

植物修复——重金属污染土壤整治有效途径

王庆仁, 崔岩山, 董艺婷

(中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085)

摘要:系统论述了重金属污染土壤植物修复的概念、原理、方法与研究动态, 列举了污染土壤植物修复的一些实例, 探讨了土壤重金属超富集植物的类型、特点、应用潜力以及基因工程是现代生物技术的应用、效果与最新展望, 为土壤污染的综合整治及生态修复提出了新的思路。

关键词:植物修复; 土壤污染; 重金属; 超富集植物

Phytoremediation —— An effective approach of heavy metal cleanup from contaminated soil

WANG Qing-Ren, CUI Yan-Shan, DONG Yi-Ting (Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

Abstract: The principle, method and research dynamics of phytoremediation are reviewed. It demonstrates some examples in phytoremediation of polluted soil. The types, characteristics, potential of hyperaccumulators, application, results and current approaches in genetic engineering and modern molecular biology are discussed. More effective approaches of amendment and ecological restoration of polluted soil can be developed and put into practice.

Key words: phytoremediation; soil pollution; heavy metals; hyperaccumulator

文章编号: 1000-0933(2001)02-0326-06 中图分类号: Q143, S154.1, X17 文献标识码: A

土壤重金属污染是一个全球性的棘手问题, 因这种污染是一个不可逆的过程, 污染物在土壤中的滞留时间长, 植物或微生物不能降解, 重金属在作物的可食部位过量积累后易于通过食物链传递给人或动物, 对人类健康带来严重危害。如世界闻名的日本水俣病, 骨痛病就是典型的例证。

对土壤重金属污染的治理, 目前常用的有淋滤法、客土法、吸附固定法等物理方法以及生物还原法、络合浸提法等化学方法。但这些方法往往投资昂贵、需用复杂设备条件或打乱土层结构, 对大面积的污染更是无可奈何。如据报道, 对 1hm^2 面积的污染土壤进行工程法治理(客土), 每 1m 深度土体的耗费高达 $800 \sim 2400$ 万美元^[1]。如此惊人的代价迫使人们不得不寻求另外途径。近年来出现的植物修复恰恰为人们提供了一种价廉且有效的土壤重金属污染治理方法。

1 植物修复的概念与发展

“植物修复”(Phytoremediation)是指将某种特定的植物种植在重金属污染的土壤上, 而该种植物对土壤中的污染元素具有特殊的吸收富集能力, 将植物收获并进行妥善处理(如灰化回收)后即可将该种重金属移出土壤, 达到污染治理与生态修复的目的。为此, 植物修复通常包括: 植物提取作用(Phytoextraction), 即植物对重金属的吸收; 植物挥发作用(Phytovolatilization), 即通过植物使土壤中的某些重金属(如 Hg^{2+})转化成气态(Hg^0)而挥发出来; 根际滤除作用(Rhizofiltration), 即利用植物根孔通过水流移出土壤重金属; 植物稳定化作用(Phytostabilization), 即利用植物将土壤重金属转变成无毒或毒性较低的形态(生物无效

基金项目: 中国科学院知识创新工程资助项目(KZCX2-401-1)

收稿日期: 1999-08-24; 修订日期: 2000-08-20

作者简介: 王庆仁(1956~), 男, 山东阳阳人, 博士, 副研究员, 主要从事土壤污染防治与环境生态方面的研究。

态),但并未从土壤中真正去除它(又称作原位改良)^[1]。

植物修复的前提是找到对某种(些)重金属具有特殊吸收富集能力的植物种或基因型,即重金属的“超富集体”(Hyperaccumulator)。超富集体的一般定义是:在地上部能够较普通作物累积 10~500 倍以上某种重金属的植物^[2]。Reeves 建议沿用—个广泛被人接受的 Ni 超富集体的定义:生长在自然群落中,某种植物的地上部分干物质中 Ni 的浓度只要达到 1000mg/kg 以上,该种植物就是 Ni 的超富集体^[3]。事实上,当茎叶中的 Ni 浓度达到 50~100mg/kg 时,多数植物生长明显受阻,而少数植物茎叶中的 Ni 达 1% 时仍可以耐受,个别植物甚至可以达到 5%。还有人把能够积累 Ni 超过 1% 的植物称作“超喜 Ni 植物”(Hypernickelophores),由此也产生了“超喜 Zn 植物”(Hyperzincophores)等概念^[2]。

实际上,土壤重金属超富集植物的研究可以追溯到 19 世纪。如 Baumann 早在 1885 年就报道了遏蓝菜属(*Thlaspi calaminare*)植物茎叶灰分中的 ZnO 含量达 17%。此后,Minguzzi 和 Vergnano 在 1948 年报道,一种庭荠属植物(*Alyssum berbolonii*)干物质中含 Ni 量达 1%,而灰分中达 10%。显然,这些都是建立在当时所具有的分析手段上取得的结果,但对后来的研究无疑具有重要的影响。早期的探矿者曾利用寻找指示植物的方法比地质学家更早发现特定的矿床所在^[4~7]。而植物指示法在美国^[8~10]和俄罗斯^[11]发现铀矿中曾起着重要作用。许多 Se、Si、Zn、Cd、Cu 和 Co 的富集性植物远在植物修复概念出现以前就已为某些科学家所知^[2]。

在利用历史资料并通过现代分析手段逐步发展为植物修复技术方面,许多人发挥了重要作用。如 Cannon^[9]和 Mayluga^[11]在生物地球化学和生物指示植物方面进行了较系统的研究。Mayluga 发现了在庭荠属植物(*Alyssum murale*)中 Ni 的含量很高^[11];Jaffré 等^[12,13]在新喀里多尼亚分别发现了对 Ni、Co 和 Mn 的富集植物;Ernst 研究了遏蓝菜属 *Thlaspi alpestre* var. *calaminare* 茎叶中重金属的累积特征;Wild^[14]报道了津巴布韦 Ni 的超富集体;Duvigneaud 和 smet Denaeyer-De^[15]报道了非洲的 Co、Cu 富集植物以及欧洲的 Zn 超富集体。Jaffré 等在《Science》上撰文称,他们在新喀里多尼亚所发现的 Ni 超富集树种(*Sebertia acuminata*)当树皮切开后,外皮层汁液中的 Ni 浓度竟高达其干重的 25%^[13]。

2 重金属超富集体的筛选及其在植物修复中的应用

目前对于不同重金属超富集体的分类标准常因重金属类型而异。如—般栽培作物茎叶中 Zn 和 Mn 的浓度往往大于 Ni,Zn 通常为 300~500mg/kg,所以对 Zn 和 Mn 的超富集体,茎叶中的 Zn 和 Mn 浓度应 > 1%;而普通作物茎叶中的 Cd 浓度通常 < 1mg/kg,所以对 Cd 的超富集体茎叶中 Cd 的浓度应 > 100mg/kg,实际上某些植物可超过 1%^[16]。

根据从世界各地所收集的植物分析结果表明,植物超富集体茎叶中的重金属浓度可达其干重的 1%,这些重金属主要是 Zn、Ni、Se、Cu、Co 或 Mn,对 Cd 为 0.1% 以上(表 1)。

表 1 某些植物种对重金属的超富集状况及其来源

Table 1 Some plant hyperaccumulators of heavy metals and references

重金属元素 Heavy metals	植物种 Plants	叶片中重金属 Cont. in leaves(mg/kg)	发现地点 Location found	文献来源 References
Zn	遏蓝菜属(<i>Thlaspi calaminare</i>)	39600	德国	Reeves & Brooks(1983)
Cd	遏蓝菜属(<i>Thlaspi caerulescens</i>)	1800	宾西法尼亚	Li, et al. (1977)
Cu	<i>Aeollanthus biformifolius</i>	13700	扎伊尔	Brooks, et al. (1978)
Ni	叶下珠属(<i>Phyllanthus serpentinus</i>)	38100	新喀里多尼亚	Kersten, et al. (1979)
Co	<i>Haumaniastrum robertii</i>	10200	扎伊尔	Brooks(1977)
Se	黄芪属(<i>Astragalus racemosus</i>)	14900	怀俄明	Beath, et al. (1937)
Mn	串珠藤属(<i>Alyxia rubricaulis</i>)	11500	新喀里多尼亚	Brooks, et al. (1981)

由于重金属在某些植物根和茎叶中的超常积累,从而有希望将一些植物用于放射性核素(如¹³⁷Cs、⁶⁰Co、U、Am)和其他元素,如 Ti 和 As 等污染土壤的治理。据报道,红根苋(*Amaranthus retroflexus* L.)可富集较高浓度¹³⁷Cs,对切尔诺贝利核电站 1986 年泄漏后大面积土壤的放射性核污染进行植物修复有较大潜力^[17,18]。

植物的挥发作用可用于改良与修复那些富含 Hg、Se 可能还包括 As 的土壤。在这方面现代分子生物学发挥了重要作用。如 Meagher 和他的同事们将细菌中的 Hg 还原酶修饰基因转入拟南芥 (*Arabidopsis thaliana*) 后,发现这种转基因植物所表现出的 Hg 还原酶可以从溶液或介质中产生植物挥发态 Hg。Heaton 等^[19]利用一种转基因水生植物——盐蒿和陆生植物拟南芥、烟草去除土壤中的无机 Hg 和甲基 Hg,这些植物携有经修饰的细菌 Hg 还原酶基因 merA,可将根系吸收的 Hg^{2+} 转化成低毒的 Hg^0 从植物体中挥发出来。而转入能表达细菌有机 Hg 裂解酶基因 merB 的植物可以将根系所吸收的甲基 Hg 转化成 Sulphydryl 结合态 Hg^{2+} ,拥有这两种基因的植物可有效地将离子态 Hg 和甲基 Hg 转化成 Hg^0 而通过植物挥发释入大气^[19]。对于 Se,植物与土壤微生物的协和作用可以进行挥发性 Se 气体(二甲基硒化物)的生物合成与释放。Terry 等人正致力于土壤 Se 的植物挥发作用研究,他们发现一些商业性蔬菜作物的植物挥发作用明显,其中花椰菜对 Se 的年移出量较大,且 SO_4^{2-} 对 Se 的挥发有强烈的抑制作用^[20]。

利用超富集体改良土壤的一个典型例证是由 Mel Chin,纽约的一位艺术家 1991 年开始,在环境科学家 Chaney, Homer 和 Brown 的协助下,进行了为期 3a 的“雕刻”大作。即在明尼苏达州圣保罗遭受 Cd 污染的土地上,成功地创造了一件巨大的“环境艺术品”。当时是在他得知一种名为曼陀罗属植物 (*Datura*) 可以清除土壤污染物后,产生了将其用于他的艺术创作中的想法。这一特殊的艺术品可视为一尊庞大的“雕像”,即利用植物为工具“剔除”了一些毒性,将一片光秃的死地转变成生机盎然的活土。该艺术品的设计呈环形并通过步道分隔成许多方块,从中还进行了一些种质资源的鉴定和肥料的裂区试验。共安排 5 种植物:遏蓝菜属 (*Thlaspi caerulescens*),麦瓶草属 (*Silene vulgaris*),长叶莴苣 (*Lactuca sativa* L. var. Longifolia),Cd 累积型玉米 (*Zea mays* L.) 近交系 FR-37 和 Zn、Cd 抗性紫茅草 (*Festuca rubra*)。肥料试验中分别施用硫酸降低土壤 pH、施用 NO_3^- -N 增加根际 pH, NH_4^+ -N 降低根际 pH 以研究对 Zn 和 Cd 吸收的影响。试验土壤为石灰性土壤,试前土壤含 Cd 25mg/kg, Zn 475mg/kg, Pb 155mg/kg。不同处理对遏蓝菜属植物和莴苣吸收富集 Zn、Cd、Pb 的结果说明,遏蓝菜属植物对土壤 Cd、Zn 的富集能力远大于莴苣,且土壤酸化通常可提高植物对 Zn、Cd 的吸收能力,对于 Pb 表现不稳定,但施硫显然可以增加莴苣对 Pb 的吸收能力^[21](表 2)。

表 2 硫肥与氮肥形态对不同植物茎叶中重金属水平(mg/kg)的影响

Table 2 Effect of S-and N-forms on heavy metal content(mg/kg) in plant tissues

处理	Treatment	土壤 pH	遏蓝菜属植物 <i>Thlaspi caerulescens</i>			莴苣 <i>Lactuca Sativa</i> L.		
			Cd	Zn	Pb	Cd	Zn	Pb
0	NH_4	7.4	9.6	1360	0.5	5.3	58	0.8
0	NO_3	7.5	9.4	1260	4.6	4.5	64	0.8
+S	NH_4	6.7	11.7	3100	1.9	7.8	86	2.1
+S	NO_3	6.8	8.0	2060	1.5	7.5	77	1.7

一般来说,重金属超富集体的生物量往往较低。为此,有人认为在污染土壤上种植生物产量高的作物,如玉米,芥菜 (*Brassica juncea*) 等效果更佳,但事实并非如此。例如,在最佳条件下,这两种作物的生物产量(干重)皆可达 $20t/hm^2$ 以上,在 Zn 和 Cd 通常为 100:1 的复合污染下,当收获时茎叶的 Zn 浓度达 500mg/kg 时,作物产量显著降低,而 Cd 的毒性并非是 Zn 的 100 倍,所以在这种情况下,Zn 是作物产量的主要毒害因子。而当作物产量减少 50% 时 ($10t/hm^2$),干物质中的含 Zn 量为 500mg/kg,所以 $10t/hm^2$ 的产量只能从土壤中每年移除 5kg/ hm^2 的 Zn。但对于遏蓝菜属植物 (*T. caerulescens*),因对 Zn 和 Cd 皆有富集能力,虽然产量低,但茎叶中的 Zn 达 2500mg/kg 时仍不影响产量,这种情况下即使只有 $5t/hm^2$ 的产量,仅 Zn 的移除量每年就可达 $125kg/hm^2$ ^[22,21](表 3,4)。

3 重金属超富集体的生理机制

3.1 植物对重金属产生富集的首要条件是,该种植物的根和茎叶细胞能够耐受高浓度的相应元素,称作超耐受性(Hypertolerance),主要机制是液泡的分室化效应及对重金属的络合作用。

3.2 植物必须有能力将某种元素从根系转运到茎叶。通常情况下,根内的 Zn、Cd 和 Ni 浓度往往比茎叶中

的相应元素浓度高 10 倍以上。但在超富集体中,茎叶中的重金属浓度可以超过根内的元素水平^[24,25], Krumer 等发现,虽然某种庭荠属(*Alyssum*)超富集体叶片提取物中 Ni 的化学形态主要是由苹果酸和柠檬酸形成的络合物,但在木质部分泌物中,组氨酸络合物可达总 Ni 量的 40%,分泌物中几乎所有的组氨酸都与 Ni 形成络合态。是否由组氨酸 Ni、Ni²⁺ 或混合络合物通过膜转运蛋白泵入木质部目前尚不清楚,但往营养液中加入组氨酸时显然可以增加非超富集植物——*Alyssum montarum* 对 Ni 的抗性以及由根向地上部的转运。

3.3 对重金属具有排斥性。如 Brown 等^[22]发现 *T. caerulescens* 积累营养液中的 Zn 和 Cd 与番茄和麦瓶草属(*Silene vulgaris*)相同,但番茄在 30μM Zn 时遭受严重伤害,*S. vulgaris* 在 320μM Zn,而 *T. caerulescens* 只有在 10000μM 时才可见伤害。由于该种植物能保持对 Zn 和 Cd 较高的忍耐和积累能力,自然条件下土壤 Zn 含量为 1%~4% 而植物周围则远远小于 0.05%。进一步研究表明,超耐 Zn 基因型 *T. caerulescens* 本身相对于非超积累体需要较高的溶液 Zn²⁺ (10⁴ 倍)浓度,且叶片中 Zn 浓度较高时才能正常生长,如通常 Zn 为 100~300mg/kg,一般植物仅有 10~12mg/kg^[22]。

表 3 比较玉米和遏蓝菜对土壤 Zn 的移除效果

Table 3 Removal amount of soil Zn by corn compared with *T. caerulescens*

作物类型	产量	茎叶中的 Zn	Zn in shoots	灰分中的 Zn	占土壤 Zn%
Crop	Yield (t/hm ²)	(mg/kg)	(kg/hm ²)	Zn in ash%	% of soil Zn
正常玉米	20	25	0.5	0.005	0.025
受毒害玉米	10	500	5.0	0.025	0.5
遏蓝菜属植物	5	25000	125.0	0.62	25.0

表 4 玉米、遏蓝菜、超富 Cd 遏蓝菜属植物对土壤 Cd 的移除效果

Table 4 Removal amount of soil Cd by different crops

作物类型	产量	茎叶中的 Cd	Cd in shoots	灰分中的 Cd	土壤 Cd(%)
Crop	Yield (t/hm ²)	(mg/kg)	(kg/hm ²)	Cd in ash(%)	(%) of soil Cd
正常玉米	20	0.5	0.01	0.005	0.0005
受毒害玉米	10	5	0.05	0.025	0.005
遏蓝菜	5	250	1.25	0.62	0.4
超富 Cd 遏蓝菜	5	2500	12.5	6.2	4.0

4 超富集植物的研究动态与展望

利用植物修复技术进行重金属污染土壤的整治,其优势明显可见。然而,植物修复技术目前尚存在着某些不足。其一是重金属超富集体是在重金属胁迫环境下长期诱导、驯化的一种适应性突变体,往往生长缓慢、生物量低,且常常受到杂草的竞争性威胁;其二是这种超富集体多为野生型稀有植物,对生物气候条件的要求比较严格,区域性分布较强,严格的适生性使成功引种受到严重限制;其三是超富集体的专一性很强,往往只对某种特定的重金属表现出超富集能力,且大部分仍处于试验阶段,到实际应用还有一定距离。从而严重制约了植物修复的效率及应用。体积较小或呈莲座形生长的植物往往影响机械收获,从而增加年收获的费用。为此,Brewer 等进行了遏蓝菜与油菜的体细胞杂交,非莲座形的杂交种对 Zn 的耐受性较高,但又表现出不育性。如果体细胞杂交法不能为人类提供既高产又可高效富集土壤重金属的植物,人们只有借助于生物技术与基因工程的手段来实现,虽然目前尚未见与重金属超富集有关基因克隆的报道,但随着现代化分子生物技术日新月异的发展,预计不久的将来,一批适应人们需求的转基因植物很快就会诞生出来。

我国在植物修复方面虽有许多人进行过探索与初步尝试^[23~26],但系统性研究目前尚处于起步阶段。如据黄会一^[26]报道,某种旱柳品系可富集 47.19mg/kg Cd,当年生加拿大杨对 Hg 的富集量高达 6.8mg/株,为对照的 130 倍。龙育堂等将 Hg 污染稻田改种苎麻后,对 Hg 的净化率达 41%^[27]。曾普遍认为利用植物吸收法治理土壤重金属污染耗时太久^[28,29],原因主要是尚未找到所需的植物超富集体。近年来,这一领

域引起了国内更多学者的浓厚兴趣且取得了一定的进展。据报道,某种对 Cu 具有较强富集能力的植物在国内已被发现,根、茎、叶中 Cu 的浓度分别为 2707~6159,369~831 和 429~587mg/kg^[35]。

显然,植物修复技术尚有很多问题需要研究,逐步完善与发展。这需要环境科学、生物化学、植物生理、农学、土壤科学与生物工程等方面的协同努力,才能促进植物修复系统的深入发展。其中,生物技术的应用对培育生物修复植物具有重要作用。因传统的植物育种手段只能在属内有效地利用基因多样性,从而结合其他所需性状达到成功地进行植物修复的目的。人们曾希望通过提高植物细胞内金属结合蛋白或多肽的浓度而提高结合容量和植物抗性。虽然在植物细胞培养中表现出动物类金属硫蛋白(MTS)或植物螯合肽(PCs)对 Cd 毒害具有较高的抗性,但事实证明,将动物类金属硫蛋白的基因转入高等植物后,对植物修复功能并未产生有益的效果。此外,对重金属天然抗性植物进行检验时,并未发现 PCs 的浓度与其他植物有何不同。由此认为这些植物对 Zn 和 Cd 的超耐受性并非植物螯合肽的超积累所致^[31~34]。有关 PCs 功能的证据是它们的存在与对重金属正常耐性有关。例如,因产生突变使拟南芥和裂殖酵母中 PC 生产阻断后,对 Cd 表现出极端敏感^[32,35,36]。目前对拟南芥(*Arabidopsis thaliana*)Cd 敏感的单基因突变体 Cad 1 和 Cad 2 已经鉴定出来并进行了相关性研究,认为它们可以锁闭谷胱甘肽或植物螯合肽的合成。培育提高重金属结合能力转基因植物的另一目标是利用这些强结合因子使 Cd 保持在某些植物的根内从而减少 Cd 向食物链或烟草叶内的运转。

对于放射性核素的植物修复也取得了明显的进展。如切尔诺贝利核电站 1986 年泄漏后造成了大面积土地受到¹³⁷Cs 的污染。Dushenkov 等^[18]报道了采用植物修复的对策与效果,他们发现,某种苋属栽培种对¹³⁷Cs 的累积性最强。同时也有人发现很少或几乎没有¹³⁷Cs 进入油菜籽粒内,于是他们在切尔诺贝利周围污染的土壤上正开始试验生产生物柴油(Biodiesel),若发现这种油没有遭受¹³⁷Cs 的污染后才可作为食用油。

对于重金属超富集体收获物的处理,一些人正在进行较系统的研究,对于灰分中含重金属(Zn、Cu、Ni 或 Co)为 10%~40%的植物,采用金属冶炼回收的方法是一有效途径,既有一定的经济效益,又使污染物得到妥善处理,避免产生二次污染。

总之,对于重金属污染的土壤,采用植物修复技术是一低耗费的有效途径。虽然目前对于可利用超富集体的生物量、适生条件等还不够令人满意,但一方面可以继续去寻找和发掘对重金属或放射性核素的超富集植物,另一方面可以应用现代分子生物学手段进行相关基因的分离与分子克隆,将其转移到生物量较高的植物体中,从而产生适合人们需求的转基因植物。尽管目前在许多方面还需要进行更系统、深入地研究,如 SO_4^{2-} 存在时对富 Se、富 Cd 植物有效积累的影响,K 和 Cs 对植物吸收产生的拮抗作用,含 Si 较高植物的重金属灰化冶炼回收的不利影响等。但植物修复技术无疑为人们提出了新的思路,预计近年来将会得到迅速发展并将开拓出更为广阔的应用前景。

参考文献

- [1] Chaney R L, Li Y M, Angle J S, 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*. Ann Arbor Press, Miami, USA, 1999.
- [2] Chaney R L, Malik M, Li Y M, et al. Phytoremediation of soil metals. *Current Opinions in Biotechnology*, 1997, 8: 279~284.
- [3] Reeves R D. The hyperaccumulation of nickel by serpentine plants. In: Baker A J M, Proctor J and Reeves R D eds. *The Vegetation of Ultramafic (Serpentine) Soils*. Intercept Ltd., Andover, Hampshire, UK, 1992. 253~277.
- [4] Brooks R R. *Geobotany and Biogeochemistry in Mineral Exploration*. Harper & Row, London, 1972.
- [5] Brooks R R. Copper and cobalt uptake by haumaniastrum species. *Plant Soil*, 1977, 48: 541~544.
- [6] Brooks R R. *Biological Methods of Prospecting for Minerals*. John Wiley press, New York, NY, 1983.
- [7] Brooks R R. Geobotanical and biogeochemical methods for detecting mineralization and pollution from heavy metals in Oceania, Asia, and The Americas. In: Markert B. ed. *Plants as Biomonitors and Indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment*. VCH Publishers, Weinheim, 1992. 127~153.
- [8] Cannon H J. Description of indicator plants and methods of botanical prospecting for uranium deposits on the Col-

- orado Plateau. In: Contributions to the geology of uranium. *Bull. U. S. Geol. Surv.*, 1955, **1030**: 399~515.
- [9] Cannon H L. Botanical prospecting for ore deposits. *Science*, 1960, **132**: 591~598.
- [10] Cannon H L. The use of plant indicators in ground water surveys, geologic mapping, and mineral prospecting. *Taxon*, 1971, **20**: 227~256.
- [11] Mayluga D P. *Biogeochemical Methods of Prospecting*. Acad. Sci. Press, Moscow, 1963; Translated Consultants Bureau, NY, 1964, 205.
- [12] Jaffré T, Reeves R D and Becquer T Eds. *The Ecology of Ultramafic and Metalliferous Areas* (Proc. Second Intern. Conf. on Serpentine Ecology, Noumea, New Caledonia, July 31-Aug. 5, 1995). ORSTOM, New Caledonia, 1997.
- [13] Jaffré T, Brooks R R, Lee J, et al. *Sebertia acuminata*: A hyperaccumulator of nickel from New Caledonia. *Science*, 1976, **193**: 579~580.
- [14] Wild H. Geobotanical anomalies in rhodesia. 3. The vegetation of nickel-bearing soils. *Kirkia*, 1970, **7** (Suppl. 1): 1~62.
- [15] Duvigneaud P and Smet Denacayer-De S. Cuivre et végétation au Katanga. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.*, 1963, **96**: 93~231.
- [16] 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. *Resources, Conservation and Recycling*, 1994, **11**: 41~49.
- [17] Lasat M M, fuhrman M, Ebbs S D, et al. Phytoextraction of radiocesium-contaminated soil: Evaluation of cesium-137 bioaccumulation in the shoots of three plant species. *J. of Environmental Quality*, 1988, **27**: 165~169.
- [18] Dushenkov s, Mikheev A, Prokhnevsky A, et al. Phytoremediation of Radiocesium-Contaminated Soil in the Vicinity of Chernobyl, Ukraine. *Environ. Sci. Technol.*, 1999, **33**(3): 469~475.
- [19] Heaton A C P, Rugh C L, Wang N, et al. Phytoremediation of mercury- and methylmercury-polluted soils using genetically engineered plants. *J. Soil Contam.*, 1998, **7**(4): 497~509.
- [20] Zayed A M and Terry N. Selenium volatilization in roots and shoots: Effects of shoot removal and sulfate level. *J. Plant Physiol.*, 1994, **143**: 8~14.
- [21] Brown S L, Chaney R L, Angle J S, et al. Zinc and cadmium uptake by *Thlaspi caerulescens* and *Silene vulgaris* in relation to soil metals and soil pH. *J. Environ. Qual.*, 1994, **23**: 1151~1157.
- [22] Brown S L, Chaney R L, Angle J S, et al. Zinc and cadmium uptake of *Thlaspi caerulescens* grown in nutrient solution. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1995, **59**: 125~133.
- [23] 高拯民. 土壤-植物污染生态研究. 北京: 中国科学技术出版社, 1986.
- [24] 林治庆, 黄会. 木本植物对土壤防治功能的研究. 中国环境科学, 1988, **8**(3): 35~40.
- [25] 林国飞. 苎麻吸镉特性及镉土的改良试验, 农业环境保护, 1996, **15**(1): 1~4.
- [26] 黄会. 木本植物对土壤镉的吸收、积累、耐性. 中国环境科学, 1989, **9**(5): 323~330.
- [27] 李永涛, 吴启堂. 土壤污染治理方法研究. 农业环境保护, 1997, **16**(3): 118~122.
- [28] 王凯荣. 我国农田镉污染现状及其治理利用对策. 农业环境保护, 1997, **16**(6): 274~278.
- [29] 周启星, 高拯民. 沈阳张士灌区镉循环的分室模型与污染防治对策研究. 环境科学学报, 1995, **15**(3): 273~280.
- [30] Tang S, Huang C and Zhu Z. *Commelina Communis* L: A hyperaccumulator of copper. *J. of Zhejiang Agric. Univ.*, 1997, **23**(2): 228.
- [31] Robinson N J, Tommey A M, Kuske C, et al. Plant metallothioneins. *Biochemical J.*, 1994, **295**: 1~10.
- [32] Rauser W E. Phytochelatins and related peptides: Structure, biosynthesis and function. *Plant Physiol.*, 1995, **109**: 1141~1149.
- [33] de Knecht J A, Koevoets P L M, Verkleij J A C, et al. Evidence against a role for phytochelatins in naturally selected increased cadmium tolerance in *Silene vulgaris* (Moench) Garcke. *New Phytol.*, 1992, **122**: 681~688.
- [34] Harmens H, Den Harton P R, Ten Bookum W M, et al. Increased zinc tolerance in *Silene vulgaris* (Moench) Garcke is not due to increased production of phytochelatins. *Plant Physiol.*, 1993, **103**: 1305~1309.
- [35] Howden R, Goldsbrough P B, Andersen C R, et al. Cadmium-sensitive, *cad1* mutants of *Arabidopsis thaliana* are phytochelatin deficient. *Plant Physiol.*, 1995, **107**: 1059~1066.
- [36] Howden R, Andersen C R, Goldsbrough P B, et al. A cadmium-sensitive, glutathione-deficient mutant of *Arabidopsis thaliana*. *Plant Physiol.*, 1995, **107**: 1067~1073.