

蜈蚣草耐铅、铜、锌毒性和修复能力的研究

安志装, 陈同斌*, 雷 梅, 肖细元, 廖晓勇

(中国科学院地理科学与资源研究所环境修复室, 北京 100101)

摘要: 重金属复合污染是主要土壤污染类型之一。为了探明蜈蚣草修复土壤重金属复合污染的能力, 土培试验研究了分别添加不同浓度铅、铜、锌条件下蜈蚣草生物量变化, 结果表明, 不同浓度铅和较低浓度锌处理下蜈蚣草生物量呈显著性地增加, 土壤 Pb、Zn 添加浓度分别为 1750 mg/kg 和 1350 mg/kg, 蜈蚣草生物量最大。说明蜈蚣草有极强的耐 Pb、Zn 毒性能力, 能在较高有效态 Pb 或 Zn 污染土壤上正常生长。蜈蚣草具有一定的耐 Cu 毒性能力, 在 Cu 耐性方面, 蜈蚣草可能存在生态型的差异。以上结果说明, 利用蜈蚣草修复萃取 Pb-As, Zn-As, Cu-As 等复合污染土壤上 As 有重要的意义。

关键词: 蜈蚣草; 铅, 铜, 锌; 耐性

Tolerance of *Pteris vittata* L. to Pb, Cu and Zn

AN Zhi-Zhuang, CHEN Tong-Bin, LEI Mei, XIAO Xi-Yuan, LIAO Xiao-Yong

(Laboratory of Environmental Remediation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(12): 2594~2598.

Abstract: Combination contamination of heavy metals is one of important soil contamination types. A greenhouse experiment was carried out to determine the degree of tolerance of *Pteris vittata* L. to Pb, Cu, and Zn and whether it could be applied to phytoremediation and revegetation of soils contaminated with As and other heavy metals such as Pb, Cu, and Zn. In the presence of As with 400 mg/kg, they were added at rates of 0, 250, 500, 1000, 1500, 2000 mg/kg of Pb as $\text{Pb}(\text{CH}_3\text{COO})_2$, 0, 500, 750, 1000, 1500 mg/kg of Cu as $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, and 0, 500, 1000, 2000, 3000 mg/kg of Zn as $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, respectively. Results showed that biomass of *P. vittata* L. was significantly increased treated with different concentrations of Pb, and with the lower concentrations of Zn. *P. vittata* L. had the highest biomass, when dose of the application of Pb or Zn was 1750 mg/kg, 1350 mg/kg, respectively. It was suggested that *P. vittata* L. had high tolerance to Pb, Zn, which could normally grow on soils with very high DTPA-extractable Pb or Zn concentration. *P. vittata* L. could tolerate a certain concentration of Cu (< 500 mg/kg), and perhaps there were ecotype differences in tolerance to Cu. It was suggested that there was of significance that use of *P. vittata* L. could efficiently phytoextract As from soils contaminated with Pb, Zn and As.

基金项目: 国家重大基础研究前期研究专项资助项目(2002CCA03800); 国家自然科学基金重点资助项目(40232022); 北京市自然科学基金重大资助项目(6990002)

收稿日期: 2003-07-14; **修订日期:** 2003-10-20

作者简介: 安志装(1969~), 男, 河南商丘人, 博士, 主要从事重金属污染环境的植物修复。

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: chentb@igsnr.ac.cn

Foundation item: National Basic Research Program of China (No. 2002CCA03800), National Natural Science Foundation of China (No. 40232022) and Natural Science Foundation of Beijing (No. 6990002)

Received date: 2003-07-24; **Accepted date:** 2003-10-20

Biography: AN Zhi-Zhuang, Ph. D., main research field: phytoremediation of environment contaminated with heavy metals.

Key words: *P. vittata* L.; Pb, Cu, Zn; tolerance

文章编号:1000-0933(2003)12-02594-05 中图分类号:X53 文献标识码:A

矿产资源的开采、冶炼以及含砷和其它金属制品的使用常常导致周围环境砷与其它金属元素的复合污染,如多种木材防腐剂 CCA (chromated-copper-arsenate) 的使用带来环境 As-Cu、As-Zn 的复合污染^[1,2], PbHAsO₄ 农药的长期使用造成 As-Pb 元素在土壤中的累积,二者含量高出土壤背景值 25~35 倍^[3]。重金属污染不仅破坏土壤生态环境,导致生物多样性的下降,而且还直接影响作物的产量和品质,威胁人类健康。因此,治理土壤重金属污染尤其是复合污染成为人们共识。

植物修复是当前治理污染环境的一个研究热点,超富集植物是植物修复的关键材料。蜈蚣草(*P. vittata* L.)作为一种砷超富集植物,不仅有较强的耐砷和富集砷的能力,而且具有生长速度快和生物量大的特点,预示其有较大的应用价值和潜力^[4,5]。通过野外调查发现,蜈蚣草具有较高修复砷污染表土的能力²⁾。自发现以来,人们对其富集能力、吸收转运、富集机理及其应用等方面进行了相关的研究^[6~8],在湖南郴州建立了世界上第一个砷污染土地的植物修复基地,第一年修复效率达 8%³⁾。这些都为其大规模的产业化应用奠定了基础。

已发现的超富集植物大多仅对一两种重金属的耐性和富集能力较强^[9],蜈蚣草对其它重金属耐性能力大小成为其是否能够用于修复砷与其它重金属复合污染土壤的决定因素之一。为了了解蜈蚣草对多种重金属的耐性,本试验开展了蜈蚣草 Pb、Cu 和 Zn 耐性能力的初步研究,以期为利用蜈蚣草修复受 As 以及 Pb、Cu 和 Zn 等复合污染的土壤及其植被恢复提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤采自中国科学院遗传与发育研究所试验农场耕层,风干过 2 mm 筛。供试土壤基本理化性质见表 1。

1.2 盆栽试验

每盆装土 500 g,分别施入过 0.149 mm 筛的氮 0.4 g/kg ((NH₄)₂SO₄)、磷 0.2 g/kg (KH₂PO₄)和砷 400 mg/kg (Na₂HAsO₄ · 7H₂O),充分混合均匀。各处分别添加不同量的铅(Pb(CH₃COO)₂):0、250、500、1000、1500、2000 mg/kg;铜(CuSO₄ · 5H₂O):0、500、750、1000、1500 mg/kg;锌(ZnSO₄ · 7H₂O):0、500、1000、2000、3000 mg/kg。每处理重复 4 次。维持土壤湿润条件下平衡 1 个月。然后每盆移栽 6 株采自湖南省砷污染区孢子繁殖、大小一致的蜈蚣草苗(具 3~4 片羽叶),成活后保留 4 株。各处理随机放置于温室中培养 15 周。温室光照时间为 12 小时,昼夜温度变幅为 20~30 C。

1.3 有效态铅、铜、锌的测定

称取通过 2 mm 筛的风干土样 10.0 g 放入塑料瓶,加 20 ml 0.005M DTPA 浸提剂,振荡 2h,过滤,用原子吸收谱仪(AASVario 6,Analytik Jena AG)测定滤液中 Pb、Cu、Zn 含量^[11]。

2 结果与讨论

2.1 耐铅毒能力

随土壤铅添加量的增加土壤内有效态铅含量呈显著性的增加($P < 0.01$),蜈蚣草生物量呈现不同程度

表 1 供试土壤理化性质^[10]

Table 1 Properties of the soil used

总砷 (mg/kg) Total As	有效态砷 (mg/kg) Water- soluble As	重金属有效态含量 ^[11] (mg/kg) DTPA-extractable heavy metals		
		Pb	Cu	Zn
5.5	0.09	1.69	2.38	3.88

1) Wei C, Chen T, Huang Z, et al. Arsenic accumulations by two brake ferns in Southern China. *Chemosphere*.

2) Liao X Y, Chen T B, Lei M, et al. A root distribution and element accumulations of *Pteris vittata* L. from As-contaminated Soils. *Plant and Soil*.

3) 廖晓勇, 陈同斌, 谢华, 等. 磷肥对提高砷污染土壤的植物修复效率的研究: 田间实例. 环境科学学报, 待发表.

的增加(图 1)。250 mg/kg 铅处理中,根、羽叶及总生物量分别比对照增加了 50.0%、33.8%、39.0%。即使在 2000 mg/kg 铅处理下,土壤有效态铅浓度达到 194.4 mg/kg,其生物量也呈显著增加 ($P < 0.05$),它们分别比对照增加了 192.0%、85.9%、105.0%。不同浓度铅处理下总生物量用二次曲线拟合结果表明: $y = -2 \times 10^{-7}x^2 + 0.0007x + 0.9584$ (y 代表总生物量, x 代表铅处理浓度 $P < 0.05$, $n = 6$),当铅处理浓度为 1750 mg/kg,蜈蚣草的生物量最大。

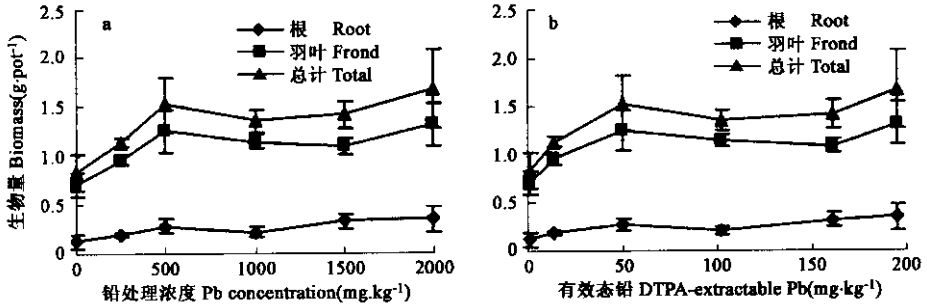


图 1 不同铅浓度处理下蜈蚣草生物量

Fig. 1 Biomass of *P. vittata* L. grown on soils added with Pb

虽然较低浓度铅有刺激植物生长的作用,但其作为一种植物非必需元素,无论是 1750 mg/kg 还是 2000 mg/kg 铅处理,对一般植物而言,都有较强的植物毒性,显著地抑制了水稻、小麦和大豆等作物的生长^[12];土壤施铅 250 mg/kg 时水稻减产 20%,施入 400~600 mg/kg 铅时,水稻产生毒害症状^[13]。而 2000 mg/kg 铅处理下蜈蚣草生物量却呈显著性地增加 ($P < 0.05$),此浓度处理下有效态铅浓度达到 194.4 mg/kg,说明蜈蚣草有极强的耐铅毒性能力。而此较高浓度的铅不可能有刺激蜈蚣草生长的作用,土壤添加铅导致有效态砷浓度下降,砷胁迫作用的减小可能是导致蜈蚣草生物量增加的主要因素。野外考察结果表明,在铅浓度高达 3368~3550 mg/kg 的铅锌矿尾砂库及其周围环境都有成片生长的蜈蚣草。以上结果进一步证明了蜈蚣草与普通植物相比具有极强的耐铅毒性能力。野外自然条件下,铅的有效性远低于室内模拟条件^[14],因此,蜈蚣草有在不同程度 Pb-As 复合污染土壤上正常生长的能力。

2.2 耐铜毒能力

与对照处理相比,铜处理不同程度地抑制蜈蚣草的生长,导致不同浓度铜处理下生物量显著下降 ($P < 0.01$),500~1500 mg/kg 铜处理下生物量下降了 42%~86%(图 2)。

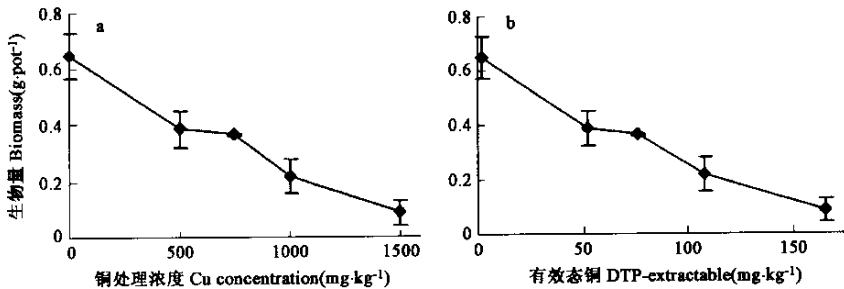


图 2 不同铜浓度处理下蜈蚣草羽叶生物量

Fig. 2 Biomass of frond of *P. vittata* L. grown on soils added with Cu

所有添加铜浓度都超过了 3 级土壤环境质量标准 (≤ 400 mg/kg, $pH > 6.5$)^[15],严重的土壤铜污染抑制作物的生长。添加 300 mg/kg 铜显著降低了小麦分蘖率;添加铜浓度为 150~200 mg/kg 时,水稻产量明显降低^[13]。随着铜添加量的增加,土壤有效铜含量呈显著增加,500 mg/kg 铜处理下土壤有效铜为

51.7 mg/kg, 1000 mg/kg 铜处理下达到 107.4 mg/kg, 显著地抑制了蜈蚣草尤其是根系生长(图 2)。而田间条件下, 一般铜污染土壤浓度小于 500 mg/kg^[16,17], 其有效态浓度也可能远低于 51.7 mg/kg。野外调查发现, 蜈蚣草可在铜含量为 7896~12802 mg/kg 的矿区土壤上正常生长, 且其体内含铜浓度可高达 918 mg/kg^[18]。以上结果说明, 在铜耐性和富集能力上蜈蚣草可能存在不同生态型。因此, 利用蜈蚣草修复铜污染或与砷复合污染土壤和植被恢复是可行的, 但应注意选择最适宜的蜈蚣草生态型。

2.3 耐锌毒能力

从生物量变化来看, 低浓度锌的处理 (≤ 1000 mg/kg) 使蜈蚣草生物量显著增加 ($P < 0.05$)。500 mg/kg 锌处理下根系、羽叶和总生物量分别比对照增加了 38.2%、113.2%、108.6%, 1000 mg/kg 锌处理下分别增加了 98.2%、192.5%、186.2%; 较高浓度锌处理下其生物量呈下降趋势, 3000 mg/kg 锌处理已明显抑制了蜈蚣草的生长(图 3)。不同浓度锌处理下蜈蚣草总生物量变化可用二次曲线拟合: $y = -4 \times 10^{-7}x^2 + 0.0011x + 0.7069$ (y 代表总生物量, x 代表锌处理浓度, $P < 0.01$, $n = 5$), 当锌处理浓度为 1375 mg/kg, 其生物量最大。

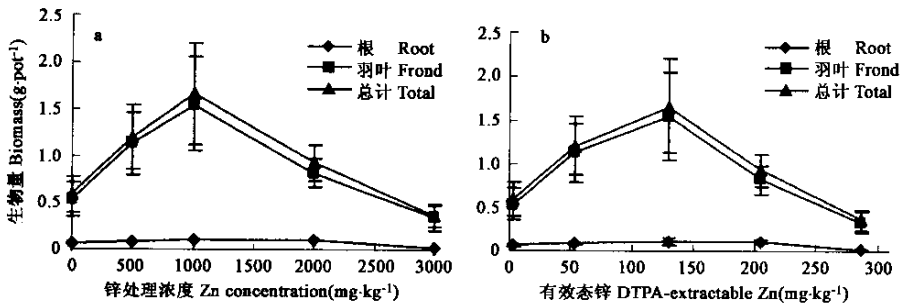


图 3 不同锌浓度处理下蜈蚣草生物量

Fig. 3 Bionmass of *P. vittata* L. grown on soils added with Zn

锌是植物必需微量营养元素, 一定浓度范围内有促进植物生长的作用。即使 500 mg/kg 锌处理也有促进植物生长的作用, 但 1000 mg/kg 处理下有效态锌含量达到 129.3 mg/kg (图 3b), 是一种污染程度很高的土壤, 具有较强的植物毒性。当土壤锌浓度为 140~310 mg/kg 时, 即可严重地抑制大麦、黑麦草、三叶草、水稻、荞麦、大豆和马铃薯等植物的生长发育^[13], 而此浓度处理下蜈蚣草生物量呈显著性地增加, 因此, 蜈蚣草能在 Zn-As 污染程度较高土壤上正常生长, 具有极强的耐锌毒性能力。据野外调查, 蜈蚣草可在锌浓度高达 22616 mg/kg 铅锌矿的矿渣上正常生长, 且其羽叶含锌量最高可达 737 mg/kg^[18]。我国土壤含锌量一般为 3~790 mg/kg, 农用土壤污染最高锌允许浓度为 1000 mg/kg (中、碱性土壤 pH \geq 6.5)^[19], 野外自然条件下, 锌的有效性小于室内模拟条件。因此, 蜈蚣草有较大的修复 Zn-As 复合污染土壤的潜力, 对于利用其恢复 Zn-As 复合污染生态环境植被是可行的。

以上试验结果说明, 蜈蚣草有极强的耐铅、锌毒性能力, 对铜也有一定的耐性能力。因此, 蜈蚣草有在 Pb-Zn-As 严重复合污染土壤上正常生长的能力。蜈蚣草对铅、铜、锌萃取修复效率如何取决于其耐性机理, 如果蜈蚣草对它们有较大的富集特性, 对于利用其修复这几种元素复合污染土壤有较大的应用潜力。如果其耐性机制是一种拒吸机制, 虽然蜈蚣草对它们的富集能力较小, 但其作为一种砷超富集植物, 其砷富集能力也可能受到铅、铜、锌的添加而有所降低, 但其砷富集量也远大于普通植物^[6], 对于利用其修复复合污染土壤上砷污染也有较大的意义。因此, 为了进一步探明蜈蚣草修复重金属复合污染土壤潜力大小, 研究蜈蚣草铅、铜、锌耐性机理、蜈蚣草对它们富集能力大小以及它们添加对蜈蚣草砷富集能力的影响是十分必要的。

3 结论 万方数据

随铅、锌添加量的增加, 土壤有效态铅、锌浓度呈显著增加, 同时蜈蚣草生物量也呈不同程度的增加,

但添加浓度非常高时,铅和锌对蜈蚣草生长均有一定的抑制作用。蜈蚣草有较强的耐铅、锌毒能力;土壤铅、锌添加量分别为 1750 mg/kg 和 1350 mg/kg 时,蜈蚣草的生物量最大。虽然其耐铜毒性的能力不是非常强,但对低浓度的铜仍具有一定的耐性。

References:

- [1] Kartal S N. Removal of copper, chromium, and arsenic from CCA-C treated wood by EDTA extraction. *Waste Management*, 2003, **23**(6): 463~556.
- [2] Zagury G J, Samson R, Deschenes L. Occurrence of metals in soil and ground water near chromated copper arsenate-treated utility poles. *Journal of Environmental Quality*, 2003, **32**(2): 507~514.
- [3] Liu Z. *Microelements in soils of China*. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Publishing House, 2000. 369~391.
- [4] Chen T B, Wei C Y, Huang Z C, et al. Arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. and its arsenic accumulation. *Chinese Science Bulletin*, 2002, **47**(11): 902~905.
- [5] Tu C, Ma L Q. Effects of arsenic concentrations and forms on arsenic uptake by the hyperaccumulator Ladder Brake. *Journal of Environmental Quality*, 2002, **31**: 641~647.
- [6] Chen T B, Fan Z L, Lei M, et al. Effect of phosphorus on arsenic accumulation in As-hyperaccumulator *Pteris vittata* L. and its implication. *Chinese Science Bulletin*, 2002, **47**(22): 1876~1879.
- [7] Tu C, Ma L Q, Bondada B. Arsenic accumulation in the hyperaccumulator Chinese Brake and its utilization potential for phytoremediation. *Journal of Environmental Quality*, 2002, **31**: 1671~1675.
- [8] Lombi E, Zhao F J, Fuhrmann M, et al. Arsenic distribution and speciation in the fronds of the hyperaccumulator *Pteris vittata*. *New Phytologist*, 2002, **156**: 195~203.
- [9] Lasat M M. Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanisms. *Journal of Environmental Quality*, 2002, **31**: 109~120.
- [10] Chen T B, Li Y X, Jin Y, et al. The effects of compound fertilizer made from municipal sewage sludge compost on N, P, K and heavy metals uptake of wheat. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, **22**(5): 643~648.
- [11] Lu R K. *Analytical methods for soil agricultural chemistry*. Beijing: Science Press, 2000. 205~227.
- [12] Xia Z L. *Soil environmental capacity and its applications*. Beijing: Meteorology Press, 1988. 22~73.
- [13] Yang J H. *Soil pollution and control*. Beijing: Science Press, 1995. 44~102.
- [14] Shu W S, Lan C Y, Zhang Z Q. Analysis of major constraints on plant colonization at Fankou Pb/Zn mine tailings. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1997, **8**(3): 314~318.
- [15] Chen H M, Zheng C R, Tu C, et al. Heavy metal pollution in soils in China: status and countermeasures. *Ambio*, 1999, **28**(2): 131~133.
- [16] Zhou D M, Wang Y J, Hao X Z, et al. Primary study of distribution of heavy metals in copper mines. *Agro-environmental Protection*, 2002, **21**(3): 225~227.
- [17] Shan Z J, Wang L S, Cai D J, et al. Pollution of copper in orchard soil and its effects on plant growth. *Agro-environmental Protection*, 2002, **21**(2): 119~121.
- [18] Chen T B, Huang Z C, Huang Y Y. Cellular distribution of arsenic and other elements in hyperaccumulator *Pteris nervosa* and their relations to arsenic accumulation. *Chinese Science Bulletin*, 2003, **48**(15): 1586~1591.
- [19] Xie Z M. Chemical equilibrium of zinc in soils. *Advances in Environmental Science*, 1996, **4**(5): 13~30.

参考文献:

- [3] 刘铮. 中国土壤微量元素. 南京:江苏科学技术出版社, 1996. 369~391.
- [10] 陈同斌,李艳霞,金燕,等. 城市污泥复合肥的肥效及其对小麦重金属吸收的影响. 生态学报, 2002, **22**(5): 643~648.
- [11] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京:科学出版社, 2000. 205~227.
- [12] 夏增禄. 土壤环境容量及其应用. 北京:气象出版社, 1988. 22~73.
- [13] 杨景辉. 土壤污染与防治. 北京:科学出版社, 1995. 44~102.
- [14] 束文圣,蓝崇钰,张志权. 凡口铅锌尾矿影响植物定居的主要因素分析. 应用生态学报, 1997, **8**(3): 314~318.
- [16] 周东美,王玉军,郝秀珍,等. 铜矿区重金属分布研究. 农业环境保护, 2002, **21**(3): 225~227.
- [17] 单正军,王连生,蔡道基,等. 果园土壤铜污染及其对植物生长的影响. 农业环境保护, 2002, **21**(2): 119~121.
- [18] 陈同斌,韦朝阳,黄泽春,等. 砷超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特征. 科学通报, 2002, **47**(3): 207~210.
- [19] 谢正苗. 土壤中锌的化学平衡. 环境科学进展, 1996, **4**(5): 13~30.