

土壤重金属污染植物修复的紫云英调控研究

龙安华¹, 倪才英^{1*}, 曹永琳², 黄贵凤³, 王璞阳³

(1 江西师范大学地理与环境学院, 南昌 330022; 2 江西省环境监测中心站, 南昌 330046;

3 江西省贵溪市环境保护局, 江西贵溪 335400)

摘要: 有机调控是植物修复土壤重金属污染的有效措施之一, 为研究绿肥——紫云英的调控效果, 实验于 2004 年 3—12 月选取江西省贵溪市冶炼厂周边受重金属污染的大田进行研究。结果表明, 紫云英处理显著降低土壤重金属浓度和土壤综合污染指数, 下降幅度与 CK 比呈极显著差异; 除土壤 Zn、Cd 浓度和土壤重金属多因子综合污染指数的下降幅度显著低于有机试剂处理, 其他与有机试剂处理均无显著差异; 紫云英处理与“紫云英+有机试剂”的交互作用处理相比, 土壤重金属浓度和土壤综合污染指数的下降幅度无显著差异。海洲香薷对 Cu、Zn、Pb、Cd 都有不同程度的富集, 富集系数评价表明, 紫云英处理、有机试剂处理及其交互作用处理与 CK 相比, 海洲香薷对重金属元素的富集有显著提高, 紫云英处理对植物富集重金属的影响介于有机试剂处理与其交互作用处理之间。

关键词: 重金属; 绿肥; 紫云英; 调控

中图分类号: X53

贵溪冶炼厂位于江西省贵溪市东北约 4 km 处, 是国家在贵溪市兴建的一个大型现代化铜冶炼厂。该厂由点源和面源向空气中排放的主要是 SO₂ 和粉尘, 废水中排放的主要污染物为 Cu、Zn、Pb、Cd、As 等重金属元素。已有研究表明该地区土壤重金属污染已非常严重, 并造成巨大的社会危害和经济损失^[1]。修复植物海洲香薷是中国境内发现的 Cu 的耐性植物, 能较好地用于铜冶炼厂污染土壤的修复^[2], 但单独种植的修复效果较低, 为提高海洲香薷的修复效果, 有必要进行螯合诱导强化措施。实验证明, 植物修复技术的成功与否依赖于重金属在土壤中的生物有效性^[3], 向土壤中施加螯合剂(如 EDTA、DTPA、柠檬酸等)能够活化土壤中的重金属, 提高重金属的生物有效性, 促进植物吸收^[4]。因此人们试图通过外加有机物, 提高土壤重金属的溶解、迁移能力, 以增加植物对重金属的吸收、累积, 从而提高植物修复效率和缩短修复周期。目前, 螯合诱导修复作为一种强化植物提取技术倍受关注和青睐, 人工螯合剂、有机酸、水溶性有机质等是常被用来作为螯合诱导的物质^[5-6]。但在田间应用时, 这些外加物质可能因为使用控制不当而导致地下水污染, 或因为施加含量过高而对土壤生态系统产生副作用, 容易造成对水土环境的二次污染^[7-9]。

施用有机肥是较理想的措施, 因为它既能活化土

肥土壤, 促进修复植物生长, 且能降低环境二次污染的程度。为此, 本研究综合该区域的自然条件, 以海洲香薷为修复植物, 选用当地绿肥——紫云英为土壤重金属的活化剂研究其调控及促进植物修复的效果。

1 材料与实验方法

1.1 材料

1.1.1 实验区基本状况 大田实验区位于江西省贵溪市冶炼厂附近滨江乡的受污染区, 属亚热带季风气候, 干湿冷暖, 四季分明, 雨量充沛, 无霜期长, 全年平均温度 17.5℃, 年均降水量 1149.7 mm。实验点为贵溪冶炼厂排水下游附近水泉村的农田。大田土壤基本性质见表 1。

表 1 供试大田土壤的基本理化性质
Table 1 Soil properties of the field in the experiment

pH (H ₂ O) (1:2.5)	全 Cu (mg/kg)	全 Zn (mg/kg)	全 Pb (mg/kg)	全 Cd (mg/kg)
4.93	261.7	55.7	31.4	3.1

1.1.2 调控试剂 有机盐 EDTA(EDTA-Na₂)、有机酸(草酸、柠檬酸), 均为分析纯试剂配制成 12 mmol/L 的溶液。

①基金项目: 江西省教育厅科技项目(20021203)、江西师范大学博士启动基金和江西师范大学青年成长基金资助。

* 通讯作者(ncy1919@yahoo.com.cn)

作者简介: 龙安华(1981—), 男, 江西泰和人, 硕士研究生, 主要从事区域环境污染的治理与评价、土壤重金属污染的生态修复研究。E-mail: lionk812@yahoo.com.cn

1.1.3 供试植物 紫云英 (*Astragalus sinicus* L., 又名红花草), 豆科黄芪属, 是我国稻田主要的绿肥作物, 为一年生或越年生草本, 本实验所选品种为余江大叶子 (其重金属含量本底值忽略不计); 海洲香薷 (*Elsholtzia splendens* Nakai ex F. Maekawa, 俗称铜草花), 种子采自浙江诸暨废矿区, 为唇形科一年生草本植物, 能在 Cu 含量很高的土壤中茂密生长^[11], 该植物在环境污染治理、矿区植被恢复、植物找矿及对重金属的耐受机理等方面已有较多研究^[12-13]。

1.2 实验与方法

1.2.1 大田试验处理 ①将试验区分成 4 列, 每列 9 个小区, 每小区 2 m × 2 m (四周离小区 50 cm 左右设保护行), 分好区后用五点法采集相应小区 0~20 cm 土层土壤作为原土样。②海洲香薷 4 月份中旬播种于蔬菜地, 进行常规管理, 5 月初移栽于实验区; 其中第一、第二列翻埋紫云英 (绿肥, 每小区 5 kg 鲜草) 后种植 (小区内每间隔 5 cm 种植 1 株, 并分不同时段进行追肥); 第三、四列不翻埋紫云英, 直接种植。③第二、第三列设 EDTA、草酸、柠檬酸 3 种处理, 每列每处理 3 重复, 第四列 CK 处理在不翻埋紫云英的情况下, 不施用有机试剂。④收获海洲香薷前一周进行有机试剂调控处理, 在每小区于根部分别喷洒 EDTA、草酸、柠檬酸试剂 208 mmol/L, 1 周后将海洲香薷根、茎叶分开收获, 并采集相应小区 0~20 cm 表土。

1.2.2 样品前处理 ①土壤样品的前处理: 现场采得土壤样品, 用聚乙烯塑料袋装好封口带回实验室, 经自然风干、除杂、混合均匀后, 再用烘箱烘干, 用碾钵将样品研磨过 100 目尼龙筛, 用四分法进行缩分, 从中取出 500~1000 g 样品, 分装在用硝酸处理过的广口聚乙烯塑料瓶中, 并加入浓硝酸酸化, 使 pH 达到 3.5 以防止重金属离子的沉淀或吸附于容器表面而导

致损失, 处理后可长期低温保存。土壤样品的分解方法采用“浓硝酸—浓盐酸—高氯酸—氢氟酸”四酸法消解^[14]。②植物样品的前处理: 带回实验室的植物样品, 用自来水将其表面的泥土冲洗干净, 再用超纯蒸馏水漂洗, 晾干后用不锈钢刀切碎, 取全株茎叶进行分析, 植物湿样放入 80 °C 电热干燥箱中烘至恒重成干样。植物干样用植物粉碎机粉碎后, 用四分法逐步缩分得待测植物样, 装入硝酸处理过的聚乙烯塑料袋或广口聚乙烯塑料瓶中, 放入干燥器中保存备用。植物样品的分解方法采用全分解方法^[15]。

1.2.3 测定方法 土样 pH 值的测定采用雷兹 PXS-215 型离子酸度计, 用玻璃电极法进行测定, 标准缓冲溶液的浓度分别为 pH = 4.003, pH = 6.865, pH = 9.080。

经消解处理后的土壤及植物样品溶液, 选取 Cu、Zn、Pb、Cd 等重金属元素进行测定, 测定方法采用国家标准方法, 用 3510 型原子吸收分光光度计测定。其中 Cu 依据: GB/T 5009.13-1996, 最低检出限为 1.0 mg/kg; Zn 依据: GB/T 5009.14-1996, 最低检出限为 0.4 mg/kg; Pb 依据: GB/T 5009.12-1996, 最低检出限为 5 μg/kg; Cd 依据: GB/T 5009.15-1996, 最低检出限为 0.1 μg/kg, 土样及植物样品中的重金属含量均为样品的干基含量 (以 mg/kg 计)。

1.2.4 数据处理 测定结果用 Excel 2003 和 SPSS 11.5 进行数据整理、计算和分析。

2 结果与分析

2.1 土壤重金属的特性分析

2.1.1 处理前后土壤重金属的浓度比较 从表 2 浓度变化结果可知, 紫云英处理和其他处理均显著降低土壤重金属元素的浓度, 说明海洲香薷能较好吸收

表 2 不同处理前后土壤重金属浓度的变化 (mg/kg)

Table 2 Variation of contents of heavy metals with treatments

处理	Cu	Zn	Pb	Cd
CK	4.10 ± 0.26 A	3.50 ± 0.08 A	0.49 ± 0.03 A	0.12 ± 0.02 A
草酸	9.10 ± 1.02 B	5.10 ± 0.24 B	0.70 ± 0.07 B a	0.19 ± 0.00 B a
柠檬酸	12.40 ± 0.96 B	4.70 ± 0.36 B	0.80 ± 0.04 B a	0.17 ± 0.03 B a
EDTA	12.10 ± 0.47 B	5.40 ± 1.13 B	0.70 ± 0.13 B a	0.19 ± 0.05 B a
紫云英	13.30 ± 1.48 B	9.20 ± 0.42 C	0.98 ± 0.07 B	0.35 ± 0.07 B b
草+紫	12.30 ± 2.61 B	7.70 ± 0.57 C	0.99 ± 0.11 B b	0.29 ± 0.05 B
柠+紫	9.45 ± 0.21 B	9.60 ± 0.07 C	0.96 ± 0.09 B b	0.28 ± 0.03 B
E+紫	12.70 ± 2.47 B	8.40 ± 0.18 C	1.10 ± 0.15 B b	0.33 ± 0.06 B

注: S₀ 表示处理前土样; S 表示处理后土样; “紫”表示紫云英处理; “草+紫”表示草酸与紫云英的联合处理; “E+紫”表示 EDTA 与紫云英的联合处理; “柠+紫”表示柠檬酸与紫云英的联合处理 (下同)。同一列内不同大写字母表示差异显著水平达 p < 0.01; 同一列内不同小写字母表示差异显著水平达 p < 0.05。

土壤重金属元素，证实海洲香薷可作为重金属污染区域的修复植物，与前人的相关研究吻合^[16]。

2.1.2 处理前后土壤环境质量评价 综合污染指数全面反映各污染物对土壤污染的不同程度，也可反映耐性植物修复土壤重金属污染对土壤环境质量的影 响，因此用综合污染指数评定和划分土壤质量等级来

反映植物修复及其调控效果更为客观。基于土壤 pH 值 <6.5 (表 1)，评价标准采用国家土壤环境质量标准 (GB15618-1995)中的二级标准值；评价模式选用单因子综合污染指数评价和内梅罗多因子综合污染指数评价^[18]；评价结果按中国绿色食品发展中心推荐的分级标准进行土壤污染分级^[19]。

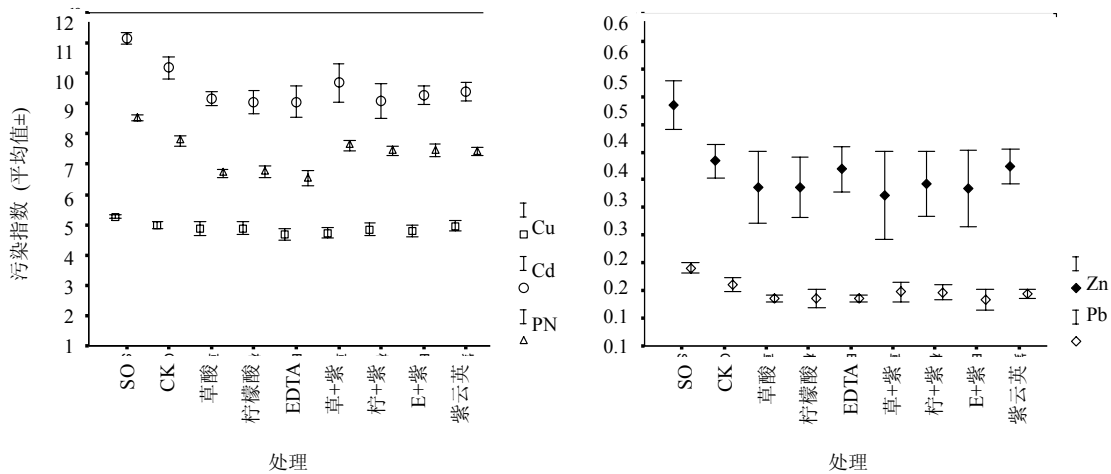


图 1 不同处理土壤重金属的综合污染指数 p<0.05 可信区间比较

Fig. 1 Difference between treatments in p<0.05 confidence interval of comprehensive pollution index of soil heavy metals

从图 1 可知，由多因子综合污染指数 P_N 看，处理前土壤重金属含量已严重超标，主要是因为其周边农田的灌溉水已经受到了很大程度的污染，另外污染源排放的重金属粉尘颗粒在大气中的沉降也是农田土壤重金属含量超标的又一原因；从单因子综合污染指数来看，农田主要超标和污染因子是重金属 Cu 和 Cd，达到了重度污染等级，特别是该地区 Cd 污染造成大量的“镉米”及其他重金属元素含量的超标，故该地区的粮食应警戒食用，而 Zn 和 Pb 还属于安全级，但与污染严重的 Cu、Cd 含量之间有极大的相关性 (表 3)。

表 3 处理前土样重金属元素间的相关系数

Table 3 Correlation coefficients between heavy metals in the soil before treatment

	Cu	Zn	Pb	Cd
Cu	1	0.615*	0.597*	-0.433*
Zn		1	0.766**	-0.638**
Pb			1	-0.630**
Cd				1

* p<0.05 差异显著；** p<0.01 差异显著，n = 16。

不同处理小区的土壤经过海洲香薷修复后，重金属综合污染指数均显著降低。由多因子综合污染指数看，紫云英处理与草酸、柠檬酸、EDTA 处理差异显著，与其交互作用无显著差异。从单因子综合污染指数看，紫云英处理及其他处理的单因子综合污染指数均显著降低；紫云英处理对 Cu 综合污染指数的下降幅度与其他处理之间均无显著差异，对 Zn、Pb、Cd 综合污染指数的下降幅度与 CK 之间差异显著；即紫云英处理对单因子综合污染指数的下降幅度与有机试剂处理及其交互作用处理之间均无显著差异。因此，预计经过多次植物修复并辅以紫云英的调控作用，有望能更好修复土壤重金属污染，缩短修复时间、成本，大大降低污染带来的其他损失，促进土壤资源的可持续利用。

2.2 修复植物的特性分析

从表 4 结果可以看出，紫云英处理、有机试剂处理及其交互作用处理与对照处理相比，海洲香薷的茎叶所含重金属元素的浓度较高，且紫云英处理的小区生物量（地上部分）均比其他处理的小区高。说明施用绿肥有促进海洲香薷吸收和转运土壤重金属的作用，这与有机肥能培肥土壤，促进植物的生长，达到促进重金属的吸收和转运的结果是一致的^[20-21]。从图 2 可看出，CK 小区，海洲香薷移取重金属的总量最少；

表 4 各处理中海洲香薷茎叶中所含重金属元素的浓度 (mg/kg) 及小区生物量 (kg)
Table 4 Heavy metals concentration and biomass of *E.splendens* leaves and stems in different treatments

处理	Cu	Zn	Pb	Cd	生物量
CK	211.9 ± 1.5	125.4 ± 0.3	20.0 ± 0.7	5.7 ± 0.1	6.7 ± 1.6
草酸	308.1 ± 2.4	135.0 ± 1.3	23.8 ± 1.0	5.5 ± 0.6	12.2 ± 1.3
柠檬酸	349.5 ± 1.4	136.6 ± 0.6	21.0 ± 1.5	5.6 ± 1.0	12.0 ± 0.9
EDTA	329.2 ± 0.9	149.0 ± 0.7	20.7 ± 1.2	5.7 ± 0.1	13.2 ± 2.2
草+紫	329.8 ± 1.0	147.0 ± 2.7	28.9 ± 1.0	6.1 ± 1.5	15.6 ± 2.3
柠+紫	321.8 ± 2.7	135.6 ± 1.1	32.3 ± 2.3	5.8 ± 0.2	15.8 ± 2.8
E+紫	363.5 ± 5.2	130.1 ± 7.1	32.6 ± 4.7	6.2 ± 0.0	14.9 ± 3.0
紫云英	268.9 ± 5.4	143.9 ± 1.6	26.3 ± 0.1	6.4 ± 0.3	17.0 ± 0.3

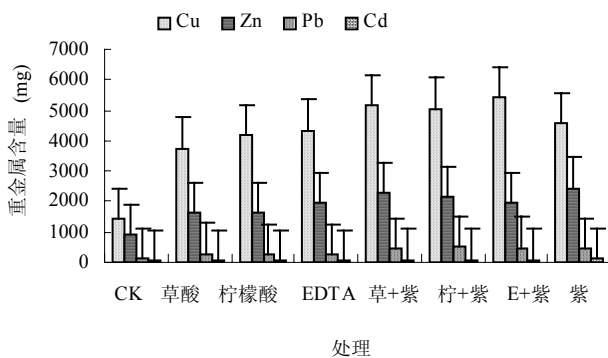


图 2 不同处理小区总的重金属移除量

Fig. 2 Total removal of heavy metals in different treatments

紫云英处理与其他处理的小区, 海洲香薷移取土壤重金属的总量显著增加。说明紫云英处理、有机试剂处理及其交互作用处理能起到活化土壤重金属, 促进海洲香薷吸收的作用。

同时, 表 4 结果显示海洲香薷对重金属元素都有不同程度的富集。由于以上分析了此区域土壤重金属的本底值浓度较高, 所以海洲香薷对 Cu、Pb、Zn、Cd 的富集也表现出较高的浓度。为反映海洲香薷在不同处理中对重金属元素的富集能力, 本文采用富集系数 (K) 进行定量评价, 富集系数的计算公式为:

$$K = \frac{Coi}{Cei}$$

式中: Coi 为受检植物体内某种重金属元素的含量 (mg/kg); Cei 为受检植物所在土壤环境中重金属的浓度 (mg/kg)。

K 值大小表明受检植物对环境中重金属的富集能力, 富集系数愈大表明植物越易从土壤中吸收该元素, 即该元素的迁移转化性越强。

从图 3 可看出, 相同处理海洲香薷对重金属元素的富集顺序为: Zn、Cd > Cu > Pb; 不同处理海洲香薷对重金属元素的富集能力存在一定差异。草酸、柠

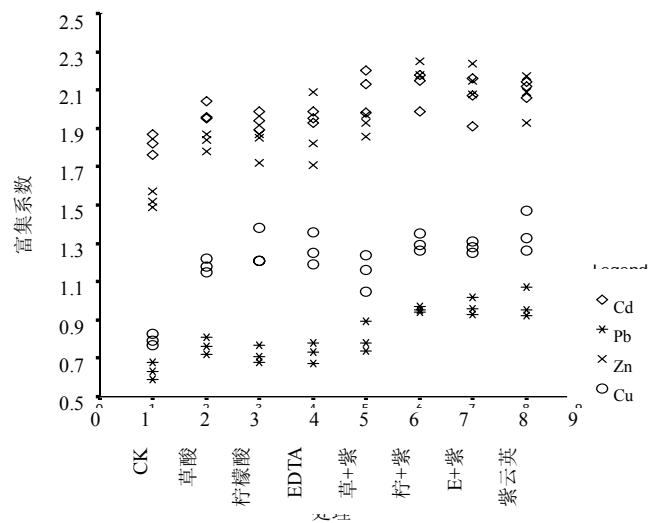


图 3 不同处理海洲香薷的富集系数比较

Fig. 3 Enrichment coefficient of *E. splendens* in different treatments

檬酸和 EDTA 单独使用对海洲香薷的富集起到很大的促进作用, 这与有关的前人研究是相吻合的^[22-24]; 紫云英处理及其与有机试剂的交互作用处理对海洲香薷的富集也有很大的促进作用。其中, 紫云英处理、有机试剂处理及其交互作用处理对海洲香薷的富集系数与 CK 相比均显著增加, 且紫云英处理对海洲香薷的富集系数与有机试剂处理及其交互作用处理之间无显著差异。鉴于考虑修复成本及对水土环境的扰动性问题, 有机试剂处理及其与紫云英交互作用处理缺少在实际中推广应用的优点; 而紫云英调控节省成本、培肥土壤, 同时可避免施用有机试剂不当导致的二次污染问题, 所以值得在实际中推广应用。

3 结论

(1) 紫云英处理与 CK 相比, 土壤重金属浓度、土壤综合污染指数显著降低; 海洲香薷富集效果显著,

小区生物量显著增加。

(2) 紫云英处理对土壤 Zn、Cd 浓度和土壤重金属多因子综合污染指数的下降幅度均显著低于有机试剂处理, 对土壤 Cu、Zn 浓度和单因子综合污染指数的下降幅度与有机试剂处理无显著差异; 同时, 海洲香薷对重金属元素的富集量与有机试剂无显著差异, 但小区生物量有所增加。

(3) 紫云英处理与“紫云英+有机试剂”的交互作用处理相比, 土壤重金属浓度和土壤综合污染指数的下降幅度均无显著差异, 海洲香薷对重金属的富集量也无显著差异, 但小区生物量有所增加。

(4) 紫云英既克服有机试剂可能带来二次污染的缺点, 又是良好的天然有机肥, 在活化土壤重金属的同时, 能提高土壤肥力, 增加小区修复植物的生物量, 达到促进海州香薷的生长和吸收土壤重金属的目的, 为土壤重金属污染的绿色修复找到了一种既廉价又实用的环保调控技术。

(5) 紫云英是我国稻田的常用绿肥, 能有效活化土壤重金属, 提高海洲香薷的吸收效率, 达到减少土壤重金属含量的目的。故可以考虑在适宜区推广此绿色有机调控措施。

参考文献:

- [1] 孙华, 张桃林, 孙波. 江西省贵溪市污灌水田重金属污染状况评价研究. 农业环境保护, 2001, 20 (6): 405-407
- [2] Jiang LY, Yang XE, Shi WY. Uptake, distribution and accumulation of copper in plants of two ecotypes of *Elsholtzia*. *Pedosphere*, 2003, 13 (4): 359-366
- [3] 施积炎, 陈英旭, 林琦, 王远鹏. 根分泌物与微生物对污染土壤重金属活性的影响. 中国环境科学, 2004, 24 (3): 316-319
- [4] Wu LH, Luo YM, Xing XR, Christie P. EDTA-enhanced phytoremediation of heavy metal contaminated soil with Indian mustard and associated potential leaching risk. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2004, 102: 307-318
- [5] Halim M, Conte P, Piccolo A. Potential availability of heavy metals to phytoextraction from contaminated soils induced by exogenous humic substances. *Chemosphere*, 2003, 52, 265-275
- [6] 骆永明. 强化植物修复的螯合诱导技术及其环境风险. 土壤, 2000, 32 (2): 57-61
- [7] Madrid F, Liphadzi MS, Kirkham MB. Heavy metal displacement in chelate-irrigated soil during phytoremediation. *Journal of Hydrology*, 2003, 272: 107-119
- [8] Römken P, Bouwman N, Japenga J, et al. Potentials and drawbacks of chelate-enhanced phytoremediation of soils. *Environmental Pollution*, 2002, 116: 109-121
- [9] 吴龙华, 骆永明, 章海波. 有机络合强化植物修复的环境风险研究. 土壤, 2001, 33 (4): 189-192
- [10] 张连忠, 路克国, 王宏伟, 杨吉华. 重金属镉、铜在苹果幼树体内的分布特性及生物有机肥对减少重金属效应的研究. 水土保持学报, 2004, 18 (3): 123-126
- [11] 刘盛祥主编. 植物资源学. 2版. 武汉: 武汉出版社, 1994: 245
- [12] 张玉秀, 柴团耀. 植物耐重金属机理研究进展. 植物学报, 1999, 41 (5): 453-457
- [13] 龙健, 黄昌勇, 滕应, 姚槐应. 铜矿尾矿库土壤—海洲香薷 (*Elsholtzia harchowensis*) 植物体系的微生物特征研究. 土壤学报, 2004, 41 (1): 120-125
- [14] 鲁如坤主编. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 1999: 226
- [15] 中国环境监测总站编著. 土壤元素的近代分析方法. 北京: 中国环境科学出版社, 1992: 64-73
- [16] 柯文山, 席红安, 杨毅, 王万贤, 陈世俭. 大冶铜绿山矿区海州香薷 (*Elsholtzia hai-chowensis*) 植物地球化学特征分析. 生态学报, 2001, 21 (6): 907-912
- [17] Ni CY, Shi JY, Luo YM, Chen YX. “Co-culture engineering” for enhanced phytoremediation of metal contaminated soils. *Pedosphere*, 2004, 14 (4): 475-482
- [18] 李秋洪, 姜达炳. 无公害农产品基地环境质量评价指标体系与评价方法. 农业环境与发展, 1998, 15 (3): 13-16
- [19] 中国绿色食品发展中心. 绿色食品产地环境质量现状评价纲要 (试行). 山东: 济南, 1994
- [20] 李波, 青长乐, 周正宾, 杨青敏. 肥料中氮磷和有机质对土壤重金属行为的影响及在土壤治污中的应用. 农业环境保护, 2000, 19 (6): 375-377
- [21] Zhang MK, Ke ZX. Copper and zinc enrichment in different size fractions of organic matter from polluted soils. *Pedosphere*, 2004, 14 (1): 27-36
- [22] 倪才英, 田光明, 骆永明, 陈英旭. 有机化合物和硝酸溶液对复合污染土壤中 Cu、Pb、Zn 释放的影响. 土壤学报, 2004, 41 (1): 237-244
- [23] 蒋先军, 骆永明, 赵其国, 葛元英. 镉污染土壤植物修复的 EDTA 调控机理. 土壤学报, 2003, 40 (2): 205-209
- [24] 吴龙华, 骆永明, 黄焕忠. 铜污染土壤修复的有机调控研究 I. 可溶性有机物和 EDTA 对污染红壤铜的释放作用. 土壤, 2000, 32 (2): 62-66

Effect of *Astragalus sinicus* L. on Phytoremediation of Heavy-Metals-Polluted Soil

LONG An-hua¹, NI Cai-ying¹, CAO Yong-lin², HUANG Gui-feng³, WANG Pu-yang³

(1 Institute of geography and environment, Jiangxi Normal University, Nanchang 330022, China; 2 Environmental monitoring centre of Jiangxi Province, Nanchang 330046, China; 3 Guixi Environmental Protection Administration of Jiangxi Province, Guixi, Jiangxi 335400, China)

Abstract: Phytoremediation is an effective measure to eliminate heavy metals, contaminants from soils, an experiment was carried out during March – Dec. 2004, on effect of a green manure crop, Chinese milk vetch (*Astragalus sinicus* L.) in a field of heavy metals contaminated soil in the vicinity of a smeltery in Guixi City of Jiangxi Province. Results showed that cultivation of milk vetch significantly lowered concentrations of heavy metals and soil comprehensive pollution index, and more or less the same as the treatments of organic reagents, except for effect on decreasing Zn and Cd concentrations and comprehensive heavy metal pollution index, which were not so big in scale. When compared with the treatment of milk vetch + organic reagents, the treatment of milk vetch did not differ much in heavy metal concentrations and comprehensive pollution index. *Elsholtzia splendens* Nakai ex F. Maekawa by *A. sinicus* enriches Cu, As, Pb and Cd to a varying extent. The evaluation of enrichment coefficients indicate that the plant is much higher than milk vetch and milk vetch + organic reagent in heavy metal enrichment, and the treatment of milk vetch lies in between the treatment of organic reagent and the treatment of milk vetch + organic reagent in effect on plant enrichment of heavy metals.

Key words: Heavy metals, Green manure, *Astragalus sinicus* L., Controlling