

矿山土壤镉污染微生物修复技术研究进展

石浩, 胡静敏, 陈忻, 彭安安

佛山科学技术学院 环境与化学工程学院, 广东 佛山 528000

中图分类号: X172 文献标识码: A 文章编号: 1001-0076(2020)04-0017-06
DOI: 10.13779/j.cnki.issn1001-0076.2020.04.003

摘要 矿山开采所导致的土壤重金属 Cd 污染修复是我国亟待解决的环境问题之一。微生物修复技术因其环保、经济等特点展现出较好的应用潜力。本文在讨论微生物对重金属 Cd 修复机理的基础上, 综述了近年来国内外学者对土壤镉污染微生物修复、微生物-植物协同修复和微生物-土壤调理剂联合修复的研究现状, 并讨论了今后的发展方向, 以期土壤 Cd 污染的微生物修复研究和实践提供参考。

关键词 金属矿山; Cd 污染; 微生物修复; 微生物-植物协同修复; 土壤调理剂

前言

金属矿山开采所引起的环境问题具有潜伏性、积累性和长期性。在满足资源需求的同时产生大量的尾矿, 尾矿的风化、氧化及采矿废弃物处置给矿区及周边地区造成严重的重金属污染风险。其中, 重金属镉(Cd)污染的问题近年来备受关注。根据2014年公布的全国土壤污染状况调查结果, 我国土壤重金属污染总的超标率为16.1%, 其中镉的点位超标率位居榜首, 达到7.0%^[1]。对全国22个省72个矿区的统计结果表明^[2], 我国土壤Cd的地累积指数(I_{geo})偏高, 平均浓度远超我国土壤污染风险管控标准(GB 15618—2018)。镉元素在地壳中含量极少, 无单独的矿床, 通常与Zn、Pb、Cu、Mn硫化物伴生。土壤中的重金属镉一方面是来源于岩石风化和火山活动等自然因素; 另一方面则是由工业活动、污水灌溉、牲畜粪便、磷肥施用等人为因素导致^[3]。因此金属硫化矿特别是铅锌矿区附近的农田土壤重金属镉污染尤其严重^[4,5]。硫化尾矿中的镉在氧化条件下释放, 随地表水迁移或渗入地下水, 污染整个矿区甚至更大区域, 最终可通过食物链的富集作用, 影响动植物和人类健康^[6-8]。国内外针对土壤镉污染修复进行了诸多尝试, 如物理客土法、玻璃化法、电动修复法、化学淋洗、改良剂固定

等, 这些方法存在着修复成本高、易产生二次污染、易导致土壤退化等缺点, 不适合大范围使用^[9-11]; 生物法如植物法吸收重金属有一定的效果, 但也存在超积累植物品种的适应性、修复周期和效率问题的瓶颈^[10]。数量庞大、种类繁多的微生物是生物地球化学循环的参与者, 在土壤重金属的形态转化过程中扮演重要角色。采用微生物修复法操作简单、经济且环境友好, 本文就近年来国内外有关土壤Cd污染的微生物修复方面的研究和实践进行综述。

1 镉污染土壤的微生物修复

土壤中的微生物无法直接分解重金属Cd, 但微生物代谢产物及其代谢活动产生的能量可作用于Cd的氧化还原或沉淀过程, 通过吸附、固定的方式稳定土壤中的重金属Cd, 降低其迁移性和生物有效性; 或改变镉的化学形态, 影响其在土壤可溶相和不溶相之间的平衡, 进而通过淋溶或植物吸收的方式去除。

1.1 吸附与固定

Cd的微生物固定化可以通过微生物作用下不溶性有机或无机化合物对Cd的沉淀或结晶, 或微生物对Cd的吸附、吸收和细胞内隔离等来实现^[12-13]。按照作用位置, 又可分为胞外作用和胞内作用。

收稿日期: 2020-03-25

基金项目: 国家自然科学基金青年基金项目(51904079); 佛山科学技术学院大学生创新创业训练计划项目(XJ2018283)

作者简介: 石浩(1999-), 男, 本科生, 环境工程专业。

通信作者: 彭安安(1981-), 女, 博士, 从事土壤重金属污染生物修复研究, E-mail: annpc5@fosu.edu.cn。

1.1.1 胞外作用

Cd^{2+} 的胞外作用是细胞表面的活性基团或胞外聚合物与 Cd 离子间发生的物理化学反应,包括静电吸附、离子交换和络合反应等^[14]。外界环境中的 Cd 最先接触到微生物的胞外聚合物(EPS)。胞外聚合物是由多糖、蛋白质和少量的脂类、核酸等构成的有机高分子聚合物,胞外聚合物表面具有大量疏水区,且含有丰富的羧基、羰基、羟基、磷酸基、硫酸根、磷酸根等负电性官能团^[15],能够与 Cd 结合形成生物固定。付林波^[16]对比提取 EPS 前、后的黄孢原毛平革菌(*Phanerochaete chrysosporium* BKM F 1767 (CCTCC AF96007))吸附重金属 Cd 的情况,发现未提取胞外聚合物的菌体吸附量明显优于提取后的菌体。魏德州等^[17]采用透射电镜、红外光谱分析发现枯草芽孢杆菌(*Bacillus subtilis*)细胞与 Cd 离子的吸附过程主要与细胞多糖中的羟基、羧基及蛋白质中的氨基有关。Zhang 等^[18]采用透射电镜和 X-射线能谱分析发现 Cd 在 *Burkholderia fungorum* 细胞表面的沉积,结合红外光谱分析和 X 射线粉末衍射揭示了胞外多糖对 Cd 的吸附效果。张海鸥等^[19]发现深海菌株 SCSE425-7 的可溶性胞外多糖能提高细菌的抗 Cd 水平,菌株 SCSE709-6 产生的不可溶性的胞外聚合物能够有效螯合 Cd 离子。铁载体是微生物产生的低分子有机化合物,可在浓缩 Fe 转运进入细胞的同时通过络合作用影响 Cd 的生物可利用性。晋银佳等^[20]证实荧光假单胞菌代谢产生的铁载体能够络合固定 Cd^{2+} ,减少油菜菜对镉的吸收。

微生物细胞壁和细胞膜上存在的羟基($-\text{OH}$)、羧基($-\text{COOH}$)以及巯基($-\text{SH}$)等活性基团可通过络合、配位结合以及离子交换等化合反应吸收 Cd^{2+} ^[21, 22]。Zhang 等发现细胞壁上氨基基团会与 Cd^{2+} 发生络合^[18]。余雪梅等^[23]用 FTIR 分析耐镉芽孢杆菌 *Bacillus* sp. PFYN01 吸附 Cd^{2+} 后的菌株表面,发现与 Cd^{2+} 结合的官能团有酰胺基($\text{N}-\text{H}$)、羧基(COOH)、羟基($\text{O}-\text{H}$)、烃基($\text{C}-\text{H}$)、羰基($\text{C}=\text{O}$)等,说明细菌胞外的多聚糖、蛋白质和脂肪酸等参与了吸附过程。林雁冰^[24]通过能谱分析发现放线菌细胞表面形成的沉积物中存在大量的 Cd ,红外光谱分析表明主要与 $-\text{OH}$ 、 $-\text{NH}_2$ 、 $-\text{COOH}$ 、 $-\text{CO}-\text{NH}-$ 、 $-\text{CN}$ 等功能基团有关。Huang^[25]发现蜡状芽孢杆菌 RC-1 细菌的活细胞和死细胞对 Cd^{2+} 都具有生物吸附能力,分别达 24.01 mg/g 和 31.95 mg/g。

1.1.2 胞内作用

细胞内部作用主要是指微生物细胞对金属镉的累积。微生物利用细胞代谢活动提供的能量通过亲脂渗

透、离子通道、细胞内吞、离子泵、络合后渗透、载体运输等机制将胞外 Cd 运输到胞内,然后经生物沉淀过程固定、储存在脂质囊泡,或与细胞内金属硫蛋白等发生结合转化^[26]。Rani 等^[27]发现菌株 *Pseudomonas putida* 62BN 能显著降低植物与土壤中 Cd 的含量,且 *P. putida* 62BN 细胞内积累了大量的 Cd 。黄飞^[28]发现在 Cd^{2+} 浓度 >20 mg/L 时,蜡状芽孢杆菌(*Bacillus cereus* RC-1)胞外 Cd^{2+} 吸附量远大于胞内积累量,吸附过程以胞外吸附为主;而在 Cd^{2+} 浓度 <20 mg/L 下时,胞内积累量大于胞外吸附量,吸附过程以胞内积累为主。金属硫蛋白(Metallothionein, MT)是一种半胱氨酸含量高、热稳定好的蛋白质,含有大量极易与重金属 Cd 离子结合的巯基^[29],与微生物对重金属的累积、及其重金属环境耐受能力等相关。Suleman 等^[30]发现金属硫蛋白基因重组大肠杆菌 *E. coli* BL21 DE3 对 Cd^{2+} 的吸附量与比对照提高 19 倍。汤晓燕^[31]将金属硫蛋白表达在酵母(*Saccharomyces cerevisiae*)细胞表面后,重组菌对 Cd^{2+} 的吸附去除率提高了 19.39%。张弛等^[32]将融合表达金属硫蛋白基因的工程菌用于污水重金属处理,发现 MT 工程菌对 Cd^{2+} 有较好的亲和性。Kuroda 等^[33]将酵母源金属硫蛋白展示在 *S. cerevisiae* 的细胞表面,其 Cd^{2+} 的吸附能力提高到 27.1 nmol/mg 细胞干重,为对照的 12 倍。

1.2 溶解与活化

微生物的代谢活动产生大量的低分子有机酸,如甲酸、乙酸、柠檬酸、乙二酸、草酸等,这些有机酸改变土壤 pH 值,释放出可络合溶解的镉离子和含镉矿物中的镉元素,促进镉进入土壤液相,增加其迁移性,该方式有利于减少重金属对局部土壤的危害。早在 20 世纪 80 年代,真菌分泌的氨基酸、有机酸和其他代谢产物可以溶解重金属及含重金属的矿物就有文献报道^[34]。Chanmugathas 等^[35]发现土壤微生物能够在土壤滤液过程中通过分泌有机酸络合并溶解土壤中的重金属 Cd 。王京文等^[36]研究发现接种耐镉菌株 *Arthrobacter* sp. m6 后,矿区土壤中水溶态 Cd 增加 2 倍,可交换态增加 16%,铁锰氧化物结合态和有机物结合态的 Cd 不同程度的下降,菌株使土壤难溶态 Cd 向生物有效态转化。Xu 等^[37]采用 Cd 污染土壤中分离到的异养菌和矿井酸性废水中分离到的自养菌混合浸出处理 Cd 重度污染稻田土壤,得到了较好的 Cd 去除率(32.09%),且发现自养和异养菌株的协同代谢活性可能是除 pH 和 ORP(氧化还原电位)外的 Cd 去除决定因素。Hao 等^[38]采用混合营养嗜酸菌的两步生物淋溶去除了污染稻田土壤总 Cd 的 34% 和有效 Cd 的 87%,且盆栽实验接种混合菌的空心菜组织 Cd 浓度提高了

78%。土壤中重金属常以硫化物或磷酸盐的形式存在,微生物分泌有机酸促进重金属硫化物或磷酸盐溶解获取硫和磷等营养元素的同时,也提高了生物有效态重金属的含量。杨卓等^[39]发现巨大芽孢杆菌(*Bacillus megaterium*)和胶质芽孢杆菌(*Bacillus mucilaginosus*)混合微生物制剂产生的有机酸能促进土壤有效态磷、钾的释放,使土壤中Cd的有效态含量提高15.02%,同时促进印度芥菜(*Brassica juncea*)的生长及其地上部分Cd的含量增加17.93%。Wei等^[40]发现富集的铁氧化微生物[主要为*Alicyclobacillus ferripilum*(46.4%)和*Alicyclobacillus aeris*(35.6%)]浸出处理12 d可去除猪粪中90.5%的Cd,使生物有效磷含量上升25.9%,能较好地保留肥料性能且环境友好。

微生物具有较强的分解代谢能力和较高的代谢速率,修复重金属污染成本低,环境污染小,相关理论研究和实践探索已取得一定进展。但由于土壤微生物代谢活动对土壤环境条件变化的敏感,外源功能微生物对环境的适应、生长代谢调控、与土著微生物的相互作用等机制较为复杂,单纯的微生物技术在实地修复应用时往往与实验室结果出现较大差别。而微生物方法与其他修复方法的综合运用可克服单项修复技术的局限,提高污染土壤的修复速率与效率,成为近年来许多研究者新的选择。

2 微生物-植物协同修复

微生物-植物协同修复是利用植物及其相关微生物的相互作用规律来实现土壤镉污染的原位修复。微生物主要通过促进植物对Cd吸收,进而移除植物的可收割部分实现土壤重金属浓度的降低;或通过稳定土壤中的镉,以及抑制植物对镉的吸收而降低农作物中Cd的含量两种方式来实现,是一种较为“经济的、非侵入性”的方法^[41]。

2.1 微生物促进植物生长和镉的累积

植物与其生长环境中的微生物关系密切。许多微生物进化出耐受高 Cd^{2+} 浓度的能力,即使在高浓度的Cd环境下,抗Cd的植物促生菌(Plant growth-promoting rhizobacteria, PGPR)仍具有分泌吡啶乙酸、铁载体和ACC脱氨酶的能力,后者能促进植物生长获得更大的生物量和更好的Cd吸收效果,如黄文^[42]从某矿区重金属污染土壤中分离筛选出一株能产生表面活性剂的假单胞菌属细菌*Pseudomonas* sp. LKS06,在促进龙葵的生长同时显著提高植物对镉的富集能力,使其根和地上部镉的总累积量最高分别比对照增加36.7%和42.4%。嗜酸性微生物的活动往往改变土壤的酸碱环境,有利于重金属Cd的溶解和迁移,如刘卫敏^[43]

添加氧化亚铁硫杆菌菌液到矿区土壤盆栽的黑麦草,显著增加了根际土壤的酸溶态Cd含量,且黑麦草地上和地下部分Cd含量最大增量分别达347.45%和743.94%。与植物共生的微生物如菌根真菌等在帮助植物在促进宿主营养吸收的同时,有可能将积累的Cd转移到高等植物中,如高玉倩^[44]接种浓度2.5%的丛枝菌根真菌摩西球囊霉菌根(*Glomus mosseae*)促进了鸭跖草对尾矿中Cd的吸收。

2.2 微生物抑制植物对Cd的吸收

重金属镉对人类健康的最大威胁来自食物链的累积,因此,降低农作物可食用部分镉的积累是解决镉污染土壤持续安全生产的有效途径之一。丛枝菌根真菌可将镉转化为毒性较小的不活跃形式来增强水稻抗Cd的能力,通过菌丝将镉滞留在根部抑制其转移,同时还能改善植株的磷营养状况,增加根系磷的吸收^[45]。罗方舟等^[46]发现接种丛枝菌根真菌摩西球囊霉(*Glomus mosseae*, GM)能同时降低旱稻对Cd的富集和转运能力,从而显著降低其各部分Cd含量,特别是籽粒中的Cd含量被降低了26.8%~57.1%。Li等^[47]发现水稻(*Oryza sativa* L.)与两种丛枝菌根真菌*Rhizophagus intraradices*(RI)和*Funneliformis mosseae*(FM)共生能够降低植株地上部和根系的Cd浓度,缩小在植株嫩枝和根部中无机态和水溶性态Cd的浓度和比例。胡振琪^[48]研究发现,接种丛枝菌根真菌*Glomus diaphanum*使玉米的生物量增加了5.79倍,地上部分镉含量降低了53.9%,地上部分磷含量增加了4.6倍。

微生物-植物共修复可以弥补微生物修复技术与植物修复技术两者在土壤污染物修复中的不足,提高生物修复效率,但实际应用中构建合适的微生物和植物的修复模式是其重点和难点^[49],离大规模推广尚有一定距离。

3 微生物-土壤调理剂联合修复

添加土壤调理剂的原位稳定化技术是目前修复重金属污染土壤中较普遍且廉价高效的技术之一。土壤调理剂可通过沉淀、吸附、络合或氧化还原作用调控土壤的理化性质,从而改变土壤中重金属的赋存形态,降低其生物有效性、水溶性及扩散性等性质,减少重金属对土壤环境的危害和影响;同时,土壤微生态环境和土壤微生物群落多样性也得到改善和提高^[50]。土壤微生物是表征土壤功能的敏感指标,微生物数量的增加和多样性的改善对土壤解毒和植物生长有促进作用,因此,微生物菌剂配合土壤调理剂使用,是土壤重金属污染修复特别是农业用地修复的有效的战略之一^[51]。

常用的土壤调理剂有黏土矿物、磷酸盐化合物、石灰、金属氧化物、有机废物和生物炭等。功能微生物联合生物炭 (Biochar, BC) 使用,近年来在重金属污染土壤修复应用领域备受关注^[52-54]。生物炭是厌氧或限氧条件下生物质热转化的富碳材料,一般为碱性,且具有多孔结构、比表面积大、表面活性位点多等特点,能够调节土壤 pH 值,有很强的重金属吸附亲和力^[55]。研究表明,作为土壤调理剂,生物炭可通过表面丰富的羟基、羧基和酚基以及芳族结构上的 π 电子富集域等有机官能团来捕集可溶性 Cd,从而降低其迁移率和生物利用度^[55-57]。生物炭的多孔性和表面特性可为土壤微生物生长与繁殖提供良好的栖息环境与养分,增加微生物丰度,因此,生物炭的加入可改变土壤性质、土壤酶活性和微生物群落结构^[58],对重金属污染土壤的原位生物修复有积极意义。Tu 等^[59]以玉米秸秆生物炭负载耐重金属假单胞菌 *Pseudomonas* sp. NT-2 作用于污染矿山土壤,75 d 盆栽试验结果表明,5% 生物炭菌剂的施用可使土壤 pH 维持在 7.2 ~ 7.5 之间,与单一生物炭调理剂相比可显著提高 Cd 残渣态的比例、降低可交换态和碳酸盐结合态的比例。Wu 等^[60]把植物促生菌 *Serratia marcescens* strain SNB6 成功地固定在生物炭上组合成复合生化材料 (BCM),并结合超累积植物香根草 (*Chrysopogon zizanioides* L.) 构建了生物炭-促生菌-超累积植物的土壤重金属镉污染修复体系,该体系显著可提高土壤可提取态 Cd 的比例、香根草的生物量和镉含量,同时生物炭与菌株表面的官能基团也有助于 Cd 的固定化,为重金属 Cd 的现场治理提供了一条新的途径。但由于目前关于生物炭异质性、环境稳定性以及对其他环境因子的影响机制的研究还有待完善^[61,62],微生物与生物炭在土壤修复过程中的作用机制及效果等还有待进一步研究。

4 展望

土壤镉污染是一个全球性问题。由于镉在地壳中含量极少,通过微生物活动改变土壤结构、pH 值、氧化还原态、土壤酶等物理生化性质影响重金属 Cd 的溶解性和生物有效性,实现土壤原位修复的是相对经济、环境友好的选择。综观国内外有关研究,筛选具有一定 Cd 耐受能力的功能微生物,对其在 Cd 的吸附、固定或者促进溶解改变 Cd 的生物有效性方面的功能、以及在一定环境下与其他微生物互作来实现土壤重金属 Cd 修复的过程进行研究,仍是当前该项技术的关键。由于矿山土壤环境的特殊性,矿山及周边重金属污染往往是伴生的多种重金属的复合污染,有些区域还受到选矿药剂的影响,如铅锌矿周边 Cu、Cd、Pb、Zn、As 等重金属污染可能同时存在且相互影响,Cd、As 在土壤

中具有相反的地球化学行为^[63]等,单一微生物菌剂的使用或单纯的微生物修复方法难以在实际应用中达到理想效果,多种方法的联合使用来提高修复效率,如利用根际和共生微生物与超累积植物的互作或采用土壤调理剂(如生物炭等)与功能微生物配合使用等,具有较大发展空间。此外,随着基因工程和纳米技术的发展,在风险可控的前提下采用转基因方法将重金属 Cd 抗性基因引入微生物细胞及其相关植物细胞,表达天然螯合剂、功能蛋白质或与 Cd 的形态转化相关的酶等来增强功能微生物的修复能力,也将是重要发展方向。

参考文献:

- [1] 全国土壤污染状况调查公报 [EB/OL]. (2014-04-17). http://www.mee.gov.cn/gkml/sthjbgw/qt/201404/120140417_270670.htm.
- [2] LI Z, MA Z, VAN DER KUIJP TJ, et al. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: pollution and health risk assessment [J]. Science of the Total Environment 2014, 468-469: 843-853.
- [3] 陈思奇,杨雨薇,杨其亮,等. 国内土壤重金属镉污染修复技术应用现状与展望 [J]. 安徽化工, 2020, 46(1): 8-12.
- [4] 李晓艳,吴超. 某铅锌矿区公路两侧土壤重金属污染分布研究 [J]. 环境工程, 2017, 35(1): 137.
- [5] 米雅竹,李博,湛方栋,等. 会泽铅锌矿区农田土壤镉、铅和养分分布特征及污染评价 [J]. 云南农业大学学报(自然科学), 2019, 34(2): 344-352.
- [6] ANGELETTI R, BINATO G, GUIDOTTI M, et al. Cadmium bioaccumulation in Mediterranean spider crab (*Maya squinado*): Human consumption and health implications for exposure in Italian population [J]. Chemosphere, 2014, 100: 83-88.
- [7] AJIMA MNO, NNODI PC, OGO OA, et al. Bioaccumulation of heavy metals in Mbaa River and the impact on aquatic ecosystem [J]. Environmental monitoring and assessment, 2015, 187(12): 1-9.
- [8] ULLAH S, HASAN Z, ZUBERI A. Heavy metals in three commercially valuable cyprinids in the river Panjkora, district Lower Dir, Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan [J]. Toxicological & Environmental Chemistry, 2016, 98(1): 64-76.
- [9] ALI H, KHAN E, SAJAD MA. Phytoremediation of heavy metals - Concepts and applications [J]. Chemosphere, 2013, 91(7): 869-881.
- [10] SHEORAN V, SHEORAN A S, POONIA P. Role of hyperaccumulators in phytoextraction of metals from contaminated mining sites: A review [J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2010, 41(2): 168-214.
- [11] LI X, PENG W, JIA Y, et al. Removal of cadmium and zinc from contaminated wastewater using *Rhodobacter sphaeroides* [J]. Water Science & Technology, 2017, 75(11): 2489-2498.
- [12] GEOFFREY M. GADD. Microbial influence on metal mobility and application for bioremediation [J]. Geoderma, 2004, 122(2): 109-119.
- [13] PABST MW, MILLER CD, DIMKPA CO, et al. Defining the surface adsorption and internalization of copper and cadmium in a soil bacterium, *Pseudomonas putida* [J]. Chemosphere, 2010, 81(7): 904-910.
- [14] 周芳如. 微生物菌剂对镉污染土壤的修复及其生态效应 [D]. 长沙: 湖南农业大学, 2015.

- [15] 张艳林,蔡云梅,邹志辉,等. 嗜氧化亚铁硫杆菌胞外聚合物与 Cd^{2+} 在吸附过程中的交互作用[J]. 环境科学导刊,2018,37(6):58–62.
- [16] 付林波. 白腐真菌胞外聚合物的提取及其对重金属镉的吸附研究[D]. 桂林:桂林理工大学,2018.
- [17] 魏德洲,代淑娟,等. 枯草芽孢杆菌吸附电镀废水中镉前后的浮选性能研究[J]. 安全与环境学报,2008,8(4):27–31.
- [18] ZHANG JH, MIN H. Characterization of a multimetal resistant *Burkholderia fungorum* isolated from an e-waste recycling area for its potential in Cd sequestration[J]. World Journal of Microbiology & Biotechnology, 2010, 26(2): 371–374.
- [19] 张海鸥,周维芝,等. 微生物胞外聚合物对重金属镉的解毒作用及红外光谱分析[J]. 光谱学与光谱分析,2013,33(11):3041–3043.
- [20] 晋银佳,刘文,等. 荧光假单胞菌产铁载体对油麦菜吸收砂基和水基中镉的影响[J]. 环境工程学报,2016,10(1):415–420.
- [21] 程为波,杨丽娟. 重金属污染环境的微生物修复原理研究[J]. 中国资源综合利用,2019,37(6):164–166.
- [22] 杨琳琳,季秀玲,吴潇,等. 微生物在成矿及矿区环境修复中的应用研究现状[J]. 生命科学,2011,23(003):306–310.
- [23] 余雪梅,彭书明,王洪婷,等. 耐镉芽孢杆菌对 Cd^{2+} 的吸附机制[J]. 江苏农业科学,2019,47(20):293–297.
- [24] 林雁冰. 金属矿区及污水灌溉区抗重金属放线菌的筛选及吸附机理研究[D]. 咸阳:西北农林科技大学,2010.
- [25] HUANG F, DANG Z, GUO CL, et al. Biosorption of Cd(II) by live and dead cells of *Bacillus cereus* RC-1 isolated from cadmium-contaminated soil[J]. Colloids & Surfaces B: Biointerfaces, 2013, 107: 11–18.
- [26] 王薇. *Bacillus cereus* Cd01 自诱导 pH 对镉矿化和土壤镉形态的影响机制[D]. 湘潭:湘潭大学,2018.
- [27] RANIA, SOUCHEYS, GOEL R. Comparative assessment of in situ bioremediation potential of cadmium resistant acidophilic *Pseudomonas putida* 62BN and alkalophilic *Pseudomonas montelli* 97AN strains on soybean [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2009, 63(1): 62–66.
- [28] 黄飞. 蜡状芽孢杆菌对水体中镉的吸附特性与机理研究[D]. 广州:华南理工大学,2013.
- [29] 李婷婷,宗婧婧,高学慧,等. 金属硫蛋白的研究进展[J]. 安徽农业科学,2018,46(25):15–18.
- [30] SULEMAN A, SHAKOORI AR. Evaluation of physiological importance of metallothionein protein expressed by *Tetrahymena* cadmium metallothionein 1 (TMCd1) gene in *Escherichia coli* [J]. Journal of Cellular Biochemistry, 2012, 113(5): 1616–1622.
- [31] 汤晓燕. 金属硫蛋白细胞表面展示提高酵母对重金属吸附的能力[D]. 大连:大连理工大学,2015.
- [32] 张弛,马青兰. MT 基因工程菌去除污水中 Cd、Ni [J]. 化工学报, 2012, 63(7): 2241–2245.
- [33] KURODA K, UEDA M. Bioadsorption of cadmium ion by cell surface-engineered yeasts displaying metallothionein and hexa-His [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2003, 63(2): 182–186.
- [34] SIEGEL S M, KELLER P, SIEGEL BZ, et al. Metal speciation, separation and recovery [M]. Chicago: Kluwer Academic Publishers, 1986: 77–94.
- [35] CHANMUGATHAS P, BOLLAG J M. A column study of the biological mobilization and speciation of cadmium in soil [J]. Archives of Environmental Contamination & Toxicology, 1988, 17(2): 229–237.
- [36] 王京文,李丹,柳俊,等. 耐镉菌株对土壤镉形态及土壤微生物群落结构的影响[J]. 农业环境科学学报,2015,34(9):1693–1699.
- [37] XU ML, LIU YZ, DENG Y, et al. Bioremediation of cadmium-contaminated paddy soil using an autotrophic and heterotrophic mixture [J]. Rsc Advances, 2020, 10(44): 26090–26101.
- [38] HAO X, ZHU P, ZHANG H, et al. Mixotrophic acidophiles increase cadmium soluble fraction and phytoextraction efficiency from cadmium contaminated soils [J]. Science of the Total Environment 2019, 655: 347–355.
- [39] 杨卓,李术娜,等. 接种微生物对土壤中 Cd、Pb、Zn 生物有效性的影响[J]. 土壤学报,2009,46(4):670–675.
- [40] WEI XC, LI JJ, HUANG WL, et al. Comparative study of iron-oxidizing and sulfur-oxidizing bioleaching processes for heavy metal removal and nutrient leaching from pig manure [J]. Water Air and Soil Pollution 2020, 231(2): 11.
- [41] PILON-SMITS E. Phytoremediation [J]. Annual Review of Plant Biology, 2005, 56(1): 15.
- [42] 黄文. 产表面活性剂根际菌协同龙葵修复镉污染土壤[J]. 环境科学与技术,2011,34(10):48–52.
- [43] 刘卫敏. 重金属污染土壤的植物-微生物-土壤改良的联合修复技术研究[D]. 北京林业大学,2016.
- [44] 高玉倩. 铅锌尾矿植物和微生物联合修复技术研究[D]. 唐山:河北联合大学,2012.
- [45] SIDHU GPS, BALI AS, BHARDWAJ R. Use of fungi in mitigating cadmium toxicity in plants. In: hasanuzzaman m, prasad mnv, fujita m (eds). Cadmium toxicity and tolerance in plants: from physiology to remediation [M]. Academic Press Elsevier UK, 2018: 397–420.
- [46] 罗方舟,向垒,李慧,等. 丛枝菌根真菌对旱稻生长、Cd 吸收累积和土壤酶活性的影响[J]. 农业环境科学学报,2015,34(6):1090–1095.
- [47] LI H, LUO N, ZHANG L J, et al. Do arbuscular mycorrhizal fungi affect cadmium uptake kinetics, subcellular distribution and chemical forms in rice? [J]. Science of the Total Environment, 2016, 571(15): 1183–1190.
- [48] 胡振琪,杨秀红,高爱林,等. 镉污染土壤的菌根修复研究[J]. 中国矿业大学学报,2007,36(2):237–240.
- [49] 刘志培,刘双江. 我国污染土壤生物修复技术的发展及现状[J]. 生物工程学报,2015(6):155–170.
- [50] 段卓群. 硅钙基土壤调理剂对 Cd 污染稻田的修复应用研究[D]. 长沙:湖南农业大学,2018.
- [51] VIMAL SR, SINGH JS, ARORA NK, et al. Soil-plant-microbe interactions in stressed agriculture management: A review [J]. Pedosphere 2017, 27(2): 177–192.
- [52] AHMAD M, RAJAPAKSHA AU, LIM JE, et al. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review [J]. Chemosphere, 2014, 99: 19–33.
- [53] GODLEWSKA P, SCHMIDT HP, OK YS, et al. Biochar for composting improvement and contaminants reduction. A review [J]. Biore-source Technology, 2017, 246: 193–202.
- [54] CHEN H, ZHANG J, TANG L, et al. Enhanced Pb immobilization via the combination of biochar and phosphate solubilizing bacteria [J]. Environment International, 2019, 127: 395–401.
- [55] WU G, KANG H, ZHANG X, et al. A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities [J]. Journal of

hazardous materials, 2010, 174: 1 – 3.

[56] NIE C, YANG X, NIAZI N K, et al. Impact of sugarcane bagasse – derived biochar on heavy metal availability and microbial activity: A field study[J]. Chemosphere, 2018, 200: 274.

[57] QI F, LAMB D, NAIDU R, et al. Cadmium solubility and bioavailability in soils amended with acidic and neutral biochar[J]. Science of the Total Environment, 2018, s 610 – 611: 1457 – 1466.

[58] BANDARA T, FRANKS A, XU J, et al. Chemical and biological immobilization mechanisms of potentially toxic elements in biochar – amended soils[J]. Critical Reviews in Environmental science and Technology, 2019(4): 1 – 76.

[59] TU C, WEI J, GUAN F, et al. Biochar and bacteria inoculated biochar enhanced Cd and Cu immobilization and enzymatic activity in a polluted soil[J]. Environment International, 2020, 137: 105576.

[60] WU B, WANG Z, ZHAO Y, et al. The performance of biochar – microbe multiple biochemical material on bioremediation and soil micro – ecology in the cadmium aged soil[J]. Science of the Total Environment, 2019, 686: 719 – 728.

[61] WEI J, TU C, YUAN G, et al. Assessing the effect of pyrolysis temperature on the molecular properties and copper sorption capacity of a halophyte biochar[J]. Environmental Pollution, 2019, 251: 56 – 65.

[62] WANG RZ, HUANG DL, LIU YG, et al. Investigating the adsorption behavior and the relative distribution of Cd²⁺ sorption mechanisms on biochars by different feedstock [J]. Bioresource Technology, 2018, 261: 265 – 271.

[63] QIAO JT, LIU TX, WANG XQ, et al. Simultaneous alleviation of cadmium and arsenic accumulation in rice by applying zero – valent iron and biochar to contaminated paddy soils[J]. Chemosphere 2018, 195: 260 – 271.

Research Progress on Microbial Remediation Technology of Cadmium Contaminated Mine Soil

SHI hao, HU Jingmin, CHEN Xin, PENG Anan

School of Environment and Chemical Engineering, Foshan University, Foshan 528000, Guangdong, China

Abstract: Cadmium contamination in agricultural soils caused by mining is one of the urgent environmental problems in China. Microbial remediation has shown good potential due to its environmental compatibility and low cost. This review summarizes the microbial mechanism of cadmium mobilization and immobilization. The effects of microbial – phytoremediation and the performances of microbial agents mixed with soil amendments on cadmium contamination remediation in recent years were reviewed, and the potential research directions were discussed.

Key words: metallic mines; cadmium contamination; microbial remediation; microbial – phytoremediation; soil amendments

引用格式:石浩,胡静敏,陈忻,彭安安. 矿山土壤镉污染微生物修复技术研究进展[J]. 矿产保护与利用,2020,40(4):17 – 22.

Shi H, Hu JM, Chen X and Peng AA. Research progress on microbial remediation technology of cadmium contaminated mine soil[J]. Conservation and utilization of mineral resources, 2020, 40(4): 17 – 22.

投稿网址: <http://kcbh.cbpt.cnki.net>

E – mail: kcbh@chinajournal.net.cn