

酸化铜尾矿基质改良剂的筛选研究

余海波¹, 黄树焘¹, 宋 静^{1,4*}, 周守标², 骆永明^{3,4}

(1.中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室, 南京土壤研究所, 南京 210008; 2.安徽师范大学生命科学学院, 安徽 芜湖 241000; 3.中国科学院烟台海岸带研究所, 山东 烟台 264003; 4.中国科学院大学, 北京 100864)

摘要:金属尾矿库复垦和生态修复的关键之一是尾矿基质的改良。以安徽铜陵某典型铜尾矿库酸化尾砂为研究对象, 利用大麦根伸长毒性试验, 结合重金属有效态提取, 筛选酸化铜尾矿基质改良剂及其组合。在施加 1.9% 牛粪廐肥的基础上, 随着尾砂 pH 中和至近中性, 有效态重金属(NaNO_3 提取态)含量及非专性吸附态 $\text{As}[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 提取态]浓度逐渐降低, 但专性吸附态 $\text{As}(\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ 提取态)含量却持续增加; 大麦根长度随 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 施加量先增加后减少, 在 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 施加量为 0.9%、pH 为 5.3 时, 大麦根最长, 即尾砂对大麦根的毒性最低。结果表明专性吸附态 As 是植物生长主要限制因子。在施加 1% $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 和 1.9% 牛粪的基础上, 改良剂凹凸棒石、膨润土、沸石和磷矿粉对尾砂 pH 和大麦根长无显著影响。施加 1% $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 和 1.9% 的牛粪是供试酸化铜尾矿较为理想的改良剂组合。

关键词:改良剂; 铜尾矿砂; 重金属; 根伸长

中图分类号: X53 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2013)09-1800-06 doi:10.11654/jaes.2013.09.014

Selection of Amendments for Acidified Copper Mine Tailings

YU Hai-bo¹, HUANG Shu-tao¹, SONG Jing^{1,4*}, ZHOU Shou-biao², LUO Yong-ming^{3,4}

(1.Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2.College of Life Science, Anhui Normal University, Wuhu 241000, China; 3.Key Laboratory of Coastal Zone Environmental Processes, Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, Yantai 264003, China; 4.University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100864, China)

Abstract: Amendment is essential for reclamation and ecological restoration of metal mine tailings. The present study is aimed to select amendments for acidified copper mine tailings from Tongling, Anhui Province by using barley root elongation test as well as measurement of available heavy metals by chemical extraction. The results showed that in the presence of 1.9% of cow manure, as the pH of mine tailings increased to near neutral, available heavy metals(NaNO_3 -extractable metals) and non-specifically adsorbed As measured by $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -extraction decreased significantly. On the contrary, specifically adsorbed As measured by $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ -extraction is increasing with pH. Barley root length increased first and then reduced by addition of $\text{Ca}(\text{OH})_2$ with the lowest toxicity occurring at 0.9% of $\text{Ca}(\text{OH})_2$ and pH 5.3. With the addition of 1% $\text{Ca}(\text{OH})_2$ and 1.9% cow manure, the pH of mine tailings and the barley root length were not significant influenced by the addition of attapulgite, bentonite, zeolite or phosphate rock. Therefore, it is concluded that 1% $\text{Ca}(\text{OH})_2$ and 1.9% cow manure is the ideal amendment for the acidified copper mine tailings.

Keywords: amendment; copper mine tailings; heavy metals; root elongation

由于矿山开采与冶炼, 我国金属矿山的尾矿已超过 40 亿 t, 并以每年约 200 万 t 的速度在增长^[1]。近年

来, 一些学者在金属尾矿基质改良和植被恢复方面已经开展了一系列的研究和探讨^[2-6]。金属尾矿基质因物理性质不良(如板结, 保水保肥能力差)、酸化、重金属毒害、贫瘠等不利于植物生长和定居^[7-8]。对于中轻度污染尾矿的复垦, 原位钝化技术是目前较好的选择^[9]。金属尾矿库原位钝化修复是指向金属尾矿中施加一种或多种改良剂组合, 通过调节尾砂基质理化性质, 改变重金属在尾砂中的赋存形态, 降低其在尾砂中的迁

收稿日期: 2013-03-04

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(40971250); 国家自然科学基金重点项目(41230858); 农业 863 项目(2012AA101402-2); 环保公益性行业科研专项经费项目(201009032)

作者简介: 余海波(1978—), 男, 硕士, 主要从事污染场地风险评估和边际土地经济再利用研究。E-mail: hbyu@issas.ac.cn

* 通信作者: 宋 静 E-mail: jingsong@issas.ac.cn

移性和生物有效性,为生态恢复和重建创造条件。这种方法投入低、见效快,能够满足尾矿库污染控制和修复的需要^[10-11]。目前常用的钝化改良剂主要分为无机改良剂和有机改良剂,其中:无机改良剂主要包括石灰、碳酸钙、粉煤灰等碱性物质,羟基磷灰石、磷矿粉、磷酸氢钙等磷酸盐以及天然、天然改性或人工合成的沸石、膨润土等矿物;有机改良剂包括农家肥、绿肥、草炭等有机肥料^[12-15]。

安徽铜陵是我国重要的铜开采和冶炼生产基地,现存多处尾矿库,其中主要的尾矿库有五公里尾矿库、铜官山尾矿库、黑沙河尾矿场、杨山冲尾矿库等^[6]。我们前期研究发现,杨山冲铜尾矿库尾砂中含有大量的 Fe 和 S,致使尾砂表层出现结壳与酸化现象,pH 低至 2.65,酸化区域重金属复合污染严重,且空间变异很大^[17]。本研究选取该尾矿库酸化尾砂,利用大麦根伸长毒性试验,结合重金属有效态提取,筛选酸化铜尾砂改良剂及其组合,旨在为酸化重金属复合污染尾矿的生态修复提供科学参考。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试尾砂采自安徽省铜陵杨山冲铜尾矿库酸化区域。改良剂凹凸棒石、膨润土、沸石、磷矿粉均为商业产品,呈细粉末状;牛粪厩肥取自试验基地周边农户;熟石灰采用分析纯 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 。改良剂及尾砂的基本性质分别见表 1 和表 2。

表 1 改良剂的基本性质

Table 1 Basic properties of amendments

项目	牛粪	凹凸棒石	膨润土	沸石	磷矿粉
pH	7.10	7.96	8.27	9.57	7.82
电导率/ $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$	7.42	69.6	31.1	88.5	158.8
有机质/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	524	—	—	—	—
Cu/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	—	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
Zn/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	—	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Pb/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	—	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Cd/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	—	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
As/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09

1.2 实验设计

试验 I:在原尾砂中施加 1.9%牛粪厩肥(即尾砂有机质含量增加到 $12.74\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$),并设置不同浓度梯度 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 的处理, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 用量分别为 0.02%、0.4%、0.6%、0.9%、1.0%、1.3%、1.4%、1.5%。大麦根伸长试验参照 ISO11269-1^[18-19]。

试验 II:将 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 施加量略微提高到 1%,牛粪厩肥施加量仍为 1.9%,然后分别施加不同用量的凹凸棒石、膨润土、沸石或磷矿粉,通过大麦根伸长试验,进一步筛选不同的吸附型改良剂。大麦根伸长试验设计包括如下处理:(1)原尾砂(MT);(2)原尾砂加 1.9%牛粪(MT+CM);(3)在处理(2)的基础上施加 1% $\text{Ca}(\text{OH})_2$;处理(4)、(5)、(6)、(7)和(8)是在处理(3)基础上分别施加凹凸棒石、膨润土、沸石或磷矿粉的 5 个浓度梯度:0.1%、0.25%、0.5%、1%、1.5%。例如,施加凹凸棒石的设计为处理 1:MT;处理 2:MT+CM;处理 3:MT+CM+1% $\text{Ca}(\text{OH})_2$;处理 4:处理 3+0.1%凹凸棒石;处理 5:处理 3+0.25%凹凸棒石;处理 6:处理 3+0.5%凹凸棒石;处理 7:处理 3+1.0%凹凸棒石;处理 8:处理 3+1.5%凹凸棒石。施加膨润土、沸石和磷矿粉的实验设计同凹凸棒石。

1.3 测定方法

pH 采用 Mettler Toledo pH 计测定($W/V:1/2.5$);电导率采用 DDP-210 型电导仪测定^[20]。有效态重金属采用 $0.1\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{NaNO}_3$ 提取^[21-22],瓦里安 AAS 测定。非专性吸附态和专性吸附态 As 分别采用 $0.05\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 和 $0.05\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ 提取^[23],ICP-AES(美国 Leeman 公司)测定。

AAS 工作条件:波长 328.1 nm,灯电流 4.0 mA,氘灯扣背景,光谱通带宽度 0.5 nm,燃烧器高度 6 mm,空气流量 $6.0\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$,乙炔流量 $1.3\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 。

ICP-AES 工作条件:射频功率 1.0 kW,冷却气流量 $16\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$,雾化气压力 265.4 kPa,辅助气流量 $0.2\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$,泵速 $1.3\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$,积分时间 3 s。

1.4 数据处理

数据处理采用 Excel,数理统计分析采用 SAS 9.1.3,ANOVA 法检测试验各处理的差异显著性,显著性水平设定为 $\alpha=0.05$ 。

表 2 尾砂基本性质

Table 2 Basic properties of copper mine tailings

pH	有机质/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	全氮/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	速效氮/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{NaNO}_3\text{-Cu}/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{NaNO}_3\text{-Zn}/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{NaNO}_3\text{-Cd}/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4\text{-As}/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
2.88	11.08	2.75	425.9	54.82	105.4	0.72	84

2 结果与分析

2.1 pH 对有效态重金属及大麦根伸长毒性的影响

在前期研究和预备试验基础上开展了试验 I, 试验结果见图 1。随着 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 添加量增加, 试验尾砂 pH 持续上升, NaNO_3 提取态 Cu 和 Zn 迅速下降, 而大麦根长度呈现先增加后降低的趋势。当 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 添加量为 0.9% (pH 为 5.3) 时, 大麦根长度最大, 即尾砂对大麦的毒性最低。此时 NaNO_3 -Cu 浓度低于检出限, NaNO_3 -Zn 浓度仅为 $1.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。当 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 添加量大于 0.9% 后, NaNO_3 提取态 Cu、Zn 均低于检出限。据此推断, pH>5.3 时, 大麦根伸长可能受到带负电荷的污染物影响。由于供试尾砂受到重金属和砷的复合污染, 本研究又测定了非专性吸附态和专性吸附态 As。结果表明, 非专性吸附态 As[(NH_4) $_2\text{SO}_4$ 提取态] 随 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 添加量和 pH 的增大呈下降趋势 (图 2)。当 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 添加量达到 1.3% (pH 为 6.23) 后, 非专性吸附态 As 的浓度趋于稳定 ($0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 左右), 此现象与 pH>5.3 时的大麦根伸长毒性增大的现象不

符。而专性吸附态 As($\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ 提取态) 浓度远高于非专性吸附态 As (图 3), 其浓度值为非专性吸附态 As 的数百倍, 且其浓度随着 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 添加量和 pH 的增大呈线性增加。这是由于尾砂中的 As 主要以带负电荷砷氧阴离子 (HAsO_4^{2-} 、 H_2AsO_4^- 、 H_2AsO_3^- 、 HAsO_3^-) 的形式存在^[24], pH 影响土壤中 As 的化学行为和迁移转化, 随环境 pH 升高, 尾砂中氧化物的正电性减弱, 负电性增强, 导致矿物对以砷氧阴离子的吸附力减弱, As 被释放^[25]。据此推断, pH>5.3 时根伸长受到抑制主要是由于解吸的专性吸附态 As 浓度过高的缘故。

2.2 施加不同吸附型改良剂对大麦根伸长的影响

在上述研究基础上, 本研究为了保证 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 的时效, 开展了试验 II, 试验结束后测定尾砂 pH 及大麦根长, 结果见图 4。图中吸附型改良剂分别为凹凸棒石、膨润土、沸石和磷矿粉。从图 4a 中可知, 原尾砂上添加 1.9% 牛粪后, pH 略微提高, 大麦根长增长不显著。在此基础上, 施加 1% 的石灰, pH 显著提高, 大麦根长显著增长 (约 15 倍)。但在施加 1.9% 牛粪和 1% 石灰基础上, 施加不同量的凹凸棒石 (图 4a), pH

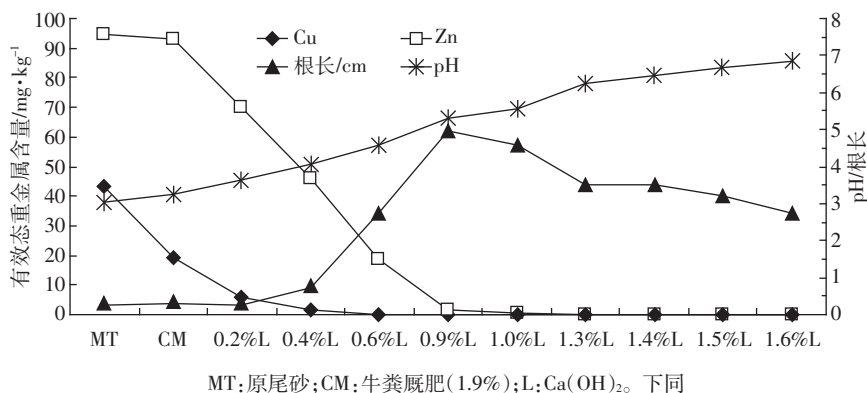


图 1 施加石灰对尾砂 pH、有效态重金属和大麦根长度的影响

Figure 1 Effect of liming on the pH of mine tailings, NaNO_3 -extractable metals and barley root length

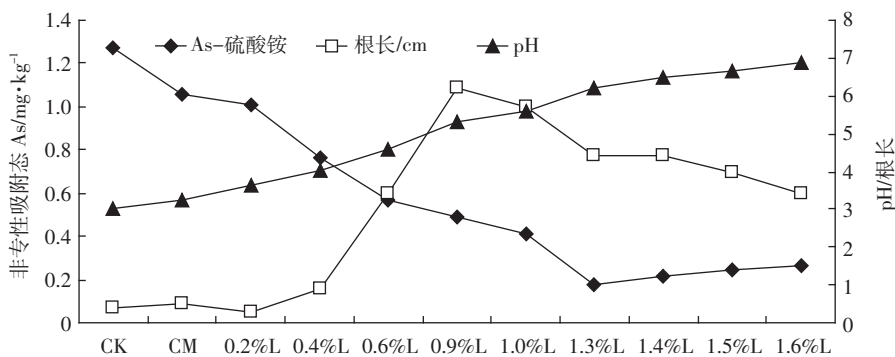


图 2 施加石灰对尾砂 pH、非专性吸附态 As 和大麦根长的影响

Figure 2 Effect of liming on the pH of mine tailings, non-specifically adsorbed As and barley root length

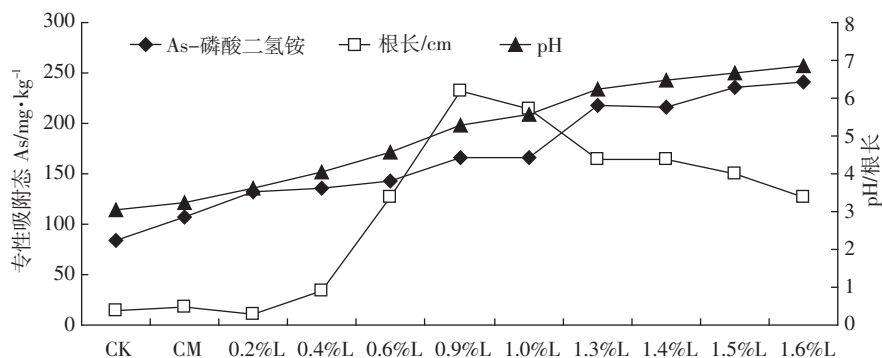


图3 施加石灰对尾砂 pH、专性吸附态 As 和大麦根伸长的影响

Figure 3 Effect of liming on the pH of mine tailings, specifically adsorbed As and barley root length

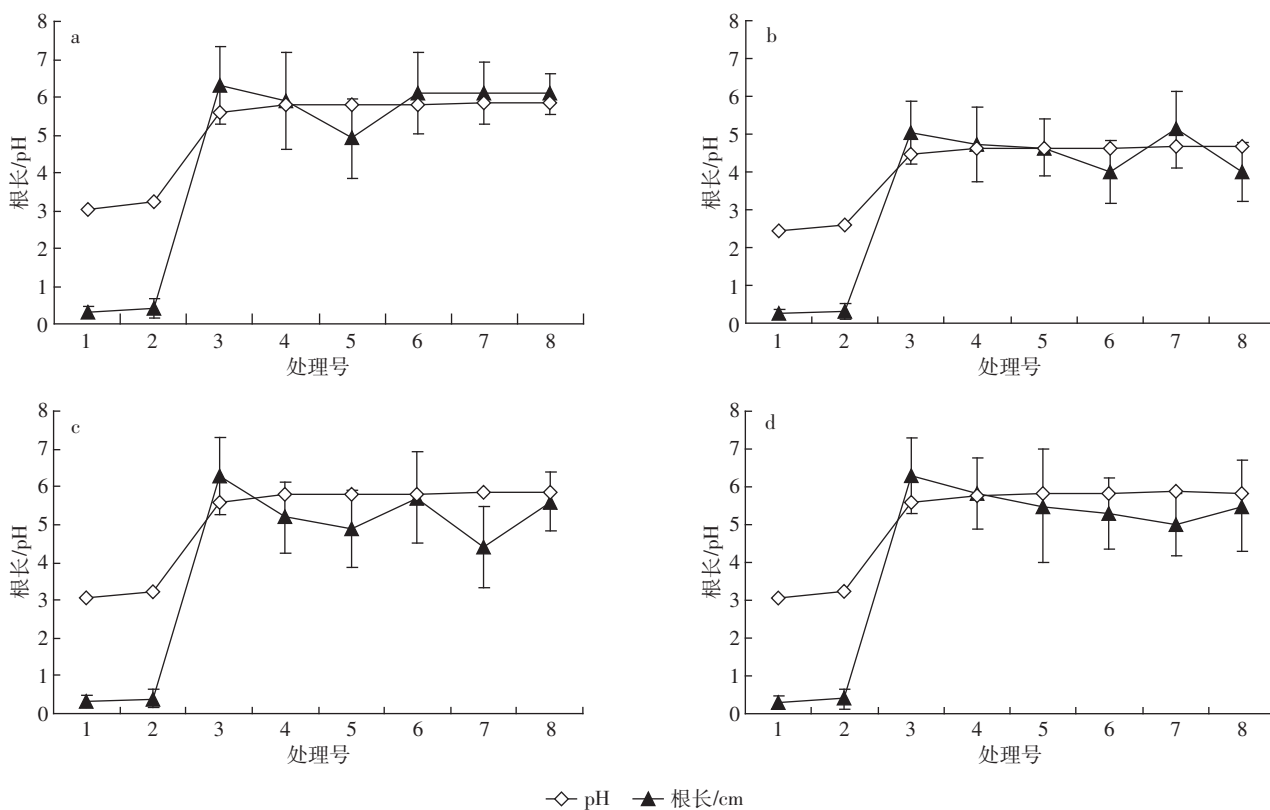


图4 在施加牛粪和石灰的基础上,施加凹凸棒石(a)、膨润土(b)、沸石(c)和磷矿粉(d)对尾砂 pH 和大麦根长度的影响

Figure 4 Effect of attapulgite, bentonite, zeolite or phosphate rock on the pH of mine tailings and barley root length in the presence of cow manure and lime

继续升高不显著,大麦根长增长趋势差异也不显著。施加膨润土(图 4b)、沸石(图 4c)或磷矿粉(图 4d) 3 个图中均表现出相同的变化趋势。实验结果表明,在施加 1.9%牛粪和 1%的石灰基础上施加 0.1%~1.5%的凹凸棒石、膨润土、沸石或磷矿粉,对尾砂 pH 及大麦根毒性无显著影响。

3 讨论

添加土壤改良剂主要是改变土壤的物理、化学性

质,通过对重金属的吸附、沉淀或共沉淀作用,改变重金属在土壤中的赋存形态,降低其生物有效性、迁移性^[26]。施加石灰能促进土壤溶液、土壤 pH 的升高,并能降低土壤有效态重金属含量,降低重金属的生物毒性^[27]。供试尾砂含有大量的 Fe 和 S,致使尾砂表层出现结壳与酸化现象,加入石灰后能有效中和一部分氢离子,降低尾砂中有效态重金属含量。但田间试验时,可能产生因环境变化(如酸雨淋溶等)导致 pH 降低的现象。因此,在田间应用时,添加石灰改良酸化尾砂

应当监测石灰的时效性,适当采集样品,分析土壤 pH 及有效态重金属含量,根据需求适当补充石灰的添加量,确保改良剂的长效性。

4 结论

本研究选取安徽铜陵杨山冲铜尾矿库酸化尾砂,利用大麦根伸长毒性试验,结合重金属有效态提取,筛选酸化重金属复合污染铜尾矿基质改良剂及其组合。试验结果表明,尾砂对大麦根伸长的毒性受到 pH 影响,随着供试尾砂 pH 上升,尾砂中有效态 Cu 和 Zn(NaNO_3 提取态)迅速下降,而大麦根伸长呈现先增加后降低的趋势。pH>5.3 时大麦根伸长受到抑制主要是由于尾砂中解吸的专性吸附态 As 浓度过高的缘故。在施加 1.9% 牛粪和 1% $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 基础上施加不同用量凹凸棒石、膨润土、沸石或磷矿粉对尾砂 pH、大麦根伸长无显著影响。研究表明,对供试酸性尾砂而言,1.9% 牛粪加 1% $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 是最佳的改良剂组合。

参考文献:

- [1] 蔡嗣经, 杨 鹏. 金属矿山尾矿问题和综合利用与治理[J]. 中国工程科学, 2000, 2(4): 89-92.
CAI Si-jing, YANG Peng. Metal mine tailings and the comprehensive utilization and governance[J]. *Engineering Science*, 2000, 2(4): 89-92.
- [2] 黄铭洪, 骆永明. 矿区土地修复与生态修复[J]. 土壤学报, 2003, 40(2): 161-169.
HUANG Ming-hong, LUO Yong-ming. Mine land restoration and ecological restoration[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2003, 40(2): 161-169.
- [3] Ye Z H, Wong J W C, Wong M H. Lime and pig manure as ameliorants for revegetating lead/zinc mine tailings: A greenhouse study[J]. *Biores Tech*, 1999, 69: 35-43.
- [4] 郝秀珍, 周东美. 金属尾矿砂的改良和植被重建研究进展[J]. 土壤, 2005, 37(1): 13-19.
HAO Xiu-zhen, ZHOU Dong-mei. Metal mine tailings improved and revegetation research progress[J]. *Soil*, 2005, 37(1): 13-19.
- [5] 张志权, 蓝崇钰. 铅锌矿尾矿场植被重建的生态学研究: I 尾矿对种子萌发的影响[J]. 应用生态学报, 1994, 5(1): 52-56.
ZHANG Zhi-quan, LAN Chong-yu. Lead-zinc tailings revegetation ecology: I Impact of tailings on seed germination[J]. *Journal of Applied Ecology*, 1994, 5(1): 52-56.
- [6] Wong M H. Ecological restoration of mine degraded soils with emphasis oil metal contaminated soils[J]. *Chemosphere*, 2003, 50: 775-780.
- [7] Conesa H M, Robinson B H, Schulin R, et al. Growth of *Lygeum spartum* in acid mine tailings: Response of plants developed from seedlings, rhizomes and at field conditions[J]. *Environmental Pollution*, 2007, 145: 700-707.
- [8] TENG Ying, LUO Yong-ming, HUANG Chang-yong, et al. Tolerance of grasses to heavy metals and microbial functional diversity in soils contaminated with copper mine tailings[J]. *Pedosphere*, 2008, 18(3): 363-370.
- [9] 王立群, 罗 磊, 马义兵, 等. 重金属污染土壤原位钝化修复研究进展[J]. 应用生态学报, 2009, 20(5): 1214-1222.
WANG Li-qun, LUO Lei, MA Yi-bing, et al. Heavy metal contaminated soil in situ passivation remediation research progress[J]. *Journal of Applied Ecology*, 2009, 20(5): 1214-1222.
- [10] 王晓蓉, 郭红岩, 林仁漳, 等. 污染土壤修复中应关注的几个问题[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(2): 277-280.
WANG Xiao-rong, GUO Hong-yan, LIN Ren-zhang, et al. Several issues should be concerned about remediation of contaminated soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(2): 277-280.
- [11] 陈怀满. 土壤-植物系统中的重金属污染[M]. 北京: 科学出版社, 1996: 71-102.
CHEN Huai-man. Heavy metals contamination in the soil-plant system [M]. Beijing: Science Press, 1996: 71-102.
- [12] 李佳华, 林仁漳, 等. 几种固定剂对镉污染土壤的原位化学固定修复效果[J]. 生态环境, 2008, 17(6): 2271-2275.
LI Jia-hua, LIN Ren-zhang, et al. Several fixatives situ chemo-immobilization effect of cadmium contaminated soil[J]. *Ecological Environment*, 2008, 17(6): 2271-2275.
- [13] 华 璐, 白铃玉, 韦东普, 等. 有机肥-镉-锌交互作用对土壤镉锌形态和小麦生长的影响[J]. 中国环境科学, 2002, 22: 346-350.
HUA Luo, BAI Ling-yu, WEI Dong-pu, et al. Organic fertilizer-cadmium-zinc interaction effects of Cd, Zn formation in soil and wheat growth [J]. *China Environmental Science*, 2002, 22: 346-350.
- [14] Lombi E, Hamon R E, McGrath S P, et al. Lability of Cd, Cu, and Zn in polluted soils treated with lime, beringite, and red mud and identification of a nonlabile colloidal fraction of metals using isotopic techniques [J]. *Environmental Science and Technology*, 2003, 37(5): 979-983.
- [15] 华 璐, 陈世宝, 白铃玉. 土壤腐植酸与 Cd、Zn 及其复合存在的络合物稳定性研究[J]. 中国农业科学, 2001, 34(2): 187-191.
HUA Luo, CHEN Shi-bao, BAI Ling-yu. Soil humic acid with Cd, Zn and their composite complex stability study [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2001, 34(2): 187-191.
- [16] 孙庆业, 刘付程. 铜陵铜矿尾矿理化性质的变化对植被重建的影响[J]. 农村生态环境, 1998, 14(1): 21-23, 60.
SUN Qing-ye, LIU Fu-cheng. Study on the effects of physical and chemical property changes of copper mine tailings on vegetation rehabilitation in Tongling Copper Mine [J]. *Rural Eco-Environment*, 1998, 14(1): 21-23, 60.
- [17] 黄树焄, 宋 静, 骆永明, 等. 铜陵杨山冲尾矿库能源植物生产示范基地的特征化[J]. 广西农业科学, 2009, 40(6): 691-695.
HUANG Shu-tao, SONG Jing, LUO Yong-ming, et al. Characterization of Tongling Yangshanchong tailings energy plant production demonstration base [J]. *Guangxi Agricultural Sciences*, 2009, 40(6): 691-695.
- [18] International Organisation for Standardisation. Soil quality-determination of the effects of pollutants on soil flora: Part 1: Method for the measurement of inhibition of root growth. ISO11269-1[S]. Geneva, Switzerland, 1993.

- [19] 李敏, 骆永明, 宋静, 等. 污泥-铜尾矿体系下 pH、盐分和重金属对大麦根伸长的生态毒性效应[J]. 土壤, 2006, 38(5): 578-583.
LI Min, LUO Yong-ming, SONG Jing. Sludge copper tailings system under barley root elongation ecological toxicity of soil pH, salinity and heavy metals[J]. *Soil*, 2006, 38(5): 578-583.
- [20] 杨剑虹, 等. 土壤农化分析与环境监测[M]. 北京: 中国大地出版社, 2008.
YANG Jian-hong, et al. Agrochemical soil analysis and environmental monitoring[M]. Beijing: China Land Press, 2008.
- [21] Pueyo M, Lopex-Sanchez J F, Rauret G. Assessment of CaCl_2 , NaNO_3 and NH_4NO_3 extraction procedures for the study of Cd, Cu, Pb and Zn extractability in contaminated soils[J]. *Analytica Chimica Acta*, 2004, 504: 217-226.
- [22] SR 814. 12. Ordinance Relating to Impacts on the Soil (OIS)[M]. The Swiss Federal Council, 1998.
- [23] Walter W, Natalie K, Thomas P, et al. Arsenic fractionation in soils using an improved sequential extraction procedure[J]. *Analytica Chimica Acta*, 2001, 436: 309-323.
- [24] 蒋成爱, 吴启堂, 陈杖榴. 土壤中砷污染研究进展[J]. 土壤, 2004, 36(3): 264-270.
JIANG Cheng-ai, WU Qi-tang, CHEN Zhang-liu. Soil arsenic contamination research progress[J]. *Soil*, 2004, 36(3): 264-270.
- [25] Bowell R J. Iron oxides and hydroxides of soil adsorption of arsenic[J]. *Geological Sciences Renditions*, 1995, 12(2): 52-58.
- [26] 郭晓方, 卫泽斌, 周建利, 等. 废料碳酸钙对低累积作物玉米吸收重金属的影响: 田间实例研究[J]. 土壤学报, 2010, 47(5): 888-895.
GUO Xiao-fang, WEI Ze-bin, ZHOU Jian-Li, et al. Effect of waste- CaCO_3 on heavy metals uptake of low-accumulating maize: Field study[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47(5): 888-895.
- [27] 雷鸣, 廖柏寒, 秦普丰. 土壤重金属化学形态的生物可利用性评价[J]. 生态环境, 2007, 16(5): 1551-1556.
LEI Ming, LIAO Bo-han, QIN Pu-feng. Assessment of bioavailability of heavy metal in contaminated soils with chemical fractionation[J]. *Ecology and Environment*, 2007, 16(5): 1551-1556.



新书推荐 中国当代生态学研究

我国著名生态学家、中国工程院院士李文华先生组织国内在生态学及相关领域卓有成就的近二十位院士和近百位生态学一线领军人物,率领 400 余位作者历时两年时间共同撰写了《当代中国生态学研究》。

《中国当代生态学研究》全书包括生物多样性保育、生态系统管理、生态系统恢复、全球变化生态学以及可持续发展生态学 5 卷。

1. 生物多样性保育卷,内容涵盖了生物多样性的调查与保护、评估与监测的研究及进展,以及生物多样性可持续利用的技术和物种/群落管理的案例研究,涉及海洋、农业、动物、植物、鸟类、鱼类、药物、微生物和菌物等多个门类。

2. 生态系统管理卷,内容涵盖了生态系统的类型与分析方法、功能与服务评估、保护研究与管理实践以及水生态等方面,涉及森林、草原、荒漠、湿地、湖泊、海洋、农田以及流域等多种生态系统类型。

3. 生态系统恢复卷,内容涵盖了不同类型的生态系统恢复、典型地区的生态系统恢复、生态系统保护与建设的重大工程以及生态修复和污染生态方面的研究与实践,不仅涉及多种生态系统类型,同时涉及黄土高原、青藏高原、西南溶岩、干旱河谷、矿山迹地以及受损海滨等典型地区。

4. 全球变化生态学卷,内容涵盖了生态学在全球变化国际项目中的贡献、生态系统定位研究与建模方法、气候变化与碳循环、全球变化的影响及其适应等方面,探讨了我国的森林、草地、湿地、农田、湖泊和近海生态系统碳循环的过程机制、时空格局及其碳循环模型系统。

5. 可持续发展生态学卷,内容涵盖了可持续发展的理论与实践、生态产业、城市和区域生态建设等多个方面,不仅涉及生态农业、生态旅游、生态种养殖、生态工业园区等不同产业,还探讨了我国西北、西南、东北、青藏高原和纵向岭古等典型区域的可持续发展问题。

《中国当代生态学研究》是迄今为止我国在应用生态学领域参与人数最多、作者层次最高、覆盖面最广的书籍,是精品展示的平台、生态科学的智库、国际交流的窗口和新一轮攀登的起跑线。将为从事相关专业的研究和科技人员提供基本信息,为政府从事相关工作的技术和决策人员提供科学参考,也可作为相关专业的本科生和研究生的参考书目。