

植物修复重金属污染土壤的强化措施

孙约兵¹ 周启星^{2*} 郭观林²

(1. 安徽师范大学重要资源保护与利用研究安徽省重点实验室, 芜湖 241000;
2. 中国科学院沈阳应用生态研究所中国科学院陆地生态过程重点实验室, 沈阳 110016)

摘 要 植物修复技术作为一种新兴的绿色环保技术, 有着高效、经济和生态协调等特点而成为当前研究的热点领域, 而且由于其修复的彻底性和环境友好性而在治理污染土壤实地过程得到广泛应用。概述了当前植物修复研究的基本类型和修复机理, 并着重从生物技术、农艺措施和物理化学等强化手段上阐述了利用超富集植物修复污染土壤, 以进一步提高超富集植物的修复效率, 为大规模治理重金属污染土壤和商业化应用提供技术途径和科学依据。

关键词 重金属污染 超富集植物 植物修复 农艺措施

中图分类号 X53 文献标识码 A 文章编号 1673-9108(2007)03-0103-08

Phytoremediation and strengthening measures for soil contaminated by heavy metals

Sun Yuebing¹ Zhou Qixing² Guo Guanlin²

(1. The Provincial Key Laboratory of the Conservation and Exploitation of Biological Resources in College of Life Sciences, Anhui Normal University, Wuhu 241000;
2. Key Laboratory of Terrestrial Ecological Process, Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016)

Abstract Phytoremediation has been regarded as a suitable technique for the pollution control of heavy-metal contaminated soil for green, safe technology and the properties of efficiency, economy and ecological harmony. And it has been applied widely on the spot for polluted soil for its thorough remediation and environment-friendly alternative. After a short introduction to the principles and types of phytoremediation, this review focused on strengthening methods including biotechnology, agricultural technology, physical and chemical technology. Multi-channel approaches should be taken to make phytoremediation and engineering available, field survey at more place to try to research for more tolerant and accumulating plants which may provide for the breakthrough of phytoremediation technique. This provided novel approaches to restore the heavy metal polluted soil using efficient remediation techniques. It offered technique route and scientific basis for commercial application and remediation of contaminated soil on a large scale.

Key words heavy metal contamination; hyperaccumulator; phytoremediation; agronomic practices

重金属是土壤环境来源广泛、危害性很大的一类积累性污染物^[1], 随着工农业生产的发展和人民生活水平的提高, 特别是矿山开采、冶炼、电镀和制革等行业的不断膨胀, 含铜等重金属磷肥的农业应用, 居民生活产生的各种生活污水及废弃物的排放, 土壤环境中重金属污染日益严重, 重金属污染土壤的治理和修复受到各方面的格外关注, 相应的技术与方法得到了研究, 取得一定的进展^[2,3]。尤其是, 自从 Chaney^[4]于1983年首次提出利用某些能够富集重金属的植物来清除土壤重金属污染的设想, 污染土壤的植物修复技术以其不破坏土壤物理结构、能够维持土壤原有的基本化学性状、基本保持土壤

生物学活性和无二次污染等工艺特点而倍受青睐。

重金属污染土壤的植物修复是指将某种特定的植物种在重金属污染的土壤上, 而该种植物对土壤

基金项目: 海外青年学者合作研究基金资助项目(20428707); 国家杰出青年科学基金(202225722); 国家自然科学基金重点资助项目(20337010)和中俄自然资源与生态环境联合研究中心资助项目

收稿日期: 2006-01-08; **修订日期:** 2007-01-15

作者简介: 孙约兵(1978~), 男, 硕士, 主要从事污染土壤的植物修复工作。

* 通讯联系人, E-mail: zhouq@mail. sy. ln. cn

中的有毒重金属元素有特殊的吸收和吸附能力,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体,达到重金属污染治理与生态修复的目的^[5]。利用植物修复方法治理土壤重金属污染的主要机制有3个方面:一是利用植物根际圈特殊的生态条件改变土壤中重金属存在的形态,使其固定;二是通过氧化-还原或沉淀等生态化学过程,降低重金属在土壤中迁移性,降低生物的可吸收利用率;三是利用植物本身特有的利用污染物、转化污染物积累重金属的能力,通常主要指超富集植物或超积累植物^[6]。土壤中的重金属进入植物体虽可经生物转化过程成为代谢产物排出体外,但大部分污染物质与蛋白质或多肽等物质具有较高的亲和性而长期存留在植物的组织或器官中,在一定的时期内不断积累增多而形成富集甚至超富集现象,故将超富集植物重复种植通过收获植物就能使土壤中的重金属浓度降到可接受的水平。目前,各国环境科学家和工程人员对植物修复进行了大量的研究,在植物修复机理和修复技术上取得了许多突出的成就^[6]。但是,植物修复仍然是一项有待完善和发展的环境污染治理技术。本研究将对植物修复的类型和机理进行简要介绍基础上,着重对其强化措施进行探讨。

1 植物修复的类型和机理

根据修复植物在某一方面的修复功能和特点可将植物修复分为6种基本类型,即植物提取修复、连续性植物提取修复、诱导性植物提取修复、植物挥发修复、植物稳定修复和根际过滤修复。

植物提取修复指植物从土壤中吸收重金属污染物并在植物地上部分富集,对植物体收获后进行处理^[7,8](图1)。土壤也可以通过稀释或迁移转化等自然净化过程消除重金属污染。普通植物绝大多数对重金属虽然具有吸收能力,但以此为修复手段所需时间较长,不过通常影响植物提取技术的主要限制因素是土壤重金属的生物有效性和重金属从植物根向地上部分转移的能力,重金属在土壤中一般以多种形式贮存,不同的化学形态对植物的有效性不同。植物吸取的首要目标是减少土壤有效态重金属浓度,而不是土壤重金属总量,所以提取植物吸取技术的效率在很大程度上取决于对重金属有效态的吸收。

诱导性植物提取修复指利用螯合物进行污染土

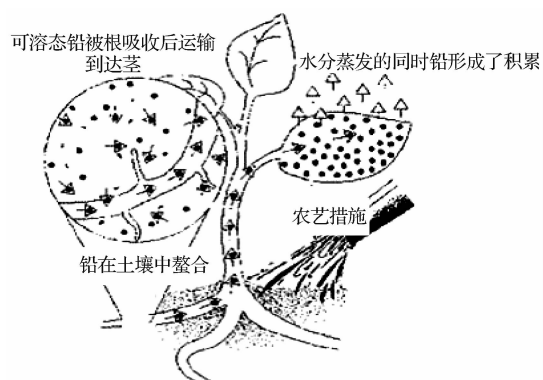


图1 铅污染土壤的植物提取修复

Fig. 1 Phytoextraction of soil contaminated by Pb

壤修复,故又称为螯合物辅助植物提取修复^[4]。诱导性植物提取包括2个基本阶段:(1)土壤中束缚态重金属转化为非束缚态,即根际圈对重金属的活化。Narwal等^[9]发现加入猪粪和牛粪后,土壤中Ni可交换态和铁-锰结合态增加。(2)促进重金属向植物可收获地上部运输。螯合物的作用在于增加金属离子在土壤溶液中的溶解度,然后重金属通过蒸腾作用在木质部运输,并以金属螯合物的形式运至地上部。金属螯合物在地上部的富集量取决于根系的表面积以及植物体内的毛细管系统。

植物挥发修复即通过植物使土壤中的Hg、Pb和Se等重金属转化成气态而从土壤中挥发出来^[10]。这方面的工作主要集中在那些易挥发的重金属,如有些植物的根系将吸收的有害元素Se和Hg转化为挥发态的 $\text{Se}(\text{NH}_3)_2$ 和Hg蒸气从而降低土壤中的重金属含量。

植物稳定修复即利用植物将土壤重金属转变成无毒或毒性较低的形态(生物无效态)^[6,11],通过耐性植物根系分泌物来积累和沉淀根际圈污染物,使其失去生物有效性,以减少污染物质的毒害作用,能起到这种作用之一的植物通常叫做固化植物。固化植物对重金属的耐性较强,对重金属的积累能力较差。但更为重要的是通过固化植物在污染场地的生长,对污染物起稳定作用,防止污染物向周围环境扩散,造成二次污染。目前这方面的工作主要偏重于重金属含量很高的土壤的稳定修复,如废弃矿山的复垦、尾矿区的植被重建等。

根际过滤修复即利用植物根系的吸收和吸附作用从含有重金属的土壤水溶液等流动介质中去除重金属等污染物^[11,12],根际过滤修复技术主要用来处

理石油天然气生产过程中产生的含有重金属的废水、含有放射性物质的废水以及其他含有重金属进入土壤或者当重金属污染土壤的地下水。

2 利用技术强化植物修复

2.1 超富集植物技术性能强化

Salt 等^[13]把利用超富集植物来吸收土壤重金属并降低其含量的方法称作连续性提取修复。所谓超富集植物,采用较多的是 Brooks 等在 1977 年提出来的^[14],它指能超量吸收重金属并能将其不断运移到地上部的植物。目前,关于超积累植物的衡量标准包括 3 个特征:其一是具有临界含量特征,广泛采用的参考值是植物茎或叶中重金属的临界含量 Zn 和 Mn 为 10 000 mg/kg, Pb、Cu、Ni 和 Co 为 1000 mg/kg; Au 为 1 mg/kg^[14]; Cd 为 100 mg/kg^[8], 其二是具有转移特性,植物体地上部(主要指茎和叶)重金属含量大于其根部含量;其三是超富集植物具有耐性特征和富集系数特征^[15~17]。超富集植物在叶片、茎部可富集大量的重金属的特性,使该种植物尤其适用修复^[18]。因此大多数植物修复策略

是将超富集植物种植在重金属污染的土壤,收割其地上部分。针对某种或某些重金属,所采用的超富集植物比一般的植物更具有重金属耐性、并且体内重金属含量也高出很多,通常可达成百上千倍,从而有效降低土壤中重金属的含量(表 1)。利用超富集植物将重金属从土壤中清除是植物提取修复的核心内容,也是植物修复的最具代表性的修复方式。不仅对环境具有净化和美化能力,而且还有一定的经济效益。生长在南非的 *B. coddii* 体内镍最高含量 7880 mg/kg 计算,1 hm² 能吸收 168 kg 镍,价值 1285 美元,如果加上热能则达到 1311 美元每公顷^[31]。新西兰的 *Iberis intermedia* 以生物量 700 kg 每公顷计算能吸收 8 kg 铊,价值 2400 美元, *Biscutella laevigata* 的生物量比 *Iberis* 要小得多,但凭借高其 3 倍的铊含量,达到 500 美元每公顷^[32]。Wei 等^[19]发现镉超富集植物-龙葵 (*Solanum nigtrum* L.); Chen 等^[33]发现砷超富集植物-蜈蚣草 (*Pteris vittata* L.); Yang 等^[28]发现锌超富集植物-东南景天 (*Sedum alferdii* Hance) 等为数不多的报道。

表 1 几种重金属超富集植物及其茎或叶或地上部含量

Table1 Species and concentration of hyperaccumulators

重金属	植物种类	含量 (mg/kg)
镉	龙葵 (<i>Solanum nigtrum</i> L.) ^[19]	114
	爱遏蓝菜 (<i>Thlaspi caerulescens</i>) ^[20]	3000
铅	圆锥遏蓝菜 (<i>Thlaspi rotundifolium</i> subsp.) ^[21]	8200
钴	星香草 (<i>Haumaniastrum robertii</i>) ^[22]	10 200
铜	星香草 (<i>Haumaniastrum robertii</i>) ^[23]	2070
金	印度芥菜 (<i>Brassica juncea</i>) ^[24]	10
锰	脉叶坚果 (<i>Macadamia neurophylla</i>) ^[25]	55 000
	商陆 (<i>Phytolacca acinosa</i> Roxb.) ^[26]	19 300
硒	总状黄氏 (<i>Astragalus racemosus</i>) ^[27]	14 900
锌	巴丽芥菜 (<i>Cardaminossis balleri</i>) ^[25]	13 600
	东南景天 (<i>Sedum alferdii</i> Hance) ^[28]	4515
铊	落叶滨藜 (<i>Atriplex confertifolia</i>) ^[29]	100
镍	贝托庭芥 (<i>Alyssum bertolonii</i>) ^[25]	13 400
	套哇九节 (<i>Psychotria doarrei</i>) ^[20]	47 500
铊	披针叶屈曲花 (<i>Iberis intermedia</i>) ^[30]	3070
砷	蜈蚣草 (<i>Pteris vittata</i> L.) ^[17]	7500

针对植物修复存在的某些不足,需要不断地对超富集植物进行筛选,并对其进行技术性能强化是今后该领域的研究重点。(1)现已发现的绝大多数超富集植物植株矮小,生物量低、生长缓慢,而且生长周期长,因而须采用各种措施使其生物量大幅增加,并缩短生长期,提高修复效率;(2)由于污染土壤往往是重金属、其他无机污染物、有机污染物共同作用的复合污染,须筛选既能积累重金属、又能耐受复合污染的修复植物或使其性能得到改进以适应复合污染修复的需要;(3)增进修复植物对污染物质的耐性,尤其要增进对复合污染的忍受程度,当土壤中其他浓度较高的重金属出现时也能不出现表现出某些中毒症状,从而促进植物修复技术在重金属复合污染土壤治理中的应用;(4)超富集植物多数为野生植物,而这些野生植物普遍种子小、落粒性强和即熟即落的特点,因而采用种子包衣技术和随时采集技术,以获得大面积播种所需的种子;(5)针对植物根系一般较浅(如草本植物多数集中在0~30cm的范围内),只对浅层污染土壤的修复有效这一事实,进一步扩大修复植物筛选范围,利用大型超富集木本植物对深层污染土壤进行修复;(6)由于用于吸收重金属的植物器官往往会通过落叶等途径使重金属元素重返土壤,因而在植物落叶前收割植物器官,并将其进行无害化处理。

2.2 有机配体技术强化植物修复

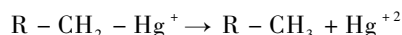
常用的螯合剂大致可分为合成螯合剂和天然螯合剂2类。合成螯合剂包括:乙二胺四乙酸(EDTA)、二乙基三胺五乙酸(DTPA)、羟乙基替乙二胺三乙(HEDTA)、乙二醇双四乙酸(EGTA)、乙二胺二乙酸(EDDHA)、氨基三乙酸(NTA)和环己烷二胺四乙酸(CDTA)等。天然螯合剂包括:柠檬酸、丙二酸、组氨酸、苹果酸、乙酸以及其他类型天然有机物质。螯合剂能够打破重金属-螯合剂复合体的吸持强度,使平衡关系向着利于重金属解吸的方向发展,从而在达到平衡之前,大量重金属进入土壤溶液,合成螯合物或有机酸能够促进重金属的吸收,增加了植物修复效率。蒋先军等^[34]在印度芥菜收获前1周加入EDTA,收获后测定植物根和地上部的生物量,以及H₂O、NH₄NO₃、EDTA等3种提取剂提取的Cd浓度。结果表明,EDTA加入土壤1周后,土壤水溶态Cd增加了400倍以上,交换态Cd增加了40倍以上。Huang等^[35]研究表明,当介质柠檬酸浓度达到1.2 mg/kg增加到240 mg/kg时,*B. chinensis*在

铀污染土壤中吸收的铀从低于5 mg/kg增加到5000 mg/kg。Michael等^[36]在镉含量为2 g/kg的土壤中加入腐殖酸后,烟草茎中镉的含量由30.9 mg/kg增加到39.9 mg/kg。孙波等^[37]发现铀的吸收量与根分泌物中有机酸的含量呈线性关系。在培养液中添加组氨酸时,*A. montanum*的耐Ni能力增强,而且到达地上部分Ni的含量也随之增多。张敬锁等^[38]研究表明,有机酸对土壤中Cd有一定的活化能力,对Cd活化能力强弱为:EDTA>缺铁小麦根系分泌物>柠檬酸>苹果酸>水。缺铁小麦根系分泌物明显增加了小麦地上部分Cd的含量,而柠檬酸、苹果酸对小麦地上部分Cd的含量有一定的促进作用。但Michael等^[39]研究发现,利用小分子有机酸(NLMWOA)并不能有效促进重金属污染土壤的修复。然而在使用螯合物活化土壤重金属存在污染地下水的风险^[40],也可能引起非目标金属的溶解,而且螯合物不易被生物降解。因此在使用螯合剂时,一定要进行环境风险评价,以防出现二次污染。

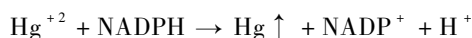
2.3 利用基因工程技术强化植物修复

利用基因工程技术提高植物修复能力的一个有效手段,主要在以下几个方面:一是通过提高修复植物的生物量来促进对重金属的吸收,通过基因工程可获得比传统育种方法更快的繁殖速度和更大生物量的植物,同时能够从其他物种引入新基因,使得不需通过传统的育种方法就可获得新特征成为可能。Gisbert等将小麦TaPCSI基因导入烟草体内,发现其对Pb和Cd的耐性显著增加,茎比野生种增加160%,而且转基因植物生长在高Pb(1572 mg/L)浓度条件下重金属的积累量是野生种的2倍^[41]。当光烟草(*Nicotiana glauca*)导入TaPCSI后成熟植株体内对很多重金属有很强的吸收能力,尤其是Cd、Ni、B;同时在水培条件下其茎部表达的基因增加了6~36倍;与超富集植物遏蓝菜(*Thlaspi caerulescens*)相比较,不仅具有更高的重金属和硼含量,而且生物量也高出100多倍,当矿区土壤浓度Pb超过11 000 mg/kg或者Zn超过4500 mg/kg时遏蓝菜不能成活,而转基因植物生物达到了0.5 kg/株^[42]。二是通过降低重金属的毒性进行植物修复,一些金属离子可在植物体内通过形态的转化降低其本身的毒性^[43]。例如Hg、Se和As在细菌及转基因植物体内的转化挥发和降解,途径为:

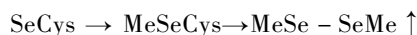
MerB



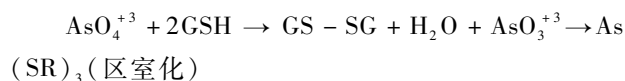
MerA



SMTA

-CH₃

ArsC



将 MerA 转基因烟草在不到 1 周的时间内可将水体中的汞由 5 μg 降到 1 μg, 去除汞污染的能力比非转基因对照高 3~4 倍^[44-46]。三是将细菌等耐重金属或吸附重金属基因转导到修复植物中, 以提高植物对重金属的耐性和抗性, 增强修复效果。来自酵母菌 YCF1 基因使得拟南芥对 Pb 和 Cd 的耐性分别提高 2 倍和 1.8 倍^[47], 大肠杆菌 gsh2 基因使印度芥菜对 Cd 的积累量提高 1.9 倍^[48]。四是通过酶的表达来提高修复植物的耐性和抗性, Danielle 等利用转甲基酶使非超积累植物 *A. thaliana* 根部合成 Semethylselenocysteine 和 γ-glutamylmethylselenocystein 的量增加, 同时发现显著提高对亚硒酸盐忍耐和叶中硒的积累^[49]。五是抗病、虫基因整合到修复植物中, 以提高修复植物的抗病、虫能力。

3 植物激素修复污染土壤

植物激素是植物自身产生的调节物质。极低浓度 (<1 mmol 或 1 μmmol) 时, 就能调节植物的生理过程。目前公认的植物激素有 5 类, 即生长素 (IAA)、赤霉素 (GA)、细胞分裂素 (CTK)、脱落酸 (ABA) 和乙烯 (ETH)。植物激素通过促进植物生长、调节植物的生理代谢或与重金属螯合, 以达到大量吸收重金属或降低重金属的毒性提高植物的修复效果。López 研究发现^[50], 在 0.2 mmol Pb 的培养液中加入 100 μm IAA 和 0.2 mmol 的 EDTA 时, 非超富集植物 *Medicago sativa* (alfalfa) 叶片中 Pb 的含量比未加任何物质和仅加 EDTA 分别增加了 28 倍和 6 倍。周红卫等^[51]通过外施不同浓度细胞分裂素类物质 6-BA (6-苄基氨基嘌呤), 对 Hg²⁺ 污染下水花生抗氧化酶系的变化进行研究, 结果表明, 不同浓度的 6-BA 对重金属毒害均有缓解作用。POD、SOD 和 CAT 活性均不同程度提高, MDA 和活性氧增加变缓, 新生根受抑制程度明显变缓。Belimov

等^[52]研究发现, *Vriovorax paradoxus* 利用 1-氨基环丙烷-1-羧酸 (ACC) 作为唯一途径获得氮和能量, *Rhodococcus* s. 和 *Flavobacterium* sp. 也是利用 ACC 促进根部的生长。它们能促进 *B. juncea* 对 Cd 积累, 从而提高植物-微生物系统对污染土壤的植物修复能力。同时 ACC 在植物体内与多种重金属形成晶体, 如: [Ni(PL-ACC)(H₂O)₂] · (NO₃) · H₂O, [Cu(PL-ACC)(H₂O)] · (NO₃) · H₂O。针对目前超富集植物发芽率低、生长缓慢和生物量低等缺点, 可以利用植物激素打破修复植物的种子休眠、促进发芽和快速生长, 对提高超富集植物的修复效率有一定的意义。

4 农艺调控措施和田间管理强化修复

4.1 利用水肥进行强化修复

水肥条件是促进植物生长的主要因素, 掌握好植物对水肥的需求量和时间对促进植物生长和修复有重要意义。如过量灌水会导致烂根或抑制植物的生长, 在苗期、花期植物对水肥特别敏感, 尤其是开花期蒸腾强度几乎是植物一生中的顶峰, 对水分需求量大, 对氮、磷等营养物质的需求也达到一生中的顶峰, 而且通过调节土壤营养的方法可以提高植物的重金属的迁移总量, 利用 Pb 超富集植物修复 Pb 污染土壤, 少量的 N 和 K 可促进富集植物干物质质量的增加, 促进植物对 Pb 的吸收。随着 N 和 K 水平的增加, 植物对 Pb 的吸收能力降低, 但 K 的抑制作用不如 N 的显著; 土壤供 P 会降低植物对 Pb 的吸收, 而且下降极显著^[53]。孙琴等^[54]研究表明, 适当增磷显著促进东南景天的生长, 提高其干物质产量, 同时促进了东南景天对锌的吸收和锌向地上部分的运输和积累。Kumar 发现芥菜 (*brassica juncea*) 在硫酸盐和磷酸盐肥料施用的情况下, 一些栽培变种的茎秆部富集 Cd²⁺ 的能力是正常种的 52 倍^[55]。孙波等^[56]通过对重金属复合污染红壤菜园土和水稻土施用有机肥和石灰对生物有效性重金属 (Cd、Cu 和 Pb) 含量、土壤微生物和植物生理过程影响的研究。结果表明, 施用石灰降低了 0.05 mol/L HCl 提取的土壤生物有效性 Cu 和 Pb 的含量, 施用猪粪后显著增加了土壤生物有效性 Cd 的含量, 土壤生物有效性重金属含量与可溶性有机碳 (DOC) 呈极相关性 ($P < 0.01$)。从植物修复角度考虑, 掌握修复植物对水、肥的需求规律, 借助农艺施肥措施进行合理水肥供应, 不仅可以促进修复植物最大限

度地提高生物量,而且尽可能提高植物对污染土壤的修复效果。这对提高超富集植物吸收、积累重金属的能力具有重要的应用价值。

4.2 作物育种技术强化修复

经过长期的实践,人类总结出十分成熟的作物育种技术。尽管修复植物多数是野生植物,人们对它的生活习性了解很少,几乎没有现成的栽培模式可循,更谈不上成熟的育种技术。不过,栽培作物起源于野生植物,野生植物的许多不利于栽培的性状经过人类不断的选择重组使之成为人类可利用的资源。所以要明确育种目标和育种技术,需要根据植物修复的各种作用方式和修复植物存在的一些缺陷来确定育种目标。如根系表面积、根系分布方式及根分泌特性等根部性状是重要的育种目标,由于根系吸收表面积大小、根纵深分布情况、根系分泌能力及特性能够促进植物对污染物质的吸收、降解;发达的茎组织和抗倒能力是必不可少的目标,因为茎主要起到水分和营养物质的运输,同时也是保持植株直立的关键器官。此外,抗虫病、休眠期、生育期、弱落粒性等也是重要的育种目标。同时作物育种技术也对植物修复污染土壤也有重要意义,通过杂交育种和辐射育种等方法培育出符合要求的修复植物。野生植物株高和生育期差异很大,经过几代的“优中选优”以获得株高大、生育期短的修复植物。

4.3 利用耕作技术进行强化修复

农业上的耕作在一定程度上起到提高植物修复效果,根据污染土壤的严重程度而将土壤耕翻深浅,在修复植物生长过程可适当地进行中耕松土,这样既可促进根系生长发育又能改变污染物质的空间位移,促进植物与污染物质的接触。针对绝大多数污染都是复合污染,而修复植物通常只能治理一种或几种污染物质,所以需要采取必要的搭配种植以增强修复效果;缩短植物生育周期来缩短修复周期;同时注意病虫害的防治。

4.4 通过改变土壤 pH 和 Eh 进行强化修复

一般情况下,土壤中的重金属与无机物或有机物形成不溶性沉淀或吸附在土壤颗粒表面难以被植物吸收,通过 pH、Eh 的改变来活化重金属,从而提高对重金属污染土壤的修复效率。降低 pH 的方法有 2 种:一是直接酸化土壤,将硫酸和土壤混匀;二是以土壤营养剂(主要成分有:有机肥、化肥、硫酸)的形式撒入土壤,施加石灰则可以提高 pH。调节土壤 Eh 大小的方法一般采用灌水或晾田,如水田

干干湿湿灌溉法、水田和旱田轮作等。

4.5 其他措施

对于污染区,可通过调整当地的种植习惯,改变耕作制度;保持土壤养分均衡,提高植物对重金属的耐性;进行污泥改良土壤;通过快速施肥影响根际微生物的密度和组成来促进植物体对重金属的吸收;通过种植密度和肥力能够最大化提高产量和修复效果;利用不同的植物种在时空上的差别来提高植物修复效率^[57],以上都可以达到修复重金属污染土壤目的。

5 研究展望

植物修复是近年来世界上公认的非常理想的污染土壤原位治理技术,它具有物理修复和化学修复所无法比拟的优势,但也有一些限制因素,需要在实践中不断发现以便进一步完善和改进。在使用有机配体修复时注意因淋失而引起次生环境污染;转基因植物要注意环境安全性问题,以防基因逃逸,因此在转基因植物用于修复之前,需要进行生物和环境安全性评价。植物修复技术作为一种新兴的、高效的污染治理手段已为人们所接受,已被证明具有极大的修复潜力和大规模商业化前景,但利用超富集植物进行污染土壤修复的研究时间不长,基础研究还较薄弱,因而未来的研究需要在一些方面深入以获得进展:(1)更多生物大、富集能力强的多金属超富集植物筛选和培育,建立丰富的超富集种子资源库,为超富集植物新品种的构建作准备;(2)分子生物学和基因工程的应用,深入了解植物调控金属超富集作用生理和分子机制,培育出高效型的修复植物,以利于超富集植物的性能改进;(3)植物修复技术工艺的研究,通过螯合剂、植物激素、土壤改良剂和农艺措施等有目的影响植物修复的过程;(4)重金属的活化和次生污染问题继续探索,有必要因地制宜地加以利用多学科的优势不断完善和提高;(5)研究超富集植物根系与特异微生物之间的联合修复关系,利用共生微生物的吸收、积累等功能,提高超富集植物的修复功能;(6)深入研究植物体内低含量重金属元素的回收工艺,在低成本条件下,使修复植物的生物量得到妥善处理,降低环境风险。

参考文献

- [1] 周启星,黄国宏.环境生物地球化学及全球环境变化.北京:科学出版社,2001

- [2] 周启星. 污染土壤修复的技术再造与展望. 环境污染治理技术与设备, **2002**, 3(8): 36 ~ 40
- [3] 周启星, 宋玉芳. 污染土壤修复原理与方法. 北京: 科学出版社, **2004**
- [4] Chaney R. L., Minnie M., Li Y. M., et al. phytoremediation of soil metal. J. Current Opinion in Biotechnology, **1997**, 8: 279 ~ 284
- [5] Anderson T. A., Guthrie E. A., Walton B. T. Bio-remediation in the rhizosphere. Environ. Sci. Technol., **1993**, 27: 2630 ~ 2636
- [6] 周启星, 宋玉芳. 植物修复的技术内涵及展望. 安全与环境学报, **2001**, 1(3): 48 ~ 53
- [7] 孙铁珩, 周启星, 李培军. 污染生态学. 北京: 科学出版社, **2001**
- [8] 魏树和, 周启星. 重金属污染土壤植物修复基本原理及强化措施探讨. 生态学杂志, **2004**, 23(1): 65 ~ 72
- [9] Narwal R. P., Singh B. R. Effect of organic materials on partitioning, extractability and plant uptake of metals in an alum shale soil. Water, Air and Soil Pollut, **1998**, 103: 405 ~ 421
- [10] Hansen D., Duda P. J., Zayed A., et al. Selenium removal by constructed wetlands; Role of biological volatilization. Environ. Sci. Technol., **1998**, 32: 591 ~ 597
- [11] Clemens S. Molecular mechanisms of plant metalhomeostasis and tolerance. Planta, **2001**, 212: 475 ~ 486
- [12] Salt D. E., Kramer U. Mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. In: Raskin I., Ensley B. D., editors. Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean up the environment. New York: Wiley, **2000**
- [13] Salt D. E., Smith R. D., Raskin I. Phytoremediation of soil metals. Current Opinion in Biotechnology, **1997**, 8: 279 ~ 284
- [14] Brooks R. R., Lee J., Reeves R. D. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium species of indicator plants. J. Geochem Explor, **1997**, 7: 49 ~ 77
- [15] Brooks R. R., Radford C. C. Nickel accumulation by *Bursera* species of the genus *Alyssum*. Proc. R. Lond. Sec., **1978**, 200: 217 ~ 224
- [16] Wei S. H., Zhou Q. X. Identification weed species with hyperaccumulative characteristics of metals. Prog Natl Sci., **2004**, 14(6): 459 ~ 503
- [17] Ma L. Q., Komar K. M., Tu C., et al. A fern that hyperaccumulates arsenic. Nature, **2001a**, (409): 579
- [18] 王剑虹, 麻密. 植物修复的生物学机制. 植物学通报, **2000**, 17(6): 504 ~ 510
- [19] Wei S. H., Zhou Q. X., Wang X., et al. A newly-discovered Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. Chinese Sci. Bulletin, **2004**, 49(24): 2568 ~ 2573
- [20] Cunningham S. D., Ow D. W. Promises and prospects of phyto-remediation. Plant Physiol., **1996**, 110: 715 ~ 719
- [21] Reeves R. D., Brooks R. R. Hyperaccumulation of lead and zinc by two metallophytes from a mining area in Central Europe. Environ. Pollut., **1983**, 31: 277 ~ 287
- [22] Brooks R. R. Copper and cobalt uptake by *Haumanias-trum* species. Plant Soil, **1977**, 48: 541 ~ 544
- [23] Reeves R. D., Baker A. J. M., Brooks R. R. Abnormal accumulation of trace metals by plants. Mining Environmental Management, **1995**, 9: 4 ~ 8
- [24] Anderson C. W. N., Brooks R. R., Chiarucci A., et al. Phytomining for nickel, thallium and gold. Journal of Geochemical Exploration, **1999**, 67: 407 ~ 415
- [25] Cunningham S. D., et al. Remediation of contaminated soils and sludges by green plants. In: Hinchey R. E. & Means J. L. (eds.). Bioremediation of in-organics, Columbus, Ohio: Battelle Press, **1995**
- [26] Xue S. G., Chen Y. X., Reeves R. D., et al. Manganese uptake and accumulation by the hyperaccumulator plant *Phytolacca acinosa* Roxb. (Phytolaccaceae). Environmental Pollution, **2004**, 131: 393 ~ 399
- [27] Beath O. A., Eppsom H. F., Gilbert G. S. Selenium distribution in, and seasonal variation of vegetation type occurring on seleniferous soils. J. Am. Pharm. Assoc., **1937**, 26: 394 ~ 405
- [28] Yang X. E., Long X. X., Ni W. Z. *Sedum alfredii* H: A new Zn hyperaccumulating plant first found in China. Chin Sci. Bulletin., **2002**, 47(19): 1634 ~ 1637
- [29] Cannon H. L. Geochemistry of rocks and related soils and vegetation in the Yellow Cat area, US Geol. Surv. Bull., **1964**, 1176: 1 ~ 127
- [30] Leblanc M. P., Deram A., Robinson B. H., et al. The phytomining and environmental significance of hyperaccumulation of thallium by *Iberis intermedia* from Southern France. Economic Geology, **1999**, 94: 109 ~ 114
- [31] Brooks R. R., Chambers M. F., Nicks L. J. Phytomining. Trends Plant Science, **1998**, 3: 359 ~ 361
- [32] Anderson C. W. N., Brooks R. R., Chiarucci A., et al. Phytomining for nickel, thallium and gold. Journal of Geochemical Exploration, **1999**, 67: 407 ~ 415
- [33] Chen T. B., Wei C. Y., Huang Z. C., et al. Phytoremediation *Pteris vittata* L. and its arsenic accumulation. Chinese Sci. Bulletin, **2002**, 47(11): 902 ~ 905
- [34] 蒋先军, 骆永明, 赵其国. 镉污染土壤的植物修复及其 EDTA 调控研究. EDTA 对镉的形态及其生物学毒性的影响. 土壤, **2001**, 33(4): 113 ~ 118

- [35] Huang J. W. , et al. Uptake in *B. chinensis* in relation to exudation of citric acid. *Environ. Sci. Technol.* ,**1998** ,32: 2004 ~ 2008
- [36] Michael W. H. Evangelou, Hatice D. , et al. The influence of humic acids on the phytoextraction of cadmium from soil. *Chemosphere* ,**2004** ,57: 207 ~ 23
- [37] 孙波, 骆永明. 超积累植物吸收重金属机理的研究进展. *土壤* ,**1999** ,31(3): 113 ~ 118
- [38] 张敬锁, 李花粉, 衣纯真, 等. 有机酸对活化土壤中镉和小麦吸收镉的影响. *土壤学报* ,**1999** ,36(1): 61 ~ 66
- [39] Michael W. H. , Evangelou, Mathias E. , et al. Evaluation of the effect of small organic acids on phytoextraction of Cu and Pb from soil with tobacco *Nicotiana tabacum*. *Chemosphere* ,**2004** ,63: 996 ~ 1004
- [40] 吴龙华, 骆永明, 张海波. 有机络合物修复的环境风险研究 I , EDTA 对复合污染土壤 TOC 和重金属动态变化的影响. *土壤* ,**2001** ,34(4): 189 ~ 192
- [41] Carmina G. , Roc R. , Antonio D. H. , et al. A plant genetically modified that accumulates Pb is especially promising for phytoremediation. *Biochemical and Biophysical Research Communications* ,**2003** ,303: 440 ~ 445
- [42] Martínez M. , Bennal, Almela C. , et al. An engineered plant that accumulates higher levels of heavy metals than *Thlaspi caerulescens* , with yields of 100 times more biomass in mine soils. *Chemosphere* ,**2006** ,64(3): 478 ~ 485
- [43] Danielle R. E. , Thomas G. S. , Dennis G. B. , et al. Production of Se-methylselenocysteine in transgenic plants expressing selenocysteine methyltransferase. *BMC Plant Biology* ,**2004** ,4 (1): 1 ~ 11
- [44] Pilon S. E. , Pilon M. Breeding mercury-breathing plants for environmental cleanup. *Trends in Plant Science* ,**2000** ,5(6): 235 ~ 236
- [45] Bizily S. , Rugh C. , Summers A. , et al. Phytoremediation of methylmercury pollution; merB expression in *Arabidopsis thaliana* confers resistance to organomercurials. *Proc Natl Acad Sci.* ,**1999** ,96: 6808 ~ 6813
- [46] Bizily S. , Rugh C. , Meagher R. Phytodetoxification of hazardous organomercurials by genetically engineered plants. *Nature Biotechnology* ,**2000** ,18: 213 ~ 217
- [47] Song W. J. , Sohn E. J. , Martinoia E. , et al. Development of transgenic yellow poplar for mercury phytoremediation. *Nature Biotechnol.* ,**1998** ,16: 925 ~ 928
- [48] Rugh C. L. , Senecoff J. F. , Meager R. B. , et al. Engineering tolerance and accumulation of lead cadmium in transgenic plants. *Nature Biotechnol.* ,**2003** ,21: 914 ~ 919
- [49] Stephan C. , Eugene J. , Kim D. N. , et al. Tolerance to toxic metals by a gene family of phytochelatins synthases from plants and yeast. *The EMBO Journal* ,**1991** ,12: 3325 ~ 3333
- [50] López M. L. , Peralta Vide J. R. , Benítez T. , et al. Enhancement of lead uptake by alfalfa (*Medicago sativa*) using EDTA and a plant growth promoter. *Chemosphere* ,**2005** ,61: 595 ~ 598
- [51] 周红卫, 施国新, 陈景耀, 等. 6-BA 对水花生抗氧化酶系 Hg^{2+} 毒害的缓解作用. *生态学报* ,**2003** ,23(2): 387 ~ 392
- [52] Belimov A. A. , Hontzeas N. , Safronova V. I. , et al. Cadmium-tolerant plant growth-promoting bacteria associated with the roots of Indian mustard (*Brassica juncea* L. Czern.). *Soil Biology & Biochemistry* ,**2005** ,37: 241 ~ 250
- [53] 聂俊华, 刘秀梅, 王庆仁. Pb 超富集植物对营养元素 N、P、K 的响应. *生态环境* ,**2004** ,13(4): 262 ~ 265
- [54] 孙琴, 倪吾钟, 杨肖娥, 等. 磷对超积累植物 - 东南景天生长和积累锌的影响. *环境科学学报* ,**2003** ,23(6): 818 ~ 824
- [55] Kumar PBAN. Rhizofiltration: The use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environ. Sci. Technol.* ,**1995** ,29: 239 ~ 245
- [56] 孙波, 孙华, 张桃林. 红壤重金属复合污染修复的生态环境效应与评价指标. *环境科学* ,**2004** ,25(2): 104 ~ 110
- [57] Horne A. J. Phytoremediation by constructed wetlands. *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. In: Terry Bañuelos. eds. New York: Lewis Publisher, **2000**