

DOI: 10.5846/stxb201405110960

徐磊,周静,梁家妮,崔红标,陶美娟,陶志慧,祝振球,黄林.巨菌草对 Cu、Cd 污染土壤的修复潜力.生态学报,2014,34(18):5342-5348.  
Xu L, Zhou J, Liang J N, Cui H B, Tao M J, Tao Z Q, Zhu Z Q, Huang L. The Remediation Potential of *Pennisetum* sp On Cu, Cd Contaminated Soil . Acta Ecologica Sinica, 2014, 34( 18 ):5342-5348.

## 巨菌草对 Cu、Cd 污染土壤的修复潜力

徐 磊<sup>1,2,3</sup>, 周 静<sup>1,2,3,5,\*</sup>, 梁家妮<sup>1,2</sup>, 崔红标<sup>1,2,3</sup>, 陶美娟<sup>1,2,3</sup>,  
陶志慧<sup>1,2,4</sup>, 祝振球<sup>1,2,3</sup>, 黄 林<sup>1,2,4</sup>

(1.中国科学院南京土壤研究所,南京 210008; 2. 国家红壤改良工程技术研究中心,中国科学院红壤生态实验站,鹰潭 335211;  
3.中国科学院大学,北京 100049; 4.安徽农业大学资源与环境学院,合肥 230036;  
5. 江西省科学院生物资源研究所,南昌 330029)

**摘要:**通过田间小区试验,对比研究了土著植物金黄狗尾草、香根草、海州香薷、巨菌草分别与 0.21% 石灰联合对 Cu、Cd 复合污染土壤的修复效果。结果表明,石灰处理可以显著提高土壤 pH,降低土壤有效态 Cu、Cd 含量。4 种植物在与石灰联合后均有一定的生产潜力,且表现为巨菌草>海州香薷>香根草>金黄狗尾草;修复潜力方面表现出与生产潜力相同的趋势。

**关键词:**石灰;巨菌草;土壤;重金属污染;修复

## The Remediation Potential of *Pennisetum* sp On Cu、Cd Contaminated Soil

XU Lei<sup>1,2,3</sup>, ZHOU Jing<sup>1,2,3,5,\*</sup>, LIANG Jian<sup>1,2</sup>, CUI Hongbiao<sup>1,2,3</sup>, TAO Meijuan<sup>1,2,3</sup>, TAO Zhihui<sup>1,2,4</sup>, ZHU Zhenqiu<sup>1,2,3</sup>, HUANG Lin<sup>1,2,4</sup>

1 Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China

2 National Engineering Research and Technology Center for Red Soil Improvement, Red Soil Ecological Experiment Station, Chinese Academy of Sciences, Yingtan 335211, China

3 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

4 Anhui Agricultural University School of resources and environment, Hefei 230036, China

5 Institute of Biology Resource, Jiangxi Academy of Science, Nanchang 330029, China

**Abstract:** A field plot experiment was set up to test the remediation effects in a Cu and Cd contaminated soil by applying indigenous plants *Setaria lutescens*, *Vetiver zizanioides*, *Elsholtzia splendens*, *Pennisetum* sp combined respectively with 0.21% lime. The results showed that lime treatment can significantly improve the soil pH and reduce soil available Cu, Cd content. Four plants combined with lime has certain production potential, and for the performance of *Pennisetum* sp > *Elsholtzia splendens* > *Vetiver zizanioides* > *Setaria lutescens*. Remediation potential showed the same trend with the production potential.

**Key Words:** lime; *Pennisetum* sp; soil; heavy metal contamination; remediation

土壤重金属污染由于其隐蔽性、长期性和不可逆转性的特点,加之其对作物的高毒性并能通过食

物链进入人体,同时对社会和经济造成巨大的危害,近年来对重金属污染土壤进行修复已成为人们关注

基金项目:国家“973”课题(2013CB934302);赣鄱英才 555 工程;国家科技支撑计划课题(2011BAD41B01);中国科学院院地合作项目;2010 年度国家重金属污染防治专项资金;国家自然科学基金重点项目(U1033004);中国科学院“STS”项目(KFJ-EW-STS-016)资助

收稿日期:2014-05-09; 修订日期:2014-08-11

\* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: zhoujing@ issas.ac.cn

的热点问题之一<sup>[1-2]</sup>。传统的重金属污染土壤修复方法有物理分离、溶剂浸提、化学淋洗、电化学修复等<sup>[3-4]</sup>,这些方法大都存在修复成本高、工程量大、容易破坏土体结构、修复效果不稳定甚至还会产生二次污染的特点而不利于实际应用<sup>[5]</sup>。通过向土壤中加入化学试剂,利用其与土壤中重金属的反应将重金属固定或降低毒性的技术被称为稳定化修复技术<sup>[6]</sup>,该技术操作简便、修复成本低,但也存在不能根除土壤中重金属的缺点。植物修复技术是指利用植物自身的生理特性,以及其与根际微生物的联合作用,对土壤中的重金属进行吸收、富集,并通过代谢活动,达到降低土壤中重金属的目的<sup>[7]</sup>。作为一种新兴的修复方法,植物修复技术具有治理过程的原位性、效果的永久性、经济性、后期处理简易性和美学与环境的兼容性等诸多优势<sup>[8-9]</sup>,但同时也存在由于重金属的毒害作用而抑制植物生长,使生物量降低,修复周期延长的技术瓶颈<sup>[10-11]</sup>。因此,采用稳定化技术和植物修复相结合的方法,具有降低重金属毒性以及通过植物吸收和迁移的结合而达到去除土壤中重金属的特点。

Marchiol 等<sup>[12]</sup>于 2004 年提出了理想的土壤修复植物标准:一是能吸附和迁移土壤中的重金属;二是具有一定的重金属耐性;三是生长速度快且生物量大;四是适应性强并易于收割。巨菌草作为一种

草本能源植物,兼具生物量巨大(鲜重 200—400 t/hm<sup>2</sup>,按 75%含水量,干重为 50—100 t/hm<sup>2</sup>)、生长速度快、热值高、可以用来提供能源的优点<sup>[13-14]</sup>。但是其用于重金属污染土壤修复的效果却鲜见报道。

因此本研究将巨菌草作为修复植物,与对铜具有较强的耐受富集能力的海州香薷<sup>[15]</sup>、具有极强生态适应性的香根草<sup>[16-17]</sup>以及当地土著植物金黄狗尾草进行对比试验,以某冶炼厂周边农田污染土壤为供试对象,投加 0.21% 的石灰(0—20cm 土壤质量,下同),从土壤-植物系统来评价石灰处理对污染土壤 Cu 和 Cd 的钝化效果,并对比不同植物的修复效果,为应用改良剂和植物联合进行原位重金属污染土壤修复提供技术指导和理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究地概况

试验区位于某 Cu 冶炼厂污水和废气污染的农田,主要污染物是 Cu、Cd,以《国家土壤环境质量标准》二级标准为参照标准,通过内梅罗单因素指数法进行评价,得到  $P_{\text{Cu}} = 24.32$ ,  $P_{\text{Cd}} = 4.37$ ,均达到重度污染水平。加上该地区处于我国南方红壤典型酸雨沉降区域,土壤酸化情况严重,导致该区农作物无法正常生长,部分区域寸草不生并开始出现沙化现象。该区土壤质地为砂质壤土,基本理化性质见表 1。

表 1 供试土壤基本理化性质

Table 1 The physical-chemical properties of tested soil

pH	有机质 SOM/ (g/kg)	碱解氮 Available N/ (mg/kg)	速效 P Available P/ (mg/kg)	速效 K Available K/ (mg/kg)	全 Cu Total Cu/ (mg/kg)	全 Cd Total Cd/ (mg/kg)
5.64	28.45	161.7	83.84	143.2	1216	1.310

### 1.2 供试材料

供试改良剂为石灰(熟石灰,60 目),pH 12.24,Cu、Cd 含量分别为 1.36 mg/kg 和 0.87 mg/kg。

巨菌草(*Pennisetum* sp.)幼苗(多年生草本植物)采购于当地村民。

香根草(*Vetiveria zizanioides*)幼苗(多年丛生草本植物)购于江西省红壤研究所。

海州香薷(*Elsholtzia splendens*)(多年生草本植物)采用种子室内育苗。

金黄狗尾草(*Setaria lutescens*)为该区土著植物,不需要人工栽种。

### 1.3 试验设计

#### (1) 试验设计

本试验共设计 5 个处理,每个处理 3 个重复,共 15 个小区,每个小区面积 4m<sup>2</sup>(2m×2m),各个小区采用水泥板隔开,水泥板地上部分 20cm,地下深度 30cm,用来防止相邻小区的相互影响。

#### (2) 试验处理

将 0.21% 的石灰添加入除空白(CK)外的 4 个处理 12 个小区中,在添加石灰的小区中,不种植植物处理(施加石灰后会有土著植物金黄狗尾草生长)记为 LW,其他分别栽种香根草、海州香薷和巨菌草,处

理编号分别记为 LV、LE、LP; LW 处理金黄狗尾草生长旺盛, 基本覆盖整个小区, CK、LV、LE 和 LP 处理小区也有少量金黄狗尾草生长, 于 6 月 20 日对 LV、LE 和 LP 处理小区的金黄狗尾草进行清除, 各个小区施肥等田间管理方式相同。

### (3) 试验过程

试验小区于 2013 年 4 月 25 日施加石灰后进行混匀平整, 于平整后第 1 次降水日 5 月 8 日栽种植物, 其中海州香薷株距为 20cm×20cm, 香根草和巨菌草均为 50cm×50cm。于 7 月 10 日追施一次尿素, 每个小区 80g。2013 年 5 月 10 日采集土壤样品, 12 月 5 日收获植物地上部分, 并同时采集土壤样品, 装入自封袋中, 带回实验室分析。

## 1.4 分析方法

### 1.4.1 分析方法

土壤基本理化性质测定采用常规分析测试方法<sup>[18]</sup>。土壤 pH 采用 1:2.5 土水比, pH 计测定; Cu、Cd 全量采用 HF-HClO<sub>4</sub>-HNO<sub>3</sub>消煮, 原子吸收分光光度法(火焰和石墨炉)测定<sup>[19-20]</sup>, 有效态 Cu、Cd 采用 0.1 mol/L CaCl<sub>2</sub>以 1:5 的土水比振荡提取 2h, 3000r/min 离心 10 min, 过滤后测定<sup>[18]</sup>。

植物地上部分 Cu、Cd 含量测定: 采用 HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub>消煮, 原子吸收分光光度法测定。

### 1.4.2 植物的生产潜力与修复潜力

收获植物时测定每个小区内作物株高、鲜重, 取适量植物地上部分带回实验室, 先用自来水冲洗植株上的泥沙, 然后用蒸馏水冲洗干净, 105°C 杀青 30min, 并在 70°C 下烘干至恒重。称重后根据干重评价 4 种植物的生产潜力; 通过重金属富集系数和重金属绝对富集量衡量 4 种植物对重金属污染土壤的修复潜力<sup>[13]</sup>。重金属富集系数=植物地上部分重金属浓度/土壤重金属浓度; 重金属绝对富集量=植物地上部重金属含量×地上部干重<sup>[21-22]</sup>。

## 1.5 数据处理

所有数据处理采用 Excel 2010、Spss 20.0 进行处理。

## 2 结果与分析

### 2.1 石灰对土壤 pH 及有效态 Cu、Cd 含量的影响

如图 1 所示, 4 种植物与石灰联合后, 5 月 10 日和 12 月 5 日 4 个处理土壤 pH 值均较 CK 处理有了

显著提高, 与对照相比, 5 月 10 日 LW、LV、LE 和 LP 分别使土壤 pH 值提高了 0.64、0.47、1.06、0.99, 12 月 5 日 4 个处理分别提高土壤 pH 值 0.85、0.70、0.61、0.82, 均与对应日期对照处理有显著性差异, 但两个日期 4 个处理间差异并不显著。并且随着时间的推移, 除 CK 处理外, 其他 4 个处理的土壤 pH 值均有一定程度的降低, 但降低幅度并不明显。

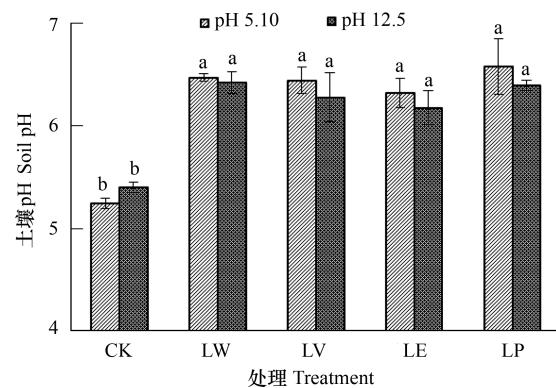


图 1 不同处理对土壤 pH 的影响

Fig.1 The influence of different processing on soil pH

小写字母不同表示在  $P<0.05$  水平上差异显著

不同处理对土壤有效态 Cu、Cd 含量变化的影响如图 2、图 3 所示。4 种植物与石灰联合修复均降低了土壤有效态 Cu、Cd 的含量, 5 月 10 日 LW、LV、LE、LP 4 个处理土壤有效态 Cu 含量较对照处理分别降低了 90.32%、92.10%、87.67% 和 91.54%, 有效态 Cd 含量分别降低了 57.87%、58.58%、52.69% 和 68.66%, 显著低于对照处理。与土壤 pH 相同的是, 同一日期 4 种不同植物处理之间有效态 Cu、Cd 浓度并不存在显著性差异。

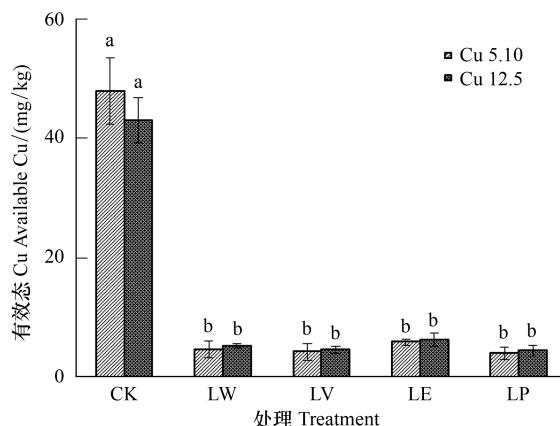


图 2 不同处理对土壤有效态 Cu 的影响

Fig.2 The influence of different processing on soil available Cu

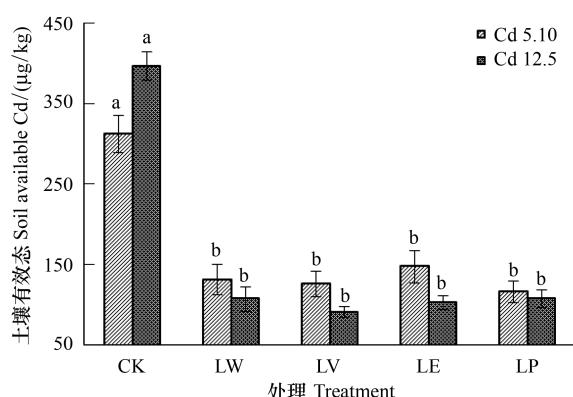


图 3 不同处理对土壤有效态 Cd 的影响

Fig.3 The influence of different processing of soil available Cd

## 2.2 4 种植物的生产潜力

在土地平整后 15d, 未施用石灰的 CK 处理和单施石灰未种植物的 LW 处理均有金黄狗尾草发芽, 但 CK 处理的金黄狗尾草在一段时间后逐渐枯萎、变黄, 最后整体枯死, 其他处理植物均正常生长。收获后测得 4 种植物的生长状况、生物量情况如表 2 所示。在该重度污染土壤, 4 种植物与石灰联合后均有一定的生产潜力, 在鲜重方面, 以巨菌草最大, 并与其它 3 种植物形成显著性差异, 海州香薷和金黄狗尾草次之, 香根草最小。但由于金黄狗尾草含水率较高, 使得干重表现为巨菌草>海州香薷>香根草>金黄狗尾草, 分别为达到 25.25、10.53、3.86t/hm<sup>2</sup> 和 1.67t/hm<sup>2</sup>。

表 2 4 种植物的生长状况和生物量

Table 2 The growth situation and biomass of the four plant

处理 Treatment	株高/cm Plant height	鲜重/g(小区) Fresh biomass	干重/(g/小区) Dry biomass
CK	—	—	—
LW	120b	4920b	669c
LV	81b	2149c	1542c
LE	91b	7366b	4213ab
LP	215a	25167a	10101a

—表示无植物生长; 不同字母间表示差异显著

## 2.3 4 种植物的修复潜力

如表 3 所示, 4 种植物对 Cu、Cd 均有一定的吸收和富集能力, 对 Cu 的富集系数, 香根草 (LV) 最大, 海州香薷 (LE) 次之, 而对 Cd 的富集系数则表现为海州香薷最强, 香根草次之, 巨菌草和金黄狗尾草对 Cu 和 Cd 也有一定的吸收能力, 但都处于较低水平。在评价植物对重金属污染土壤的修复潜力中, 主要考虑其绝对富集量, 4 种不同植物对同一种重金属的绝对富集量差异显著, 以巨菌草对 Cu、Cd 的绝对富集量最大, 达到 3781g/hm<sup>2</sup> 和 28.8g/hm<sup>2</sup>, 海州香薷和香根草对 Cu、Cd 的绝对富集量也相当可观, 分别达到 2706、27.3g/hm<sup>2</sup> 和 1261、5.1g/hm<sup>2</sup>, 金黄狗尾草在对 Cu、Cd 的绝对富集量上都是最低的, 只有 247g/hm<sup>2</sup> 和 1.72g/hm<sup>2</sup>。

表 3 4 种植物对 Cu、Cd 的吸收和富集

Table 3 Content and accumulation of Cu and Cd in the four plants

处理 Treatment	Cu/ (mg/kg <sup>3</sup> )	Cd/ (mg/kg <sup>-3</sup> )	累积量/mg/小区 Accumulation		富集系数 Accumulation factor	
			Cu	Cd	Cu	Cd
CK	—	—	—	—	—	—
LW	147.81c	1.03b	98.88c	0.69b	0.121c	0.786c
LV	429.58a	1.74b	504.76ab	2.04b	0.353a	1.328ab
LE	262.06ab	2.59a	1104.06a	10.91a	0.215ab	1.977a
LP	149.75c	1.14b	1512.62a	11.51a	0.123c	0.870c

## 3 讨论

在一定的范围内, 随着石灰用量的增加土壤 pH 会不断升高<sup>[23]</sup>, 综合考虑改良效果、推广中的成本等问题, 本试验将石灰的用量设定为 0.21%。结果表明, 石灰的施用提高了供试土壤的 pH, 并显著降低了有效态 Cu、Cd 的含量, 这是因为石灰作为一种碱性物质, 加入土壤中后, 一方面可以提高土壤 pH,

增加土壤溶液中 OH<sup>-</sup>浓度, OH<sup>-</sup>与土壤中的 Cu、Cd 等重金属元素形成氢氧化物沉淀, 同时 OH<sup>-</sup>还会与 CO<sub>2</sub> 反应生成 CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>进而与土壤中的 Cu<sup>2+</sup>、Cd<sup>2+</sup> 反应生成难溶的碳酸盐沉淀, 而且 OH<sup>-</sup>还可以使土壤中的 Mn、Fe 等形成羟基化合物, 从而为重金属元素提供更多的吸附位点<sup>[24-26]</sup>; 另一方面石灰的添加降低了 H<sup>+</sup>浓度, H<sup>+</sup>在土壤胶体表面的竞争作用减弱而被 Ca<sup>2+</sup>等取代, 进而增加了土壤固相中的阳离子

交换量,使得重金属元素可以与重金属的主要吸附载体(铁锰氧化物、黏土矿物、有机质等)更加牢固地结合,从而降低了土壤中有效态重金属的含量<sup>[27]</sup>。土壤pH控制着重金属在土壤-溶液系统中的溶解平衡,对控制重金属的移动性和生物有效性起着至关重要的作用<sup>[28-29]</sup>。石灰作为一种廉价高效提高土壤pH的材料,将其作为受重金属污染的酸性土壤的改良剂是一种降低重金属毒性、减少植株对重金属吸收的有效措施<sup>[30]</sup>。试验中随着时间的推移,石灰处理后的土壤pH呈现一定的下降趋势,但就试验期间的7个月来看,并没有达到显著下降的水平。

试验中未施用石灰的CK处理,金黄狗尾草发芽后生长较为缓慢,并慢慢变黄、枯死,这可能是由于土壤有效态Cu、Cd浓度较高,破坏了植物细胞膜系统,影响了细胞器的结构和功能,如使植物叶绿素合成受到抑制,降低了光合作用,从而使植物生长受到抑制<sup>[31-32]</sup>。在施用0.21%石灰后,4种植物均可以正常生长,单从干生物质量对4种植物的生产潜力进行评价,发现4种植物均有一定的生产潜力,且表现为巨菌草>海州香薷>香根草>金黄狗尾草,巨菌草有绝对的优势。作为一种草本能源植物,巨菌草在生物质能源发展过程中有重要的地位<sup>[33-36]</sup>,同时其较强的生态适应性和较高的生态价值使其在退化和污染土壤的修复中有一定的应用潜力<sup>[37]</sup>。在修复潜力方面,本研究表明,4种植物对Cu、Cd的富集能力有较大差异,与土著植物金黄狗尾草相似,巨菌草对Cu、Cd的富集系数均较低,而海州香薷和香根草的富集系数相对较高。但由于巨菌草其根系发达,植株高大,生物质产量高<sup>[38]</sup>,对重金属的绝对富集量较大,这些特点符合Maric<sup>[39]</sup>等提出的重金属污染土壤修复植物的要求,仍然可以较好地起到修复重金属污染土壤的作用。由于生物质产量高,巨菌草对Cu、Cd的绝对富集量较大,通过收割成熟后的巨菌草进行生物质原料加工转化生物质能源,其积累的Cu、Cd进入灰分后,可以考虑将其集中堆放,待技术成熟后进行回收利用<sup>[40]</sup>。从试验结果来看,海州香薷和香根草单位面积生物量并不大,但对Cu、Cd的富集能力较强,绝对富集量较大,也有一定的修复潜力,这与姜理英、杨兵等的研究结果一致<sup>[41-42]</sup>。金黄狗尾草由于干生物量小、富集能力差,不适宜作为修复植物。

本研究在Cu、Cd重度污染土壤上,通过添加石灰改良土壤后,对比分析巨菌草和其它3种植物修复重金属污染土壤的潜力,由于植物对重金属污染土壤的修复效果与土壤中重金属浓度紧密相关<sup>[43]</sup>,今后可以进行不同污染程度土壤上巨菌草与其它3种植物生长状况、重金属富集能力等的研究,进一步阐明巨菌草对重金属污染土壤的修复能力和适用条件;同时还可进行长期生态监测试验,监测石灰与巨菌草联合后土壤-植物系统性质的动态变化,为重金属污染土壤的原位修复以及巨菌草在重金属污染土壤上的规模化种植和应用提供参考。

#### References:

- [1] Mohamed I, Ahamadou B, Li M, Gong C X, Cai P, Liang W, Huang Q Y. Fractionation of copper and cadmium and their binding with soil organic matter in a contaminated soil amended with organic materials. *Journal of Soils and Sediments*, 2010, 10 (6): 973-982.
- [2] Lin Y S, Li B, Zhang X F. Problems of soil environmental security in China. *Environmental Protection*, 2004, (10): 39-42.
- [3] Castaldi P, Santona L, Melis M. Heavy metal immobilization by chemical amendments in a polluted soil and influence on white lupin growth. *Chemosphere*, 2005, 60(3): 365-371.
- [4] Querol X, Alastuey A, Moreno N, Alvarez-Ayuso E, García-Sánchez A, Cama J, Ayora C, Simón M. Immobilization of heavy metals in polluted soils by the addition of zeolitic material synthesized from coal fly ash. *Chemosphere*, 2006, 62 (2): 171-180.
- [5] Long X X, Yang X E, Ni W Z. Current situation and prospect on the remediation of soils contaminated by heavy metals. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(6): 757-762.
- [6] Khan F I, Husain T, Hejazi R. An overview and analysis of site remediation technologies. *Journal of Environmental Management*, 2004, 71(2): 95-112.
- [7] Macek T, Mackova M, Kas J. Exploitation of plants for the removal of organics in environmental remediation. *Biotechnology Advances*, 2000, 18(1): 23-34.
- [8] Alkorta I, Hernández-Allica J, Becerril J M, Amezaga I, Albizu I, Garbisu C. Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 2004, 3(1): 71-90.
- [9] McIntyre T. Phytoremediation of heavy metals from soils. *Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology*, 2003, 78: 97-123.
- [10] Yadav S K. Heavy metals toxicity in plants: an overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress

- tolerance of plants. *South African Journal of Botany*, 2010, 76(2): 167-179.
- [11] Fellet G, Marchiol L, Vedove G D, Peressotti A. Application of biochar on mine tailings: Effects and perspectives for land reclamation. *Chemosphere*, 2011, 83(9): 1262-1267.
- [12] Marchiol L, Assolari S, Sacco P, Zerbini S. Phytoextraction of heavy metals by canola (*Brassica napus*) and radish (*Raphanus sativus*) grown on multicontaminated soil. *Environmental Pollution*, 2004, 132(1): 21-27.
- [13] Hou X C, Fan X F, Wu J Y, Zhu Y, Zhang Y X. Potentiality of Herbaceous Bioenergy Plants in Remediation of Soil Contaminated by Heavy Metals. *Chinese Journal of Grassland*, 2012, 34(1): 59-64, 76-76.
- [14] Lin X S, Lin Z X, Lin D M, Lin H, Luo H L, Hu Y X, Lin C B, Zhu C Z. Effects of different years of planting *Pennisetum* sp. on the plant-and insect diversity in *Pennisetum* sp. communities. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2012, 23(10): 2849-2854.
- [15] Song J, Zhao F J, Luo Y M, McGrath S P, Zhang H. Copper uptake by *Elsholtzia splendens* and *Silene vulgaris* and assessment of copper phytoavailability in contaminated soils. *Environmental Pollution*, 2004, 128(3): 307-315.
- [16] Danh L T, Truong P, Mammucari R, Tran T, Foster N. Vetiver grass, *Vetiveria zizanioides*: a choice plant for phytoremediation of heavy metals and organic wastes. *International Journal of Phytoremediation*, 2009, 11(8): 664-691.
- [17] Guan S Y, Cai X Y, Jiang J S, Lai Z Q, Wang Y. The utilization and optimized cultivation of fragrant root grass. *Prataculture and Animal Husbandry*, 2007, (6): 21-24.
- [18] Lu R K. Soil Agro-chemicalical Analysis. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [19] CNEMC. Soil quality-determination of copper and zinc-Flame atomic absorption spectrophotometry. GB/T 171338—1997. Beijing: Chinese Environmental Protection Bureau, 1997.
- [20] CNEMC. Soil quality-determination of lead, cadmium-graphite furnace atomic absorption spectrometry. GB/T 17141—1997. Beijing: Chinese Environmental Protection Bureau, 1997.
- [21] Chamberlain A C. Fallout of lead and uptake by crops. *Atmospheric Environment*, 1983, 17(4): 693-706.
- [22] Lan C Y, Shu W S, Wong M H. Reclamation of Pb/Zn mine tailings at Shaoguan, Guangdong Province, People's Republic of China: The role of river sediment and domestic refuse. *Bioresource Technology*, 1998, 65(1/2): 117-124.
- [23] Du Z M, Hao J S, Zhou J, Gao Q Y. Effects of four amendments on Cu and Cd forms and soil enzyme activity in Cu-Cd polluted soil. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(10): 1507-1512.
- [24] Zhou Q X, Song Y F. The Principle and Method of Remediation of Contaminated Soil. Beijing: Science Press, 2004: 317-319.
- [25] Chou L, Garrels R M, Wollast R. Comparative study of the kinetics and mechanisms of dissolution of carbonate minerals. *Chemical Geology*, 1989, 78(3/4): 269-282.
- [26] Gray C W, McLaren R G, Roberts A H C, Condron L M. Sorption and desorption of cadmium from some New Zealand soils: effect of pH and contact time. *Australian Journal of Soil Research*, 1998, 36(2): 199-216.
- [27] Huang C Y. Soil Science. Beijing: China Agriculture Press; 2000: 209-212.
- [28] Gerritsen R G, Van Driel W. The relationship between adsorption of trace metals, organic matter and pH in temperate soils. *Journal of Environmental Quality*, 1984, 13: 197-204.
- [29] Hooda P S, Alloway B J. Cadmium and Lead sorption behaviour of selected English and Indian soils. *Geoderma*, 1998, 84(1/3): 121-134.
- [30] Du C Y, Zu Y Q, Li Y. Effect of liming and pig manure application on fractions of Cd, Pb and Zn in soil and their accumulation in Chinese cabbage. *Ecology and Environment*, 2007, 16(6): 1710-1713.
- [31] Kong X S, Zhang M X, Guo X P. Effect of cadmium toxicity on cell membrane permeability and protective enzyme activity of maize seedling. *Agro-environmental Protection*, 1999, 18(3): 133-134.
- [32] Liu C S, Shi Y X, Ma L, Ye Y L, Yang J H, Zhang F S. Effect of excessive copper on growth and metabolism of apple trees. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2000, 6(4): 451-456.
- [33] Schmer M R, Vogel K P, Mitchell R B, Perrin R K. Net energy of cellulosic ethanol from switchgrass. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2008, 105(2): 464-469.
- [34] Boe A, Beck D L. Yield components of biomass in switchgrass. *Crop Science*, 2008, 48(4): 1306-1311.
- [35] Chinese Academy of Sciences, China Flora Editorial Board. Flora of China (The tenth volume first volume). Beijing: Science Press, 1990: 200-201.
- [36] Xie G H, Guo X Q, Wang X, Ding R E, Hu L, Cheng X. An overview perspectives of energy crop resources. *Resources Science*, 29(5): 74-80.
- [37] Hou X C, Fan X F, Wu J Y, Zuo H T. Evaluation for production potentials of bioenergy grasses grown in abandoned Sandpits in Beijing Suburb. *Journal of Natural Resources*, 2011, 26(10): 1768-1774.
- [38] Wei S H, Yang C J, Zhou Q X. Hyperaccumulative characteristics of 7 widely distributing weed species in composite family especially *Bidens pilosa* to heavy metals. *Environmental Science*, 2008, 29(10): 2912-2918.
- [39] Maric M, Antonijevic M, Alagic S. The investigation of the possibility for using some wild and cultivated plants as hyperaccumulators of heavy metals from contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 2013, 20(2): 1181-1188.

- [40] Wei S H, Zhou Q X, Liu R. Utilization of weed resource in the remediation of soils contaminated by heavy metals. *Journal of Natural Resources*, 2005, 20(3): 432-440.
- [41] Jiang L Y, Yang X E, Ye Z Q, Shi W Y. Uptake and accumulation of Cu and Zn in *Elsholtzia splendens* and *Elsoltzia argyi*. *Journal of Agro-Environment Science*, 2003, 22(5): 524-528.
- [42] Yang B, Lan C Y, Shu W S. Growth and heavy metal accumulation of *Vetiveria zizanioides* grown on lead/zinc mine tailings. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(1): 45-50.
- [43] Yan A L, Wu T T, Wang Y B, Zhang X Q. The characteristics of cadmium tolerance and accumulation in three kinds of ornamental plants. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(9): 2491-2498.
- 参考文献:**
- [2] 林玉锁, 李波, 张孝飞. 我国土壤环境安全面临的突出问题. *环境保护*, 2004, (10): 39-42.
- [5] 龙新完, 杨肖娥, 倪吾钟. 重金属污染土壤修复研究的现状与展望. *应用生态学报*, 2002, 13(6): 757-762.
- [13] 候新村, 范希峰, 武菊英, 朱毅, 张永侠. 草本能源植物修复重金属污染土壤的潜力. *中国草地报*, 2012, 34(1): 59-64, 76-76.
- [14] 林兴生, 林占嬉, 林冬梅, 林辉, 罗海凌, 胡应习, 林春柏, 朱朝枝. 不同种植年限的巨菌草对植物和昆虫多样性的影响. *应用生态学报*, 2012, 23(10): 2849-2854.
- [17] 管淑艳, 蔡小艳, 蒋建生, 赖志强, 王影. 香根草的利用及其优化栽培. *草业与畜牧*, 2007, (6): 21-24.
- [18] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [19] 中国环境监测总站. 土壤质量-铜、锌的测定-火焰原子吸收分光光度法. GB/T 171338-1997. 北京: 中国环境保护局, 1997.
- [20] 中国环境监测总站. 土壤质量-铅、镉的测定-石墨炉原子吸收分光光度法. GB/T 17141- 1997. 北京: 中国环境保护局, 1997.
- [23] 杜志敏, 郝建设, 周静, 高倩圆. 四种改良剂对 Cu、Cd 复合污染土壤中 Cu、Cd 形态和土壤酶活性的影响. *生态环境学报*, 2011, 20(10): 1507-1512.
- [24] 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: 317-319.
- [27] 黄昌勇. 土壤学. 北京: 中国农业出版社, 2000: 209-212.
- [30] 杜彩艳, 祖艳群, 李元. 施用石灰对 Pb、Cd、Zn 在土壤中的形态及大白菜中累积的影响. *生态环境*, 2007, 16(6): 1710-1713.
- [31] 孔祥生, 张妙霞, 郭秀璞. Cd<sup>2+</sup>毒害对玉米幼苗细胞膜透性及保护酶活性的影响. *农业环境保护*, 1999, 18(3): 133-134.
- [32] 刘春生, 史衍玺, 马丽, 叶优良, 杨吉华, 张福锁. 过量铜对苹果树生长及代谢的影响. *植物营养与肥料学报*, 2000, 6(4): 451-456.
- [35] 中国科学院中国植物志编辑委员会. 中国植物志(第十卷第一分册). 北京: 科学出版社, 1990: 200-201.
- [36] 谢光辉, 郭兴强, 王鑫, 丁荣娥, 胡林, 程序. 能源作物资源现状与发展前景. *资源科学*, 2007, 29(5): 74-80.
- [37] 侯新村, 范希峰, 武菊英, 左海涛. 京郊挖沙废弃地能源草生产潜力评价. *自然资源学报*, 2011, 26(10): 1768-1774.
- [38] 魏树和, 杨传杰, 周启星. 三叶鬼针草等 7 种常见菊科杂草植物对重金属的超富集特征. *环境科学*, 2008, 29(10): 2912-2918.
- [41] 姜理英, 杨肖娥, 叶正钱, 石伟勇. 海州香薷和紫花香薷对 Cu、Zn 的吸收和积累. *农业环境科学学报*, 2003, 22(5): 524-528.
- [42] 杨兵, 蓝崇钰, 束文圣. 香根草在铅锌尾矿上生长及其对重金属的吸收. *生态学报*, 2005, 25(1): 45-50.
- [43] 燕傲蕾, 吴亭亭, 王友保, 张旭情. 三种观赏植物对重金属镉的耐性与积累特性. *生态学报*, 2010, 30(9): 2491-2498.