

# 湿地系统中植物和土壤在治理重金属污染中的作用

李勤奋 李志安 任海 杜卫兵 田胜尼 彭少麟\*

(中国科学院华南植物园, 广东广州 510650)

**摘要:** 重金属污染环境的治理是目前环境工程的核心课题。湿地作为水陆相互作用形成的独特生态系统, 在重金属污染治理中的作用倍受关注。对湿地植物、土壤在治理重金属污染中所起的关键作用及其机理做一综述, 并对治理重金属污染的湿地构建提出几点建议。

**关键词:** 湿地; 重金属; 植物去污; 土壤; 综述

中图分类号: X171

文献标识码: A

文章编号: 1005-3395(2004)03-0273-07

## The Role of Wetland Plants and Soils in Decontamination of Heavy Metals

LI Qin-fen LI Zhi-an REN Hai DU Wei-bing TIAN Sheng-ni PENG Shao-lin\*

(South China Botanical Garden, the Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China)

**Abstract:** Recent studies on decontamination of heavy metals by wetland plants and soils are reviewed. Wetland plays an important role in removal of heavy metal contamination, which is under intensive study. Most researches have been focused on the function and the processes of wetlands. The functional compositions of wetland include plants, microbes, water and soil, among which plants play a key role in the removal of heavy metals. Phytoremediation is contributed mainly from three parts: phytoextraction, phytovolatilization and phytostabilization. Plants have great effects in heavy metal removal via modulating pH, transporting O<sub>2</sub>, stimulating microbes, etc. The detaining of heavy metals in soils is related to soil particle size and other traits, such as the basic elements of soil, organic material, pH, etc. It is proved that the organic material content has the effect of concentrating heavy metals via cation exchange, surface adsorption, chelation with solid organic material, etc. But it is also found that the stability of the organic complexation, chelating with acid, is highly pH dependent. Wetland, therefore, is a system in which most of the factors will work together and affect each other. The function of wetland, especially those with rich biodiversity, is extremely complex. In artificial wetland construction and research, more attention should be paid to the cooperation of various factors than the function of individual one.

**Key words:** Wetland; Heavy metal; Phytoremediation; Soil; Review

随着我国经济的迅速发展,特别是近年来工业化和城市化的发展,环境污染问题越来越严重。其中,重金属污染问题尤为突出。解决重金属污染问题已成为我国环境治理中的核心课题。湿地在各类

生态系统的定量评估中,被认为是具有最高生态价值的类型之一,它能有效控制农业非点源(non-point source)污染<sup>[1,2]</sup>,这是其生态价值的重要体现。20世纪70年代开始利用湿地去除重金属污染,由于投

收稿日期:2003-04-04 接受日期:2003-09-11

基金项目:国家自然科学基金项目(30170191);广东省自然科学基金项目(003031, 20000976);广东省科技攻关项目(2003c32201);广州市应用基础研究项目(2003J1-C0341);中国科学院华南植物研究所创新基金项目资助

\* 通讯作者 Corresponding author

资少,效率高,管理简单方便,且不会引起二次污染,已成为目前实际应用的一种重要方法。利用湿地治理重金属污染的研究很多,对其进行总结分析将有助于推广应用,认识和掌握关键机理将能大大提高湿地净化重金属的效率,本文就近年来有关方面的研究工作做一综述。

## 1 湿地植物对重金属污染的净化作用

水生植物在人工湿地污水净化中起着十分重要的作用。一方面它通过自身的吸收、固定一部分污染物质,同时根系常形成一个网络样的结构,不仅能直接吸附和沉降污水中的一些重金属,还为微生物的吸附和代谢提供良好的条件。

重金属污染土壤的植物修复是指通过植物对重金属进行吸收、挥发或稳定,降低重金属毒性。湿地植物同其它陆地植物一样,对重金属也具有吸收、挥发、稳定等功能,同时,它还还为根部输送氧气,维持根际微生物的活动。

污染土壤的植物修复研究已有许多学者做了综述,按照植物的修复目的和机理可分为不同的类型,钟哲科将其分为 5 种类型,有植物提取、植物固定、根系过滤、植物根际和体内降解、植物挥发<sup>[1]</sup>;武正华等<sup>[4]</sup>划分的 5 种类型略有不同,包括植物提取、植物固定、植物转化、植物挥发、植物促进;大多数学者将其分为 3 类:包括植物吸收(植物提取)、植物挥发、植物稳定<sup>[5,6]</sup>。前人的研究重点集中在植物对重金属的直接作用上,而植物在湿地环境下对重金属的一些特殊作用涉及较少。本文从植物对重金属的作用结果的角度将其分为植物去除与植物稳定两类进行综述。

### 1.1 植物去除

植物提取是去除重金属的主要机理,它是指利用植物对重金属的吸收和在植株地上部的积累,并通过收获地上部分来达到减少土壤重金属含量的目的。植物提取有两种不同的作用机制。一种是天然超富集植物,它们能有效地吸收、转运、积累重金属,如十字花科遏蓝菜(*Thlaspi caerulescens*)能够生长在富含 Zn、Cd、Pb、Ni 土壤中。Brown 等<sup>[8]</sup>的水培试验发现,遏蓝菜地上部分 Zn 和 Cd 含量分别可达 3 360 和 1 140 mg kg<sup>-1</sup> DW。Baker<sup>[9]</sup>对受重金属污染土壤上生长的野生遏蓝菜的调查发现,其地上部分 Zn 含量达 2 100 mg kg<sup>-1</sup>。Blaylock 等研究发现,

芥菜(*Brassica juncea*)能吸收大量的铅,野外实验显示连续种植两年能达到修复的目标<sup>[9]</sup>。超积累植物的特性在于其有特殊的胞质运输以及液泡螯合或沉淀这些重金属的能力<sup>[11]</sup>,并且早期的研究者认为这些特殊功能的主要内在机理在于这些植物能够分泌柠檬酸、丙二酸等有机酸,作为重金属转运的有效配体,与重金属螯合,降低毒性<sup>[12]</sup>。如酒石酸对镉有明显的解毒作用,可使萝卜(*Raphanus sativus*)内较高的氟化钠提取态镉明显下降<sup>[12]</sup>。但 Smith<sup>[13]</sup>对这一说法提出了质疑,他发现不具有重金属积累能力的很多植物也产生这些有机酸。

另一种是诱导性超富集植物,这些植物在环境诱导下形成了超富集性能,如芥菜、玉米、向日葵等<sup>[4]</sup>。制约这些植物积累超量重金属的因子有:土壤重金属的生物有效性低(即土壤中重金属以不利于植物吸收的形态存在),植物体内重金属运输能力低以及地上部分重金属富集能力低等,但最主要的应该是这些植物缺乏超富集功能的遗传基础。如制约植物根系物质交换和运输能力的根系阳离子交换量(cation exchange capacity, CEC),它在很大程度上是受植物遗传控制的,CEC 大的植物吸收运输阳离子的能力强,吸收重金属 Cd 也存在这样的正相关关系<sup>[15]</sup>。土壤重金属的生物有效性,对某些超积累植物可能没有影响,原因是这些植物能够将重金属从其它状态转化为自身能吸收的状态,如同时种植超积累植物 *T. caerulescens* 和非超积累植物 *T. ochroleucum* 后,*T. caerulescens* 根际土壤中可移动性 Zn 含量明显高于 *T. ochroleucum*,推断可能是超积累植物 *T. caerulescens* 分泌了较多的氢离子或有机酸类物质,与土壤难溶性 Zn 形成了螯合肽,从而促进了土壤难溶性 Zn 的溶解<sup>[16]</sup>。而对于诱导性超积累植物,重金属的存在状态,即生物有效性就可能成为其积累重金属的限制因子。例如豌豆(*Pisum sativum*),在重金属污染的土壤上自然生长时,其地上部分 Pb 含量不超过 1 000 mg kg<sup>-1</sup>,而在含 EDTA 的 Pb 溶液中培养,其地上部分 Pb 含量提高很多,其原因之一就是豌豆自身不能将土壤中大量的 Pb 转化为可吸收利用的状态<sup>[17]</sup>。诱导性超积累植物在自然状态下运输与积累能力低,通常也是因为其缺乏某些特异性的代谢途径和相关的酶,不能将土壤中的重金属转化为无毒或低毒状态储存于体内。据此,人们研究了相应的对策,目前最主要

的是利用螯合剂,如 EDTA<sup>[18]</sup>、柠檬酸盐<sup>[5]</sup>等促进土壤释放重金属,增加土壤溶液重金属的含量,辅助植物吸收、运输与储藏重金属。

植物挥发是植物去除重金属污染的另一机理,植物将重金属吸收、积累最后转化为气态物质释放到大气中,从而达到对污染基质的净化作用。目前这方面研究最多的是类重金属元素 Hg 和非重金属元素 Se<sup>[5]</sup>。美国西部某些地区建立起植物及植物-微生物相互作用的 Se 治理系统,加速土壤中 Se 的挥发<sup>[19]</sup>。但由于这一方法是将环境中的重金属转移到大气中,对人类及其它生物具有一定的风险,因此在应用时还需谨慎行事。

### 1.2 植物种类与重金属的吸收

不同的植物对重金属吸收的能力不同。我国的近 10 种香蒲植物中,长苞香蒲(*Typha angustata*)和水烛(*T. angustifolia*)等大型种类具有粗壮的根系和发达的不定根,比小香蒲(*T. minima*)等小型的种类有较强的净化能力<sup>[20]</sup>。不同的植物吸收重金属的种类也不同,大部分重金属超积累植物对某一种或少数几种重金属有强的吸收作用,如目前根据植物富集重金属种类所划分的 Cu、Ni、Pb、Cr、Zn 超积累植物等。目前研究最多的十字花科的庭芥属(*Alyssum*)植物,对 Ni 有超量积累特性,遏蓝菜属(*Thlaspi*)植物对 Zn 有超积累特性<sup>[21]</sup>,竹节草(*Chrysopogon aciculatus*)主要富集 As。还未发现能大量积累所有关注元素的植物<sup>[22]</sup>。同种植物的不同基因型,对重金属的吸收与积累能力也不同。如刘敏超<sup>[23]</sup>、吴启堂<sup>[24]</sup>等研究发现不同基因型水稻吸镉能力有很大差异。刘敏超在研究根表铁锰氧化物胶膜对不同品种水稻吸镉的影响实验中发现,不同品种的水稻根系的氧化能力不同,使得根部的铁锰氧化物胶膜的数量不同,进一步影响到它们对重金属离子的富集能力<sup>[25]</sup>。因此,在重金属污染的土壤修复中,要特别考虑不同功能植物种类的配比,以达到对重金属的有效吸收与去除。

植物各部位对重金属的积累量不同,一般植物地下部分重金属的含量比地上部分高很多倍。地下各部分的重金属含量顺序为:根尖>根>根茎<sup>[26]</sup>。但由于地下部分相对于地上部分生物量小、难于收获,并且在收获地下部分时会破坏湿地系统,因此在湿地净化系统中通常不考虑植物的地下部分对

重金属的直接消除作用。相反植物的地上部分积累量成为人们研究重金属修复植物功能的重点。超积累植物的一个重要特点是吸收的重金属元素大多积累在地上部分,而对于非超积累植物,根系的 Zn、Ni 等重金属含量往往是地上部分的 10 倍以上。目前已发现的超富集植物约 500 种<sup>[27]</sup>,但湿地生的重金属超积累植物还未见统计。目前发现的超积累植物大多数生长缓慢、生物量较小<sup>[4,6,28]</sup>,即使单位组织内的重金属含量很高,也会由于其生物量低而影响对重金属的去除效果。因此,寻找生长速度快,高生物量的重金属超积累植物成为目前该领域研究的热点与难点。目前应用基因工程技术改造、培育具有重金属超积累特性的植物,有望引起植物修复的革命性的突破<sup>[4]</sup>。

植物根系的结构和类型可能对吸收重金属的种类与数量有影响。徐红宁等研究作物吸收 Cd 与根系 CEC 的关系时发现,一般 CEC 高的作物根都比较粗大,而 CEC 低的作物根比较细小。以表面积计,粗大作物根系 CEC 值可能是细小根系的 10-100 倍。由于 CEC 的大小与根表交换吸附阳离子的多少成正比,因此可以推理根系粗大,根表面积大的植物对重金属交换吸收能力强<sup>[15]</sup>。但在根的重量相等的情况下,粗大根系与细小根系的 CEC 状况如何未见报道。有关植物根系其它结构特征与重金属吸收积累的关系还有待于研究。

### 1.3 植物稳定

植物稳定是指耐重金属植物降低土壤中有毒金属的移动性,从而减少金属被淋滤到地下水或扩散到空气中造成次级污染<sup>[29]</sup>。植物稳定主要有两种机理:一是根系直接的阻拦作用。湿地植物的根系常形成网状,能够有效保护污染的土壤不受侵蚀,减少土壤迁移造成污染物扩散。二是根系通过一些生物化学作用,改变根系分布范围内土壤的微环境,促进污染物从溶解态向固定态或低毒形态转化<sup>[3,5]</sup>。其中包括重金属的酸-碱反应、氧化-还原反应、络合-解离反应、吸附-解吸反应等行为,使重金属的形态发生变化。如植物残体分解和根系分泌产生的小分子有机物,如柠檬酸、草酸、酒石酸、乙酸、水杨酸等,与重金属形成溶解性配合物或螯合物,降低重金属的毒性<sup>[11,30]</sup>,增加植物的可吸收性。植物根系分泌的有机酸与镉形成金属-有机配合物

结合态,降低了镉的毒性,提高了土壤镉的生物有效性,即提高了生物对土壤镉的吸收能力。低浓度的草酸和琥珀酸抑制污染土壤重金属 Pb 的活化,其机理还有待于进一步研究。

湿地植物根系的强氧化能力在重金属稳定中起着很重要的作用。湿地植物具有发达的通气组织,具有向根际释放氧气和氧化物质的能力,使根际氧化还原电位高于土体,大量的  $\text{Fe}^{2+}$  被氧化为三价铁,促进了氢氧根与金属离子形成沉淀。金属氢氧化物会继续结合 As、Zn 等重金属,降低其在根际的浓度<sup>[31]</sup>。Melanie 在用有机物促进湿地 Zn 与 As 的积累实验中发现,氧化铁左右着这两种重金属的积累状况,间接地说明湿地植物的氧化能力在重金属的稳定中所起的作用<sup>[32]</sup>。植物的蒸腾作用也可以防止污染物向下迁移<sup>[33]</sup>,但这一作用在重金属滞留中究竟有多大的贡献未见报道。

## 2 土壤基质对重金属的影响及其在湿地净化系统中的应用

湿地土壤的作用在某种程度上是作为一个“缓冲器”来调节重金属浓度的,当土壤中的有效重金属含量降低后,土壤就会通过一定的化学反应释放被其束缚(络合或沉淀)的重金属。相反,当土壤中有效重金属含量达到系统饱和状态后,污水中的大部分重金属又会被稳定结合到土壤中。土壤的理化性质,如有机质含量、矿质组成、pH 值和 Eh 值等,影响重金属的形态及各形态之间的转化<sup>[34]</sup>。

### 2.1 土壤有机质对重金属的影响

土壤有机质对土壤重金属的有效性影响显著。土壤有机质的主要成分腐殖质(占土壤总有机质的 50%–90%)<sup>[35]</sup>,可与重金属发生物理或化学的作用而使其固定、富集,从而影响它们在环境中的形态、迁移、转化、生物有效性和毒性<sup>[36]</sup>。腐殖质中的主要活性部分为腐殖酸,是土壤中的重要络合剂,能提高土壤重金属的溶解性<sup>[30]</sup>。Kablitiz 用渗滤实验研究湿地污染土壤重金属有效性与分解有机质之间的关系发现,土壤渗滤液中的 Cr、Hg、Cu 和 As 浓度与溶解性有机物量呈显著的正相关关系<sup>[36]</sup>。在湿地中,由于基质内部多数处于厌氧状态,土壤有机质的分解以还原作用为主,即嫌气分解,矿化作用较弱,有机质大量积累,因此重金属的溶解性可能相对较

高。在人工构建湿地净化系统时,宜选择耐性强的植物,提高湿地的净化效率与运转寿命。

### 2.2 土壤 pH 对重金属的溶解性与稳定性的影响

尽管有许多物理、化学及生物因子影响重金属的生物过滤效果<sup>[37]</sup>,但 pH 对过滤过程中的重金属溶解起着关键作用<sup>[38]</sup>。Chen 等研究了 pH 对不同基质上的生物过滤作用的影响,发现 pH 短时间内的波动主要受基质的缓冲能力影响,基质的缓冲能力随着硫化物氧化不断产酸的过程而降低,重金属的溶解性随着酸度升高会增加,但二者之间不存在线性关系<sup>[39]</sup>。大量的研究表明,降低 pH 值可以降低土壤对金属的吸附率,提高土壤溶液中的金属浓度。因此,在湿地系统中通过施用化肥增加土壤中的氨离子或施加土壤酸化剂维持微酸性的土壤环境,有可能提高土壤重金属的植物可利用性。

重金属与酸性基团形成的络合物的稳定性,受 pH 的影响很大。Kablitiz<sup>[39]</sup>发现 Cd 和 Zn 的活性更多地依赖于土壤 pH,溶解态土壤有机质对其构成的影响不是特别显著。一般在高 pH 时腐殖酸的促进作用极不显著。在 pH 5.05 时,形成的络合物的稳定常数  $\text{Cu} > \text{Pb} > \text{Zn}$ 。对同一种重金属,则随着 pH 的升高,重金属络合物的稳定性增强,pH 降低则重金属的移动性增强<sup>[40]</sup>。可见在重金属湿地净化系统中,加强 pH 调控对提高湿地净化效率意义重大。

### 2.3 土壤基质元素对重金属的影响

土壤基质中的元素会影响重金属的有效状态<sup>[29]</sup>。土壤中的 Fe、Al、Mn、氢氧化物等是影响土壤重金属有效性极其重要的因子<sup>[41]</sup>。铁作为普遍存在的元素,它不仅作为主要的沉淀矿物,而且其地球化学行为主导着其它元素沉淀的行为。一般 Fe、S 的氧化使环境趋向于酸性状态, $\text{Fe}^{3+}$  在酸性环境中活性增加,加速重金属的氧化释放。但同时也存在一个重金属沉淀的次生过程,如在酸性条件下,重金属常以含水或无水硫酸盐形式析出(如皓矾  $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ )。这一过程在金属矿山的自然湿地中尤为明显。羟基磷灰石能有效降低污染土壤中水溶性 Pb 的含量,生成的终产物羟基磷氯铅矿的溶解度比其类似物碳酸铅和硫酸铅低几个数量级<sup>[40]</sup>。土壤对重金属的吸收与沉淀可以减少重金属的扩散,尤其从污染源向下游的扩散。

对于土壤中的同一种重金属,不同的阴离子所

起的作用可能截然不同。衣纯真等研究  $KCl$ 、 $K_2SO_4$  和  $KNO_3$  对水稻吸收累积  $Cd$  的影响时发现  $KCl$  能增加土壤交换态  $Cd$ ,  $SO_4^{2-}$  则可能由于转化为  $S^{2-}$  与  $Cd^{2+}$  形成  $CdS$  沉淀而降低土壤中  $Cd$  的有效性<sup>[42]</sup>。

土壤中不同重金属之间常相互竞争,使得各种重金属的被吸收效率不同。如在有机质存在时,土壤中的  $Fe$ 、 $Cu$ 、 $Zn$  和  $Mn$  之间会竞争有机物的结合位点, $Zn$  由于在土壤中有高的生物有效性,因此被认为是优先吸收固定的元素<sup>[43]</sup>。华珞研究有机肥-镉-锌交互作用对土壤镉锌形态的影响发现, $Zn$ 、 $Cd$  复合污染时,在同一  $Cd$  污染水平下, $Zn$  的加入提高了土壤中有效态  $Cd$  的含量,并随着外源  $Zn$  加入量的增加而提高<sup>[44]</sup>。当外源  $Zn$  水平相同时,外源  $Cd$  的加入使土壤中有效态  $Zn$  含量增加。原因是  $Zn$  和  $Cd$  具有相同的外电子结构,相互竞争吸附点与络合点,从而增加对方的有效性。何孟常<sup>[45]</sup>等在研究沉积物与重金属的化学性质时也得到此结论。

在实际的重金属去除过程中,各个因子是相互作用的,不同的因子组合对重金属元素存在状态的影响不同,去除效率也不相同。因此在构建湿地净化系统时要考虑到污染源的类型,有针对性地选择土壤基质,并根据土壤的具体状况对其进行适时调控,以达到高的湿地净化效率。

### 3 展望

湿地生态系统去除污水重金属是通过湿地植物、微生物、土壤基质等组成成分共同起作用的。其内在机制是各因子相互作用、相互影响的一个复杂过程。尽管目前已有大量的研究报道,但要构建一个合理高效的湿地生态系统,需要更深入地探讨有关机制。

1) 湿地植物之间的相互作用。湿地植物是去除重金属污染的根本,目前已发现许多针对不同重金属有富集功能的植物。但在实践中,污染一般是多种重金属构成的复合污染,需要通过多种植物组合来治理。当这些植物被种植在同一个湿地中时,它们的作用机制是否能够正常运行,植物之间是否会通过根系或其它途径出现协同或拮抗作用还有待研究,这对污染治理的实践是非常重要的。

2) 湿地中各因子的作用。植物在不同生活期存在不同的生理特性,这些代谢特性的改变通常会影响到它们对矿质元素的吸收与转化。随着湿地的发

展,植物逐渐走向成熟与衰老,基质的内部环境也发生相应的改变。湿地土壤有机质的积累是一个动态过程,不同植物组合的湿地会有不同比例的有机物积累,现在仍不清楚它们与土壤溶液中重金属浓度之间的关系。

3) 植物根系形态结构对重金属去除的影响。植物根系在湿地重金属污染去除中起着最主要的作用。不同形态结构的根系其去除机理与效率不同,如轴根系与须根系、粗根与细根、深根与浅根、这些根系特征都会关系到湿地内部环境状况,尤其是氧环境,影响到根系的代谢与根系周围重金属的有效状态,进而影响到对重金属的吸收与积累。这方面的研究目前刚刚起步。

4) 各因子的量化研究。目前对于影响重金属元素吸收与转化的因子已进行了大量的定性研究并积累了许多资料,但对这些因子的量化研究比较少。一个影响因子在不同的量度上对重金属及植物的作用机制与结果可能不同,今后这方面的研究重点要逐渐从定性转向定量,逐步达到对系统的定量优化控制。

5) 重金属元素无毒化机制的研究。重金属元素的无毒化是环境治理最理想的目标,目前已发现部分可以将重金属在体内转化成无毒状态的蕨类植物和微生物,但其具体的作用机制还不清楚。今后要加强选育能够转化重金属毒性的植物及微生物,并通过转基因植株与新品种的培育来实现对重金属污染环境的有效治理。

### 参考文献

- [1] Mardonald H F, Bergstrom J C, Houston J E. A proposed methodology for measuring incremental environmental benefits from using constructed wetlands to control agricultural non-point-source pollution [J]. *J. Environ Manag*, 1998, 54(4):259-267.
- [2] Zhao W R(招文锐), Yang B(杨兵), Zhu X M(朱新民), et al. The stability of constructed wetland in treating heavy metal waste water released from a Pb/Zn mine at Fankou of Guangdong Province [J]. *Ecol Sci(生态科学)*, 2001, 20(4):16-20. (in Chinese)
- [3] Zhong Z K(钟哲科), Gao Z H(高智慧). The mechanism of phytoremediation and its application prospect [J]. *World For Res(世界林业研究)*, 2001, 14(3):23-28. (in Chinese)
- [4] Wu Z H(武正华), Zhang Y F(张宇峰), Wang X R(王晓容), et al. Application of gene technology in phytoremediation of soil contaminated by heavy metals [J]. *Agro-envir Prot(农业环境保护)*, 2002, 21(3):84-86. (in Chinese)
- [5] Zhu G X(褚贵新), Ren G(任岗). *Advances in phytoremediation*

- and soil pollution by heavy metal [J]. *J Shihezi Univ*(石河子大学学报), 2001, 5(4):342-346. (in Chinese)
- [6] Long X X(龙新宪), Yang X E(杨肖娥), Ni W Z(尼吾钟). Current situation and prospect on the remediation of soils contaminated by heavy metals [J]. *Chin J Appl Ecol*(应用生态学报), 2002, 13(6): 757-762. (in Chinese)
- [7] Brown S L, Chaney R L, Angle J S, et al. Phytoremediation of *Thlaspi caerulescens* and bladder campion for zinc- and cadmium-contaminated soil [J]. *J Envir Quality*, 1994, 23:1151-1157.
- [8] Baker A J M, Reeves R D, Mcgath S P. *In situ* decontamination of heavy metal polluted soils using crops of metal-accumulating plants—a feasibility study [A]. In: Hinchee E R E, Olfenbittel R F. *In Situ Bioreclamation* [C]. Boston: Butterworth-Heinemann, 1991. 600-605.
- [9] Blaylock M J, Salt D E, Dushenkov S, et al. Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents [J]. *Envir Sci Techn*, 1997, 31(3):860-865.
- [10] Neumann D, Zur N U, Lichtenberger O, et al. How does America maritime tolerate high heavy metal concentrations [J]. *J Plant Physiol*, 1995, 146:704-714.
- [11] Mathys W. The role of malate, oxalate and mustard oil glycosides in the evolution of zinc resistance in herbage plants [J]. *Physiol Plant*, 1997, 40:130.
- [12] Chen Y X(陈英旭), Lin Q(林琪), Lu F(陆芳), et al. Study on detoxication of organic acid to raddish under the stress of Pb and Cd [J]. *Acta Sci Cirum*(环境科学学报), 2000, 20(4):467-472. (in Chinese)
- [13] Smith R M, Martell A E. *Critical Stability Constants* [M]. New York: Plenum, 1989. 46-50.
- [14] Shen Z G(沈振国), Chen H M(陈怀满). Bioremediation of heavy metal polluted soils [J]. *Rural Eco-Envir*(农村生态环境), 2000, 16(2):39-44. (in Chinese)
- [15] Xu H N(徐红宁), Yang J-G(杨居荣), Xu J L(许嘉琳). The relationship between cadmium absorption by crops and cation exchange capacity of roots [J]. *Agro-Envir Prot*(农业环境保护), 1995, 14(4):150-153, 177. (in Chinese)
- [16] Shen H(沈宏), Yan X L(严小龙). Status of the study on root exudates and its application to agriculture and environment [J]. *Rural Eco-Envir*(农村生态环境), 2000, 16(3):51-54.
- [17] Huang J W, Chen J, Betti W R, et al. Phytoremediation of Pb-contaminated soils: Role of synthetic chelates in phyto-extraction [J]. *Envir Sci Techn*, 1997, 32:800-805.
- [18] Wu L H(吴龙华), Luo Y M(骆永明), Huang H Z(黄焕忠). Chelate-induced phytoextraction of copper contaminated upland red soil [J]. *Chin J Appl Ecol*(应用生态学报), 2001, 12(3):435-438. (in Chinese)
- [19] Zayed A M, Terry N. Selenium volatilization in roots and shoots: effects of shootremoval and sulfate level [J]. *J Plant Physiol*, 1994, 143:8-14.
- [20] Chen S P(陈水平), Wu Z B(梧振斌), Kuang Q J(况琪军). Macrophytes in artificial wetland [J]. *J Lake Sci*(湖泊科学), 2002, 14(2):179-184. (in Chinese)
- [21] Shi N N(施农农). The activation of POD, CAT in the Cd intoxicant rice seedlings [J]. *Soil*(土壤), 2000, 32(3):125-129. (in Chinese)
- [22] Zhao Z Q(赵志强), Niu J F(牛军峰), Quan X(全燮). Progress in phytoremediation of toxic metals from the environment [J]. *Res Envir Sci*(环境科学研究), 2000, 13(5):53-57. (in Chinese)
- [23] Liu M C(刘敏超), Li H F(李花粉), Xia L J(夏立江), et al. Differences of cadmium uptake by rice genotypes and relationship between the iron oxide plaque and cadmium uptake [J]. *Acta Sci Circum*(环境科学学报), 2000, 20(5):592-596. (in Chinese)
- [24] Wu Q T(吴启堂), Wang G S(王广寿), Tan X F(谭秀芳), et al. Effect of crop cultivars and chemical fertilizers on the cadmium accumulation in plants [J]. *J South China Agri Univ*(华南农业大学学报), 1994, 15(4):1-6. (in Chinese)
- [25] Liu M C(刘敏超), Li H F(李花粉), Xia L J(夏立江), et al. Effect of Fe, Mn coating formed on roots on Cd uptake by rice varieties [J]. *Acta Ecol Sin*(生态学报), 2001, 21(4):598-601. (in Chinese)
- [26] Mungur A S, Shutes R B E, Revitt D M, et al. An assessment of metal removal by a laboratory scale wetland [J]. *Wat Sci Techn*, 1997, 35:125-133.
- [27] Tang S R, Wilke B M, 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 Soil*, 1999, 209(2):225-232.
- [28] Wang J H(王剑虹), Ma M(麻密). Biological mechanisms of phytoremediation [J]. *Chin Bull Bot*(植物学通报), 2000, 17(6): 504-510. (in Chinese)
- [29] Salt D E, Smith R D, Raskin I. Phytoremediation [J]. *Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol*, 1998, 49:643-668.
- [30] Yu G F(余贵芬), Jiang X(蒋新), Sun L(孙磊), et al. A review for effect of organic substances on the availability of cadmium soils [J]. *Acta Ecol Sin*(生态学报), 2002, 22(5):770-776. (in Chinese)
- [31] Otte M L, Dekkers M J, Rozema J, et al. Uptake of arsenic by *Aster tripolium* in relation to rhizosphere oxidation [J]. *Can J Bot*, 1991, 69:2670-2677.
- [32] Doyle M O, Otte M L. Organism-induced accumulation of iron, zinc and arsenic in wetland soils [J]. *Envir Poll*, 1997, 96(1):1-11.
- [33] Shen D Z(沈德中). Phytoremediation of contaminated soil [J]. *Chin J Ecol*(生态学杂志), 1998, 17(2):59-64. (in Chinese)
- [34] Palumbo B, Angelone M, Bellanca A, et al. Influence of inheritance and pedogenesis on heavy metal distribution in soils of Sicily, Italy [J]. *Geoderma*, 2000, 95:247-266.
- [35] Schnitzer M. Soil organic matter — The next 75 years [J]. *Soil Sci*, 1991, 151:41-58.
- [36] Kalbitz K, Wennrich R. Mobilization of heavy metals and arsenic in polluted wetland soils and its dependence on dissolved organic matter [J]. *Sci Total Envir*, 1998, 209:27-39.

- [37] Battaglia F, Morin D, Ollivier P. Dissolution of cobaltiferous pyrite by *Thiobacillus ferrooxidans* and *Thiobacillus thiooxidans*: factors influencing bacterial leaching efficiency [J]. *J Biotechnol*, 1994, 32: 11-16.
- [38] Sreekrishnan T R, Tyagi R D, Blais J F, et al. Kinetics of heavy metal bioleaching from sewage sludge — I. Effects of process parameters [J]. *Wat Res*, 1993, 27:1641-1651.
- [39] Chen S Y, Lin J G. Bioleaching of heavy metals from sediment: significance of pH [J]. *Chemosphere*, 2001, 44:1093-1102.
- [40] Ma Q Y, Logan T J, Trains S T, et al. Effects of  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  and  $\text{CO}_3^{2-}$  on  $\text{Pb}^{2+}$  immobilization by hydroxyapatite [J]. *Envir Sci Technol*, 1994, 28:408-418.
- [41] Yong L B, Harvey H H. The relative importance of manganese and iron oxides and organic sediments [J]. *Geochim Cosmochim Acta*, 1992, 56:1175-1186.
- [42] Yi C Z(衣纯真), Fu G P(傅贵平), Zhang F S(张福锁). Effect of different potash fertilizers on Cd uptake and translocation in rice [J]. *J Chin Agri Univ(中国农业大学学报)*, 1996, 1(3):65-70. (in Chinese)
- [43] Machemer S D, Wildeman T R. Adsorption compared with sulphide precipitation as metal removal process from acid mine drainage in a constructed wetland [J]. *J Contamin Hydro*, 1992, 9: 115-131.
- [44] Hua L(华璐), Bai L Y(白玲玉), Wei D P(韦东普), et al. Effects of interaction by organic manure-Cd-Zn on Cd, Zn formation in soil and wheat growth [J]. *Chin J Envir Sci(中国环境科学)*, 2002, 22(4):346-350. (in Chinese)
- [45] He M C(何梦常), Wang Z J(王子健), Tang H X(汤鸿育). Pollution and ecological risk assessment for heavy metals in sediments of Le'an River [J]. *Envir Sci(环境科学)*, 1999, 20(1): 7-10. (in Chinese)