

章绍康,弓晓峰,易佳璐,等. 多种强化技术联合植物修复重金属污染土壤机制探讨[J]. 江苏农业科学,2019,47(14):1-6.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.14.001

多种强化技术联合植物修复重金属污染土壤机制探讨

章绍康¹,弓晓峰¹,易佳璐¹,申钊颖¹,王光辉²

(1. 南昌大学资源环境与化工学院/南昌大学鄱阳湖环境与资源利用教育部重点实验室,江西南昌 330031;

2. 东华理工大学水资源与环境工程学院,江西南昌 330013)

摘要:近几年来植物修复技术以其低成本性、环境友好性成为了国内外重金属污染土壤修复的研究重点。本文主要论述水肥调控、农艺调控、基因工程、螯合剂、钝化剂、丛枝菌根真菌、解磷菌、根瘤菌、植物内生菌、蚯蚓等工艺和修复技术强化植物修复重金属污染土壤的发展和机制,以期土壤重金属修复提供依据。

关键词:植物修复;重金属污染;土壤修复;机制

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2019)14-0001-05

2014 年《全国土壤污染状况调查公报》显示,全国土壤总的点位超标率为 16.1%,耕地点位超标率为 19.4%,其中以重金属污染最为突出。土壤重金属污染不同于其他污染,它具有不可降解性、潜伏性、隐蔽性等特点,能长期存在于土壤环境中,影响土壤肥力及土壤生物多样性,并能被植物和微生物富集,通过食物链传递影响人类健康^[1]。在众多修复技术中,排土客土改良未能从根本上去除重金属;电动修复对重金属处理效果好,但会对土壤理化性质和土壤微生物造成较大影响^[2];化学淋洗成本低且见效快,但容易造成营养元素流失甚至可能导致地下水污染^[3];化学稳定法能有效控制土壤重金属活性,但土壤易受外部环境改变,被钝化的重金属随时有可能重新活化^[4]。植物修复技术以其成本低、不破坏生态环境、无二次污染等优点逐渐成为国内外重金属污染土壤修复的研究重点,但植物修复周期长、普通植物重金属耐受性差、超积累植物生物量小等因素限制了植物修复的发展^[5]。本文主要总结常用于强化植物修复的工艺技术的发展 and 机制,以期未来土壤重金属修复提供依据。

1 植物修复重金属污染土壤

植物修复通过植物提取、植物挥发、植物固定、根际过滤、植物降解等一系列活动去除土壤中的污染物质。适用于修复重金属污染土壤的植物主要分为 2 类:超积累植物和生物质生产植物。与普通植物相比,超积累植物的茎叶对重金属表现出更高的吸收水平,比如十字花科类植物,但生物量往往偏小;而生物质生产植物生长速度快、生物量大,但金属摄取量偏低^[6]。Brooks 等在 1977 年首先提出超积累植物^[7]这一概念,随后中外学者对超积累植物进行了大量的筛选;Blaylock

等研究发现,印度芥菜对 Zn、Pb、Cd 有着较好的富集效果^[8];陈同斌等的研究表明,蜈蚣草对 As 有超富集能力^[9]。与普通植物相比,超积累植物对重金属有更高的吸收能力,主要体现在:首先,超积累植物有着更为庞大的根系,相应根际微生物也更加丰富,能够促进其在重金属胁迫下生长;其次,超积累植物对重金属有更好的活化效果,其能分泌有机酸活化重金属、生产还原酶还原高价重金属增加重金属溶解性、生产金属硫蛋白与重金属结合^[10];最后,超积累植物对重金属有更好的解毒效果,其解毒作用包括细胞壁对重金属的固定作用、液泡房室化作用、体内特有耐性基因的表达^[11]。污染土壤的肥力偏低,水土保持能力较差,单一植物修复效率往往偏低,通过生物手段、化学手段、农艺调控等联合植物修复方法因此发展起来。

2 基因工程联合植物修复重金属污染土壤

基因工程主要是向植物体内植入特定的基因片段并使其表达,Gisbert 等将小麦 *TaPCSI* 基因转入到烟草体内,结果发现,烟草的生物量和 Pb 吸收量分别是对照组的 1.6 倍和 2.0 倍^[12]。金属硫蛋白能与重金属发生螯合作用,降低重金属毒性,过氧化氢酶(CAT)、超氧化物歧化酶(SOD)能增强植物的抗氧化性,因此可以将产硫蛋白或者 CAT 等基因片段植入目标植物,进而提高植物对重金属的耐受性,提高其修复效率^[13]。除此之外,植入植物重金属转化相关的基因,通过改变重金属价态和活性来降低重金属对植物的毒性也被证实可行,Ruiz 等在烟草等 9 种植物中导入汞还原酶基因 *merA* 和汞裂解酶基因 *merB*,结果发现,转基因植物能在高浓度汞污染土壤上正常生长^[14]。

目前基因工程植物修复大部分还停留在实验室试验阶段,进入野生环境的转基因植物能否正常生长或者对当地物种是否带来风险还有待考核,Zeller 等的研究表明,水稻在导入 *Pm3b* 基因后,在温室培养条件下的生物量是未处理水稻的 2 倍,但在野外试验时生物量显著下降,麦角病的感染率也相对提升^[15]。因此仍需加强转基因植物的大田试验以及对其生态风险的评估。

收稿日期:2018-04-02

基金项目:国家自然科学基金(编号:41761095);江西省研究生创新项目(编号:YC2017-B003)。

作者简介:章绍康(1991—),男,江西抚州人,博士研究生,主要从事土壤重金属修复研究。E-mail:77597646@qq.com。

通信作者:弓晓峰,博士,教授,主要从事重金属污染防治与修复、环境污染与食品安全研究。E-mail:xfgong@ncu.edu.cn。

3 农业调控联合植物修复重金属污染土壤

3.1 水肥调控

水分是生化反应的介质和物质传输的载体,对于矿区重金属污染土壤的植物修复是必不可少的成分。肥料是促进植物生长的重要条件。施加水肥可以显著改善土壤肥力、土壤结构以及土壤 pH 值,为根际微生物提供一个有利的生长条件,而微生物又能通过固氮作用、分泌有机酸、分泌酶等活动影响植物生长及对重金属的吸收。Zaccheo 等的研究表明,土壤中氨态氮能降低植物根际 pH 值,增加土壤中交换态 Cd 的含量,促进向日葵对 Cd 的吸收^[16]。水肥调控还能显著影响土壤重金属的生物有效性,Wu 等的研究表明,磷酸盐物质能与土壤中 Pb、Zn 发生反应生成磷酸盐沉淀,降低重金属活性^[17];郑顺安等的研究发现,淹水条件能显著降低土壤中 Pb 的有效性,进而抑制植物吸收重金属^[18]。肥料中含有大量的 N、P、K 等营养元素,能促进植物根、茎、叶的生长,而水胁迫也能促进植物增大根系密度,增加根系与重金属的接触面积,促进植物吸收重金属^[19]。

水分含量过高会导致重金属以及营养物质下渗,降低土壤肥力,甚至会造成地下水污染;过度施肥容易造成资源浪费、抑制植物生长以及水体富营养化等。因此仍需要加强水肥调控对土壤理化性质、根际微生物影响以及植物生长转移机制等的研究。

3.2 农艺调控

农艺调控主要是通过采取适当的农艺措施并实施合理的田间管理达到提高植物生物量和促进植物对重金属吸收、缩短植物生长周期等目的。植物修复通过根系吸收土壤重金属,而大部分植物根系不能延伸到深层土壤,适当翻耕重金属污染土壤有利于将深层污染物翻到表层,提高植物对重金属的吸收量,同时能使土质疏松、改善土壤通透性。合理的育苗方式能有效减短生物周期并提高植物发芽率,定期清除杂草能减少杂草与修复植物对水分和养分的竞争。植物对重金属的摄取具有选择性,合理间作能针对复合污染土壤进行有效修复,同时不同植物的根系分泌物对植物以及土壤微生物生长有不同的促进作用,可以提升生物量。秦丽等的研究表明,土荆芥和蚕豆、玉米间作后,土荆芥、蚕豆、玉米生物量都较单作增加,修复植物土荆芥体内的 Pb、Cd 含量显著增加,而农作物蚕豆、玉米体内的 Pb、Zn 含量显著降低^[20]。植物拥有特定的根系分泌物及生物菌群,不同植物对养分的摄取量和种类不同,轮作能有效避免植物对养分的单一消耗,提高作物产量,增强植物抗虫害能力。杨洋等的研究表明,油菜—玉米和油菜—油葵轮作在不影响生物量的同时,大大地提高了作物对重金属的提取总量^[21]。

4 化学改良剂联合植物修复重金属污染土壤

4.1 螯合剂

螯合剂指分子中含有 2 个或更多供电子基团的物质,能与重金属发生螯合作用形成稳定的水溶性络合物。螯合剂富含大量的氨基、羧基、羟基等能与重金属发生配位螯合作用的官能团,可活化土壤中重金属,促进植物对重金属的吸收。Lingua 等对含有 Cu、Zn 的污染土壤进行盆栽试验,结果发

现,乙二胺四乙酸(EDTA)、乙二胺二琥珀酸三钠(EDDS)、聚天冬氨酸(PASP)均有利于植物固定 Cu 和 Zn,且效果相当^[22]。植物根系对重金属有一定的吸附和固定作用,螯合剂与重金属形成的络合物往往比较稳定,不会被固定在植物根系表面,因而能进入植物体内促进植物对金属的吸收。

螯合剂施用过程也有显著缺点,人工合成的氨基多羧酸类螯合剂,如 EDTA、乙二醇双(2-氨基乙基醚)四乙酸(EGTA)、二丙烯三胺(DPTA)等,对重金属的解吸和螯合能力强,但其本身往往具有毒性,且不易生物降解,容易对植物的生长产生一定的影响^[24]。天然氨基多羧酸类螯合剂如 EDDS、氨三乙酸(NTA)等以及天然小分子有机酸螯合剂如草酸、柠檬酸、苹果酸等,具有环境友好性和可生物降解性,但处理效果较差^[25]。同时螯合剂在施用过程中会出现金属解吸速率大于植物吸收速率的现象,容易导致重金属离子渗滤,造成地下水污染。为了应对这种状况,缓释螯合剂技术迅速发展起来,通过在螯合剂表面涂抹一定包膜材料,控制包膜材料厚度来控制螯合剂释放速率的目的,进而控制土壤重金属解吸速率,达到匹配植物吸收重金属速率的目的。Li 等最先在 EDTA 外面涂抹了硅酸盐材料来控制 EDTA 的释放速率,不过由于涂层材料性质原因,缓释效果不是很好^[26];Xie 等通过界面聚合法制备了 EDTA 微胶囊,在水中第 1 天会突释 50% 的 EDTA,5 d 后开始缓释剩余的 EDTA,且调节搅拌时间和膜厚度能控制 EDTA 的释放速率^[27]。目前可以通过加强缓释载体材料的研发或制备缓释螯合剂工艺如离子交换法、喷雾干燥法、复凝聚法、化学交联法和乳化分散法等开发,达到控制重金属活化速率与植物提取速率相匹配的效果。

4.2 钝化剂

土壤重金属的钝化主要是通过吸附、沉淀和络合反应使得重金属在原位钝化或固定,从而降低其生物有效性和迁移性^[28]。钝化剂往往在用来保证农产品在重金属污染土壤的产量,降低农产品中重金属含量便之达到食用标准,郭彬等制备了山核桃壳与矾浆复合钝化剂,按 1.0% 的添加量添加到 Cd 污染土壤中,收获的稻米 Cd 含量降低了 52.1%^[29]。常用的钝化剂包括磷酸盐(能与金属形成磷酸盐沉淀,提升土壤 pH 值^[30])、含钙材料(提升土壤 pH 值,与重金属形成碳酸盐沉淀^[31])、有机质(对重金属具有吸附作用、螯合作用^[32])、黏土矿物(对重金属具有吸附作用、离子交换作用^[33])等。

在植物修复中,超积累植物生物量小、生长周期长,这限制了其在植物修复上的推广,部分对重金属富集效果较好且生物量大、生长周期短、环境适应性强的植物如黑麦草、狗尾草等逐渐被国内外学者作为修复植物研究起来,但在高浓度重金属污染土壤环境中,这类植物存活率低,钝化剂联合植物修复重金属污染土壤能有效降低土壤可交换态重金属含量,进而降低重金属对植物的毒害作用,促进植物正常生长,同时保证植物吸收一定量的重金属。金玉的研究表明,纳米羟基磷灰石与黑麦草联合作用能降低高浓度 Pb 污染土壤对黑麦草生长的影响,提升黑麦草的生物量,虽然黑麦草地上部分 P6 的转运系数和富集系数相对未添加纳米羟基磷灰石降低,但黑麦草对 Pb 的总摄取量反而提高^[34]。植物修复的最大目标就是提升植物对重金属的总吸收量,因此可以尝试不同的钝化剂与植物修复组合,确定最佳搭配及投放剂量。

5 微生物联合植物修复重金属污染

5.1 丛枝菌根真菌

丛枝菌根真菌 (AMF) 是一类广泛存在于土壤环境中的有益微生物, 可以与绝大多数高等植物形成共生体, 促进植物吸收土壤中的营养元素及水分, 降低植物吸收重金属的量, 增强植物对重金属的耐受性^[35]。丛枝菌根真菌能够有效吸附土壤中的游离态重金属, 并通过体内细胞壁中的几丁质以及纤维素等把重金属固定在真菌内, 同时能够分泌出磷酸根离子与土壤中的重金属发生反应, 使其固定在土壤中。Janoušková 等研究发现, 接种根内球囊霉菌 (*Glomus intraradice*) 能显著降低莴苣体内的 Cd 毒性, 且接种后莴苣的生物量是未接种的 10~20 倍, 虽然每单位 Cd 的积累量少于未接种处理, 但总 Cd 积累量大于未接种处理^[36]。重金属污染土壤往往偏酸性, 丛枝菌根真菌能有效提高土壤 pH 值, 使重金属有效性降低, 同时丛枝菌根真菌与植物形成的共生体能够促进植物在不利土壤环境中吸收水分、养分及微量元素。申鸿等研究发现, 接种 AMF 能显著提升玉米幼苗根系长度及生物量, 较未接种处理分别提高 108.4%、58.8%^[37]。丛枝菌根真菌与植物形成菌根共生体后可促进植物分泌过氧化物酶 (POD)、多酚氧化酶 (PPD)、丙苯胺酸解氨酶 (PAL) 等, 增强植物抗氧化性, 减少植物在重金属胁迫下的细胞氧化, 同时分泌脯氨酸 (Pro)、超氧化物歧化酶 (SOD)、过氧化氢酶 (CAT) 和抗坏血酸过氧化物酶 (APX) 等, 促进植物清除体内自由基, 保持植物体内蛋白质活性^[38]。除此之外, AMF 能够影响植物体内吸收及转运重金属相关基因的表达, Ouziad 等研究发现, 接种 AMF 的番茄相比未接种的在 Cd 和 Zn 污染土壤上长势更好, 且接种 AMF 的番茄限制了 *Lemt2* 基因的表达^[39]。

为进一步提高 AMF 处理效果, AMF 与植物根际促生菌 (PGPR) 的联合作用受到了学者们的广泛关注。Meyer 等的研究表明, 对三叶草进行恶臭假单胞菌 (*Pseudomonas putida*) 和 AMF 共接种后, 其养分吸收量、根干质量、结瘤数都显著增加^[40]。Nadeem 等的研究表明, 在重金属胁迫下, AMF 与 PGPR 可能产生共生效应, 因此对植物生长有协同作用^[41]。但植物、AMF、PGPR 之间的相互作用机制尚不明确。

5.2 解磷菌

解磷菌 (PSMs) 是土壤中一典型的植物促生微生物, 其在重金属污染土壤中具有一定的耐受性^[42]。解磷菌能产生抗生素、铁载体、氰化氢、植物激素 [如生长素 (IAA)、赤霉素、细胞分裂素] 等物质, 促进植物根系生长, 增强植物抗虫害能力, 强化植物吸收土壤中的营养元素, 同时解磷菌能溶解土壤中难溶的磷矿物, 为植物提供有效磷^[43]。Zaidi 等添加解磷菌枯草芽孢杆菌 (*Bacillus subtilis*) SJ-101 到 Ni 污染土壤后发现, 芥菜的生物量显著提升^[44]。解磷菌在生长过程中能分泌大量的柠檬酸、草酸、苹果酸等有机酸, 这些有机酸一方面能利用羧基、羟基与土壤中重金属发生螯合作用, 将不溶的重金属转化为可溶的螯合态重金属, 促进植物对其进行吸收; 另一方面有机酸能有效溶解磷酸盐矿物产生可溶性磷酸根离子, 促进植物对磷的吸收^[45]。植物在高浓度重金属污染土壤中生长时会分泌大量的乙烯, 过量乙烯会抑制植物根和茎的生长, 而 1-氨基环丙烷-1-羧酸 (ACC) 脱氢酶能将合成乙

烯的 ACC 水解为氨以及 α -酮丁酸, 减少植物受乙烯的影响, 促进植物生长; He 等在欧洲油菜上接种能生产 1-氨基环丙烷-1-羧酸 (ACC), 脱氢酶的拉恩氏菌 (*Rahnella* sp.) JN6 后发现, 油菜的生物量显著提高, 且植物根部及地上部分的 Zn、Cd、Pb 含量也明显提升^[46]。同时解磷菌能够分泌铁载体作为植物铁元素的来源, 而且铁载体能与其他重金属形成可溶的螯合物, 促进植物对重金属的吸收^[47]。

基于解磷菌能有效地促进磷溶解及植物生长, 解磷菌与钝化剂联合植物修复重金属污染土壤的研究也逐渐开展起来, 但目前该技术仍存在争议。Toplska 等的研究表明, 添加 *Pseudomonas putida* 会促进磷酸盐类钝化剂分解, 影响钝化剂的原位固定效果^[48]。与此同时, 解磷菌在已有研究报道中往往是针对单一污染, 且大多数研究是在室内特定温度及环境培养条件下进行的, 是否能适应污染场地的恶劣环境及多种污染同时存在的环境等还有待进一步研究。

5.3 根瘤菌

根瘤菌 (rhizobia) 是一类存在于土壤中的革兰氏阴性杆状细菌, 能与豆科类植物产生共生关系, 其一方面能在豆科植物表面大量繁殖, 降低病原微生物的入侵机会; 另一方面能够不断向植物提供氮肥, 促进植物生长^[49]。赵叶舟等的研究表明, 根瘤菌对重金属具有一定的抗性, 并可与土壤中的胶体有效结合^[50]。根瘤菌能降低自身细胞壁及细胞膜对重金属的通透性, 阻止重金属进入体内, 并且能通过外排作用将部分重金属排出自身体外, 保持良好活性, 从而源源不断给植物提供氮源, Almeida Pereira 等研究发现, 根瘤菌在高浓度 Cd 条件下也能存活, 且细胞壁中的 Cd 含量远远大于细胞内^[51]。根瘤菌与植物产生共生体后通过固氮作用能有效植物的物提供生长所需氮源, 并能适应各种胁迫环境, 改良土壤质地 (如缓解土壤酸性、降低土壤交换性铝含量)。缪福俊等的研究表明, 矿区植物根瘤菌对铅、锌等重金属以及低温、酸有一定耐受性, 保证了根瘤菌本身与植物能在高污染重金属土壤中的生存^[52]。超积累植物大部分是十字花科类植物, 而根瘤菌只能与豆科类植物共生, 因而限制了其应用。

5.4 植物内生菌

植物内生菌 (PGPE) 是一类从植物体内分离出来的能够在其他植物组织或者器官内定殖且不改变植物表征的细菌^[53]。植物内生菌可以通过固氮、溶磷、分泌植物激素、产铁载体、合成特异性酶以及与其他细菌的竞争作用抑制致病细菌入侵等活动促进植物生长, 增强植物抗逆性^[54]。同时植物内生菌可以诱导植物产生 CAT、SOD、POD 等物质来应对由重金属引起的植物氧化作用, Ma 等研究发现, 从芦荟中分离出的内生菌株 ASS1 能显著提高在 Cu 污染土壤中生长的三叶草体内 CAT、POD、SOD 活性和脯氨酸含量, 增加三叶草生物量, 同时增加 Cu 积累^[55]。植物内生菌可以通过生物吸附的方式将重金属富集在体内, 减少重金属对植物的影响, 同时植物内生菌能够分泌物质影响土壤 pH 值, 进而降低金属有效性, 部分有机分泌物如蛋白质、多糖、氨基酸等富含氨基与羧基等官能团能与重金属发生配位作用, 形成低毒性的重金属螯合物, 降低重金属对植物的毒害作用部分无机化合物可以调节土壤氧化还原电位, 将土壤中重金属向低毒性价位转换^[56]。

6 动物联合植物修复重金属污染土壤

动物修复主要指通过蚯蚓、线虫、蛭蚓等直接或间接吸收转化重金属,改善土壤理化性质及肥力,促进植物在重金属污染土壤上生长^[57]。在土壤动物中,蚯蚓生物量占据土壤动物的 2/3 以上,且对环境变化具有较强的适应性,最常用于联合植物修复重金属污染土壤^[58-59]。蚯蚓体内含有大量 CAT、谷胱甘肽还原酶(GR)、谷胱甘肽过氧化物酶(GSH-Px)及 SOD,对重金属具有一定的耐受性。Saint-Denis 等的研究表明,蚯蚓富集的重金属能与体内磷键反应形成低毒性的磷酸钙盐,因此蚯蚓可以正常存活于重金属污染土壤中^[60]。蚯蚓可以通过分泌大量富含氨基、羧基的有机胶体黏液与土壤中的重金属发生螯合、络合反应,从而增加土壤重金属有效性,促进植物对重金属的吸收。Zhang 等的研究表明,蚯蚓黏液中富含大量的 N、P、K 和溶解性有机质(DOC),促进了西红柿的生长和 Cd 富集^[61]。除此之外,蚯蚓可以通过肠道消化作用将养分富集,然后通过粪便的形式将养分重新释放到土壤环境中,增加土壤有机质含量,并且蚯蚓在土壤活动过程能疏松土层,增加土壤中氧气含量,促进土壤上废弃枝叶分解,同时蚯蚓死亡后能为土壤提供大量的 N、P 等等级营养元素^[62],蚯蚓产生的排泄物具有通气性和保水性等功能可以增加土壤的孔隙度和团聚体数量^[63],这些都有利于植物在重金属污染土壤上生长。

与微生物相同,蚯蚓联合植物修复仍处于实验室模拟阶段,将其转移到场地研究可能面临更多问题,同时还需加强对蚯蚓品种的筛选,不同品种蚯蚓对重金属耐受性不同。蚯蚓对重金属的作用机制主要是蚯蚓分泌物与重金属的螯合作用,具体分泌物的化学种类及化学基团还不明确。

7 展望

综上所述,土壤重金属污染治理仍是一个艰巨的任务,且植物修复技术也需要进一步的发展和改进。因此,在今后研究过程中应重点解决以下问题:(1)超积累植物往往生物量偏低,且对重金属吸收专一性强,所以仍须在矿区进行超积累植物的筛选,寻找生物量大、同时能够吸收多种重金属的超积累植物。(2)由于超积累植物生物量小,应充分了解超积累植物的耐受和富集机制,利用生物工程、基因工程等手段提高生物量大的植物对重金属的耐受性及提取效率,进而运用到土壤重金属修复中。(3)合理地利用水肥调控和农艺调控手段,促进植物生物量增加以及缩短生长周期,从而提高植物修复效率。(4)目前强化植物修复手段往往过于单一,通常都是改良剂-植物修复、农艺措施-植物修复、微生物-植物修复等,可以尝试多种强化技术手段联用,寻找到一个改良剂-农艺措施-微生物-动物-植物修复效果最佳的工艺。(5)建立一个完整的生态系统,通过植物-土壤-动物-微生物来评估重金属污染土壤修复效果的好坏,同时加强重金属在土壤界面的迁移转化研究、植物对重金属的吸收转运解毒机制研究,为后期探索提供依据。(6)植物修复完成后加强对收获植物妥善处理技术研究,防止收获植物造成二次污染,同时,其吸收的重金属回收利用将进一步促进植物修复研究的发展。

参考文献:

- [1] Ali H, Khan E, Sajad M A. Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications[J]. Chemosphere, 2013, 91(7): 869–881.
- [2] Rutigliano L, Fino D, Saracco G, et al. Electrokinetic remediation of soils contaminated with heavy metals[J]. Journal of Applied Electrochemistry, 2008, 38(7): 1035–1041.
- [3] Dirilgen N. Effects of pH and chelator EDTA on Cr toxicity and accumulation in *Lemna minor* [J]. Chemosphere, 1998, 37(4): 771–783.
- [4] Yao Z T, Li J H, Xie H H, et al. Review on remediation technologies of soil contaminated by heavy metals[J]. Procedia Environmental Sciences, 2012, 16: 722–729.
- [5] Li H F, Wang Q G, Cui Y S. Slow release chelate enhancement of lead phytoextraction by corn (*Zea mays* L.) from contaminated soil—a preliminary study[J]. Science of the Total Environment, 2005, 339(1/2/3): 179–187.
- [6] Wang L, Ji B, Hu Y H, et al. A review on in situ phytoremediation of mine tailings[J]. Chemosphere, 2017, 184: 594–600.
- [7] 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.
- [8] Blaylock M J, Salt D E, Dushenkov V, et al. Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents[J]. Environmental Science and Technology, 1997, 31(3): 860–865.
- [9] 陈同斌, 韦朝阳, 黄泽春, 等. 超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特征[J]. 科学通报, 2002, 47(3): 207–210.
- [10] Zhang T, Wu Y X, Huang X F, et al. Simultaneous extraction of Cr(VI) and Cu(II) from humic acid with new synthesized EDTA derivatives[J]. Chemosphere, 2012, 88(6): 730–735.
- [11] Memon A R, Schröder P. Implications of metal accumulation mechanisms to phytoremediation[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2009, 16(2): 162–175.
- [12] 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.
- [13] Bhargava A, Carmona F F, Bhargava M, et al. Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals[J]. Journal of Environmental Management, 2012, 105: 103–120.
- [14] Ruiz O N, Daniell H. Genetic engineering to enhance mercury phytoextraction[J]. Current Opinion in Biotechnology, 2009, 20(2): 213–219.
- [15] Zeller S L, Kalinina O, Brunner S, et al. Transgene × environment interactions in genetically modified wheat[J]. PLoS One, 2010, 5(7): e11405.
- [16] Zaccheo P, Crippa L, Pasta V M. Ammonium nutrition as a strategy for cadmium mobilisation in the rhizosphere of sunflower[J]. Plant and Soil, 2017, 301(1/2): 325.
- [17] Wu W H, Xie Z M, Xu J M, et al. Immobilization of trace metals by phosphates in contaminated soil near lead/zinc mine tailings evaluated by sequential extraction and TCLP[J]. Journal of Soils and Sediments, 2013, 13(8): 1386–1395.
- [18] 郑顺安, 郑向群, 张铁亮, 等. 水分条件对紫色土中铅形态转化的影响[J]. 环境化学, 2011, 30(12): 2080–2085.

- [19] Vmerali T, Bandiera M, Mosca G. Plant based remediation processes [M]. Berlin: Springer, 2013: 141 – 158.
- [20] 秦 丽, 湛方栋, 祖艳群, 等. 土荆芥和蚕豆/玉米间作系统中 Pb、Cd、Zn 的累积特征研究[J]. 云南农业大学学报(自然科学版), 2017, 32(1): 153 – 160.
- [21] 杨 洋, 陈志鹏, 黎红亮, 等. 两种农业种植模式对重金属土壤的修复潜力[J]. 生态学报, 2016, 36(3): 688 – 695.
- [22] Lingua G, Todeschini V, Grimaldi M, et al. Polyaspartate, a biodegradable chelant that improves the phytoremediation potential of poplar in a highly metal – contaminated agricultural soil[J]. Journal of Environmental Management, 2014, 132: 9 – 15.
- [23] 张玉秀, 黄智博, 柴团耀. 螯合剂强化重金属污染土壤植物修复的机制和应用研究进展[J]. 自然科学进展, 2009, 19(11): 1149 – 1158.
- [24] Lee J, Sung K. Effects of chelates on soil microbial properties, plant growth and heavy metal accumulation in plants [J]. Ecological Engineering, 2014, 73: 386 – 394.
- [25] Ko C H, Chen P J, Chen S H, et al. Extraction of chromium, copper, and arsenic from CCA – treated wood using biodegradable chelating agents[J]. Bioresource Technology, 2010, 101(5): 1528 – 1531.
- [26] Li H F, Wang Q R, Cui Y S, et al. Slow release chelate enhancement of lead phytoextraction by corn (*Zea mays* L.) from contaminated soil – preliminary study [J]. Science of the Total Environment, 2005, 339(1/2/3): 179 – 187.
- [27] Xie Z Y, Chen N C, Liu C S, et al. Synthesis and characterization of ethylenediamine tetraacetic acid tetrasodium salt loaded in microcapsules with slow release properties[J]. Chinese Journal of Chemical Engineering, 2010, 18(1): 149 – 155.
- [28] Guo G L, Zhou Q X, Ma L Q. Availability and assessment of fixing additives for the in situ remediation of heavy metal contaminated soils: a review [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2006, 116(1/2/3): 513 – 528.
- [29] 郭 彬, 刘 琛, 傅庆林, 等. 有机 – 无机型钝化剂对水稻土镉钝化效果研究[J]. 核农学报, 2017, 31(6): 1173 – 1178.
- [30] He M, Shi H, Zhao X Y, et al. Immobilization of Pb and Cd in contaminated soil using nano – crystallite hydroxyapatite [J]. Procedia Environmental Sciences, 2013, 18: 657 – 665.
- [31] 郭晓方, 卫泽斌, 谢方文, 等. 过磷酸钙与石灰混施对污染农田低累积玉米生长和重金属含量的影响[J]. 环境工程学报, 2012, 6(4): 1374 – 1380.
- [32] 汤 帆, 胡红青, 苏小娟, 等. 磷矿粉和腐熟水稻秸秆对土壤铅污染的钝化[J]. 环境科学, 2015, 36(8): 3062 – 3067.
- [33] Mamindy – Pajany Y, Hurel C, Geret F, et al. Comparison of mineral – based amendments for ex – situ stabilization of trace elements (As, Cd, Cu, Mo, Ni, Zn) in marine dredged sediments: a pilot – scale experiment [J] Journal of Hazardous Materials, 2013, 252 – 253: 213 – 219.
- [34] 金 玉. 纳米羟基磷灰石与黑麦草联合修复铅污染土壤的研究[D]. 保定: 河北大学, 2015.
- [35] Smith S E, Read D J. Mycorrhizal symbiosis [M]. Cambridge, UK: Academic Press, 2008: 13 – 41.
- [36] Janoušková M, Pavlíková D, Vosátka M. Potential contribution of arbuscular mycorrhiza to cadmium immobilisation in soil [J]. Chemosphere, 2006, 65(11): 1959 – 1965.
- [37] 申 鸿, 刘 于, 李晓林, 等. 丛枝菌根真菌(*Glomus caledonium*)对铜污染土壤生物修复机理初探 [J]. 植物营养与肥料学报, 2005, 11(2): 199 – 204.
- [38] Azcón R, del Carmen Perálvarez M, Roldán A, et al. Arbuscular mycorrhizal fungi, *Bacillus cereus*, and *Candida parapsilosis* from a multicontaminated soil alleviate metal toxicity in plants [J]. Microbial Ecology, 2010, 59(4): 668 – 677.
- [39] Ouziad F, Hildebrandt U, Schmeizer E, et al. Differential gene expressions in arbuscular mycorrhizal – colonized tomato grown under heavy metal stress [J]. Plant Physiology, 2005, 162(6): 634 – 649.
- [40] Meyer J R, Linderman R G. Response of subterranean clover to dual inoculation with vesicular – arbuscular mycorrhizal fungi and a plant growth – promoting bacterium, *Pseudomonas putida* [J]. Soil Biology and Biochemistry, 1986, 18(2): 185 – 190.
- [41] Nadeem S M, Ahmad M, Zahir Z A, et al. The role of mycorrhizae and plant growth promoting rhizobacteria (PGPR) in improving crop productivity under stressful environments [J]. Biotechnology Advances, 2014, 32(2): 429 – 448.
- [42] Rajkumar M, Ae N, Prasad M N V, et al. Potential of siderophore – producing bacteria for improving heavy metal phytoextraction [J]. Trends in Biotechnology, 2010, 28(3): 142 – 149.
- [43] 林钰彬, 范 缙, 蔡邦平, 等. 解磷微生物在重金属污染原位修复中的作用及其机理研究进展[J]. 厦门大学学报(自然科学版), 2016, 55(5): 697 – 706.
- [44] Zaidi S, Usmani S, Singh B R, et al. Significance of *Bacillus subtilis* strain SJ – 101 as a bioinoculant for concurrent plant growth promotion and nickel accumulation in *Brassica juncea* [J]. Chemosphere, 2006, 64(6): 991 – 997.
- [45] Li Z, Bai T S, Dai L T, et al. A study of organic acid production in contrasts between two phosphate solubilizing fungi: *Penicillium oxalicum* and *Aspergillus niger* [J]. Scientific Reports, 2016, 6: 25313.
- [46] He H D, Ye Z H, Yang D J, et al. Characterization of endophytic *Rahnella* sp. JN6 from *Polygonum pubescens* and its potential in promoting growth and Cd, Pb, Zn uptake by *Brassica napus* [J]. Chemosphere, 2013, 90(6): 1960 – 1965.
- [47] Dimkpa C O, Merten D, Svatoš A, et al. Metal – induced oxidative stress impacting plant growth in contaminated soil is alleviated by microbial siderophores [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2009, 41(1): 154 – 162.
- [48] Topolska J, Latowski D, Kaschabek S, et al. Pb remobilization by bacterially mediated dissolution of pyromorphite $Pb_5(PO_4)_3Cl$ in presence of phosphate – solubilizing *Pseudomonas putida* [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2014, 21(2): 1079 – 1089.
- [49] 王 瑾, 王喆之, 董忠民. 土壤氢氧化细菌促进作物生长机理研究进展[J]. 应用与环境生物学报, 2012, 18(5): 853 – 861.
- [50] 赵叶舟, 王浩铭, 汪自强. 豆科植物和根瘤菌在生态环境中的地位和作用[J]. 农业环境与发展, 2013, 30(4): 7 – 12.
- [51] Almeida Pereira S I, Gusmão Lima A I, de Almeida Paula Figueira E M. Screening possible mechanisms mediating cadmium resistance in *Rhizobium leguminosarum* bv. *viciae* isolated from contaminated Portuguese soils [J]. Microbial Ecology, 2006, 52(2): 176 – 186.
- [52] 缪福俊, 熊 智, 孙 浩, 等. 兰坪铅锌尾矿区豆科植物根瘤菌耐受性研究[J]. 安徽农业科学, 2010, 38(21): 11365 – 11367, 11426.

赵龙妹. 青藏高原土壤微生物多样性研究进展[J]. 江苏农业科学, 2019, 47(14): 6-12.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.14.002

青藏高原土壤微生物多样性研究进展

赵龙妹

(河南科技大学动物科技学院, 河南洛阳 471023)

摘要:土壤微生物是土壤生态系统中的重要组成部分,其多样性在整个土壤生态系统的物质循环中起着关键作用,因此对其多样性的研究具有重要意义。土壤微生物多样性受到环境和人为干扰等多方面的影响,随着研究的不断深入,对其研究的方法也从传统培养法发展到生化法和分子生物学法。目前青藏高原土壤微生物多样性的研究已经取得一些进展,本文从青藏高原土壤微生物多样性的影响因素、研究方法和研究现状等方面简要地综述了目前国内外的相关进展。

关键词:青藏高原;土壤微生物多样性;影响因素;研究方法

中图分类号:S154.3 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2019)14-0006-07

土壤微生物是土壤的重要组成部分,主要包括原核微生物(细菌、蓝细菌、放线菌、超显微结构微生物)和真核微生物(原生动物、真菌、藻类、地衣)两大类,在整个土壤物质的循环中扮演着一个重要的角色。因此,土壤微生物的组成、分布及其多样性是研究土壤生态功能和土壤生态平衡的关键,同时,土壤微生物的多样性也受到不同地理环境中土壤理化性质的制约^[1]。土壤微生物多样性主要包括遗传多样性、物种多样性以及生态系统多样性,其中物种多样性是土壤微生物多样性研究中最基本的内容^[2]。

青藏高原地势高纬度低,地域辽阔,平均海拔超过 4 000 m,是目前全球海拔最高、面积最大的生态系统,独特的

地理位置造成了其特有的生态环境,青藏高原生物特有种丰富,珍稀濒危物种多,从东南到西北分布着森林、灌丛、草甸、草原和荒漠等生态系统^[3]。正是由于青藏高原生态系统的复杂多样性,使其土壤微生物种类具有多样性。土壤微生物的主要功能是降解土壤中的有机质,包括纤维素、半纤维素和木质素等木质纤维类物质,以此推动土壤生态系统中的物质循环。此外,土壤微生物也是土壤生态系统状态的指示剂,正常情况下,土壤微生物都具备一定的多样性,但是当土壤生态系统遭受到外界破坏时,比如由于过度放牧所引起的退化现象等,土壤微生物的多样性以及功能微生物的活性都会发生不同程度的减少和丧失;相反,引入特定的植物微生物共生体系能够帮助沙漠化生态系统的恢复^[4]。因此,土壤微生物与其所在的生态系统之间存在着密切的互作关系。

青藏高原土壤微生物资源具有其独有的特异性和丰富性,具有极高的科研价值,研究青藏高原土壤微生物资源特点对于探讨分析高原乃至全球气候变化、生物多样性以及

收稿日期:2018-03-22

基金项目:河南科技大学博士科研启动基金(编号:13480076)。

作者简介:赵龙妹(1988—),女,河南洛阳人,博士,讲师,主要从事功能微生物相关研究。Tel:(0379)64282341;E-mail:zhaolongmei@126.com。

- [53] Stone J K, Bacon C W, White J F. An overview of endophytic microbes: endophytism defined [M]//Microbial endophytes. New York: Marcel Dekker, 2000.
- [54] 马莹, 骆永明, 滕应, 等. 内生细菌强化重金属污染土壤植物修复研究进展[J]. 土壤学报, 2013, 50(1): 195-202.
- [55] Ma Y, Rajkumar M, Moreno A, et al. Serpentine endophytic bacterium *Pseudomonas azotoformans* ASS1 accelerates phytoremediation of soil metals under drought stress [J]. Chemosphere, 2017, 185: 75-85.
- [56] Zahoor M, Irshad M, Rahman H, et al. Alleviation of heavy metal toxicity and phytostimulation of *Brassica campestris* L. by endophytic *Mucor* sp. MHR-7 [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2017, 142: 139-149.
- [57] 李飞宇. 土壤重金属污染的生物修复技术[J]. 环境科学与技术, 2011, 34(12): 148-151.
- [58] Uwizeyimana H, Wang M E, Chen W P, et al. The eco-toxic effects of pesticide and heavy metal mixtures towards earthworms in soil [J]. Environmental Toxicology and Pharmacology, 2017, 55: 20-

29.

- [59] Dedeke G A, Owagboriaye F O, Adebambo A O, et al. Earthworm metallothionein production as biomarker of heavy metal pollution in abattoir soil [J]. Applied Soil Ecology, 2016, 104: 42-47.
- [60] Saint-Denis M, Narbonne J F, Arnaud C, et al. Biochemical responses of the earthworm *Eisenia fetida andrei* exposed to contaminated artificial soil, effects of carbary [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2001, 33(7/8): 1123-1130.
- [61] Zhang S J, Hu F, Li H X, et al. Influence of earthworm mucus and amino acids on tomato seedling growth and cadmium accumulation [J]. Environmental Pollution, 2009, 157(10): 2737-2742.
- [62] Zhang S J, Tang C, Li H X, et al. Earthworm mucus enhanced cadmium accumulation of tomato seedlings [J]. International Journal of Phytoremediation, 2009, 12(1): 24-33.
- [63] Antisari L V, Carbone S, Gatti A, et al. Effect of cobalt and silver nanoparticles and ions on *Lumbricus rubellus* health and on microbial community of earthworm faeces and soil [J]. Applied Soil Ecology, 2016, 108: 62-71.