BTF 为 1.28^[32];而且,除锰外,垂序商陆体内其它 4 种重金属的含量均高于酸模叶蓼,表明在修复土壤复合污染上具有更高的潜在应用价值。

不同植物对重金属的富集能力不同,并且不同植物对重金属元素在各器官的分配也表现出较大的差异。植物将重金属吸收至体内后进行重金属在各器官的再分配,有些植物只将少量重金属向地上部转移,而大量囤积于根部,以减少对植物生理系统的伤害,即 BTF 小于 1,这类植物属于根部囤积型。在本研究中,芒和乌蕨是典型的根部囤积性植物,芒和乌蕨的根部对 Mn 有较强的吸收能力,Mn 含量分别为 5806.02 和 7631.03 mg/kg,而地上部则分别仅为 1943.76 和 1464.24 mg/kg,且其它 4 种重金属的 BTF 也均小于 1(表 4)。这表明芒和乌蕨对土壤重金属具有被动吸收的特征,将重金属吸收到地下根系中,能适应不同程度污染的土壤^[8]。

此外,还有一类植物属于规避型,这类植物的特点是,虽然植物生长在重金属含量非常高的土壤中,却只吸收很少量的重金属,可能是进化出某些机制能够减少对重金属元素的吸收或将体内过量的重金属元素排出体外^[30]。比如黄瓜蒿、长波叶山蚂蝗以及钻形紫菀虽然生长在 Mn、Cd 严重污染的矿渣上(表 2,表 3),但其体内的 5 种重金属含量却较低,均在植物正常含量范围内(表 4)。另外,本研究发现,

某些植物如长波叶山蚂蝗等尽管地上部重金属含量较低,但仍高于根部的含量,表现为 BTf 大于 1,表明在根系重金属含量较低时,仍然将根部吸收的重金属向地上部分转移。与雷梅等^[8]在湖南柿竹园矿区的的结果一致。规避型植物可种植在重金属污染严重且使用价值相对较低的矿山废弃地上^[7],同时对于研究植物对重金属排斥机理具有重要价值。

2.4 农田土壤重金属污染状况

本文所采集的农田土壤位于锰矿区周边,主要分为三类:一是河流两岸农田,分布在山下河流的两岸,地势比较低平,引用山泉水进行灌溉,但常年接受锰矿加工过程中大量灰尘的沉降,地表土壤呈黑色;二是矿渣堆下方农田,分布在山麓地势平缓地带,其上的山坡上堆积了大量的选矿废渣;三是相对清洁农田,呈梯田状分布在山腰,采用山泉水灌溉。

由表 5 可以看出,总体上来讲,河流两岸农田重金属含量最高,矿渣堆下方农田次之,相对清洁农田最低。农田土壤中 5 种重金属含量为 $Mn > Zn > Pb > Cu > Cd$,与锰矿堆积区土壤重金属含量的大小顺序一致。与土壤环境质量二级标准相比,只有 Cd 超标,而 Cu、Zn、Pb 含量均未超标。河流两岸农田、矿渣堆下方农田及相对清洁农田土壤 Cd 含量分别为二级标准的 10.8、4.6 和 2.6 倍。土壤 Mn 含量只有河流两岸农田超过了适中标准(700—1200 mg/kg)的范围,是其上限值的 4.8 倍,而矿渣堆下方农田以及相对清洁农田土壤 Mn 含量则均在适中标准的范围内。以上情况说明河流两岸农田土壤主要受到 Mn、Cd 两种重金属元素的污染,矿渣堆下方农田以及相对清洁农田土壤主要是受到 Cd 的污染。

表 5 矿区农田土壤重金属污染状况

Table 5 Heavy metal concentrations in the soil collected from the farmland around Manganese mine									
	河流两岸农田			矿渣堆下方农田			相对清洁农田		
	Farmland on both sides of the river			Farmland beneath the slagheap			Relatively clean farmland		
	平均值 Mean/ (mg/kg)	变异系数 CV/%	E_i	平均值 Mean/ (mg/kg)	变异系数 CV/%	E_i	平均值 Mean/ (mg/kg)	变异系数 CV/%	E_i
Mn	5724.6	79.8	17.43	972.9	45.2	2.96	318.3	20.61	0.97
Cu	28.54	14.89	4.59	24.83	10.69	3.99	22.67	28.76	3.64
Zn	112.34	3.75	1.30	94.39	9.84	1.09	96.14	9.28	1.11
Cd	3.23	29.56	1226.58	1.37	7.84	520.25	0.8	28.45	303.80
Pb	65.76	44.76	10.64	29.99	15.33	4.85	30.13	9.02	4.88

以重庆市土壤背景值为标准,应用潜在生态危害指数法对农田土壤重金属污染状况进行评价(表 5),发现 3 种农田的 Mn、Cu、Zn、Pb 都为轻微生态风险,而 Cd 为很强或极强的生态风险。从综合风险程度看,河流两侧农田、矿渣堆下方农田、相对清洁农田的 RI 值分别为 1260.54、533.15、314.40,分别为极强生态危害、很强生态危害和强生态危害。河流两岸农田的生态风险程度最高,重金属污染最严重,这主要是因为锰矿加工过程中所产生的大量扬尘通过干湿沉降降落于地表,经过常年积累而形成严重的污染,造成严重的生态危害。矿渣堆下方农田虽然远离锰矿加工厂,但由于其上堆积了大量的锰矿废渣,在雨水的淋溶下,矿渣中的可溶性重金属便会进入到农田土壤中,因而也会导致很强的生态危害。相对清洁农田虽然远离锰矿加工厂和锰矿废渣堆

积,但仍受到 Cd 的严重污染,关于其污染来源还需要进一步的调查研究。试验数据表明,这三类农田均存在很高的环境风险,必须经过污染治理后,才能进行蔬菜或者粮食作物的种植,否则可能会对人体健康产生不良效应。

3 结论

(1)溶溪锰矿渣堆积区土壤的重金属含量大体趋势为 $Mn > Zn > Pb > Cu > Cd$,均高于全国土壤背景值和重庆土壤背景值,其中 Mn、Cd 为该矿区土壤的主要污染元素;通过土壤重金属潜在生态风险评价,发现尾矿渣堆积区的 Cd 为极强的生态危害,Mn 为强生态危害,Cu、Zn、Pb 为轻微生态危害。

(2)锰矿尾渣上生长的主要优势植物体内重金属含量为 $Mn > Zn > Pb > Cu > Cd$,根据植物对重金属的

吸收特征,可将植物分为富集型(如垂序商陆和酸模叶蓼)、根部囤积性(如芒和乌蕨)以及规避型(如黄花蒿、长波叶山蚂蝗和钻形紫苑)。

(3)农田土壤主要受到 Cd 污染,农田土壤中 Cd 为很强或极强生态危害。

References:

- [1] Li M S, Tang S Q, Zhang X H, Ruan M, Wu Y M. Metal mining wasteland of ecological restoration practice and counter measures. *Mining Safety and Environmental Protection*, 2005, 32 (4): 6-18.
- [2] Xie R X, Tian D L, Fang X. Assessment of pollution of heavy metals on the slag wasteland of Xiangtan Manganese mine. *Journal of Central South Forestry University*, 2005, 25(2): 38-41.
- [3] Li Y, Li M S, Lai Y P, Yang S X, Li H. Impact of heavy metal contamination in the reclaimed Mn Mineland in Si-rong, Guangxi and suggestions for ecological restoration. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(6): 2172-2177.
- [4] Lai Y P, Tang W J, Deng H, Li M S, Yu F M, Li Y. Fuzzy synthetic assessment of heavy metal contamination in crop-reclaimed Mn minelands. *Journal of Guangxi Normal University: Natural Science Edition*, 2009, 27(3): 76-80.
- [5] Luo Y P, Wu X F, Li M S, Yin R Z. Investigation of main plant species and assessment of soil heavy metal pollutions in manganese mine wastelands in north Guangxi. *Ecology and Environment*, 2007, 16(4): 1149-1153.
- [6] Li J, Liu Y G, Peng H B. Assessment on heavy metal pollution in soil of abandoned Mn mines and its remediated measures discussion. *Environmental Protection Science*, 2009, 35 (2): 63-65.
- [7] Yang S X, Tian Q J, Liang S C, Zhou Y Y, Zou H C. Bioaccumulation of heavy metals by the dominant plants growing in Huayuan manganese and lead/zinc mineland, Xiangxi. *Environmental Science*, 2012, 33(6): 2038-2045.
- [8] Lei M, Yue Q L, Chen T B, Huang Z C, Liao X Y, Liu Y R, Zheng G D, Chang Q R. Heavy metal concentrations in soils and plants around Shizhuyuan mining area of Hunan Province. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(5): 1146-1151.
- [9] Wei C Y, Chen T B. Hyperaccumulators and phytoremediation of heavy metal contaminated soil: a review of studies in China and abroad. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(7): 1196-1203.
- [10] Li X C, Xia Y R. The investigation of "the largest production base of Mn ore". *China Economic Weekly*, 2005-03-21 (12) [2005-03-28]. <http://biz.cn.yahoo.com/050328/16/8vpv.html>
- [11] Yang J H, Wang C L, Dai H L. *Agricultural Soil Analysis and Monitoring of Environment*. Beijing: China Land Press, 2008.
- [12] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control- a sedimentological approach. *Water Research*, 1980, 14 (8): 975-1001.
- [13] Zhao Q N, Xu Q X, Yang K. Application of potential ecological risk index in soil pollution of typical polluting industries. *Journal of East China Normal University: Natural Science*, 2005, (1): 111-116.
- [14] Ren H L, Cui B S, Bai J H, Dong S K, Hu B, Zhao H. Distribution of heavy metal in paddy soil of Hani Terrace core zone and assessment on its potential ecological risk. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(4): 1625-1634.
- [15] *Environmental Monitoring in China. Soil Element Background Values in China*. Beijing: China Environmental Science Press, 1990.
- [16] GB15618—1995. *Environmental Quality Standard for Soils*.
- [17] Wang J G. *Plant Nutrition Elements in Soil Chemistry*. Beijing: China Agricultural University Press, 1995.
- [18] NY/T 391—2000. *Green food. Technical conditions for environmental of area*.
- [19] Zhejiang Agricultural University. *Plant Nutrition and Fertilizer*. Beijing: Agricultural Press, 1991.
- [20] Gerber G B, Leonard A, Hantson P. Carcinogenicity, mutagenicity and teratogenicity of manganese compounds. *Critical Reviews in Oncology/Hematology*, 2002, 42(1): 25-34.
- [21] Yang S X, Li M S, Lai Y P, Luo Y P, Chen C Q, Li F. Dominant plants and their heavy metal concentrations in Manganese mine wastelands, Guangxi. *Journal of Guangxi Normal University: Natural Science Edition*, 2007, 25(1): 108-112.
- [22] Liu Q, Yan W D, Xiang W H. Heavy-metal contents and absorption characteristics of plants in the soil of Xiangtan Manganese mine wasteland. *Journal of Central South University of Forestry and Technology*, 2009, 29(2): 25-29.
- [23] Fan Z L, Mo L Y, Chen T B, Zhai L M, Lei M, Huang A Q, Li H. Accumulation of Cu, Mn and Zn in plants grown in areas near three abandoned mines in Guangxi and the discovery of potential Mn-hyperaccumulators. *Geographical Research*, 2007, 26 (1): 125-131.
- [24] Xue S G, Chen Y X, Lin Q, Xu S Y, Wang Y P. *Phytolacca acinosa Roxb. (Phytolaccaceae)*: A new manganese hyperaccumulator plant from Southern China. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(5): 935-937.
- [25] Brooks R R, Lee J, Reeves R D, Jaffre T. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration*, 1977, 7: 49-57.
- [26] Li M S, Luo Y P, Su Z Y. Heavy metal concentrations in soils and plant accumulation in a restored manganese mineland in Guangxi, South China. *Environmental Pollution*, 2007, 147(1): 168-175.
- [27] Zu Y Q, Li Y, Schvartz C, Langlade L, Liu F. Accumulation of Pb, Cd, Cu and Zn in plants and hyperaccumulator choice in

- Lanping lead-zinc mine area, China. *Environment International*, 2004, 30(4): 567-576.
- [28] Zhou Q X, Song Y F. *Principles and Methods of Remediation of Contaminated Soils*. Beijing: Science Press, 2004.
- [29] Yang J R, Huang Y. Mechanism of heavy metal tolerance of plants. *Chinese Journal of Ecology*, 1994, 13(6): 20-26.
- [30] Baker A J M. Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition*, 1981, 3(1/4): 643-654.
- [31] Punz W F, Sieghardt H. The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals. *Environmental and Experimental Botany*, 1993, 33(1): 85-98.
- [32] Xu X X, Zhang S R, Xie S S, Li Y, Pu Y L, Li T, Jia Y X. Effect of cadmium stress on growth response and accumulation characteristics of *Phytolacca americana* L. *Southwest China Journal of Agricultural Sciences*, 2012, 25(4): 1358-1362.
- 参考文献:**
- [1] 李明顺, 唐绍清, 张杏辉, 阮敏, 吴玉鸣. 金属矿山废弃地的生态恢复实践与对策. *矿业安全与环保*, 2005, 32(4): 6-18.
- [2] 谢荣秀, 田大伦, 方晰. 湘潭锰矿废弃地土壤重金属污染及其评价. *中南林学院学报*, 2005, 25(2): 38-41.
- [3] 李艺, 李明顺, 赖燕平, 杨胜香, 李晖. 广西思荣锰矿复垦区的重金属污染影响与生态恢复探讨. *农业环境科学学报*, 2008, 27(6): 2172-2177.
- [4] 赖燕平, 唐文杰, 邓华, 李明顺, 于方明, 李艺. 锰矿农作物恢复区土壤重金属污染模糊综合评价. *广西师范大学学报: 自然科学版*, 2009, 27(3): 76-80.
- [5] 罗亚平, 吴晓芙, 李明顺, 尹仁湛. 桂北锰矿废弃地主要植物种类调查及土壤重金属污染评价. *生态环境*, 2007, 16(4): 1149-1153.
- [6] 李军, 刘云国, 彭晖冰. 锰矿废弃地重金属污染土壤的评价及修复措施探讨. *环境保护科学*, 2009, 35(2): 63-65.
- [7] 杨胜香, 田启建, 梁士楚, 周耀渝, 邹慧成. 湘西花垣矿区主要植物种类及优势植物重金属蓄积特征. *环境科学*, 2012, 33(6): 2038-2045.
- [8] 雷梅, 岳庆玲, 陈同斌, 黄泽春, 廖晓勇, 刘颖茹, 郑国砥, 常庆瑞. 湖南柿竹园矿区土壤重金属含量及植物吸收特征. *生态学报*, 2005, 25(5): 1146-1151.
- [9] 韦朝阳, 陈同斌. 重金属超富集植物及植物修复技术研究进展. *生态学报*, 2001, 21(7): 1196-1203.
- [10] 李星辰, 夏一仁. “锰都”调查. *中国经济周刊*, 2005-03-21(12) [2005-03-28]. <http://biz.cn.yahoo.com/050328/16/8pvp.html>
- [11] 杨剑虹, 王成林, 代亨林. *土壤农化分析与环境监测*. 北京: 中国大地出版社, 2008.
- [13] 赵沁娜, 徐启新, 杨凯. 潜在生态危害指数法在典型污染行业土壤污染评价中的应用. *华东师范大学学报: 自然科学版*, 2005, (1): 111-116.
- [14] 任华丽, 崔保山, 白军红, 董世魁, 胡波, 赵慧. 哈尼梯田湿地核心区水稻土重金属分布与潜在的生态风险. *生态学报*, 2008, 28(4): 1625-1634.
- [15] 中国环境监测总站. *中国土壤元素背景值*. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [16] GB15618—1995. *中华人民共和国土壤环境质量标准*.
- [17] 王敬国. *植物营养元素的土壤化学*. 北京: 中国农业大学出版社, 1995.
- [18] NY/T 391—2000. *绿色食品产地环境技术条件*.
- [19] 浙江农业大学. *植物营养与肥料*. 北京: 农业出版社, 1991.
- [21] 杨胜香, 李明顺, 赖燕平, 罗亚平, 陈春强, 李芳. 广西锰矿废弃地优势植物及其土壤重金属含量. *广西师范大学学报: 自然科学版*, 2007, 25(1): 108-112.
- [22] 刘茜, 闫文德, 项文化. 湘潭锰矿业废弃地土壤重金属含量及植物吸收特征. *中南林业科技大学学报*, 2009, 29(2): 25-29.
- [23] 范稚莲, 莫良玉, 陈同斌, 翟丽梅, 雷梅, 黄安奇, 黎桦. 广西典型矿区中植物对 Cu、Mn 和 Zn 的富集特征与潜在的 Mn 超富集植物. *地理研究*, 2007, 26(1): 125-131.
- [24] 薛生国, 陈英旭, 林琦, 徐圣友, 王远鹏. 中国首次发现的锰超积累植物商陆. *生态学报*, 2003, 23(5): 935-937.
- [28] 周启星, 宋玉芳. *污染土壤修复原理与方法*. 北京: 科学出版社, 2004.
- [29] 杨居荣, 黄翌. 植物对重金属的耐性机理. *生态学杂志*, 1994, 13(6): 20-26.
- [32] 徐小逊, 张世熔, 解姗姗, 李云, 蒲玉琳, 李婷, 贾永霞. 垂序商陆对 Cd 胁迫的生长响应和富集特征研究. *西南农业学报*, 2012, 25(4): 1358-1362.