

治理环境污染的绿色植物修复技术*

王庆海¹ 却晓娥^{2**}

(1. 北京市农林科学院北京草业与环境研究发展中心 北京 100097;
2. 中国林业科学研究院荒漠化研究所 北京 100091)

摘要 环境污染是全人类面临的重大挑战。植物修复技术的出现及逐步完善,为人类治理环境污染提供了新的思路。植物修复技术包括植物萃取、植物固定、植物降解、植物促进、根滤作用和利用植物去除大气污染物等类型。成本低廉、环境友好是该技术的优势,但修复周期长、污染物的生物有效性和毒性水平也限制了其应用。已知的大多数超富集植物生长缓慢、生物量小,是制约植物修复技术应用的瓶颈。为进一步提高植物修复技术的效率,未来研究应侧重于以下几个方向:分子生物学和基因工程技术在超累积植物品种培育中的应用,农事操作对植物修复技术的辅助作用,植物-微生物联合修复技术在污染物吸收、转移和降解中的作用机制及应用,以及生物、物理和化学等多种修复措施的综合利用,同时开展大规模的田间验证试验,将植物修复与景观建设、生物质能利用以及观赏植物种苗生产相结合。

关键词 环境污染 植物修复 微生物 降解 富集

中图分类号: X506 文献标识码: A 文章编号: 1671-3990(2013)02-0261-06

Phytoremediation—a green approach to environmental clean-up

WANG Qing-Hai¹, QUE Xiao-E²

(1. Beijing Research and Development Center for Grass and Environment, Beijing Academy of Agriculture and Forestry Sciences, Beijing 100097, China; 2. Institute of Desertification Studies of Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China)

Abstract Acute and diffuse contamination of soil and water by heavy metals, radionuclides, explosives and organic/inorganic pollutants have caused extensive, environmental and social concerns across the globe. Among the techniques used for cleaning up environmental pollution, phytoremediation has emerged as a more recent innovative, cost-effective and environment-friendly alternative. Phytoremediation utilizes plants and microbes to remove, transform or stabilize a whole lot of contaminants in water bodies, sediments or soils. This review focused on the types, advantages and limitations of current state of knowledge and future directions of plant-based cleanup techniques. Phytoremediation technologies included phytoextraction, phytostabilization, phytodegradation, phytostimulation and rhizofiltration. Phytoremediation also had limitations especially when toxicity levels and bioavailability of the pollutants limited its applicability. Or, long cleanup periods had been the greatest shortfall of phytoremediation. The past years had seen notable advances in understanding hyperaccumulator plant selection and breeding; processes that affected pollutant availability, rhizosphere processes, pollutant uptake, translocation, degradation and volatilization. There had, however, been still areas that were quite underdeveloped. To further enhance the efficiency of phytoremediation, a number of research directions needed attention. These included molecular biology and genetic engineering in breeding hyperaccumulators, agronomic practices for maximized pollutant uptake by plants, mechanisms of plant-microbe interactions in rhizosphere, integrated remediation technologies, field validated remediation efficiency, integrated landscape architecture, and bioenergy/seeding production of ornamental plants.

Key words Environment pollution, Phytoremediation, Microorganism, Degradation, Accumulation
(Received Nov. 10, 2012; accepted Dec. 28, 2012)

* 国家科技支撑计划课题(2012BAD14B02)和北京市农林科学院科技创新能力建设专项(KJ CX201103001)资助

** 通讯作者: 却晓娥(1978—), 女, 主要从事荒漠化治理与修复技术研究。E-mail: quexiaoe@sina.com

王庆海(1973—), 男, 博士, 副研究员, 主要从事植物生理生态学研究。E-mail: qinghaiw@sina.com

收稿日期: 2012-11-10 接受日期: 2012-12-28

重金属污染已经成为危害最大、最难以治理的环境问题之一^[1]。目前我国被重金属污染的耕地有近 $0.2 \times 10^8 \text{ hm}^2$, 约占我国耕地总面积的 $1/5$ ^[2]。重金属污染土壤的修复对于保证我国粮食和食品安全至关重要。然而, 重金属污染物与土壤颗粒紧密结合难以分离、去除, 近年来植物修复技术的发展为重金属污染土壤的治理和复垦提供了新的思路和技术途径。

利用植物去除农田污染物已有 300 多年历史, 利用植物修复放射性核素污染土壤在 20 世纪 50 年代就已开发应用。1977 年 Brooks 提出了超富集植物的概念, 1983 年 Chaney 提出了利用超富集植物清除土壤重金属污染的思想, 但植物修复(phytoremediation)作为专业术语直到 20 世纪 80 年代后才出现^[3-4]。它是由 Raskin 等于 1991 年提出, Cunningham 和 Berti 于 1993 年在公开发表的技术文献中用到该词^[5]。植物修复是指利用植物和植物生长及其共存的微生物作为技术手段来净化环境中的有机和无机污染物, 主要依靠植物及其根际微生物菌群自然发生的进程来达到控制、隔离、去除或降解污染物的目的^[6-7]。根据污染物的类型、污染场地的条件、污染物的数量以及植物种类, 植物修复过程可以具体分为植物萃取(phytoextraction)、植物固定(phytostabilisation)、植物降解(phytodegradation)、根际降解(rhizodegradation)和根滤作用(rhizofiltration)^[6,8-9]。在植物修复系统中, 植物虽然先天具有对某种生物异型物质解毒的特性, 但与微生物相比通常缺乏彻底降解有毒化合物所必需的机制^[10]。因此, 植物修复不是单纯依赖植物的功能, 而必须考虑根际微生物的联合作用^[9]。

1 植物修复技术的优势和局限性

植物修复是利用植物去除环境污染物或使其无害化, 是一种环境友好型的绿色生物技术, 具有传统的污染物处理技术不可比拟的优势。

植物修复技术以太阳能为能源, 成本仅为传统工程修复技术的 10%~50%^[6,11]。植物修复通常是在原位实施, 是将污染物就地降解和消除。由于其对周边环境干扰小, 不会破坏实施场所。特别是具有观赏价值植物的应用, 有助于改善污染场地的生态景观, 对周边地区的空气和水体环境也有改善作用^[12]。且能增加地表的植被覆盖, 可以控制风蚀、水蚀, 减少水土流失, 有利于退化生态环境的恢复、改善和保护。也可以为野生生物的繁衍生息提供良好的生境, 有利于污染地生物多样性的恢复和重建^[13]。植物修复过程中, 可以对植物地上部进行收割管理, 对收获的植物进行集中处理以有效移除土壤污染物, 如土

壤重金属。收获的植物材料可用于生产沼气、动物饲料、堆肥及造纸等^[14-15]。

然而, 植物修复技术主要依赖于生物进程, 与一些常用工程措施相比见效慢, 修复耗时长。一般而言, 水溶性较高、且以水溶液状态存在的污染物在植物修复系统中降解所用时间较短, 而土壤中的污染物依靠植物去除经常要花费数年时间, 尤其是与土壤结合紧密的疏水性污染物。据周启星等^[16]的研究结果, 在污灌区利用植物富集去除重金属 Cd, 需要上万年的时间土壤 Cd 浓度才能下降到背景水平($0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。植物修复会受到土壤类型、温度、湿度、营养等条件的限制。此外, 所要去除污染物的毒性也会对植物的生长构成威胁。理想的植物是必须能耐污染物, 可在污染场地生长并能蓄积较高的生物量, 并且对污染物有较好的净化作用。

植物修复技术用于重金属污染土壤治理时, 一种植物不可能同时对多种重金属具有富集能力, 往往只能吸收一种或两种重金属元素, 如此就限制了其在多种重金属污染土壤治理中的应用; 而且, 植物修复的成效还会受到治理土壤地理条件的影响。因此, 对不同重金属污染及不同土壤污染状况均需选择不同的植物。此外, 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, 自然条件下对重金属具有超积累能力的植物, 通常植株矮小、地上部生物量小、生长缓慢、生长周期长, 一定程度上影响了其修复效率, 也限制其在实际中的应用^[17-19]。一般来讲, 寻找或驯化分布范围广、地上部生物量高、生命周期短以及繁殖速率快的超量积累重金属植物是植物修复技术应用与推广中必须解决的一个重要问题^[20]。

植物修复技术的效率还受污染物的生物有效性限制。如重金属常滞留于土壤中, 很少发生移动^[21]; 而一些有机污染物, 其生物有效性随时间的推移越来越低, 去除亦愈加困难^[22]。如果污染物部分或全部不能被植物所利用, 利用植物修复技术完全清除污染物是不可行的。但有时通过添加土壤改良剂(多为螯合剂), 能够从有机物中将金属离子解吸出来, 增加土壤中重金属的溶解度, 创造有利于植物根系吸收并向地上部分转运的条件^[23]。

目前, 在植物修复技术的实施过程, 多是采用人工将植物的幼苗或成株移栽到污染场地, 而极少采用机械播种的方式; 而在对修复植物的后期处理过程中, 尽管针对富集了价值昂贵的重金属的植物, 收割后有了灰化回收的处理措施, 但对于吸收了其他有毒有害污染物的植物材料, 污染物的回收仍是人们担心和关注的问题, 如果所用植物或微生物是

非本地物种, 还可能存在生态风险。另外, 修复措施中用到的大多是经济价值较低甚至没有经济价值的植物, 加之修复过程较长, 因此, 在修复过程中难以维持正常的农业生产, 特别在耕地资源紧张的地区, 此问题显得尤为突出。上述问题的存在为该技术的大面积应用带来了一定的影响。

2 植物修复技术的研究进展和发展趋势

植物修复既是一个对社会发展造成的日益退化的生态环境进行修复的过程, 也是人类在治理环境实践过程中的一种遵循自然规律的选择。近 20 年来, 由于社会发展和实践的极大需求, 植物修复技术发展迅速, 许多学者对其进行了卓有成效的研究, 在植物及微生物对污染物的吸收、转移和降解机制方面获得了大量的科学数据。它从一个经验性利用传统植物进行污染物净化的研究发展成为一个用现代科学理论与高技术武装起来的, 多学科渗透与交叉的现代化超级学科, 特别是借助分子生物学和基因工程的手段改造目标植物, 使植物修复更具针对性, 修复效率也大幅度提高。但由于缺乏对植物基本进程和植物-微生物相互关系全面深入的了解, 植物修复的效率仍然受到限制。未来提高植物修复的效率, 可以从植物种类或品种的选择、农事操作和生物技术的应用等方面着手进行研究^[24]。

2.1 超积累植物的筛选与培育

重金属超积累植物的概念是由 Brooks 等^[25]提出的, 具有 3 个典型特征, 即较强的吸收能力, 根系向茎叶转移能力, 以及叶片的解毒和固定能力^[26]。目前筛选超积累植物的方法主要有两种: 一是从自然界中筛选。在长期处于高污染的环境中寻找耐受型植物, 是从自然界中筛选超积累植物的一个常用方法。利用该方法筛选到具有超富集能力的本地植物的可能性较大, 也是大量筛选工作的兴趣所在^[27]。目前的超富集植物均为在野外矿山开采区或冶炼区发现的, 这些区域土壤中的重金属含量一般较高^[4]。二是利用突变体技术培育新的植物品种, 此方法是将不同植物的不同优良超累积特性集中于同一植物上, 其针对性更强, 目标也比较明确, 研究周期相对较短。但该方法是在从自然界筛选工作的基础之上, 需要大量的相关植物信息作为目标特性的来源。

在筛选和培育过程中, 植物的生物量、根系深度及分布范围、富集能力和抗逆性是经常用到的选择指标, 其中植物体内累积污染物的浓度可达生长环境中污染物浓度的 100 倍以上理想的超积累植物^[1]。同时, 农作物也被列入超积累植物的选择范畴,

1995—2009 年间, 共有 4 科 18 种作物用于重金属污染土壤的修复之中, 其中十字花科作物最具代表性^[28]。筛选发现超积累植物很困难, 目前只有大约 92 科 500 种植物被鉴定为重金属超富集植物, 其中 75% 为 Ni 超富集植物^[29]。鉴于此, 业已发现的超累积植物的挖掘利用也成为重要的研究内容之一。Xiao 等^[30]将从 Cd 超积累植物龙葵(*Solanum nigrum*)分离得到的内生真菌 LSE10(*Microsphaeropsis* sp.)作为生物吸附剂应用于重金属废水处理, 其最大吸附能力可达 $247.5 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ($2.2 \text{ mmol} \cdot \text{g}^{-1}$), 明显优于其他生物吸附剂。提高控制植物超富集和超耐受性的基因位点遗传图谱的分辨率和准确性, 实现超累积植物功能基因的准确定位也是今后的一个重要研究内容^[31]。

2.2 农业操作对植物修复的辅助作用

许多植物修复是在土壤条件较差的场地进行的, 除了有污染物存在, 肥力水平也较低。适当的农业操作, 可对植物修复过程的土壤条件进行优化。首先, 合适的水肥条件, 可以促进修复植物的生长, 增强植物的抗逆性, 增加植物生物量的积累; 生长健壮的植物可以耐受更高浓度的污染物, 高生物量也可以提高植物的修复效率。其次, 螯合剂的施用可以有效地活化土壤中的重金属, 增强重金属的生物可利用性, 使其移动性大大增加。有研究表明, 添加螯合剂能明显提高油菜对 Pb 的转运效率, 而且还可以促进 Pb 由根系向地上部转移^[32]。另外, 土壤质地、酸碱度及有机质含量, 也会影响植物对污染物的降解效果^[6]。因此, 针对不同的修复植物和目标污染物, 要研究配套的田间管理措施, 以获得最佳的修复效果, 这也是未来植物修复要面对的一个重要课题。

2.3 分子生物学和基因工程技术的应用

近 30 年来, 通过基因工程法获取具有高修复能力的基因工程植物, 是获得环境污染治理新突破的关键。生物技术获得植物修复的超级植物主要有两种方法: 一是通过限速酶的过表达, 加速现在已知的植物降解机制的开发利用; 二是通过转入外部基因获得全新降解途径, 这种方法可将外部基因导入植物细胞染色体组中, 从而获得具有目标特征的植物, 如植物对多种污染物具有更高的抗逆性、富集能力和降解能力。分子生物学在该领域的应用主要有 3 个方面。

2.3.1 将微生物的基因转入植物

将微生物的基因转入植物, 一个成功的案例就是利用转基因植物将有机汞化合物和具有毒性的离子态汞(Hg^{2+})进行转化和去除^[8]。来自细菌的 Hg 还原酶基因 *merA* 可以使 Hg^{2+} 还原为 Hg^0 , 裂解酶基因

merB 可以将高毒性的 CH_3Hg 中 Hg^{3+} 转化为毒性较低的 Hg^0 。转 *merA_{Pe9}* 基因的拟南芥在 $50\sim 100\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ HgCl_2 的培养基上可以正常生长, 而对照植株的生长则被明显抑制。转 *merA₁₈* 基因的黄白杨 (Yellow poplar, *Liriodendron tulipifera*) 比对照植物的 Hg^0 的产量提高了 10 倍以上^[24]。将阴沟肠杆菌 (*Enterobacter cloacae*) 1-氨基环丙烷-1-羧酸盐脱氨酶基因转入甘蓝型油菜 (*Brassica napus*) 后, 转基因植株的种子萌发能力更强, 根系和茎叶生物量增大, 叶片叶绿素和蛋白质含量增加, 对砷酸盐的累积能力比非转基因的甘蓝型油菜增加了 3 倍^[33]。

随着生物技术在植物修复中的应用, 转基因植物在野外应用的环境风险评估也应予以足够重视。包括转基因植物释放到环境中可能产生的影响, 挥发性 Hg 沉降后对环境是否构成威胁, 富集了重金属的植物组织是否会增加对野生生物的暴露, 转基因植物逃逸后是否会和野生近缘种进行杂交等^[24]。

2.3.2 植物间解毒机制的结合

许多植物都具有可作为植物修复作用植物的某种特征, 或是有较高的生物量, 或是对某种污染物具有较强耐受性或超富集能力。因此, 挖掘不同植物的优良性状, 并将他们在一种植物上表现出来, 这是基因工程技术在该领域应用的一个重要方面。天蓝遏蓝菜 (*Thlaspi caerulescens*) 是典型的重金属超富集植物, 具有极高的重金属累积和耐受能力, 也是修复土壤重金属污染植物的重要基因来源^[26], 然而由于其生物量很小, 生长非常缓慢, 因而限制了其在植物修复中的广泛应用。将天蓝遏蓝菜和甘蓝型油菜 (*B. napus*) 的体细胞融合诱导形成的植株, 不仅具有较高的生物量, 而且还能富集较高浓度的 Zn, 该浓度水平的 Zn 对甘蓝型油菜却具有毒性; 该杂交体对 Pb 也有较高的去除能力。光烟草 (*Nicotiana glauca*) 的生长速度较快, 生物量大, 分布广, 动物不喜取食, 对多种环境污染物具有抗性。将小麦的植物螯合肽合成酶 (*PCS*) 基因转入光烟草中, 转基因植株对 Pb 和 Cd 的抗性显著提高, 同时转基因植物的地上部分累积的 Pb 是野生型的 2 倍, 根长是野生型的 1.6 倍, 叶片也更大更绿^[34]。*PCS* 基因普遍存在于生物界, 继续分离克隆这些基因, 加强转基因植物的研究, 寻找能够稳定表达该基因并提高对重金属的抗性、富集能力的植物物种, 为将该基因应用于重金属污染土壤的植物修复奠定基础, 是今后需要深入开展的工作^[35]。

目前, 有价值基因的筛选、转基因植物对环境的影响、转基因植物遗传性能方面的研究等主要在室内进行, 污染物也是人为模拟的。大量的野外试

验是植物修复技术成功应用必不可少的环节。用更多的野外试验研究来证明该技术的可行性和修复成效, 以赢得更广泛的认可和接受。完善野外试验监测、取样和数据分析的方法, 规范修复成效的评价方法, 也是植物修复研究的一个重要任务^[3]。

2.3.3 将哺乳动物控制代谢功能的基因转入植物

为提高有机污染物的植物修复效率, 将哺乳动物基因转入植物的尝试也取得了初步成效。例如, 哺乳动物 P450 单加氧酶在除草剂的转化(氧化和羟基化)过程中起关键作用, 人类 P450 2E1 通过单加氧作用可氧化多种外源物质(如三氯乙烯等); 转入该基因的烟草, 对地下水的常见卤代烃污染物 TCE 和 EDB 的代谢能力增强; 通过检测 TCE 的代谢物三氯乙醇发现, 转基因烟草对 TCE 最高降解能力, 根、茎和叶分别增加了 642 倍、171 倍和 140 倍^[36]。

目前, 对表达了哺乳动物基因的转基因植物的功能评价还只限于实验室, 有关植物 P450 的解毒或修复潜力还在进一步挖掘开发之中; 但从动物获得的初步研究结果表明, 转入 P450 基因的转基因植物, 对土壤和地下水有机污染物的修复应用前景广阔^[37]。寻找新的功能基因, 对于培育转基因植物来提高植物修复的效率相当重要。就除草剂污染的植物修复而言, 目前已经发现的许多抗性杂草可作为优良基因的重要来源^[38]。

2.4 多种修复技术联合应用, 有效改善生态环境

植物修复系统中, 根际微生物不仅可以直接降解污染物, 还能缓解逆境对植物的胁迫, 促进植物生长; 植物也可以为微生物提供良好的生存条件, 植物-微生物互作促进了污染物的降解^[39-42]。尽管现已明确了许多关于植物及其相关微生物在污染物吸收、运输和解毒过程中作用机制的基础知识, 但仍有许多基础的生物学机制尚不明确, 植物修复的效率也受到一定限制。因而, 今后研究重点应集中在有机污染物吸收水平较高且根系具有特异分泌能力植物的筛选上, 然后再接种有利于有机污染物降解的专性或非专性真菌和细菌, 建立高效的植物修复体系^[43]。

植物修复对污染场地的修复是有效的, 但该技术的一些局限性需要其他修复技术来弥补。因此, 要进一步研究植物修复与传统的物理、化学方法, 及其他生物修复技术相结合的综合技术。采取必要措施或技术强化和提高植物修复效率, 应该是未来植物修复研究中的一个重要问题。

植物修复还应与其他建设需求相结合。首先, 植物修复可以和园林景观建设相结合。在城区污染场所(如公园, 自然开阔地域)进行的修复工程, 在设

计时要考虑景观建设需求, 这样当污染物对公众健康风险较低时, 无论是在修复过程中或修复结束后可向公众开放。其他地方的污染场所(如矿区等)修复后可用作野生动物的栖息场所。其次, 植物修复可以和生物质能源利用、观赏植物种苗生产结合。将植物修复技术和生物质能源利用技术有效结合是一个同时解决环境问题和能源问题的新的思考方向。利用污染物高风险田进行观赏植物种苗生产, 克服了纯粹利用超富集植物进行污染土壤修复难以维持正常的农业生产的弊端, 可以实现高风险农田的经济价值, 符合广大人民的现实需求。

参考文献

- [1] Jr M H S, Trevors J T. Phytoremediation[J]. Water, Air and Soil Pollution, 2010, 205(Suppl 1): 61–63
- [2] 中华人民共和国环境保护部, 中华人民共和国国家统计局, 中华人民共和国农业部. 第一次全国污染源普查公报[EB/OL]. [2011-02-23]. http://www.gov.cn/jrzg/2010-02/10/content_1532174.htm
Ministry of Environmental Protection of China, National Bureau of Statistics of China, Ministry of Agriculture of China. First national pollution census bulletin[EB/OL]. [2011-02-23]. http://www.gov.cn/jrzg/2010-02/10/content_1532174.htm
- [3] Gerhardt K E, Huang X D, Glick B R, et al. Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: Potential and challenges[J]. Plant Science, 2009, 176(1): 20–30
- [4] 韦朝阳, 陈同斌. 重金属超富集植物及植物修复技术研究进展[J]. 生态学报, 2001, 21(7): 1196–1203
Wei C Y, Chen T B. Hyperaccumulators and phytoremediation of heavy metal contaminated soil: A review of studies in China and abroad[J]. Acta Ecologica Sinica, 2001, 21(7): 1196–1203
- [5] McCutcheon S C, Schnoor J L. Overview of phytotransformation and control of wastes[M]//McCutcheon S C, Schnoor J L. Phytoremediation: Transformation and control of contaminants. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc., 2004: 1–58
- [6] Pilon-Smits E. Phytoremediation[J]. Annual Review of Plant Biology, 2005, 56(1): 15–39
- [7] Tsao D. Overview of phytotechnologies[J]. Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology, 2003, 78: 1–50
- [8] Arthur E L, Rice P J, Rice P J, et al. Phytoremediation—An overview[J]. Critical Reviews in Plant Sciences, 2005, 24(2): 109–122
- [9] Macek T, Uhlik O, Jecna K, et al. Advances in phytoremediation and rhizoremediation[M]//Singh A, Kuhad R C, Ward O P. Advances in Applied Bioremediation. Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2009: 257–277
- [10] Eapen S, Singh S, D'Souza S F. Advances in development of transgenic plants for remediation of xenobiotic pollutants[J]. Biotechnology Advances, 2007, 25(5): 442–451
- [11] Van Epps A. Phytoremediation of petroleum hydrocarbons[EB/OL]. http://www.clu-in.org/download/techdrct/A_Van_Epps-Final.pdf, 2006
- [12] Zhang X, Liu P, Yang Y, et al. Phytoremediation of urban wastewater by model wetlands with ornamental hydrophytes[J]. Journal of Environmental Sciences, 2007, 19(8): 902–909
- [13] Doty S L. Enhancing phytoremediation through the use of transgenics and endophytes[J]. New Phytologist, 2008, 179(2): 318–333
- [14] Banuelos G S, Mayland H F. Absorption and distribution of selenium in animals consuming canola grown for selenium phytoremediation[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2000, 46(3): 322–328
- [15] Licht L A, Isebrands J G. Linking phytoremediated pollutant removal to biomass economic opportunities[J]. Biomass and Bioenergy, 2005, 28(2): 203–218
- [16] 周启星, 高拯民. 沈阳张士沟灌区镉循环的分室模型与污染防治对策研究[J]. 环境科学学报, 1995, 15(3): 273–280
Zhou Q X, Gao Z M. Compartmental model of cadmium cycle and pollution-control countermeasures in the Zhangshi sewage-irrigation area of Shenyang[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 1995, 15(3): 273–280
- [17] 王庆仁, 崔岩山, 董艺婷. 植物修复——重金属污染土壤整治有效途径[J]. 生态学报, 2001, 21(2): 326–331
Wang Q R, Cui Y S, Dong Y T. Phytoremediation—an effective approach of heavy metal cleanup from contaminated soil[J]. Acta Ecologica Sinica, 2001, 21(2): 326–331
- [18] 蒋先军, 骆永明, 赵其国. 重金属污染土壤的植物修复研究. III. 金属富集植物 *Brassica juncea* 对锌镉的吸收和积累[J]. 土壤学报, 2002, 39(5): 664–670
Jiang X J, Luo Y M, Zhao Q G. Study on phytoremediation of heavy metal polluted soils. . Cadmium and zinc uptake and accumulation by indian mustard (*Brassica juncea*)[J]. Acta Pedologica Sinica, 2002, 39(5): 664–670
- [19] Zhu Y L, Pilon-Smits E A H, Tarun A S, et al. Cadmium tolerance and accumulation in Indian mustard is enhanced by overexpressing γ -glutamylcysteine synthetase[J]. Plant Physiology, 1999, 121(4): 1169
- [20] 王宏镛, 束文圣, 蓝崇钰. 重金属污染生态学研究现状与展望[J]. 生态学报, 2005, 25(3): 596–605
Wang H B, Shu W S, Lan C Y. Ecology for heavy metal pollution: Recent advances and future prospects[J]. Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(3): 596–605
- [21] Ernst W. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants[J]. Applied Geochemistry, 1996, 11(1/2): 163–167
- [22] Cunningham S D, Ow D W. Promises and prospects of phytoremediation[J]. Plant Physiology, 1996, 110: 715–719
- [23] Alkorta I, Hernández-Allica J, Becerril J M, et al. Chelate-enhanced phytoremediation of soils polluted with heavy

- metals[J]. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 2004, 3(1): 55–70
- [24] Pilon-Smits E, Pilon M. Breeding mercury-breathing plants for environmental cleanup[J]. *Trends in Plant Science*, 2000, 5(6): 235–236
- [25] Brooks R R, Lee J, Reeves R D, et al. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 1977, 7: 49–57
- [26] Rascio N, Navari-Izzo F. Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting?[J]. *Plant Science*, 2011, 180(2): 169–181
- [27] Nouri J, Lorestani B, Yousefi N, et al. Phytoremediation potential of native plants grown in the vicinity of Ahangaran lead–zinc mine (Hamedan, Iran)[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2011, 62(3): 639–644
- [28] Vamerali T, Bandiera M, Mosca G. Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land: A review[J]. *Environmental Chemistry Letters*, 2010, 8(1): 1–17
- [29] Verbruggen N, Hermans C, Schat H. Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants[J]. *New Phytologist*, 2009, 181(4): 759–776
- [30] Xiao X, Luo S, Zeng G, et al. Biosorption of cadmium by endophytic fungus (EF) *Microsphaeropsis* sp. LSE10 isolated from cadmium hyperaccumulator *Solanum nigrum* L.[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(6): 1668–1674
- [31] Krämer U. Metal hyperaccumulation in plants[J]. *Annual Review of Plant Biology*, 2010, 61(1): 517–534
- [32] 张守文, 呼世斌, 肖璇, 等. 油菜对 Pb 污染土壤的修复效应研究[J]. *西北植物学报*, 2009, 29(1): 122–127
Zhang S W, Hu S B, Xiao X, et al. Research on phytoremediation of lead polluted soil by oilseed rape[J]. *Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica*, 2009, 29(1): 122–127
- [33] Nie L, Shah S, Rashid A, et al. Phytoremediation of arsenate contaminated soil by transgenic canola and the plant growth-promoting bacterium *Enterobacter cloacae* CAL2[J]. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2002, 40(4): 355–361
- [34] Gisbert C, Ros R, De Haro A, et al. A plant genetically modified that accumulates Pb is especially promising for phytoremediation[J]. *Biochemical and Biophysical Research Communications*, 2003, 303(2): 440–445
- [35] 李安明, 李德华, 邓青云, 等. 植物螯合肽合成酶的研究进展[J]. *植物生理学报*, 2011, 47(1): 27–36
Li A M, Li D H, Deng Q Y, et al. Research progress on phytochelatin synthase[J]. *Plant Physiology Journal*, 2011, 47(1): 27–36
- [36] Doty S L, Shang T Q, Wilson A M, et al. Enhanced metabolism of halogenated hydrocarbons in transgenic plants containing mammalian cytochrome P450 2E1[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2000, 97(12): 6287–6291
- [37] Morant M, Bak S, Moller B L, et al. Plant cytochromes P450: Tools for pharmacology, plant protection and phytoremediation[J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 2003, 14(2): 151–162
- [38] Kawahigashi H. Transgenic plants for phytoremediation of herbicides[J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 2009, 20(2): 225–230
- [39] Sriprapat W, Kullavanijaya S, Techkarnjanaruk S, et al. Diethylene glycol removal by *Echinodorus cordifolius* (L.): The role of plant-microbe interactions[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 185(2/3): 1066–1072
- [40] Van Loon L C. Plant responses to plant growth-promoting rhizobacteria[J]. *European Journal of Plant Pathology*, 2007, 119(3): 243–254
- [41] Rodriguez H, Fraga R. Phosphate solubilizing bacteria and their role in plant growth promotion[J]. *Biotechnology Advances*, 1999, 17(4/5): 319–339
- [42] Glick B R. The enhancement of plant growth by free-living bacteria[J]. *Canadian Journal of Microbiology*, 1995, 41(2): 109–117
- [43] 魏树和, 周启星, Pavel V, 等. 有机污染环境植物修复技术[J]. *生态学杂志*, 2006, 25(6): 716–721
Wei S H, Zhou Q X, Pavel V, et al. Phytoremediation of organic pollutants-contaminated environment: A research review[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2006, 25(6): 716–721