

我国土壤重金属污染植物吸取修复研究进展

胡鹏杰¹, 李柱¹, 钟道旭², 郑蕾娜¹, 居述云¹, 吴龙华^{1,*}, 骆永明^{1,3}

¹中国科学院南京土壤研究所, 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室, 南京210008; ²东南大学能源与环境学院, 教育部能源热转换及其过程测控教育部重点实验室, 南京210096; ³中国科学院烟台海岸带研究所, 中国科学院海岸带环境过程重点实验室, 烟台264003

摘要: 我国从上世纪90年代中后期开始土壤重金属(含类金属砷)污染的植物吸取修复研究及技术探索, 先后发现了一批具有较高研究价值和前景的铜、砷、镉、锰等重金属的积累或超积累植物, 并从重金属耐性和超积累生理机制、植物吸取修复的根际过程与机制、吸取修复强化措施和修复植物处置与资源化利用等方面进行了研究, 同时开展了植物吸取修复技术的示范与应用, 已有一些较成功的植物修复工程应用案例, 使我国重金属污染土壤植物修复技术, 尤其是植物吸取修复技术在国际上产生了较强的影响力。本文就近年来我国土壤重金属污染植物吸取修复研究进展进行了综述, 并对今后的发展趋势进行了展望。

关键词: 土壤; 重金属; 植物吸取修复; 超积累植物; 安全处置; 发展趋势

Research Progress on the Phytoextraction of Heavy Metal Contaminated Soils in China

HU Peng-Jie¹, LI Zhu¹, ZHONG Dao-Xu², ZHENG Lei-Na¹, JU Shu-Yun¹, WU Long-Hua^{1,*}, LUO Yong-Ming^{1,3}

¹Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; ²Key Laboratory of Energy Thermal Conversion and Control of Ministry of Education, School of Energy and Environment, Southeast University, Nanjing 210096, China; ³Key Laboratory of Coastal Zone Environmental Processes, Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, Yantai, Shandong 264003, China

Abstract: From the late of 1990s, researches on phytoextraction for heavy metal (and metalloid element such as arsenic) contaminated soils were begun in China, and a number of plant species or varieties with high research value and application prospect that can accumulate/hyperaccumulate copper, arsenic, cadmium, manganese or other heavy metals were reported. Many researches have been conducted on physiological mechanisms of heavy metal tolerance and hyperaccumulation, rhizospheric processes and mechanisms of phytoextraction, enhancing measures of phytoextraction efficiency, post-harvest processing and resourceful use of metals, and so on. Moreover, a number of applied researches and demonstration were carried out, and there were some successful phytoremediation engineering application cases. These also enable the remediation technology of heavy metal contaminated soil, especially phytoextraction technology, to produce a strong influence in the world. In this paper, recent research progress on phytoextraction of heavy metal contaminated soils in China were reviewed, and future trends were also discussed.

Key words: soils; heavy metal; phytoextraction; hyperaccumulator; safe disposal; future trends

近年来, 由于工业“三废”排放、污水灌溉、农药肥料的不合理施用等, 使我国大面积农田土壤遭受重金属污染, 农产品重金属超标问题频现, 对食品安全和人体健康造成严重影响, 土壤重金属污染修复迫在眉睫。众多修复技术中, 植物修复技术(phytoremediation), 尤其利用超积累植物进行的植物吸取修复(phytoextraction), 以其成本低、不破坏土壤生态环境、无二次污染、易被公众接受等优点而受到极大关注。本文主要就近年我国

土壤重金属污染植物吸取修复研究与技术发展作概要性全面回顾和发展趋势作简单展望。

1 我国重金属污染土壤植物修复历程回顾

国际上以消除污染毒害并恢复土壤功能为宗旨的土壤修复始于上世纪70年代后期, 而重金属

收稿 2014-03-25 修定 2014-04-11

资助 国家自然科学基金(40930739和41325003)和国家高技术研究发展计划课题(2012AA06A204)。

* 通讯作者(E-mail: lhwu@issas.ac.cn; Tel: 025-86881128)。

污染的超积累植物修复基础与应用研究在80年代以后取得显著进展。我国早在20世纪70年代就孕育了利用植物恢复污染土壤生态和生产力的理念(高拯民1986), 80年代在矿山废弃地的植物复垦方面开展了研究, 且发现柳树、杨树等可吸收镉(Cd)、汞(Hg)、铅(Pb)等, 对环境有净化作用(林治庆和黄会一1989)。20世纪90年代后期在国家自然科学基金委和中国科学院等部门的资助下, 重金属污染土壤的超积累植物修复研究在全国兴起, 一批重金属/类金属超积累植物在国内被陆续发现和报道, 重金属污染土壤的植物修复, 尤其是利用超积累植物进行的植物吸取修复原理与技术研究方面都取得了显著的进展(骆永明等2005)。“十五”期间, 国家科学技术部“863计划”首次立项开展重金属污染土壤的植物修复技术研发, 建立了砷(As)、铜(Cu)、锌(Zn)等污染土壤的植物修复技术和修复示范工程。“十五”、“十一五”期间, 随着一批国家和省部级科研项目通过验收, 标志着我国在植物修复成套技术的开发、应用方面取得了突破性进展。截止目前, 全国已建立的有关土壤污染植物修复示范工程有20多个, 污染物包括As、Cu、Zn、Cd、Pb等重金属单一与复合污染, 已有植物修复工程应用的成功案例。这也使我国重金属污染土壤植物修复技术, 尤其是植物吸取修复技术在一定程度上开始引领国际前沿研究方向(骆永明2009)。

2 吸取修复植物种质资源的筛选与鉴定

植物吸取修复技术应用的关键之一在于筛选具有生物量大, 生长迅速, 重金属耐性高且富集能力强的积累或超积累植物。目前为止, 国际上发现的重金属超富集植物有近500种(Verburggen等2009)。多数超积累植物发现于养分贫瘠的金属矿区, 对高浓度重金属有着自然的耐性, 但其中多数植物因生物量小、生长缓慢、金属吸收性不稳定等因素, 限制了其实际修复应用。自上世纪90年代中后期以来, 尤其是2000年以后, 我国境内发现了一系列重金属积累或超积累植物, 主要代表性植物有Cu积累植物海州香薷(*Elsholtzia splendens*) (Yang等2002)、鸭跖草(*Commelina communis*) (廖斌等2003), As超积累植物蜈蚣草(*Pteris vittata*) (陈同斌等2002)、大叶井口边草(*Pteris aetica*) (韦朝

阳等2002), Cd和Zn超积累植物东南景天(*Sedum alfredii*) (杨肖娥等2002; Yang等2004)、龙葵(*Solanum nigrum*) (魏树和等2004)、伴矿景天(*Sedum plumbizincicola*) (Wu等2008)、圆锥南芥(*Arabis paniculata*) (汤叶涛等2005)、长柔毛委陵菜(*Potentilla griffithii*) (Qiu等2006; 胡鹏杰等2007), 锰(Mn)超积累植物商陆(*Phytolacca acinosa*) (薛生国等2003), 铬(Cr)超积累植物李氏禾(*Leersia hexandra*) (张学洪等2006)等。除超积累植物外, 植物吸取修复可以采用的另一类植物是生物量大的积累植物, 包括可高积累Cd的农作物和花卉品种, 如溪口花籽和朱苍花籽品种油菜(苏德纯和黄焕忠2002)、紫茉莉(刘家女等2007)等。

3 植物超积累重金属的生理机制

与其他物种相比, 超积累植物地上部积累的有毒金属量要高得多, 为人们研究其耐受和积累过量金属的机制提供了重要材料。过去10年, 国内研究人员广泛关注重金属超积累和解毒的植物生理机制, 包括重金属对植物生长的影响, 植物对重金属的吸收转运、细胞和亚细胞分布, 螯合解毒作用等。目前国内对植物超积累重金属的分子或遗传机制研究鲜有报道。

3.1 重金属对超积累植物生长的影响

相比普通植物, 超积累植物对有毒金属表现出更高的耐性和积累能力。在培养基质中适度施加重金属能刺激许多超积累植物的生长。如水培试验中, 一定浓度的Zn²⁺或Cd²⁺可促进超积累型东南景天的生长(Li等2008); 在对圆锥南芥(Qiu等2008)和长柔毛委陵菜(Hu等2009)等的研究中也发现了类似的生长促进作用。据此, 有研究者认为这些有毒金属如镉可在超积累植物体内发挥生理作用(Liu等2008)。超积累植物还表现出对重金属的觅食作用, 如在Zn和Cd分布不均匀的培养基质中东南景天90%的根生长在富含Zn和Cd的区域(Liu等2010), 显示超积累植物对金属有很强的生理需求。

3.2 植物对重金属的吸收与转运机制

虽然国内对超积累植物吸收和转运金属已有诸多报道, 但有关植物超积累金属的详细生理机制的研究还不透彻。许多试验都是在水培条件下进行的, 而金属从土壤到根的吸收机理却几乎没

有报道。与其他超积累植物相比,国内对东南景天的金属吸收和转运机制研究较多。就根中Zn的流入量而言,超积累生态型东南景天是非超积累生态型东南景天的3倍,积累在超积累生态型东南景天根中的Zn对于木质部的装载及转运到地上部更高效(Yang等2006),其Cd吸收和转运是一种依赖于共质体途径(Lu等2009)的活跃过程,强大的木质部装载能力提高了Cd从根到地上部的转运效率(Lu等2008);此外,东南景天对Cd的吸收可能受根细胞膜上的钙通道调控(Lu等2008, 2010)。与非超积累东南景天中金属耐性蛋白(metal tolerance protein, MTP1)相比,超积累型东南景天中金属耐性蛋白在地上部的转录水平要高80倍(Zhang等2011)。国内对蜈蚣草、龙葵等的重金属/类金属吸收和转运机制也有研究,但对于超积累植物吸收和转运金属的分子机制研究仍需深入。

3.3 重金属在植物体内的微区分布

国内研究人员运用各种现有方法研究了超积累植物体内重金属的细胞和亚细胞分布,如差速离心法、扫描电镜-能谱法(SEM-EDS)、透射电镜-能谱法(TEM-EDS)、激光刻蚀-电感耦合等离子体质谱法(LA-ICP-MS)、同步辐射X射线荧光法或精细结构谱、荧光探针染色法等,而国内利用微质子诱导X射线发射(μ -PIXE)、纳米-二次离子质谱(Nano-SIME)的报道还不多见。从处理方法看,多数植物是在水培条件下外加较高浓度重金属进行的,而自然状况或盆栽试验条件下植物的重金属元素微区分布研究则较少。研究发现,超积累植物体内重金属在液泡和细胞壁的区域化是重要的重金属耐性和超积累机制。在超积累型东南景天中,Zn主要分布在茎叶表皮蜡质层及薄壁组织液泡中,Pb主要分布在茎叶维管组织的细胞壁上,Cd则主要分布在叶肉细胞的液泡中(Tian等2009, 2010, 2011)。长柔毛委陵菜的根细胞壁及叶片表皮和维管束鞘的液泡对Zn和Cd的隔离作用在其Zn、Cd耐性和超积累中发挥着重要作用(Hu等2009)。李氏禾更倾向于将Cr储存于细胞壁及叶片液泡中(Liu等2009)。蜈蚣草叶片表皮毛含As比叶片其他组织如表皮和变形细胞等高得多,表明表皮毛在蜈蚣草As积累过程中发挥着重要作用;Yang等(2009)通过分离蜈蚣草细胞壁、原生质体

及液泡,发现液泡是As的主要储藏点。在对蓖麻含Cd组织进行亚细胞分离后发现48.2%~61.9%的Cd分布于细胞壁,30.2%~38.1%分布在可溶部分,细胞器中最低;但海州香薷的叶肉中Cu相对浓度比叶表皮要高(Shi等2004)。

3.4 重金属的配位解毒机制

在超积累植物体内重金属的配位解毒方面,国内学者对植物螯合肽(PCs)和有机酸的作用进行了研究。PCs是一种富含巯基的短肽,由于可通过配位作用结合重金属和类金属,通常被认为是一种重要的细胞螯合剂。但在超积累植物对重金属解毒和耐受过程中,PCs的作用还没有得到确认。研究表明,PCs对东南景天中Zn、Cd和Pb的积累/超积累或耐受过程没有明显作用,而谷胱甘肽则可能参与了Zn、Pb、Cd转运和积累(Sun等2005, 2007)。此外,一些有机酸如柠檬酸、缬氨酸可能在金属解毒过程中发挥作用(Yang等2006)。

超积累植物对金属胁迫的抗氧化防护作用得到了国内研究者的广泛关注,但研究结果随植物和重金属处理不同,变化很大。高浓度的重金属会使东南景天产生大量活性氧(ROS),如超氧自由基、过氧化氢,导致氧化胁迫。但无论超积累型或非超积累型东南景天,均未发现有高效的抗氧化酶抗性机制应对Cd毒害的氧化胁迫,而必需的非酶组分如抗坏血酸及谷胱甘肽在Cd的耐受过程中发挥着重要作用(Jin等2008)。

4 植物吸取修复污染土壤中重金属的根际过程与机制

4.1 根际土壤重金属有效性及转化机制

土壤中重金属的有效性取决于其存在形态及在土壤固/液相的分配,土植界面根际过程影响重金属的形态与植物有效性,从而影响植物吸取修复效率。土壤中重金属形态及在固/液两相的分配受土壤性质,如pH、矿物组成、土壤有机质、铁锰铝氧化物及水合氧化物等的影响。由于根际分泌物、根际微生物、植物根系对重金属的吸收作用,超积累植物根际土壤重金属形态和有效性不同于非根际土壤。研究表明,与非根际土壤相比,积累型东南景天根际土壤有机质和可溶性有机质分别增加了13.6%和20.9%(李廷强等2008),且根际土壤中可溶性有机质能促进吸附态Zn的解吸,

而非根际土壤可溶性有机质则没有该作用。超积累型东南景天根际土壤水提取态Zn、Cd和Pb浓度显著高于非根际土壤(Long等2009)。海州香薷根际土壤醋酸铵可提取态Cu也显著高于非根际土壤(Peng和Yang 2007)。但Su等(2009)的研究则发现,镉积累型油菜根际土壤CaCl₂提取态Cd明显低于非根际土壤,这可能是由于植物吸收的量大于根际对土壤重金属的活化与解吸的量所致。以上结果表明,尽管在短时间修复后土壤有效性重金属变化并不一致,但长时间修复后土壤重金属全量和有效性态均显著降低。如经过Zn/Cd超积累植物伴矿景天连续修复6次后,土壤醋酸铵可提取Zn和Cd显著低于未修复处理,土壤全量Zn、Cd也随修复次数增加而降低(Jiang等2010)。

根际土壤有机质的增加能提高有机结合态重金属组分。与非根际土壤相比,海州香薷根际土壤中富里酸、胡敏酸及有机质结合态铅显著增加(Yang等2010b)。Ru等(2006)也发现Cd耐性油菜根际土壤中有机结合态Cd浓度比非根际土壤及非Cd耐性植物的根际土壤高。但不同研究对碳酸盐结合重金属变化并不一致。Peng和Yang (2007)研究发现海州香薷根际土壤中有机结合态和Fe/Mn氧化物结合态Cu显著增加、而碳酸结合态下降。但与非根际土壤相比Cd积累型油菜根际土壤碳酸盐结合态Cd显著增加(Ru等2006; Su等2009)。除土壤根际分泌有机物而改变土壤重金属有效性外,根际效应也因影响着土壤pH而改变重金属的有效性和移动性。但是超积累植物对土壤pH的影响研究结果不尽一致。Luo等(2000)研究了植物修复过程中根际及非根际土壤溶液pH的动态变化,发现根际土壤溶液pH高于非根际。但是李廷强等(2008)研究发现根际土壤pH降低了0.3个单位,Long等(2009)的研究也发现东南景天根际土壤溶液pH低于非根际土壤。根际土壤pH值不同变化可能与供试植物不同及土壤性质差异有关。

4.2 植物修复对污染土壤微生物和酶活性的影响

土壤重金属污染对土壤中微生物和一些酶活性产生毒害。植物修复不仅降低了土壤中重金属浓度,同时根系向外分泌有机物质,都将改善土壤中酶活性及提高微生物活性和多样性。与非积累型东南景天和根际土壤相比,积累型东南景天

根际土壤有更多的可培养细菌和放线菌(Long等2009)。铜积累植物海州香薷根际土壤磷酸酯酶活性高于非积累型植物(Wang等2008)。经Zn/Cd超积累植物伴矿景天修复后提高了土壤脲酶、中性磷酸酶和水解酶活性(Jiang等2010)。在积累型东南景天根际土壤酶活性,包括脲酶、酸性磷酸酶和水解酶活性,显著高于非根际土壤和非积累型植物根际土壤(李廷强等2007)。同样也有研究发现积累型东南景天显著提高了根际土壤脱氢酶和酸性磷酸酶活性,但对于脲酶,积累型或非积累型根际土壤与非根际土壤间均没有显著差异(龙新究等2009)。

目前国内关于植物吸取修复对污染土壤性质的影响研究多集中于土壤重金属形态、有效性、pH和生物学变化。获得了诸多有意义的结果,但结论不尽一致且对变化的机理没有统一的解释。此外,目前研究主要是对个别土壤进行的,缺乏不同类型土壤上的系统研究。

5 植物吸取修复效率及修复强化措施

植物吸取修复效率与土壤污染物浓度及有效性有关,污染物浓度越高,修复效率越低(李文学等2005; Li等2014)。因此,利用超积累植物进行的吸取修复更适用于重金属中低污染土壤。为促进修复植物的生长,提高修复效率,我国在植物吸取修复的强化措施方面进行了系统研究,包括施肥、水分管理、土壤改良、植物间套作、作物育种、栽培等农艺措施,添加重金属螯合剂、土壤改良剂等化学强化措施,以及微生物强化措施等。

5.1 农艺强化措施

植物修复过程中需根据目标土壤的养分状况进行施肥,以保证超积累植物生长所需的养分供应。廖晓勇等(2004)的田间试验发现,适量施磷可显著提高蜈蚣草的生长速率和生物量,使砷的修复效率从7.84%提高到15%。Wu等(2004a)的结果显示,施磷处理下印度芥菜(*Brassica juncea*)的生物量是对照的2倍以上。水分也是植物生长的必需因素,70%土壤最大田间持水量时伴矿景天生物量最大,对Zn和Cd的修复效率均显著高于其他处理(崔立强等2009)。另外,施加土壤改良剂有利于东南景天对污染土壤中Zn、Cd的吸收(彭桂香等2005)。

超积累植物的生长需经历从幼苗到成熟的生育期, 生长期间针对超积累植物采取一系列有效的栽培管理措施, 如育苗、除草、防治病虫害以及间套作、轮作等, 可改善植物生长环境, 提高超积累植物地上部生物量和重金属吸收能力。组织培养无性繁殖技术已应用于蜈蚣草、东南景天、伴矿景天等超积累植物的快速繁殖中, 种子包衣技术的应用也促进了超积累植物的机械化种植(Wei等2008)。适宜的种植密度(44万株·hm⁻²)下, 伴矿景天对Cd和Zn的年修复效率可达21.2%和4.06%(刘玲等2009)。在植物生物量最大、重金属浓度最高时收获, 既可取得最大的去除率, 也可有效缩短修复植物的种植年限(Wei等2006)。对于多年生、再生能力强的超积累植物, 如蜈蚣草(李文学等2005)、伴矿景天(李娜等2009), 刈割能显著提高生物量和生长速率, 从而提高重金属的去除效率。

超积累植物与农作物间套作, 在修复污染土壤的同时获得合格的农产品, 提高经济效益, 实现边生产边修复, 更符合我国当前土地资源有限、污染突出的国情。超积累植物东南景天与玉米套种显著提高了东南景天的Zn和Cd吸取效率, 是单种的1.5倍, 且玉米籽粒的重金属含量符合食品或饲料卫生标准, 处理后的污泥生物稳定性明显提高(黑亮等2007)。小麦/伴矿景天间作-水稻轮作模式可在吸收污染土壤Cd的同时, 降低后茬水稻Cd的食物链风险(赵冰等2011)。不同超积累植物的间套作技术, 为修复多金属复合污染土壤提供了可能, 伴矿景天与海州香薷间作, 两者地上部生物量均有增加, 伴矿景天体内Cu、Zn、Pb、Cd浓度比单作时均显著升高, 且海州香薷体内Cu、Zn浓度比单作时也显著升高。在超积累植物与农作物间套作时需选择合适的品种, 其根际互动机制和过程也有待深入研究, 以免超积累植物对土壤重金属活化作用或含高浓度重金属根系的残留, 导致农作物吸收更多重金属。

5.2 化学调控措施

重金属螯合剂或络合剂、有机酸等受到广泛关注。其中, 乙二胺四乙酸(EDTA)二钠盐作为一种重金属广谱络合剂, 被应用于活化土壤重金属、提高植物吸取修复效率(Wu等2003)。但EDTA较难降解, 施入土壤会有较长时间的残留效

应, 且活化的重金属会污染地下水, 带来二次污染, 因此其应用受到了限制(Jiang等2003; Wu等2004b)。此后, 一些生物可降解的螯合剂如乙二胺二琥珀酸(EDDS)、氨基三乙酸(NTA)、亚氨基二琥珀酸(IDS)等逐渐引起人们注意, 它们对过渡金属的螯合能力与EDTA接近, 但生物毒性小且易于生物降解, 如EDDS在土壤中的半衰期仅2.5 d(Luo等2006a, b; Chiu等2005; Liu等2007)。另外, 三氯化铁除被用于土壤淋洗外, 也应用于活化土壤重金属、促进超积累植物吸收, 配合深层石灰固定, 是一种既能去除土壤重金属又能降低环境风险的联合措施(卫泽斌等2010)。

5.3 微生物强化措施

植物与微生物共同生活于土壤环境中, 植物根系为微生物提供了适宜的营养条件, 保证了微生物数量和活性的维持; 反之, 微生物的旺盛生长优化了植物生长环境, 促进植物对营养元素的吸收, 合成某些调节物质并促进植物的生长发育。此外, 微生物分泌物可增加重金属的溶解性、移动性和生物可利用性。植物根际促生菌分泌物不但可供植物必需的营养物质和生长调节因子, 提高植物生物量, 还可明显改变污染土壤中重金属的活性和转移性, 从而提高植物吸取修复效率(Ma等2009)。Sun等(2010)从铜矿区海州香薷和鸭跖草根部分筛出的根际促生菌, 使地上部铜上升63%~125%, 提高了污染土壤重金属的植物修复效率。

6 修复植物的安全处置与资源化利用

修复植物收获物富含重(类)金属, 如镉、砷、锌、铜等, 如果处置不当将造成二次污染, 而合理利用则可实现其资源化回收。近年来, 我国在开展超积累植物吸取修复重金属污染土壤的同时, 也对修复植物处置原理和技术, 尤其是污染物排放控制和资源化回收利用技术进行了研究。堆肥是修复植物后处置的一种重要方法, 被视为修复植物的预处理步骤。在减少生物量的同时, 堆肥产物同时也可用作肥料。将生长于Cu污染土壤中的海州香薷植物进行堆肥处理, 然后施用到缺铜的土壤, 可明显增加小麦产量, 是修复植物处理和资源再利用技术中较成功的案例之一(Tang等2009), 修复植物蜈蚣草的堆肥技术已较为成熟(Cao等2010)。堆肥技术的缺点是耗时较长。修复

植物的安全焚烧可减少90%以上的生物量,目前国内修复植物焚烧技术的研究主要集中于焚烧参数筛选、烟气中污染物控制与重金属元素转化等,也已研发了一些修复植物焚烧设备,但受限于修复植物总量,多处于实验室研制阶段。研究表明,焚烧温度是影响Cd、Pb、As、Cu等重金属挥发的重要因素(邢前国和潘伟斌2004; Yan等2008; Lu等2012),而在焚烧炉内应用重金属稳定剂如氧化铝、生石灰和高岭土等,在尾气中添加活性炭吸附装置,可提高飞灰和底灰中重金属浓度,降低烟气中重金属和多环芳烃等污染物的排放(Wu等2013)。在适当条件下,修复植物中重金属可通过水或其他溶剂提取,既回收了重金属、又可实现污染物达标排放(Yang 2010; Yang等2010a)。

7 我国植物吸取修复原理与技术发展展望

经过近20年的发展,我国在重金属污染土壤植物吸取修复原理与技术方面取得了明显进展,但缺乏原创性的植物修复理论突破,也仍缺少可大规模推广的实用、高效修复技术。因此,今后应在以下方面加强研究与应用技术研发。(1)在重金属污染土壤植物吸取修复理论方面,结合土壤化学、土壤生物学、作物栽培学、植物生理学、分子生物学等相关学科的理论和技术,加强重金属在土壤中迁移转化、根土界面过程、重金属吸收转运载体和解毒机制等的深入研究,以实现植物修复原理的突破性进步;(2)在室内模拟研究的基础上,加快实用技术的田间试验和示范,对修复成本、修复植物处置等环节进行完善,并开展系统评价;(3)从我国实际出发,针对重金属中低污染农田土壤,建立和完善以超积累植物与低积累作物品种轮作或间套作为特征的“边生产边修复”技术,加强吸取修复技术与其他修复技术的综合集成,加快配套修复装备的研制,制定植物修复规程,促进植物修复技术的推广与应用。

参考文献

陈同斌,韦朝阳,黄泽春,黄启飞,鲁全国,范稚莲(2002). 砷超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特征. 科学通报, 47 (3): 207~210
崔立强,吴龙华,李娜,李思亮,李恋卿,潘根兴,骆永明(2009). 水分特征对伴矿景天生长和重金属吸收性的影响. 土壤, 41 (4): 572~576
高拯民(1986). 土壤—植物系统污染生态研究. 北京: 中国科学技术出版社

黑亮,吴启堂,龙新宪,胡月明(2007). 东南景天和玉米套种对Zn污染污泥的处理效应. 环境科学, 28 (4): 852~858
胡鹏杰,周小勇,仇荣亮,汤叶涛,应蓉蓉(2007). Zn超富集植物长柔毛委陵菜对Cd的耐性与富集特征. 农业环境科学学报, 26 (6): 2221~2224
李娜,吴龙华,骆永明,唐明灯,谭长银,蒋玉根,何旭华,滕淳茜(2009). 收获方式对污染土壤上伴矿景天锌镉吸收性的影响. 土壤学报, 46 (4): 725~728
李廷强,朱恩,杨肖娥,申屠佳丽(2008). 超积累植物东南景天根际可溶性有机质对土壤锌吸附解吸的影响. 应用生态学报, 19 (4): 838~844
李廷强,朱恩,杨肖娥,张玲(2007). 超积累植物东南景天根际土壤酶活性研究. 水土保持学报, 21 (3): 112~117
李文学,陈同斌,刘颖茹(2005). 刈割对蜈蚣草的砷吸收和植物修复效率的影响. 生态学报, 25 (3): 538~542
廖斌,邓冬梅,杨兵,束文圣,林里,蓝崇钰(2003). 鸭跖草(*Commelina communis*)对铜的耐性和积累研究. 环境科学学报, 23 (6): 797~801
廖晓勇,陈同斌,谢华,肖细元(2004). 磷肥对砷污染土壤的植物修复效率的影响: 田间实例研究. 环境科学学报, 24 (3): 455~462
林治庆,黄会一(1989). 植物对土壤中汞的吸收积累及耐性. 农业环境保护, 8 (5): 33~35
刘家女,周启星,孙挺,王晓飞(2007). 花卉植物应用于污染土壤修复的可行性研究. 应用生态学报, 18 (7): 1617~1623
刘玲,吴龙华,李娜,崔立强,李柱,蒋金平,蒋玉根,裘希雅,骆永明(2009). 种植密度对镉锌污染土壤伴矿景天植物修复效率的影响. 环境科学, 30 (11): 3422~3426
龙新宪,刘洪彦,戴军,吴启堂(2009). 两种生态型东南景天根际与非根际土壤微生物特征的差异性. 土壤学报, 46 (3): 547~552
骆永明(2009). 污染土壤修复技术研究现状与趋势. 化学进展, 21 (2/3): 558~565
骆永明,滕应,过园(2005). 土壤修复——新兴的土壤科学分支学科. 土壤, 37 (3): 230~235
彭桂香,蔡婧,林初夏(2005). 超积累植物和化学改良剂联合修复镉污染土壤后的微生物特征. 生态环境, 14 (5): 654~657
苏德纯,黄焕忠(2002). 油菜作为超积累植物修复镉污染土壤的潜力. 中国环境科学, 22 (10): 48~51
汤叶涛,仇荣亮,曾晓雯,方晓航(2005). 一种新的多金属超富集植物——圆锥南芥(*Arabis paniculata* L.). 中山大学学报(自然科学版), 44 (4): 135~136
韦朝阳,陈同斌,黄泽春,张学青(2002). 大叶井口边草——一种新发现的富集砷的植物. 生态学报, 22 (5): 777~778
卫泽斌,郭晓方,吴启堂(2010). 化学淋洗和深层土壤固定联合技术修复重金属污染土壤. 农业环境科学学报, 29 (2): 407~408
魏树和,周启星,王新,张凯松,郭观林(2004). 一种新发现的镉超积累植物龙葵(*Solanum nigrum* L.). 科学通报, 49 (24): 2568~2573
邢前国,潘伟斌(2004). 富含Cd、Pb植物焚烧处理方法的探讨. 生态环境, 13: 585~586, 600
薛生国,陈英旭,林琦,徐圣友,王远鹏(2003). 中国首次发现的锰超积累植物——商陆. 生态学报, 23 (5): 935~937
杨肖娥,龙新宪,倪吾钟,傅承新(2002). 东南景天(*Sedum alfredii* H.)——一种新的锌超积累植物. 科学通报, 47 (13): 1003~1006
张学洪,罗亚平,黄海涛,刘杰,朱义年,曾全方(2006). 一种新发现的湿生铬超积累植物——李氏禾(*Leersia hexandra* Swartz).

- 生态学报, 26 (3): 950~953
- 赵冰, 沈丽波, 程苗苗, 王松凤, 吴龙华, 周守标, 骆永明(2011). 麦季间作伴矿景天对不同土壤小麦-水稻生长及锌镉吸收性的影响. 应用生态学报, 22 (10): 2725~2731
- Cao XD, Ma LN, Shiralipour A, Willie H (2010). Biomass reduction and arsenic transformation during composting of arsenic-rich hyperaccumulator *Pteris vittata* L. Environ Sci Pollut R, 17: 586~594
- Chiu KK, Ye ZH, Wong MH (2005). Enhanced uptake of As, Zn, and Cu by *Vetiveria zizanioides* and *Zea mays* using chelating agents. Chemosphere, 60: 1365~1375
- Hu PJ, Qiu RL, Senthilkumar P, Jiang D, Chen ZW, Tang YT Liu FJ (2009). Tolerance, accumulation and distribution of zinc and cadmium in hyperaccumulator *Potentilla griffithii*. Environ Exp Bot, 66 (2): 317~325
- Jiang JP, Wu LH, Li N, Luo YM, Liu L, Zhao QG, Zhang L, Christie P (2010). Effects of multiple heavy metal contamination and repeated phytoextraction by *Sedum plumbizincicola* on soil microbial properties. Eur J Soil Biol, 46: 18~26
- Jiang XJ, Luo YM, Zhao QG, Baker AJM, Christie P, Wong MH (2003). Soil Cd availability to Indian mustard and environmental risk following EDTA addition to Cd-contaminated soil. Chemosphere, 50: 813~818
- Jin XF, Yang XE, Mahmood Q, Islam E, Liu D, Li H (2008). Response of antioxidant enzymes, ascorbate and glutathione metabolism towards cadmium in hyperaccumulator and nonhyperaccumulator ecotypes of *Sedum alfredii* H. Environ Toxicol, 23: 517~529
- Li TQ, Lu LL, Zhu E, Gupta DK, Islam E, Yang XE (2008). Antioxidant responses in roots of two contrasting *Sedum alfredii* Hance ecotypes under elevated zinc concentrations. Russ J Plant Physiol, 55: 799~807
- Li Z, Wu LH, Luo YM, Christie P (2014). Dynamics of plant metal uptake and metal changes in whole soil and soil particle fractions during repeated phytoextraction. Plant Soil, 374 (1-2): 857~869
- Liu D, Li T, Yang X, Islam E, Jin X, Mahmood Q (2007). Enhancement of lead uptake by hyperaccumulator plant species *Sedum alfredii* Hance using EDTA and IAA. Bull Environ Contam Toxicol, 78: 280~283
- Liu FJ, Tang YT, Du RJ, Yang HY, Wu QT, Qiu RL (2010). Root foraging for zinc and cadmium requirement in the Zn/Cd hyperaccumulator plant *Sedum alfredii*. Plant Soil, 327 (1-2): 365~375
- Liu J, Duan CQ, Zhang XH, Zhu YN, Hu C (2009). Subcellular distribution of chromium in accumulating plant *Leersia hexandra* Swartz. Plant Soil, 322 (1-2): 187~195
- Liu MQ, Yanai JT, Jiang RF, Zhang F, McGrath SP, Zhao FJ (2008). Does cadmium play a physiological role in the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*? Chemosphere, 71: 1276~1283
- Long XX, Zhang YG, Jun D, Zhou QX (2009). Zinc, cadmium and lead accumulation and characteristics of rhizosphere microbial population associated with hyperaccumulator *Sedum alfredii* Hance under natural conditions. Bull Environ Contam Toxicol, 82 (4): 460~467
- Lu LL, Tian SK, Yang XE, Li TQ, He ZL (2009). Cadmium uptake and xylem loading are active processes in the hyperaccumulator *Sedum alfredii*. J Plant Physiol, 166 (6): 579~587
- Lu LL, Tian SK, Yang XE, Wang XC, Brown P, Li TQ, He ZL (2008). Enhanced root-to-shoot translocation of cadmium in the hyperaccumulating ecotype of *Sedum alfredii*. J Exp Bot, 59 (11): 3203~3213
- Lu LL, Tian SK, Zhang M, Zhang J, Yang XE, Jiang H (2010). The role of Ca pathway in Cd uptake and translocation by the hyperaccumulator *Sedum alfredii*. J Hazard Mater, 183 (1): 22~28
- Lu SY, Du YZ, Zhong DX, Zhao B, Li XD, Xu MX, Li Z, Luo YM, Yan JH, Wu LH (2012). Comparison of trace element emissions from thermal treatments of heavy metal hyperaccumulators. Environ Sci Technol, 46: 5025~5031
- Luo CL, Shen ZG, Baker AJM, Li XD (2006a). A novel strategy using biodegradable EDDS for the chemically enhanced phytoextraction of soils contaminated with heavy metals. Plant Soil, 285: 67~80
- Luo CL, Shen ZG, Lou LQ, Li XD (2006b). EDDS and EDTA-enhanced phytoextraction of metals from artificially contaminated soil and residual effects of chelant compounds. Environ Pollut, 144: 862~871
- Luo YM, Christie P, Baker AJM (2000). Soil solution Zn and pH dynamics in non-rhizosphere soil and in the rhizosphere of *Thlaspi caerulescens* grown in a Zn/Cd-contaminated soil. Chemosphere, 41 (1-2): 161~164
- Ma Y, Rajkumar M, Freitas H (2009). Isolation and characterization of Ni mobilizing PGPB from serpentine soils and their potential in promoting plant growth and Ni accumulation by *Brassica* spp. Chemosphere, 75: 719~725
- Peng HY, Yang XE (2007). Effect of *Elsholtzia splendens*, soil amendments, and soil managements on Cu, Pb, Zn and Cd fractionation and solubilization in soil under field conditions. Bull Environ Contam Toxicol, 78 (5): 384~389
- Qiu RL, Fang XH, Tang YT, Du SJ, Zeng XW, Brewer E (2006). Zinc hyperaccumulation and uptake by *Potentilla griffithii* Hook. Int J Phytoremediat, 8: 299~310
- Qiu RL, Zhao X, Tang YT, Yu FM, Hu PJ (2008). Antioxidative response to Cd in a newly discovered cadmium hyperaccumulator, *Arabis paniculata* F. Chemosphere, 74: 6~12
- Ru SH, Xing JP, Su DC (2006). Rhizosphere cadmium speciation and mechanisms of cadmium tolerance in different oilseed rape species. J Plant Nutr, 29 (5): 921~932
- Shi JY, Chen YX, Huang YY, He W (2004). SRXRF microprobe as a technique for studying elements distribution in *Elsholtzia splendens*. Micron, 35 (7): 557~564
- Su DC, Xing JP, Jiao WP, Wong WC (2009). Cadmium uptake and speciation changes in the rhizosphere of cadmium accumulator and non-accumulator oilseed rape varieties. J Environ Sci-China, 21 (8): 1125~1128
- Sun LN, Zhang YF, He LY (2010). Genetic diversity and characterization of heavy metal-resistant-endophyticbacteria from two copper tolerant plant species on copper mine wasteland. Bioresource Technol, 101: 501~509
- Sun Q, Ye ZH, Wang XR, Wong MH (2005). Increase of glutathione in mine population of *Sedum alfredii*: A Zn hyperaccumulator

- and Pb accumulator. *Phytochemistry*, 66 (21): 2549~2556
- Sun Q, Ye ZH, Wang XR, Wong MH (2007). Cadmium hyperaccumulation leads to an increase of glutathione rather than phytochelatins in the cadmium hyperaccumulator *Sedum alfredii*. *J Plant Physiol*, 164 (11): 1489~1498
- Tang MD, Hu F, Wu LH, Luo YM, Jiang YG, Tan CY, Li N, Li ZG, Zhang LX (2009). Effects of copper-enriched composts applied to copper-deficient soil on the yield and copper and zinc uptake of wheat. *Int J Phytoremediat*, 11: 82~94
- Tian SK, Lu LL, Labavitch J, Yang XE, He ZL, Hu HN, Sarangi R, Newville M, Commisso J, Brown P (2011). Cellular sequestration of cadmium in the hyperaccumulator plant species *Sedum alfredii*. *Plant Physiol*, 157: 1914~1925
- Tian SK, Lu LL, Yang XE, Labavitch JM, Huang YY, Brown P (2009). Stem and leaf sequestration of zinc at the cellular level in the hyperaccumulator *Sedum alfredii*. *New Phytol*, 182: 116~126
- Tian SK, Lu LL, Yang XO, Webb SM, Du YH, Brown PH (2010). Spatial imaging and speciation of lead in the accumulator plant *Sedum alfredii* by microscopically focused synchrotron X-ray investigation. *Environ Sci Technol*, 44 (15): 5920~5926
- Verburggen N, Hermans C, Schat H (2009). Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. *New Phytol*, 181: 759~776
- Wang YP, Li QB, Shi JY, Lin Q, Chen XC, Wu WX, Chen YX (2008). Assessment of microbial activity and bacterial community composition in the rhizosphere of a copper accumulator and a non-accumulator. *Soil Biol Biochem*, 40 (5): 1167~1177
- Wei SH, Silva JAT, Zhou QX (2008). Agro-improving method of phytoextracting heavy metal contaminated soil. *J Hazard Mater*, 150 (3): 662~668
- Wei SH, Zhou QX, Koval PV (2006). Flowering stage characteristics of cadmium hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and their significance to phytoremediation. *Sci Total Environ*, 369: 441~446
- Wu LH, Li H, Luo YM, Christie P (2004a). Nutrients can enhance phytoremediation of copper-polluted soil by Indian mustard. *Environ Geochem Hlth*, 26: 331~335
- Wu LH, Li N, Luo YM (2008). Phytoextraction of heavy metal contaminated soil by *Sedum plumbizincicola* under different agronomic strategies. Nanjing, China: Proc 5th Int Phytotech Conf, 49~50
- Wu LH, Luo YM, Song J, Christie P, Wong MH (2003). Changes in soil solution heavy metal concentrations over time following EDTA addition to a Chinese paddy soil. *Bull Environ Contam Toxicol*, 71: 706~713
- Wu LH, Luo YM, Xing XR, Christie P (2004b). EDTA-enhanced phytoremediation of heavy metal contaminated soil with Indian mustard and associated potential leaching risk. *Agr Ecosyst Environ*, 102: 307~318
- Wu LH, Zhong DX, Du YZ, Lu SY, Fu DQ, Li Z, Li XD, Chi Y, Luo YM, Yan JH (2013). Emission and control characteristics for incineration of *Sedum plumbizincicola* biomass in a laboratory-scale entrained flow tube furnace. *Int J Phytoremediat*, 15: 219~231
- Yan XL, Chen TB, Liao XY, Huang ZC, Pan JR, Hu TD, Nie CJ, Xie H (2008). Arsenic transformation and volatilization during incineration of the hyperaccumulator *Pteris vittata* L. *Environ Sci Technol*, 42: 1479~1484.
- Yang JG (2010). Heavy metal removal and crude bio-oil upgrading from *Sedum plumbizincicola* harvest using hydrothermal upgrading process. *Bioresource Technol*, 101: 7653~7657
- Yang JG, Tang CB, He J, Yang SH, Tang MT (2010a). Heavy metal removal and crude bio-oil upgrade from *Sedum alfredii* Hance harvest using hydrothermal upgrading. *J Hazard Mater*, 179: 1037~1041
- Yang JJ, Hu SP, Chen XC, Yu MG, Liu J, Li H, Shen CF, Shi JY, Chen YX (2010b). Transformation of lead solid fraction in the rhizosphere of *Elsholtzia splendens*: the importance of organic matter. *Water Air Soil Poll*, 205 (1-4): 333~342
- Yang MJ, Yang XE, Romheld V (2002). Growth and nutrient composition of *Elsholtzia splendens* Nakai under copper toxicity. *J Plant Nutr* 25: 1359~1375
- Yang X, Chen H, Dai X, Xu W, He Z, Ma M (2009). Evidence of vacuolar compartmentalization of arsenic in the hyperaccumulator *Pteris vittata*. *Chin Sci Bull*, 54 (22): 4229~4233
- Yang XE, Li TQ, Yang JC, He ZL, Lu LL, Meng FH (2006). Zinc compartmentation in root, transport into xylem, and absorption into leaf cells in the hyperaccumulating species of *Sedum alfredii* Hance. *Planta*, 224 (1): 185~195
- Yang XE, Long XX, Ye HB, He ZL, Calvert DV, Stoffella PJ (2004). Cadmium tolerance and hyperaccumulation in a new Zn-hyperaccumulating plant species (*Sedum alfredii* Hance). *Plant Soil*, 259 (1-2): 181~189
- Zhang M, Senoura T, Yang XE, Nishizawa NK (2011). Functional analysis of metal tolerance proteins isolated from Zn/Cd hyperaccumulating ecotype and non-hyperaccumulating ecotype of *Sedum alfredii* Hance. *FEBS Lett*, 585 (16): 2604~2609