

典型重工业区与污灌区植物的 重金属污染状况及特征

王庆仁¹, 刘秀梅², 董艺婷¹, 崔岩山¹

(1. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085; 2. 山东农业大学土地资源与环境学院, 山东 泰安 271018)

摘 要: 对我国几个典型重工业区和污灌区木本植物、水生或湿地植物、农作物以及蔬菜、杂草的重金属污染状况进行了野外调查与采样分析。结果说明, 相同条件下, 垂柳、紫穗槐和女贞对 Mn 的吸收量较大, 臭椿和紫穗槐对 Cr 和 Zn、爬墙虎对 Cu、臭椿对 Cd 和 Pb 的吸收能力均较强, 而悬铃木、油松、芙蓉等相同条件下叶内浓度却很低。湿地植物对 Zn 的吸收累积能力接近或已经达到对重金属的“超富集”水平($\geq 1000\text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 凤眼莲对 Cr 和 Cu 的吸收量分别是其它水生与湿地植物平均值的 12 与 4 倍, 湿地植物水芹对 Ni 和 Cd 的吸收累积明显高于水生植物。蔬菜和水稻对 Cd、Cr、Zn 的吸收累积量较高。对水稻, 这 3 种元素主要积累在果实部位, 说明该类污染土壤种植水稻对人类健康的风险性更大, 而在土壤 Cd 污染严重的情况下种植小麦导致污染的可能性大于玉米。

关键词: 重金属; 植物; 污染; 富集; 分配

中图分类号: X173 文献标识码: A 文章编号: 1000-0267(2002)02-

Contamination and Characters of Vegetation Polluted by Heavy Metals in Typical Industrial Regions Subjected to Sewage as Irrigation

WANG Qing-ren¹, CUI Yan-shan¹, LIU Xiu-mei², DONG Yi-ting¹

(1. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, P. R. China; 2. College of Land Resource and Environmental Sciences, Shandong Agricultural University, Tai'an, Shandong Province 271018, P. R. China)

Abstract: A field investigation was carried out at some individual sites to evaluate contamination of vegetation by heavy metals, including trees, crops, vegetables and grasses. Results indicated that metal contents differed with plant species. Sweeping willow, amorpha and privet had higher contents of Mn; trees of heaven and amorpha absorbed more Cr and Zn; Boston ivy had higher concentration of Cu, while tree of heaven preferred to absorb higher amount of Cd and Pb from soil under same circumstance. However, another trees, such as chinara, Chinese pine and cottonrose hibiscus (*Hibiscus mutabilis*) had much less amounts of those metals, possibly due mainly to existing some evading mechanisms in these plants. On the other hand, aquatic plants accumulated high content of Zn, one of them had as high as more than $1000\text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ of Zn, while 4 and 12 times of Cr and Cu were absorbed by waterhyacinth compared with others two aquatic plants. Wetland plant, cress was capable of accumulating more Ni and Cd than aquatic ones. *Rumex acetosa* L. later contained over $900\text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ of Zn in both of shoots and roots. It may be concluded that phytoremediation is available in China from the results above. Moreover, for paddy rice, since the major portion (24 and 22%) of Cd, Cr and Zn accumulated in fruit parts, a high risk would be taken if growing rice on this sort of contaminated soils. In addition, growing wheat in Cd-contaminated soil would take a higher risk rather than growing maize. These results imply that ecological engineering steps, e. g., correctly selecting crops in agricultural practice could reduce metal contamination in food products, a “hygienic food” could be produced in “unhygienic environment”.

Keywords: Contamination; heavy metals; phytoremediation; super-accumulation

土壤重金属含量虽然可以说明该土壤的污染状况, 但对生态系统、自然环境和人类健康的危害不仅

受重金属总量的影响, 更重要的是取决于土壤重金属的生物有效性, 而土壤理化性状、pH 值等又是制约这些重金属生物有效性的主要因素^[1]。污染区植物的重金属含量差异一方面 是土壤污染状况的直接表征, 同时也反映了相同条件下不同植物对各种重金属的吸收累积差异与特点。如果某些植物对重金属的吸收累

收稿日期: 2001-02-22

基金项目: 中国科学院知识创新工程项目资助, 编号: KZCX2-401-

1-1

作者简介: 王庆仁(), 男, 博士, 中国科学院生态环境研究中心副研究员, 主要研究领域为土壤污染综合防治与环境生态学。

积存在着巨大差异,人们便可以探索利用相应植物进行污染土壤的改良与修复,即“植物修复”(Phytoremediation)^[2-4]。一系列研究表明,相对于土壤淋洗、客土或加入改良剂等方法,植物修复是进行重金属污染土壤整治与修复最经济、有效的手段,具有原位修复的突出优势,也是目前世界各国共同关注的热点研究领域之一^[2-6]。然而,制约植物修复技术开发应用的关键是发现具有一定生物量且适应性较强的植物“超富集体”(Hyperaccumulator)^[2-6]。

为此,我们对几个典型的重工业区和城市生活污水灌溉区的木本植物(乔、灌木)、水生与湿地植物(包括水稻)、蔬菜作物等进行了野外调查与采样分析。力求发现某种超富集植物,评价不同植物对重金属的吸收累积差异、特点,探讨利用重金属在植物体内的分布规律来采用生态工程措施有效减少其进入食物链的可行性。

1 采样与分析方法

1.1 调查采样

2000 年秋季,选择北京市石景山区首都钢铁厂,唐山市钢铁厂与北京清河污灌区等,结合土壤调查,对优势植物、农作物、蔬菜作物和杂草等进行随机取样。其中,乔灌木植物仅采叶片或针叶(油松),蔬菜作物采可食部位,水生和湿地植物采茎叶,酸模、水稻、玉米和小麦采全株并在室内分为茎叶、果实和根系等。

1.2 样品处理与分析

样品带回室内后分别用自来水和无离子水稍加冲洗并用滤纸吸去多余的水分。先置于 105℃ 鼓风烘箱中杀青 2 h,然后于 75℃ 下烘干 24h,用石英研磨机磨碎备用。分析前再次烘干,采用 HNO₃-HF-HClO₄ 高压闷罐法消化, Cd 用石墨炉氦灯连续背景扣除原子吸收法,其它用 ICP-AES 法或火焰原子吸收光谱法测定。所用容器皆用 2% 的 HNO₃ 浸泡 24h 以上,分析全过程严格避免重金属的各种可能性污染。

1.3 结果计算与处理

对测定结果求算术平均值、标准差并进行相应的统计检验或相关分析。

2 结果与分析

2.1 植物的重金属污染状况

从调查区植物的重金属含量可以看出,所调查点的植物也受到不同程度的污染,尤其在木本植物叶片

与水生或湿地植物中 Zn、Cd 等明显偏高,水稻和蔬菜除 Zn、Cd 外,Cr 含量明显较高(表 1)。同一采样点不同植物体内的重金属含量还可说明植物对相应重金属的吸收、富集与忍受能力。例如,在同一污染区,女贞叶片的 Cd 含量接近 10 mg · kg⁻¹,而爬墙虎植物仅含不足 1 mg · kg⁻¹。紫穗槐含 Zn 达 780 mg · kg⁻¹,而悬铃木的含 Zn 量竟低于检出限(表 1)。

由此可以看出,在木本植物中,垂柳、紫穗槐、女贞对土壤 Mn 的吸收能力较强,臭椿和紫穗槐对 Cr、Zn 的吸收能力较高,爬墙虎对 Cu、臭椿和女贞对 Cd 和 Pb 的吸收累积能力较强。而悬铃木、油松、芙蓉等可能具有某种“避性”机制阻碍 Mn、Cr、Cu、Zn、Pb 等进入植物体内。

水生植物对 Zn 的吸收富集能力普遍较高,接近或超过对重金属的“超富集”水平($\geq 1\,000\text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),凤眼莲除对 Zn 外,对 Cr、Cu、Cd 的吸收富集能力明显较高,水芹对 Cd、Ni 的吸收富集明显高于其它水生或湿地植物(表 1)。

污灌区水稻明显受到重金属污染,尤其是果穗中 Zn、Cr、Cd 明显偏高,蔬菜中重金属污染状况与水稻类似,叶菜或果菜中 Cd、Zn、Cr 的污染状况应该引起重视(表 1)。

2.2 植物重金属含量与土壤可浸提态重金属含量的关系

对同一元素,土壤重金属含量高低直接影响植物的吸收累积量,而植物的重金属含量是土壤重金属生物有效性的客观反映。然而,对不同重金属元素,土壤中的重金属含量并不代表植物中的重金属水平。以采自某金属冶炼厂绿地内不同乔灌木树种叶内重金属元素含量与同一地点土壤重金属可浸提态含量即可说明这一点。如土壤可浸提态 Zn 含量仅 0.34 mg · kg⁻¹,而植物中的 Zn 含量却从未检出至 780 mg · kg⁻¹;土壤可浸提态 Mn 平均含量为 1.4 mg · kg⁻¹,但植物中 Mn 含量从未检出至 104 mg · kg⁻¹。这可能与土壤特性复杂、自身变异性较大,且不同植物对土壤重金属的生理行为有关。尤其是乔灌木植物,根系深远庞大,对重金属的吸收范围广,所采集的土壤样品可能与植物所处的土壤环境间存在一定差异。

2.3 重金属在植物体内的分布特征

2.3.1 水稻

重金属在水稻不同部位的分配比率具有明显差异。如 Cd、Cr、Zn 易于在果实部位积累,分别占总量的

表 1 污染区不同植物的重金属水平 (mg · kg⁻¹)

Table 1 Heavy metal contents in different plants at polluted sites (mg · kg⁻¹)

植物类型		Mn	Cr	Cu	Zn	Cd	Pb	Ni
工业区木本植物	垂柳	104. 70	113. 66	211. 54	666. 67	2. 32	72. 65	—
	紫穗槐	84. 94	131. 88	114. 78	780. 53	1. 34	91. 83	—
	女贞	70. 28	25. 63	28. 11	506. 02	9. 73	160. 64	—
	爬墙虎	60. 67	53. 41	744. 77	696. 65	0. 87	75. 31	—
	臭椿	57. 07	144. 77	39. 51	730. 90	2. 75	223. 88	—
	刺柏	36. 59	108. 11	14. 23	632. 11	1. 36	75. 20	—
	芙蓉	36. 20	36. 49	11. 43	485. 90	1. 43	49. 54	—
	油松	n. d.	9. 16	8. 61	114. 03	1. 44	21. 51	—
	悬铃木	n. d.	4. 06	n. d.	n. d.	2. 07	13. 37	—
水生与湿地植物	水生植物 1	508. 64	23. 99	45. 59	1 122. 84	2. 40	81. 57	7. 92
	凤眼莲	350. 51	222. 25	99. 81	803. 16	3. 16	74. 28	—
	水稻根系	277. 78	274. 77	202. 24	808. 97	3. 46	129. 14	—
	水稻绿叶	206. 08	365. 40	7. 36	738. 47	4. 30	73. 60	—
	水稻茎与成熟叶	188. 87	259. 26	28. 43	605. 20	1. 36	85. 30	—
	水生植物 2	52. 82	13. 20	13. 20	922. 10	2. 20	63. 82	2. 42
	水芹	44. 23	18. 62	13. 97	991. 62	4. 66	74. 49	14. 90
	水稻果穗	24. 70	254. 64	7. 60	600. 30	2. 86	28. 50	—
蔬菜类	尖椒	32. 20	548. 06	18. 40	701. 47	4. 80	78. 20	—
	黄瓜	31. 91	407. 42	17. 02	806. 38	4. 09	163. 83	—
	豆角	29. 90	401. 26	23. 00	676. 17	3. 84	69. 00	—
	韭菜	29. 76	365. 33	22. 89	723. 44	3. 63	75. 55	—
	茄子	25. 82	439. 45	17. 21	598. 11	3. 59	51. 64	—
杂草类	酸模 1(冶炼厂内)	342. 53	19. 03	865. 84	601. 81	2. 38	85. 63	5. 23
	酸模 2(污灌区)	24. 02	24. 02	12. 01	929. 39	2. 40	69. 64	2. 16
	曼陀罗	83. 48	17. 12	83. 48	851. 88	2. 14	42. 81	3. 42
	地肤	50. 55	16. 08	13. 79	838. 69	2. 30	71. 23	5. 51

24% 及 22%。为此,对于水稻,土壤 Cd、Cr、Zn 污染最易在可食部位累积而导致人们的健康问题。而水稻田中的 Cu、Mn、Pb 污染在一定程度上对人类健康是相对较安全的,因它们的 80%—39% 累积在植物根部,果实中的比例仅占 3%—9% (图 1)。

2. 3. 2 酸模、玉米及小麦

重金属在酸模根系和茎叶中的分布状况说明,Zn、Cd、Cr 和 Pb,尤其是 Zn 在二者之间的差异较小,而 Mn、Ni 和 Cu 根内明显高于茎叶(图 2)。对 Cd 严重

污染的玉米和小麦(籽粒含 Cd 量分别为 0. 6 和 3. 1 mg · kg⁻¹) 不同部位的分配比率说明,小麦吸收的大部分 Cd 积累在籽粒内而玉米茎叶中的比例较高(图 2),说明在 Cd 污染的土壤上种植小麦的风险高于种植玉米。

2. 4 同种植物处于不同污染状况下植株的重金属含量差异

对于生长在不同地点同一种植物的分析结果表明,植物的重金属含量与其所处的环境密切相关。如取自金属冶炼厂绿地内的酸模,其 Cu、Mn 的含量分别达 865 和 342 mg · kg⁻¹,较来自污水旁酸模相同部位分别高 71 和 13 倍;取自不同地点的水生植物体内 Mn、Zn、Cu 等元素也表现出明显差异,如水生植物 1 的 Mn、Zn、Cu 含量分别为水生植物 2 的 9. 6、3. 5 和 1. 2 倍(表 1),这可能与植物在特殊环境下的自适应能力或经过长期诱导所产生的适应性变异有关。

3 讨论

植物的重金属含量是土壤重金属污染状况的直

图 1 几种重金属在污染水稻不同部位的分布特征
Figure1 Distribution of various metals in different parts of contaminated paddy rice

图 2 重金属在酸模根系与茎叶中的含量(左图)以及 Cd 在玉米和小麦不同部位的分布(右图)

Figure 2 Heavy metal contents in roots and shoots of *Rumex acetosa* L. (left) and Cd distribution in various parts of maize and wheat (right)

接反映,从理论上分析,它较土壤重金属含量的高低更能客观地说明土壤重金属污染对生态系统和人类环境的危害。然而,由于植物在自然界的复杂多样性,长期受客观环境的驯化与诱导,某些植物可能表现出遗传变异,从而对土壤重金属的吸收累积表现出质的差异。这也是人们竭力寻求重金属植物超富集的理论依据。如在同一地点、相同条件下对木本植物的采样分析结果,紫穗槐叶片内的含 Zn 量达 $780 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 干重,而悬铃木叶片内的 Zn 含量竟低于检测限。前者可能在一定程度上存在着某种超富集吸收、转运的生理机制,而后者是否具备某种“避性”机理^[10],拒绝吸收或阻碍该元素进入植物体内,尚待进一步深入研究。

值得重视的是,从污染土壤改良与生态安全的角度分析,植物对重金属的“富集性”与“避性”机制具有同等重要的地位。前者可以用作污染土壤的有效改良与修复,后者若是农作物本身或将其主控基因通过分子生物学手段转移给农作物,则可在“不安全”的土壤上生产出“安全”的食品。

对于一般植物,根系内的重金属元素含量通常大于茎叶或地上部分,如水稻、酸模(表 1,图 2)。这也是制约重金属污染土壤植物修复技术应用的重要因素,原因是植物的地上部分易于收获、处理,而根系内的重金属往往与根一起滞留在土壤中并易于导致二次污染。为此,对于“超富集植物”的定义,普遍认为,以地上部分重金属含量来确定, Cd 应 $\geq 10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 干重,而 Zn、Pb、Cr、Cu、Ni 等元素应 $\geq 1000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 干重^[2-4,6]。根据这一定义,某种水生植物已经达到 Zn 的超富集水平,酸模 2 也已接近这一水平 ($> 900 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 干重),且根系与茎叶内的 Zn 含量几乎相等。此外,采自冶炼厂内酸模的 Cu 含量也高达 $865 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,与唐世荣等^[11]报道的结果相一致。

重金属在水稻各部位的相对积累量结果说明,不

同重金属在植物体内的分布特征一方面反映了植物对不同重金属的吸收分配状况^[12],同时可以了解哪些重金属易于在可食部位累积,对于污染状况不同的土壤正确选择作物类型与种植结构具有一定的指导意义。如在 Cd 污染的土壤上种植小麦,在 Cd、Cr、Zn 污染的土壤上种植水稻并非明智的选择,因它们在可食部位的积累量相对较高(图 1,图 2),易于通过食物链传递给人体,给人类健康带来危害。可能这也是当年日本“痛痛病”^[13]猖獗的原因之一。然而,对于 Cu、Mn、Pb 污染的土壤种植水稻、对 Cd 污染的土壤种植玉米是相对较安全的,原因是这些重金属主要积累在根系或茎叶部位,较少向作物的籽实内转运(图 1,图 2)。同时,这一结果还说明,在充分了解重金属在植物体内分布规律的前提下,合理利用生态工程措施,正确选择作物类型、种植结构与轮作方式,同样可以起到有效防治食用植物重金属污染的作用。

4 结论

(1) 相同条件下,木本植物对重金属的吸收累积存在着较大差异,在某种重金属污染严重的土壤上种植吸收富集该元素相对较强的树种,并对枯落物进行妥善处理,可以逐渐进行这种污染土壤的有效改良。

(2) 植物对某种(些)重金属的“避性”行为尽管需要进一步深入研究和验证,但可以启发人们充分利用这一特性,或通过分子生物学手段培育转基因植物或农作物,实现在污染土壤上生产出非污染的农产品。

(3) 某种水生植物和水蓼属植物对 Zn 的吸收富集能力已经达到重金属超富集水平,对于我国重金属污染土壤的植物修复提供了可能和机遇。

(4) 重金属在作物不同部位的分布结果说明,在 Cd、Cr、Zn 污染的土壤中,为避免在可食部位过量累积,最好避免种植水稻或小麦,而在 Cu、Mn、Pb 污染程度不高的情况下,因很少进入食物链,种植水稻对

人类健康是相对较安全的。

参考文献:

- [1] 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.
- [2] 王庆仁. 植物修复 - 重金属污染土壤整治的有效途径[J]. 生态学报,2001, **21**(2).
- [3] Wang Qingren. Phytoremediation - A Unique Approach to Restoration of Contaminated Soil with Heavy Metals in China[M]. In: Luo Y M, McGrath S P, et al. (Eds), Proceedings of SoilRem 2000, Int. Conf. of Soil Remediation, Oct. 15 - 19, 2000. 197 - 202.
- [4] Chaney R L, Li Y M, Angle J S, Baker A J M, et al. Improving metal hyperaccumulator wild plants to develop commercial phytoextraction systems: Approaches and progress. In: Terry N. and Bacuelos G S (Eds). Phytoremediation of Trace Elements. 1999, Ann Arbor Press, Miami, USA.
- [5] Baker A J M, McGrath S P, Sidoli C M D, et al. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal - accumulating crops[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 1994, 11: 41 - 49.
- [6] Chaney R L, Malik M, Li Y M, et al. Phytoremediation of soil metals[J]. *Current Opinions in Biotechnology*, 1997, 8: 279 - 284.
- [7] Cao Z. Land and fertilizer management with relation to food security in China. Int. Sym. on Soil, Human and Environment Interactions. China Sci & Tech Press, May, 1997, 338 - 348.
- [8] 王庆仁,李继云. 论合理施肥与土壤环境的可持续发展[J]. 环境科学进展, 1999, **7**(2): 45 - 51.
- [9] 王庆仁. 重金属污染土壤的综合整治与生态修复[A]. 跨世纪土壤环境保护战略研讨会论文集[C]. 1998.
- [10] 沈德中. 污染土壤的植物修复[J]. 生态学杂志,1998, **17**(2): 59 - 64.
- [11] Tang S, Wilke B and Huang C. The uptake of copper by plants dominantly growing on copper mining spoils along the Yangtze River, the People's Republic of China[J]. *Plant and Soil*, 1999, 209, 225 - 232.
- [12] Wang Q, Dong Y, Cui Y and Liu X. Instances of Soil & Crop Heavy Metal Contamination in China. *Soil and Sediment Contamination*, 2001 (in press).
- [13] Asami T. Maximum allowable limits of heavy metals in rice and soil[A]. In: Heavy Metal Pollution in Soil of Japan[C] (Kitagishi and Yamane Eds.), Tokyo:Japan Sci Soc Press, 1981.