

湖南冷水江锑矿区苧麻对重金属的吸收和富集特性

余 玮, 揭雨成, 邢虎成, 黄 明, 康万利, 鲁雁伟, 王 栋

(湖南农业大学苧麻研究所, 湖南省作物种质创新与资源利用重点实验室, 湖南 长沙 410128)

摘 要:通过野外调查采样,分析了湖南冷水江锑矿区土壤的重金属含量,以及矿区 9 个采样点的苧麻对 Sb、Cd、As 和 Pb 4 种重金属的吸收与富集能力及其富集特征。结果表明,矿区土壤受 Sb 污染严重,9 个采样点 Sb 含量超过全国土壤背景值 40~11 503 倍;伴生有 Cd、As、Pb 污染,Cd 平均含量($13.08 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)和 As 平均含量($82.64 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)明显高于土壤环境质量的三级警戒值,Pb 平均含量($71.27 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)明显高于全国土壤背景值。苧麻叶和花混合样中的 Sb 最高达到 $1 103 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;苧麻体内的 Cd 含量均高于一般植物 2~10 倍,Cd 富集系数最高为 2.1,转运系数最高为 3;As 富集系数最高为 1.04,转运系数最高为 12.42;苧麻地上部对重金属迁移能力较强,当季对 Sb、Cd、As 迁移量分别达 796.55 、 11.20 和 $31.34 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ 。本研究说明苧麻对复合重金属具有一定的耐性,为复合污染植物修复提供了一种新的种质资源。

关键词:锑矿;苧麻;重金属;植物修复

中图分类号:X173 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2010)01-0091-06

Uptake and Accumulation of Heavy Metal by Ramie(*Boehmeria nivea*) Growing on Antimony Mining Area in Lengshuijiang City of Hunan Province

SHE Wei, JIE Yu-cheng, XING Hu-cheng, HUANG Ming, KANG Wan-li, LU Yan-wei, WANG Dong

(Institute of Ramie, Hunan Agriculture University, China Hunan Provincial Key Laboratory of Crop Germplasm Innovation and Utilization, Changsha 410128, China)

Abstract: Ramie(*Boehmeria nivea*) is a perennial plant species that has large biomass. A study was conducted to investigate heavy metal contents in ramie and its associated soil in an antimony mining area in Lengshuijiang city of Hunan Province. Contents of such heavy metals as Sb, Cd, As and Pb were determined in ramie from 9 contaminated sites in order to assess their potentials in phytoremediation of heavy metal polluted areas. The result revealed that soils of the mining area were highly contaminated by Sb, the Sb concentration of 9 sites was 40 to 11 503 times than the background value of heavy metals in China. On average, the concentration of Cd ($13.08 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) and As ($82.64 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) were significantly higher than the warning value of environmental quality standard for soils, while the concentration of Pb ($71.27 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) was significantly higher than the background value of heavy metals in China. The highest Sb concentration in mixture of leaves and inflorescences was $1 103 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Cd concentration in ramie was over 2 to 10 times than that in other plant species. Among these samples, both the highest bioaccumulation factor (BF) and transfer factor (TF) were over 2 for Cd, and the highest BF and TF of As was greater than 1 and 12 respectively, indicating their potentials in situ remediation of the heavy metal soils. The total translocation of Sb, Cd and As in the third crop was up to $796.55 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$, $11.20 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ and $31.34 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ respectively. These suggested that ramie had the tolerance of Sb, Cd and As combined pollution, which provided a new genetic resource for phytoremediation of combined polluted soil.

Keywords: antimony mining; ramie; heavy metal; phytoremediation

矿产资源的开采导致土壤质量的恶化和野生植

物资源数量的减少,重金属毒害是矿区普遍存在且最为严重的问题之一^[1]。重金属在环境中具有相对稳定性和难降解性,通过自然过程很难清除。目前,矿区的植被恢复和土地复垦备受关注,该研究领域也是退化生态系统和恢复生态学研究的重要内容之一^[2],国内外学者在此方面做了大量的研究,取得了一些成果^[3-11]。

苧麻又名“中国草”,为荨麻科苧麻属多年生草本

收稿日期:2009-06-02

基金项目:国家 863 计划重点项目(2007AA061001);湖南农业大学人才引进科技资助项目(07YT03);国家科技支撑计划(2006BAD03A0307);湖南省科技计划(06SK4039)

作者简介:余 玮(1982—),女,湖南慈利人,在读博士,从事苧麻抗性遗传育种研究。E-mail:clregina@163.com

通讯作者:揭雨成 E-mail:ibfcjyc@vip.sina.com

宿根植物,生物量大、根系发达、耐性强,有资料表明苎麻对镉^[12]、砷^[13]都有较强的富集作用。本文对冷水江铋矿区土壤的 Sb、Cd、As 和 Pb 污染情况进行了初步调查,研究了矿区苎麻对不同重金属的耐性和富集能力,探讨了苎麻体内重金属含量与相关土壤重金属含量的关系,为冷水江铋矿区污染土壤的环境治理和生态恢复提供了科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究地点概况

湖南冷水江铋矿区有“世界铋都”之称,铋储量达 200 多万 t,经过 110 年开采,仍保有储量 40 万 t^[4]。矿区总面积为 70 km²,矿区内分布了一些村落,形成了工厂和农村交错的一个格局。资料表明,该矿区的土壤受到严重的 As 和 Sb 污染^[15],20 世纪 90 年代末该矿区内曾经发生过 As 急性中毒的事故,流经矿区的涟溪河的整个流域也受到污染的影响,给当地居民的生产生活带来严重危害^[16]。

1.2 采样与分析

1.2.1 样品采集

2008 年 10 月在冷水江铋矿区选取 9 个采样点(东经 111°28.037~111°29.312,北纬 27°45.018~27°46.750,海拔 384~651 m),GPS 仪型号为 eTrex llegend。每个采样点选取一块苎麻为优势植物的样地,在此范围内随机收获 1 m² 植株(包括根),用不锈钢铲子采集苎麻相应生长土壤表层 10~20 cm 处的土样。

1.2.2 样品处理与分析

土壤样品自然风干后碾碎、过筛。植物样品洗净后,分为地上部(茎、叶)和地下部,先经 105 ℃杀青 30 min,然后在 65 ℃烘干至恒重,研磨、过筛。土壤样品用王水-高氯酸法消化,植物样品用硝酸-高氯酸法消化^[17]。SOLAAR M6 型原子吸收光谱仪分别测定重金属 Sb、Cd、As、Pb 含量。富集系数=植株中重金属含量/土壤中重金属含量;转运系数=地上部重金属含量/地下部重金属含量;重金属迁移总量=植株地上部重金属含量×植株地上部生物量。

2 结果与分析

2.1 矿区植被群落

铋矿区内由于矿产的开采和冶炼,空气和土壤污染以及植被破坏较严重,主要以草本植物为主。在这 9 个采样点,有蜈蚣草(*Pteris vittata*)、苎麻(*Boehmeria nivea*)、芒草(*Miscanthus sinensis*)、淡竹叶(*Herba*

loophatheri)、剑叶凤尾蕨(*Pteris ensiformis* Brum.f.)、野酸模(*Rumex acetosa*)等数十种多年生草本植物和狗尾草(*Setaria viridis*)、马塘(*Digitaria sanguinalis*)等一年生草本植物分布,其中苎麻为优势种。

2.2 矿区土壤重金属含量

矿区土壤类型主要为黄红色土,1 至 6 号采样点位于居民生活区,受粉尘污染严重;7 至 9 号采样点位于工厂附近。矿区土壤重金属含量结果见表 1。

9 个采样点中土壤的 Pb 含量超过了全国和湖南省土壤背景值,但没有超过土壤环境质量标准(GB 15618—1995)的二级标准 300 mg·kg⁻¹;Cd 含量明显超过了全国和湖南省土壤背景值,除 8 号采样点外,其余样点 Cd 含量均超过了国家三级标准的警戒值 1 mg·kg⁻¹,其中 9 号采样点超标近 87 倍;As 含量明显超过全国和湖南省土壤背景值,其中 6、7、9 号采样点超过了国家三级标准的警戒值 30 mg·kg⁻¹;Sb 含量超过全国土壤背景值 40~11 503 倍,Eikmann 和 Kloke^[16]认为土壤中铋的允许浓度为 5 mg·kg⁻¹,Crommentuijn 等^[18]强调土壤中铋的最大允许浓度为 3.5 mg·kg⁻¹,而本调查中 Sb 含量的测定结果均远远超过了这一值,其中 7 号采样点超标 2 000 多倍。分析结果表明,铋矿区 Sb 污染非常严重,Cd 污染严重,伴有轻度 As 和 Pb 污染。

表 1 采样点土壤重金属含量

Table 1 Heavy metal concentration of soil samples from contaminated sites

编号 No.	Sb/mg·kg ⁻¹ 总量 Total	Cd/mg·kg ⁻¹ 总量 Total	As/mg·kg ⁻¹ 总量 Total	Pb/mg·kg ⁻¹ 总量 Total
1	83.9	2.23	21.4	45.4
2	123.5	8.81	18.3	72.1
3	43.1	1.69	10.7	32.2
4	157.8	3.29	22.9	43.1
5	227.1	2.67	23.0	45.3
6	250.2	8.51	132.5	72.3
7	12 308.3	2.99	310.0	66.7
8	485.4	0.87	29.0	44.4
9	2 750.0	86.69	176.0	219.9
湖南土壤背景值	1.1	0.079	14.0	27.0
全国值	1.07	0.074	9.2	23.6

2.3 苎麻体内重金属含量

对苎麻体内的 4 种重金属元素的含量分析结果表明(表 2),苎麻体内重金属含量与土壤的重金属含量有直接的相关性,重金属含量越高的采样点采集的苎麻体内的重金属含量越高,但 9 号采样点土壤的

Sb 含量比 8 号采样点高 $2\,364.6\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 而 9 号样品的地上部和地下部的 Sb 含量都显著低于 8 号样品。由此可见, 9 号样品 Sb 的生物可利用性要低于 8 号样品。苎麻体内重金属 Sb、Cd、As、Pb 含量没有达到超富集植物的含量^[9], 但与一般植物的正常 Cd 含量相比($\text{Cd } 0.2\sim 0.8\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 所有采样点苎麻地上部的 Cd 含量比一般植物的 Cd 含量大 2~10 倍。本研究中苎麻样品地上部的 Sb 和 As 含量均大于地下部; 1、4、6、8、9 样品地上部的 Cd 含量大于地下部; 除 2 号样品外

的其余样品地上部的 Pb 含量均大于地下部。

如图 1 所示, 苎麻地上部不同部位吸收重金属的能力各异, Sb、As 均在样品叶、花中的含量最高, 其次是茎; 除 8 号样品外其余样品叶和花中的 Cd 也是最高的; 但不同部位间的 Pb 含量较没有规律。7 号和 8 号苎麻样品叶和花中累积的 Sb 较高, 分别达到 $1\,103$ 和 $1\,035\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 与藎香(*Achillea ageratum*)、车前草(*Plantago lanceolata*)和狗筋麦瓶草(*Silene vulgaris*)等植物的积累量相当, 而这些植物通常被认为能够用作土壤梯的指示植物^[20]。

2.4 苎麻对重金属的富集和转移特征

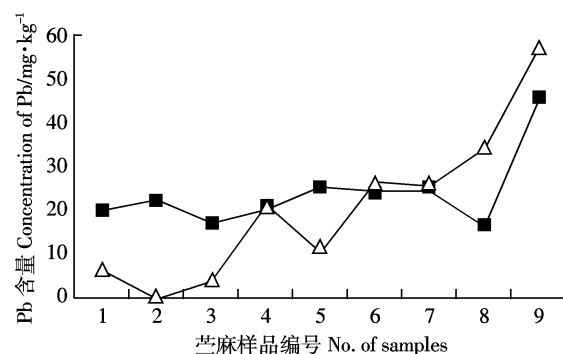
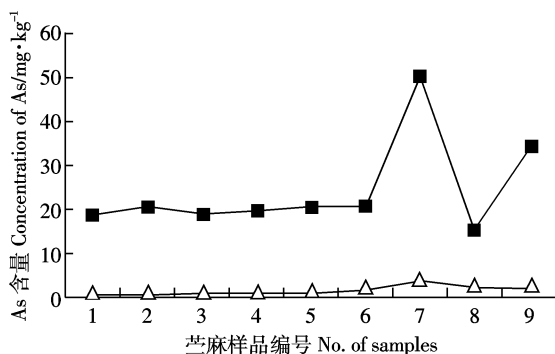
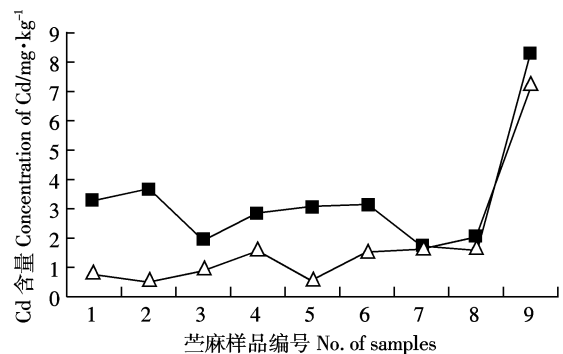
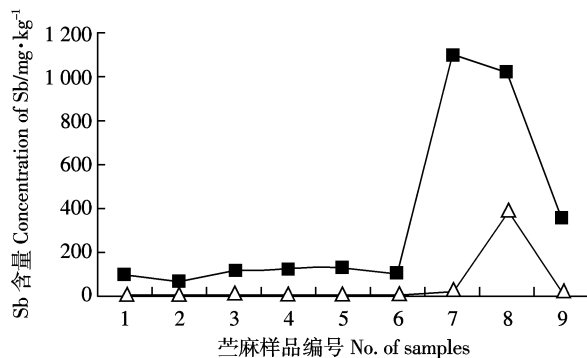
为了进一步反映苎麻对重金属的富集能力和转运能力, 分别计算了苎麻对不同重金属的富集系数和转运系数, 系数越高则说明对该种重金属的吸收能力和转运能力越强, 结果见图 2。

除了 8 号采样点的 Cd 富集系数, 3 号采样点的 As 富集系数, 3、8 号采样点的 Sb 富集系数大于 1 外, 其余采样点的 Pb、Cd、As 和 Sb 富集系数均小于 1。一般来说, 植物对重金属吸收时根系的重金属含量较高并大部分滞留在根中, 只有少量向地上部移动, 而本研究发现苎麻对 4 种重金属的转运能力均较强, Pb、Cd、As 和 Sb 的转运系数均值分别为 3.01、1.45、7.68

表 2 苎麻体内重金属含量与分布($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Table 2 The concentrations and distributions in ramie($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

编号 No.	地上部 Shoot				地下部 Roots			
	Sb	Cd	As	Pb	Sb	Cd	As	Pb
1	64.18	2.17	10.71	13.92	23.20	0.90	1.44	5.90
2	52.21	2.27	11.65	12.37	15.50	3.27	1.62	15.40
3	82.25	1.44	11.18	11.18	9.10	1.87	0.90	8.70
4	78.44	2.25	11.35	20.85	12.40	1.76	1.72	3.90
5	84.12	1.95	11.52	18.88	23.00	2.52	1.19	10.00
6	77.54	2.41	12.24	25.44	24.90	1.17	1.75	8.00
7	615.38	1.68	29.02	25.19	541.50	2.08	3.52	7.60
8	744.44	1.80	9.92	24.65	99.60	1.38	3.21	8.50
9	215.49	7.78	19.82	50.52	58.30	2.59	2.63	8.40



■ 叶、花 Leaf and Inflorescence ▲ 茎 Stem

图 1 苎麻地上部重金属的含量与分布

Figure 1 The concentrations and distributions in aboveground part of ramie

和 4.51, 其中 3 号样品对 As 的转运系数高达 12.42; 生长在污染最严重采样点的苧麻样品富集系数虽小于 1, 但转运系数都大于 1。通过比较分析, 说明苧麻能够从污染土壤中吸收 Pb、Cd、As 和 Sb 并将大部分转运到地上部分积累于组织器官中, 能够通过收获地上部从污染土壤中移走重金属。

2.5 苧麻对重金属的迁移总量

以往发现的超富集植物生物量小, 生长缓慢, 重金属迁移总量相对不高, 而自然种群中存在着对重金属耐性较强的植物, 虽然其体内重金属含量尚达不到超富集植物体的定义, 但其重金属迁移总量仍是可观的, 这部分植物对重金属污染地的修复作用也是不可忽视的^[21]。

采集的苧麻都为栽培种野生状态, 处于三麻的成熟期, 生长旺盛, 如图 3 所示, 每平方米苧麻地上部干重平均值为 1.43 kg, 1 号样品的地上部干重高达 2.52 kg。Cd 污染最严重的 9 号采样点苧麻地上部的迁移总量为 $11.20 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$, As 污染地最严重的 7 号采样点苧麻地上部的迁移总量为 $31.34 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$, Sb 污染地最严重的 7 号采样点苧麻地上部的迁移总量为 $664.61 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$, 污染较轻的 8 号采样点苧麻地上部的迁移总量反而最高, 达到 $796.55 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ 。苧麻一年可收三

季, 据估算, 9 号采样点的苧麻每年可从土壤中转移 Cd $33.6 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ 、Sb $930 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$; 8 号采样点苧麻每年可从土壤中转移 Sb $2389.65 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$, 并且富集系数和转运系数都大于 1。这两种苧麻样品对 Cd、Sb 的富集能力将进一步通过试验来验证。

3 讨论

综合分析结果可知, 冷水江铋矿区 9 个采样点土壤均受到严重的 Sb 污染, 伴有不同程度的 Cd、As 和 Pb 污染, 所造成的生态破坏给当地居民的正常生产、生活带来严重危害。Sb 不是植物必需元素, 土壤中 Sb 的迁移性也低。在一些成熟的植物叶片中, 铋浓度达到 $150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 对植物产生毒害作用^[15]。Hammel 等^[22]通过对 Sb 污染与背景地区菠菜中 Sb 的含量以及菠菜盆栽试验研究发现, 分别种植于 Sb 污染地区和背景地区土壤中的菠菜, 其叶子中 Sb 的含量约为 $2.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤中仅有 0.06%~0.59% 的 Sb 具有一定的迁移能力; 当土壤中加入一定量迁移性较高的 Sb, 提高土壤中 Sb 的生物有效性后, 菠菜叶子中的 Sb 含量迅速增加到 $399 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。目前对环境中 Sb 污染研究报道较少, 不同价态 Sb 在土壤、植物体中的迁移转化、富集及其影响因子等还缺乏系统研究^[23]。

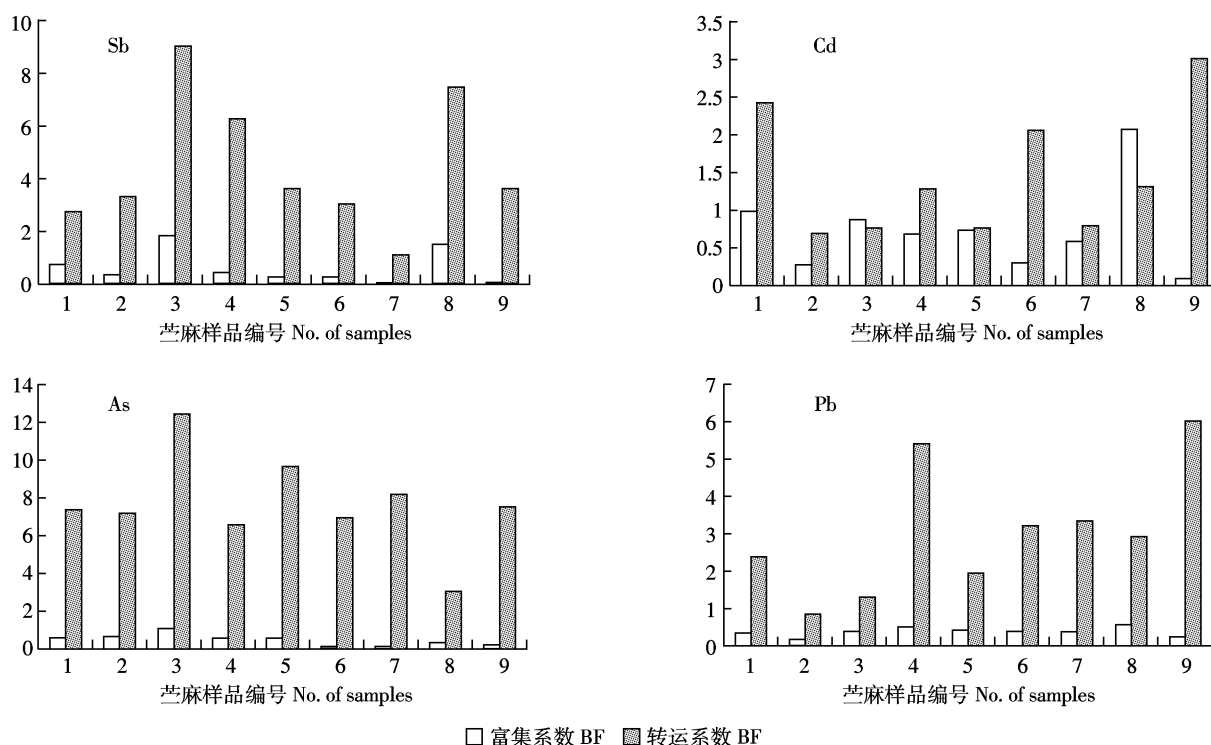


图 2 苧麻对 Sb、Cd、As 和 Pb 的富集系数和转运系数

Figure 2 The bioaccumulation factor and transfer factor of Sb, Cd, As and Pb in ramie

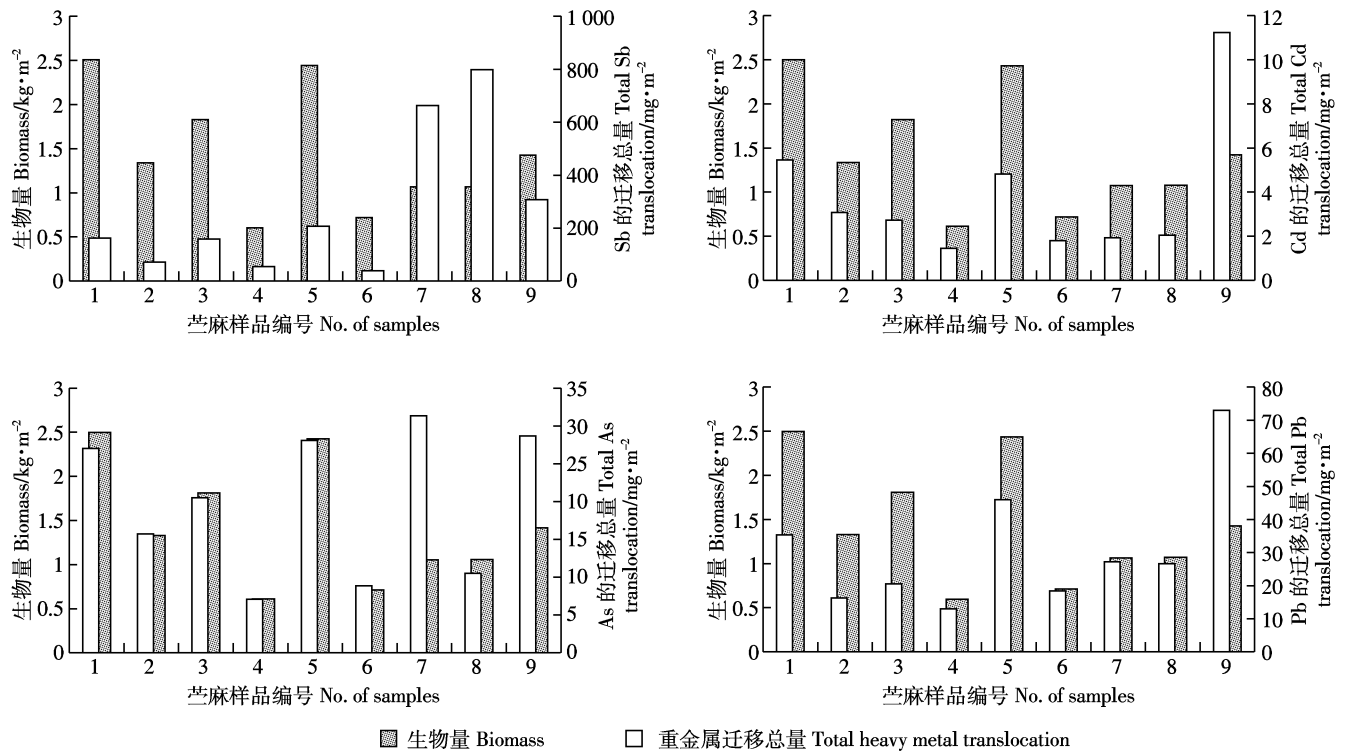


图3 苎麻地上部生物量与重金属迁移总量的关系

Figure 3 The relationship between heavy metal translocation and phytomass of aboveground part

在修复被重金属严重污染的土壤时,植物的耐性是一个关键因素^[24],苎麻能在重金属污染土壤中旺盛生长、定居并成为矿区的优势植物,却未显出重金属所产生的毒害作用,可能与其长期生长在高含量重金属的环境中所形成的生理机制有关^[25],能把有毒离子分布在特定的组织、器官或细胞器中并形成难溶性的化合物或特定的有机化合物^[26]。矿区分布的苎麻为栽培种野生状态,生长在重金属含量不同的土壤可能形成不同的耐性机制;采样点的苎麻多为种子繁殖,使植物本身产生了丰富的变异,这些原因可能造成了不同采样点的苎麻对重金属的富集能力存在差异。

所调查的9个采样点苎麻对Pb、Cd、As 3种重金属的富集量未达到超富集植物所规定的临界值(Sb超富集植物的临界值尚未知),9个采样点苎麻地上部的Cd含量明显高于一般植物的Cd含量,Pb和As的含量在正常范围之内,可能是由于采样点土壤中的Pb和As含量轻微或者没有超标。苎麻地上部生物量大,且Sb和As含量地上部均大于地下部,过半苎麻样品地上部Pb、Cd含量大于地下部,对Pb、Cd、As和Sb 4种重金属的转运能力较强,转运系数均值均大于1,尤其是3号和8号苎麻样品同时对2种重金属的富集系数都大于1,对复合重金属具有一定的耐性,

可以认为具备了超富集植物的某些基本特征。

苎麻为中国特产,其纤维主要作为纺织等工业原料,避免了进入食物链造成二次污染,其庞大的根系可保持地表长期稳定兼具水土保持功效,对重金属的迁移总量较可观,作为矿区废弃地生态恢复的潜力植物具有很大的研究价值。

参考文献:

- [1] Dudkas S, Adriano D C. Environmental impacts of metal ore mining and processing: a review[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1997(26): 590-602.
- [2] Peng S L. Restoration ecology and vegetation reconstruction[J]. *Ecologic Science*, 1996, 15(2): 26-31.
- [3] Rodriguez F G M, Shumilin E, ScLnchez R I. Heavy metal pollution monitoring using the brown seaweed *Padina durvillaei* in the coastal zone of the Santa Rosalca mining region, Baja California Peninsula, Mexico[J]. *Journal of Applied Phycology*, 2009, 21(1): 19-26.
- [4] 雷梅,岳庆玲,陈同斌,等. 湖南柿竹园土壤重金属含量及植物吸收特征[J]. *生态学报*, 2005, 25(5): 1146-1151.
LEI Mei, YUE Qing-ling, CHEN Tong-bin, et al. Heavy metal concentrations in soils and plants around Shizhuyuan area of Hunan Province[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(5): 1146-1151.
- [5] 曹德菊,王光宇,汪琰,等. 安徽铜陵矿区优势植物的重金属富集特性研究[J]. *农业环境科学学报*, 2005, 24(6): 1079-1082.
CAO De-ju, WANG Guang-yu, WANG Yan, et al. Accumulation of

- heavy metals in dominant plants growing on mineral areas in Anhui Tongling[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(6): 1079–1082.
- [6] 陈红琳, 张世熔, 李 婷, 等. 汉源铅锌矿区植物对 Pb 和 Zn 的积累及耐性研究[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(2): 505–509.
CHEN Hong-lin, ZHANG Shi-rong, LI Ting, et al. Heavy-metal accumulation and tolerance of plants at zinc-lead mine tailings in Hanyuan [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(2): 505–509.
- [7] 王英辉, 陈学军, 赵艳林, 等. 铅锌矿区土壤重金属污染与优势植物累积特征[J]. 中国矿业大学学报, 2007, 36(4): 487–493.
WANG Ying-hui, CHEN Xue-jun, ZHAO Yan-lin, et al. Heavy Metal pollution in soils and plant accumulation in a restored lead-zinc mineland in Guangxi, South China[J]. *Journal of China University of Mining & Technology*, 2007, 36(4): 487–493.
- [8] 杨胜香, 李明顺, 李 艺, 等. 广西平乐锰矿区土壤、植物重金属污染状况与生态恢复研究[J]. 矿业安全与环保, 2006, 33(1): 21–23.
YANG Sheng-xiang, LI Ming-shun, LI Yi, et al. Study on heavy metal pollution in soil and plants in Pingle manganese mine Guangxi and implications for ecological restoration[J]. *Mining Safety and Environmental Protection*, 2006, 2(1): 21–23.
- [9] 唐文杰, 李明顺. 广西锰矿区废弃地优势植物重金属含量及富集特征[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(5): 1757–1763.
TANG Wen-jie, LI Ming-shun. Heavy metal concentrations of dominant plants and bioaccumulation in three manganese mine wastelands, Guangxi[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(5): 1757–1763.
- [10] 廖晓勇, 陈同斌, 阎秀兰, 等. 金昌镍铜矿区植物的重金属含量特征与先锋植物筛选[J]. 自然资源学报, 2007, 22(3): 486–495.
LIAO Xiao-yong, CHEN Tong-bin, YAN Xiu-lan, et al. Heavy metals in plants growing on Ni/Cu mining areas in desert, northwest China and the adaptive pioneer species[J]. *Journal of Natural Resources*, 2007, 22(3): 486–495.
- [11] 孙 健, 铁柏清, 秦普丰, 等. 铅锌矿区土壤和植物重金属污染调查分析[J]. 植物资源与环境学报, 2006, 15(2): 63–67.
SUN Jian, TIE Bai-qing, QIN Pu-feng, et al. The heavy metal pollution of soil and plant in lead-zinc mine area analysis [J]. *Plant Resources and Environment Journal*, 2006, 15(2): 63–67.
- [12] 代剑平, 揭雨成, 冷 鹏, 等. 镉污染环境中镉在苧麻植株各部分分布规律的研究[J]. 中国麻业, 2003, 25(6): 279–293.
DAI Jian-ping, JIE Yu-cheng, LENG Juan, et al. Study on the cadmium distributing regulation in different parts of plant of different ramie germplasms[J]. *Plant Fibres and Products*, 2003, 25(6): 279–293.
- [13] 韦朝阳, 陈同斌. 高砷区植物的生态与化学特征[J]. 植物生态学报, 2002, 26(6): 695–700.
WEI Chao-yang, CHEN Tong-bin. The ecological and chemical characteristics of plants in the areas of high arsenic levels [J]. *Acta Phytocologica Sinica*, 2002, 26(6): 695–700.
- [14] 童方平, 徐艳平, 龙应忠, 等. 冷水江铋矿区重金属污染林地土壤环境质量评价[J]. 中国农学通报, 2008, 24(12): 179–183.
TONG Fang-ping, XU Yan-ping, LONG Ying-zhong, et al. Appraisal for environmental quality of forestry soil polluted by heavy metals in antimony mine of Lengshuijiang City[J]. *Chinese Agriculture Science Bulletin*, 2008, 24(12): 179–183.
- [15] 何孟常, 万红艳. 环境中铋的分布、存在形态及毒性和生物效应[J]. 化学进展, 2004, 16(1): 131–135.
HE Meng-chang, WAN Hong-yan. Distribution, speciation, toxicity and bioavailability of antimony in the environment[J]. *Progress in Chemistry*, 2004, 16(1): 131–135.
- [16] 曾 敏, 廖柏寒, 曾清如, 等. 湖南郴州、石门、冷水江 3 个矿区 As 污染状况的初步调查[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(2): 418–421.
ZENG Min, LIAO Bo-han, ZENG Qing-ru, et al. Investigation of arsenic pollution of 3 mining areas in Chenzhou, Shimen, and Lengshuijiang, 3 Cities in Hunan[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(2): 418–421.
- [17] 鲁如坤. 土壤农化分析法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
LU Ru-kun. Agriculture chenmical analysis of soil[M]. Beijing: Chinese Agriculture Technology Press, 2000.
- [18] Crommentuijn T, Polder M D, van de Plasche E J. RIVM Report No. 601501001, National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands. 1997.
- [19] Baker A J M, Brooks R R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements—a review of their distribution, ecology and phytochemistry[J]. *Biorecovery*, 1989, 1: 81–126.
- [20] Baroni F, Boscagli A, Protano G, et al. Antimony accumulation in *Achillea ageratum*, *Plantago lanceolata* and *Silene vulgaris* growing in an old Sb-mining area[J]. *Environmental Pollution*, 2000, 109(2): 347–352.
- [21] Reeves R D. The hyper accumulation of nickle by serpentine plants in: Baker vegetation of Ultramatic (serpentine) soil[M]. Intercept Ltd. Andover. Hampshire, UK. 1992: 253–277.
- [22] Hammel W, Debus R, Steubing L. Mobility of antimony in soil and its availability to plants[J]. *Chemosphere*, 2000, 41(11): 1791–1798.
- [23] 宁增平, 肖唐付. 铋的表生地球化学行为与环境危害效应 [J]. 地球与环境, 2007, 35(2): 176–182.
NING Zeng-ping, XIAO Tang-fu. Supergene geochemical behavior and environmental risk of antimony[J]. *Earth and Environment*, 2007, 35(2): 176–182.
- [24] Chaney R L, Minnie M, Li Y M, et al. Phytoremediation of oil metals[J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 1997, 8: 279–284.
- [25] 张玉秀, 柴团耀, Gé rard Burkard. 植物耐重金属机理研究进展[J]. 植物学报, 1999, 41(5): 453–457.
ZHANG Yu-xiu, CHAI Tuan-yao, Gé rard Burkard. Research advances on the mechanisms of heavy metal tolerance in plants [J]. *Acta Botanica Sinica*, 1999, 41(5): 453–457.
- [26] Hall J L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2002, 53: 1–11.