

## • 综 述 •

# 微生物在镉污染土壤修复中的应用及其作用机理

徐文婷<sup>1,2</sup>, 陈国梁<sup>1,2\*</sup>, 屈志慧<sup>1,2</sup>, 梁碧心<sup>1,2</sup>, 毛腾<sup>1,2</sup>, 梁欢<sup>1</sup>, 陈章<sup>1,2</sup>,  
李志贤<sup>1,2</sup>

1 湖南科技大学资源环境与安全工程学院, 湖南 湘潭 411201

2 湖南科技大学 煤炭资源清洁利用与矿山环境保护湖南省重点实验室, 湖南 湘潭 411201

徐文婷, 陈国梁, 屈志慧, 梁碧心, 毛腾, 梁欢, 陈章, 李志贤. 微生物在镉污染土壤修复中的应用及其作用机理[J]. 生物工程学报, 2023, 39(7): 2612-2623.

XU Wenting, CHEN Guoliang, QU Zhihui, LIANG Bixin, MAO Teng, LIANG Huan, CHEN Zhang, LI Zhixian. Microbial remediation of cadmium-contaminated soils and its mechanisms: a review[J]. Chinese Journal of Biotechnology, 2023, 39(7): 2612-2623.

**摘 要:** 土壤中镉(Cd)含量的超标导致了土壤生态系统的恶性发展, 微生物作为土壤中的常见组分之一在缓解土壤镉污染中展现出巨大潜力。本文总结了微生物、微生物-植物和微生物-生物炭在镉污染土壤修复中的应用并阐述了相关的作用机理。芽孢杆菌(*Bacillus*)、不动杆菌(*Acinetobacter*)、荧光假单胞菌(*Pseudomonas fluorescens*)、丛枝菌根真菌(arbuscular mycorrhizal fungi, AMF)等微生物可以通过吸附、矿化、沉淀、溶解等方式改变镉的生物有效性, 从而达到缓解镉污染的目的。pH 值、温度、微生物生物量、镉初始浓度以及时间等对微生物降低镉的生物有效性方面有着显著的影响。假单胞菌、伯克霍尔德菌(*Burkholderia*)、黄杆菌(*flavobacterium*)等微生物可以通过促生、活化等作用促进超富集植物对 Cd<sup>2+</sup> 的吸收。生物炭作为一种土壤改良剂, 其独有的理化性质可以作为微生物的庇护所。微生物-生物炭联合使用与单用生物炭相比可以进一步促进镉的残渣态的增加, 降低土壤中有效态的比例。

**关键词:** 镉污染; 微生物; 土壤修复; 生物炭

资助项目: 湖南省教育厅优秀青年基金项目(21B0451); 湖南省教学研究与改革项目(HNJG-2022-0174); 大学生创新训练项目(202210534010)

This work was supported by the Outstanding Youth Fund Project of Hunan Provincial Education Department (21B0451), the Teaching Research and Reform Project of Hunan Province (HNJG-2022-0174), and the National College Students' Innovation and Entrepreneurship Training Program (202210534010).

\*Corresponding author. E-mail: glchen@hnust.edu.cn

Received: 2022-11-14; Accepted: 2023-02-08; Published online: 2023-02-13

# Microbial remediation of cadmium-contaminated soils and its mechanisms: a review

XU Wenting<sup>1,2</sup>, CHEN Guoliang<sup>1,2\*</sup>, QU Zhihui<sup>1,2</sup>, LIANG Bixin<sup>1,2</sup>, MAO Teng<sup>1,2</sup>,  
LIANG Huan<sup>1</sup>, CHEN Zhang<sup>1,2</sup>, LI Zhixian<sup>1,2</sup>

1 School of Resource & Environment and Safety Engineering, Hunan University of Science and Technology, Xiangtan 411201, Hunan, China

2 Hunan Provincial Key Laboratory of Clean Utilization of Coal Resources and Mine Environment Protection, Hunan University of Science and Technology, Xiangtan 411201, Hunan, China

**Abstract:** Excessive levels of cadmium (Cd) in soil exert serious negative impacts on soil ecosystems. Microorganisms are a common component of soil and show great potential for mitigating soil Cd. This review summarizes the application and remediation mechanisms of microorganisms, microbial-plants, and microbial-biochar in Cd-contaminated soil. Microorganisms such as *Bacillus*, *Acinetobacter*, *Pseudomonas*, and arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) can change the biological validity of Cd through adsorption, mineralization, precipitation and dissolution. Different factors such as pH, temperature, biomass, concentration, and duration have significant effects on Cd bioavailability by microorganisms. *Pseudomonas*, *Burkholderia*, and *Flavobacterium* can promote the uptake of Cd<sup>2+</sup> by hyperaccumulator through promotion and activation. Biochar, a soil amendment, possesses unique physicochemical properties and could act as a shelter for microorganisms in agriculture. The use of combined microbial-biochar can further stabilize Cd compared to using biochar alone.

**Keywords:** cadmium pollution; microorganisms; soil remediation; biochar

镉是一种有毒重金属,且具有流动迁移性强的特点<sup>[1]</sup>。工业废物的排放、大气沉降、污水灌溉以及长期施用磷肥等活动都导致了自然界中镉的积累。镉引发的环境污染、生态失衡等问题日益严重,已在世界范围内引起人们广泛关注<sup>[2]</sup>。镉会引起骨质疏松症、癌症和肾功能障碍等<sup>[3]</sup>,在近几十年来报道了多起镉引起的中毒和致癌事件。据调查显示全国土壤镉污染的点位超标严重<sup>[4]</sup>,而人体中的镉大部分来自于谷物和蔬菜<sup>[5]</sup>。由于镉的生物有效性高,因此土壤中的镉会进入到植物的根、茎、叶中,最终被人类所摄取。因此,如何高效降低土壤中镉的含量或其生物有效性逐渐成为人们广泛关注的问题。

近年来,研究者对于土壤镉污染修复技术进行了大量的研究。翻耕、客土和淋洗这种传统的修复处理方法实施较快,采取的方法是在原位土壤中添加洁净土壤,减少镉与植物根系的接触,但这种工程修复技术存在很多不合理之处,处理过后土壤中的重金属总含量并未降低且还会破坏土壤结构<sup>[6]</sup>。植物修复法则是通过超富集植物的根系在土壤中吸收 Cd<sup>2+</sup>并将其转运至植物体内来达到去除土壤中 Cd<sup>2+</sup>的目的。植物修复法具有污染小、成本低的特点,但效率和循环利用有所局限<sup>[7]</sup>。生物炭法则是将生物质碳化具有吸附性能的吸附材料并添加在受镉污染的土壤中,促进 Cd<sup>2+</sup>的固定并降低其流动性<sup>[8]</sup>。吸附材

料由于多孔结构、表面活性官能团多等特点而带来的高吸附率被人们广泛应用,但在制备吸附材料时产生的大量能耗而带来成本问题。植物法和生物炭法在实际土壤修复中存在单一手段修复效果不佳的限制。

微生物是土壤重要的组成部分。废矿、尾矿中存在的优势菌种可以通过吸附、胞内聚集、矿化沉淀、溶解等方式来储存重金属或转换镉的存在形态<sup>[9]</sup>,调控其生物有效性,并可以与植物法和生物炭法等联合应用,弥补单一修复手段修复效果不佳缺点,在提高土壤镉污染修复效率方面展现了巨大的潜力。本文总结了微生物、微生物-植物和微生物-生物炭的修复方法在镉污染土壤修复中的应用,并对其作用机制和施用条件进行阐述和讨论。

## 1 微生物在镉污染中的应用

### 1.1 微生物修复机理

微生物是土壤生态系统中重要的成员之一,参与土壤中的物质转化。在土壤重金属镉的胁迫下,微生物可以通过吸附、矿化、沉淀等方式降低镉的生物有效性从而缓解镉污染,也可以通过促生、活化等作用促进超富集植物对  $\text{Cd}^{2+}$  的吸收从而达到去除土壤中  $\text{Cd}^{2+}$  的目的。下面从两个方面对常见的微生物修复土壤镉污染的机理进行阐述。

#### 1.1.1 吸附与固定

胞内、胞外吸附:微生物因其独特的理化性质可作为吸附剂使用,活性微生物或是非活性微生物制备的吸附剂都能对镉进行吸附从而降低镉的流动性达到修复的目的。菌株分泌于体外的胞外聚合物(extracellular polymers, EPS)带有羟基、羧基、磷酸基等负电性官能团,如多糖、蛋白质、核酸等聚合物,能够与  $\text{Cd}^{2+}$  进行结合,细胞壁上的氨基基团也能与镉进行结合达到固

定  $\text{Cd}^{2+}$  的目的。能与  $\text{Cd}^{2+}$  进行胞外吸附的微生物主要有:枯草芽孢杆菌(*Bacillus subtilis*)、球孢白僵菌(*Beauveria bassiana*)等<sup>[10]</sup>。其次  $\text{Cd}^{2+}$  也可以与微生物代谢提供的能量通过离子通道、络合后渗透、载体运输等方式进行胞内积累。胞内、胞外的吸附与固定是微生物作用于  $\text{Cd}^{2+}$  的主要途径,这些微生物具有显著的吸附效果且在受污土壤中展现出一定的耐性。

矿化沉淀:菌种分泌的不同物质对土壤理化环境有着一定的影响,微生物作用的矿化沉淀对土壤中镉的修复主要以碳酸盐矿化的方式体现,微生物将土壤中的交换态镉转换为较为稳定的碳酸盐结合态,从而降低了镉的生物有效性和流动性。微生物通过产生脲酶,分解土壤中的基质(尿素)生成  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$  与  $\text{CO}_3^{2-}$  结合能够产生  $\text{CdCO}_3$  沉淀<sup>[11-12]</sup>。这种具有产脲酶能力的微生物称为微生物诱导方解石沉淀(microbially induced calcite precipitation, MICP)菌,主要有赖氨酸芽孢杆菌属(*Bacillus lysine*)、假苍白杆菌属(*Pseudochrobactrum*)、芽孢八叠球菌属(*Sporosarcina*)等<sup>[13]</sup>。硫酸盐还原菌(sulfate-reducing bacteria, SRB)是一种能够将硫酸盐、亚硫酸盐还原为  $\text{S}^{2-}$ 、 $\text{H}_2\text{S}$  的厌氧原核生物,在与重金属进行反应并产生稳定硫化物沉淀方面表现优异。SRB 通过将硫酸根还原为  $\text{S}^{2-}$  并与  $\text{Cd}^{2+}$  结合生成  $\text{CdS}$  沉淀,SRB 主要有希瓦氏菌(*Shewanella*)、脱硫弧菌(*Desulfovibrio*)等<sup>[14]</sup>。这种微生物对金属阳离子进行矿化沉淀的方法较为新颖、应用潜力较大,但缺乏系统性的研究。

结合固定:生物体内存在一种低分子、高巯基且能与金属离子进行结合的特殊蛋白质为金属硫蛋白(metallothionein, MT),常见的微生物如酿酒酵母(*Saccharomyces cerevisiae*)在 MT 固定  $\text{Cd}^{2+}$  方面展现出较大的优势<sup>[15]</sup>。丛枝菌根真菌(arbuscular mycorrhizal fungi, AMF)是土壤中常

见的一类微生物,其菌丝可以分泌一种特殊的蛋白为球囊霉素相关土壤蛋白(glomalin-related soil protein, GRSP), GRSP 能够与  $\text{Cd}^{2+}$  结合并改变镉的存在形态,使镉向残渣态转换并固定于土壤中。研究表明,地表球囊霉(*Glomus versiforme*)、摩西球囊霉(*G. mosseae*)、根内球囊霉(*G. intraradices*)、聚集球囊霉(*G. aggregatum*)、幼套球囊霉(*G. etunicatum*)、哈茨木霉(*Trichoderma harzianum*)等真菌对土壤镉具有一定的固定作用,在降低重金属有效性方面具有显著作用<sup>[16-17]</sup>。在对湖南湘潭锰矿尾矿渣的微生物研究过程中,本团队筛选出对重金属镉具有修复能力的微生物赭色掷孢酵母(*Sporobolomyces carnicolor*)、新拟盘多毛孢(*Neopestalotiopsis*),研究发现该菌株对  $\text{Cd}^{2+}$  具有固化和絮凝能力,能够较好地应用于水体及土壤镉污染中<sup>[18-19]</sup>。有学者研究发现 GRSP 内含有羟基、芳香烃等活性官能团<sup>[20]</sup>,也可以吸附土壤镉。但关于 GRSP 对重金属离子的沉淀、形态转换原因还尚未完全明确。

### 1.1.2 溶解与活化

由于微生物具有特异性因此菌株产生的物质有所不同,微生物在代谢过程中释放的低分子有机酸,如草酸、乳酸、柠檬酸、乙酸等<sup>[21]</sup>,能够改变土壤 pH 并使土壤中的可溶解镉、可交换镉增加,促进了镉的迁移,增加了镉的生物有效性,这种通过溶解与活化的修复方式适用于针对部分利用度低的镉污染土壤进行修复。Ji 等<sup>[22]</sup>将马氏沙雷氏菌(*Serratia marcescens*)和胶红酵母(*Rhodotorula mucilaginosa*)对镉污染土壤进行修复,发现经过微生物调控后原本 pH 为 7.12 的土壤分别降低至 3.6 和 5.12,在未添加微生物的土壤水溶态镉为 1.81 mg/L 的浓度下分别增加至 528、264 mg/L,两种菌株的加入具有下调土壤 pH 以及增加可溶态镉的作用。相关研究表明,铁载体对土壤镉具有活化作用,铁载体是由微生物

产生的能螯合  $\text{Fe}^{3+}$  的低分子量次生代谢物,能够结合重金属离子。Khan 等<sup>[23]</sup>运用计算机对接和数据库工具分析,检查铁载体的结合亲和力和微生物上异种铁载体受体的存在,发现铁载体对  $\text{Cd}^{2+}$  的亲和力高于  $\text{Fe}^{3+}$ 。具有产铁载体的微生物有越南伯克霍尔德氏菌(*B. vietnamiensis*)、荧光假单胞菌(*P. fluorescence*)<sup>[24-25]</sup>。微生物通过分泌物质将土壤中难溶的镉释放出来,减少了稳定存在于土壤中镉的危害,解决了土壤镉难利用、难溶解的问题。释放出来的镉可以通过淋溶或是植物提取的方式将土壤中的镉去除以达到安全有效地修复的目的。

### 1.2 微生物在镉污染修复中的影响因素

镉的毒性对微生物的生长存在一定的抑制能力,表现在微生物的细胞壁、细胞器官受损,细胞功能受阻。但镉浓度在微生物最小抑制浓度(minimum inhibitory concentration, MIC)范围之内,微生物其对重金属展现出一定的抗性。微生物培养过程中的因素如酸碱度、温度直接影响微生物的生长发育及活性,微生物的生物量、镉初始浓度、吸附时间等因素会对微生物在镉污染修复应用中产生不同程度的影响。表 1 中收集了几种可用于修复镉污染的菌株,归纳了各菌株在镉修复能力最优时的最佳条件。

酸碱度:酸碱度影响微生物的生长和吸附能力,通常在 pH 为 6-8 时微生物吸附  $\text{Cd}^{2+}$  量最大(表 1),过高和过低的 pH 都限制了微生物的生长。EL-Sheekh 等<sup>[32]</sup>将小球藻(*Chlorella vulgaris*)在 pH 3-8 的镉溶液中进行吸附,发现该菌的生物吸附能力和效率在 pH 3-6 时缓慢增长, pH 7-8 时吸附能力下降。pH 降低时环境中的氢离子增加,导致菌体的吸附质子化,质子化程度越高对重金属离子的斥力越大,  $\text{Cd}^{2+}$  失去与氢离子竞争微生物表面官能团的机会。随着 pH 的升高氢离子开始减少,暴露出更多的吸

表 1 抗性菌株在最高镉去除率时的最佳条件

Table 1 Optimum condition of resistant strains for achieving at the highest Cd removal rate

Bacterial strain	Initial concentration (mg/L)	pH	Remediation mode	Temperature (°C)	Time (h)	Removal amount (mg/L)	Removal rate (%)	References
<i>Pseudoalteromonas</i>	30	7.0	Adsorb	25	36	29.9	99	[26]
<i>Exiguobacterium</i>	20	7.0	Adsorb	25	24	19.8	99	[27]
<i>Penicillium notatum</i>	20	7.0	Adsorb	28	672	15.5	78	[28]
<i>Bacillus mucilaginosus</i>	500	8.5	Precipitate	45	48	457.5	91	[29]
<i>Paenibacillus</i>	20	8.0	Precipitate, adsorb	30	2	18.0	90	[30]
<i>Penicillium chrysogenum</i>	200	6.0	Adsorb	30	336	98.0	49	[31]

附基团,利于微生物的吸附,但当 pH 高于重金属离子沉淀的上限,离子则形成氢氧化物沉淀,使微生物难以吸附<sup>[33]</sup>,因此合适的 pH 值有利于微生物的吸附。在一些前人的研究中通过 X 射线吸收精细结构光谱法证明了 pH 与微生物吸附的关系, pH 在 4.4 以下,  $\text{Cd}^{2+}$  主要与磷酸基配体结合,而在较高的 pH 值下,则表现为  $\text{Cd}^{2+}$  对羧基的吸附<sup>[34]</sup>。

**温度:** 温度升高提高了吸附质的溶质动能和表面活性,生物吸附速率随温度的增加而增加,若高于一定温度,则会破坏可用于金属离子结合的结合位点<sup>[35]</sup>。通常适宜微生物吸附的温度在 28–35 °C。Khajavian 等<sup>[36]</sup>将微生物在 20、25、30 和 35 °C 的 4 个不同温度中对镉和镍进行生物吸附,结果显示在 20–25 °C 时该菌株的生物吸附能力和效率呈上升趋势,温度为 25 °C 后该菌的吸附能力表现为恒定状态。厌氧氨氧化细菌在稳定、舒适的温度环境中,容易自聚集并分泌 EPS,进一步提高对  $\text{Cd}^{2+}$  的吸附<sup>[37]</sup>。

**生物量:** 接种的微生物生物量会影响吸附  $\text{Cd}^{2+}$  效率的高低,Aslam 等<sup>[38]</sup>加入不同比例的微生物菌悬液到镉污染土壤中,观察到在初始时接种生物量与去除率成正比,在接种量达到

500  $\mu\text{L}$  时,去除率达到最高。生物量越多并不代表吸附效果越好,在普沙根瘤菌(*Rhizobium pusense*)菌株中,接种生物量 1.0 g/L 的吸附效果大于 5.0 g/L,过多生物量会造成细胞聚集导致暴露的生物吸附表面积减少<sup>[39]</sup>,降低了微生物的有效吸附。在生物量的选择方面应与时间因素纳入相应的考虑范围,生物量会随着时间的增长呈现增多的趋势。

**初始浓度:** 研究镉初始浓度的高低可以反映不同微生物的耐受程度,镉浓度达到一定程度会降低菌株生长活性、抑制其发育。镉的初始浓度高,微生物吸附总量提高,吸附效率降低,相反,初始浓度低时,吸附总量下降,吸附效率提升。一株高抗镉的枯草芽孢杆菌在 40 mg/L 的含镉液体培养基中,吸附率为 98%,在  $\text{Cd}^{2+}$  浓度为 1 000 mg/L 时,吸附率为 92%<sup>[40]</sup>。芽孢杆菌、大肠杆菌(*Escherichia coli*)的 MIC 较低,只能应用于低浓度的镉修复中,但对于在土壤中的镉污染浓度水平,普遍耐镉微生物都能应用。

**时间:** 微生物的吸附时间影响微生物对镉的去除,微生物吸附  $\text{Cd}^{2+}$  的快慢最直接表现在与微生物的生长期有关。在短时间内生长快、密度

高、活性好的微生物表现出的吸附效率先快后慢。吸附速率在这种短时间内迅速上升而达到饱和的微生物有芽孢杆菌、铜绿假单胞菌(*P. aeruginosa*)等,通常在几十分钟内达到吸附峰值<sup>[41]</sup>。还有一类微生物的吸附速率随时间的增加而缓慢上升,吸附时间范围在1周左右,一般这类微生物的生长周期较长。

不同种属的微生物具有不同的生长期,生长的活性在修复过程中具有关键性的作用,一般来说活性与修复的效果成正比,因此调控微生物的生存环境尤为重要。在实际土壤应用中应做到对土壤环境进行跟踪监测并按期添加微生物的菌悬液。

## 2 微生物与植物的联合应用

单独微生物的应用在修复方向上较为单一,通常微生物会与植物修复法联合应用<sup>[42]</sup>。这种修复模式常用于超富集植物中,将镉转移到植物体内,降低了土壤中镉的含量。一般用于片区土

壤镉污染严重的情况下对这片土壤进行净化。微生物-植物联合修复是一种极具潜力的镉污染修复方法,植物根际促生菌(plant growth promoting rhizobacteria, PGPR)是一种存在于土壤植物根系中的能够通过其自身性质或代谢分泌来改善土壤理化性质和促进植物生长的一类土壤细菌<sup>[43]</sup>。目前针对镉污染的PGPR有:芽孢杆菌、假单胞菌、不动杆菌、伯克霍尔德菌、*G. versiforme*、阴沟肠杆菌(*Enterobacteria*)、克雷伯氏菌(*Klebsiella*)、微球菌(*Micrococcus*)、沙雷氏菌、摩西管柄囊霉(*Funneliformis mosseae*)、根内根生囊霉(*R. intraradices*)等<sup>[44-45]</sup>

重金属镉在植物体内超过一定浓度时,植物产生氧化应激反应,产生大量活性氧影响植物生长<sup>[46]</sup>,因此镉的毒性过高会导致超富集植物对 $\text{Cd}^{2+}$ 的吸收效果不佳。微生物与植物联合可以缓解这一问题,PGPR被广泛应用于植物修复中,微生物的应用从下面几个方面来促进植物体内 $\text{Cd}^{2+}$ 的富集(图1)。

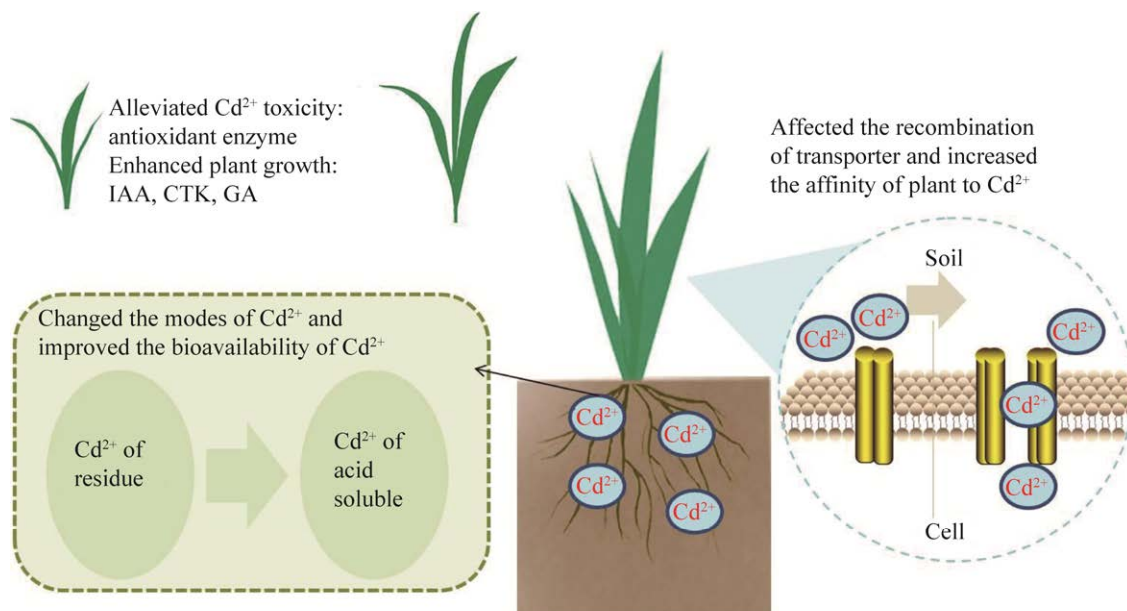


图1 微生物促进 $\text{Cd}^{2+}$ 在植物体内的富集<sup>[47-48]</sup>

Figure 1 Microorganisms promote the enrichment of  $\text{Cd}^{2+}$  in plants<sup>[47-48]</sup>.



促生作用:第一是微生物通过分泌产生拮抗物质,例如挥发性有机物、铁载体、抗氧化酶、脂肽等,抗氧化酶能减缓植株对镉胁迫下的氧化应激反应,这些物质能够阻滞和抑制植物体内病原菌的生长,还能缓解  $\text{Cd}^{2+}$  对植株的毒害<sup>[49]</sup>;第二是产生促生物质,如吡啶乙酸、有机酸、细胞分裂素、赤霉素等,直接促进植物的生长发育,提高生物量<sup>[50]</sup>,植物通过生物量的提高,其体内可供  $\text{Cd}^{2+}$  吸收的范围也就相应地扩大。其次 PGPR 的分泌物在溶解土壤中难溶性元素方面具有一定的功效,将难溶性磷转化为植物易吸收的形态并增加植物营养元素的吸收,从而促进植物的生长发育<sup>[51]</sup>。

活化作用:活化作用是指微生物在进行生物代谢的过程中产生的铁载体、有机酸等物质对镉在土壤中的化学形态进行转换。Li 等<sup>[52]</sup>将肠杆菌与积雪草联合对镉污染土壤进行修复,其菌株产生的有机酸导致土壤 pH 值和氧化还原电位的变化,以促进  $\text{Cd}^{2+}$  在土壤中的溶解,促进了积雪草对  $\text{Cd}^{2+}$  的吸收。

转运蛋白:植物体内存在着不同数量的转运蛋白,  $\text{Cd}^{2+}$  在植物体内的迁移通过转运蛋白来完成, OsHMA2 转运蛋白基因参与  $\text{Cd}^{2+}$  的木质部、韧皮部的装载,是植物转运  $\text{Cd}^{2+}$  的第一道步骤, ABCG 型 ABC 转运蛋白被证实参与植物激素转运<sup>[53]</sup>, OsNRAMP5 是负责吸收 Cd 和锰(Mn)的主要转运蛋白<sup>[54]</sup>。相关研究发现微生物对转运蛋白具有调控作用,微生物对植物体内的转运蛋白基因进行了部分重组,刘琛等<sup>[55]</sup>将扭形伞房球囊霉(*G. tortuosum*)和 *F. mosseae* 接种至红叶石楠中,发现上调了转运蛋白基因(ABC 转运蛋白 A/F、金属烟碱胺转运蛋白 YSL2、肽转运蛋白 PTR16),促进了植物对 Cd 的吸收。

### 3 微生物与生物炭的联合应用

微生物在土壤镉污染中的吸附、固定能力受到人们的广泛关注,但是这些微生物在土壤中的竞争力较弱,而且很容易被土壤的酸化作用所抑制。所以就如何增强微生物的生存能力和再生能力,研究者们提出了添加生物炭的方法来改善这一问题。以生物炭为载体的微生物应用是一种修复重金属的新型复合方法,在稳定土壤环境、降低重金属危害方面具有巨大的潜力。

#### 3.1 微生物-生物炭联合修复应用

生物炭作为一种土壤改良剂,具有高比表面积和高吸附能力的独特特性,其表面存在羧基和羟基等含氧官能团可以吸附重金属离子,在其他方面还能改变土壤的某些化学性质,包括金属阳离子交换能力和土壤酸碱度,是一种针对土壤重金属污染的吸附材料<sup>[56]</sup>。微生物的生长发育容易受环境的限制从而导致对镉的修复效果下降,利用生物炭作为微生物的庇护所可以更好地为微生物提供生存空间,另一方面微生物可以吸取生物炭中的营养物质作为生长源进一步促进微生物的生长(图 2)。生物炭的使用通常会

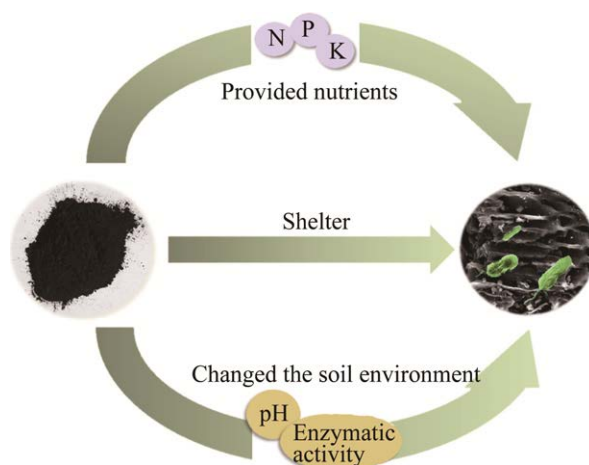


图 2 生物炭表面官能团的固定作用<sup>[57]</sup>

Figure 2 Fixation of surface functional groups in biochar<sup>[57]</sup>.

壤 pH 升高至 7-8 并增加土壤酶活性<sup>[58]</sup>, 提供了适宜微生物生长的土壤环境, 增加微生物的吸附和钝化效率。在 Zhao 等<sup>[59]</sup>的实验中, 将 AMF 施入种植菜苣的镉胁迫土壤中, 包括 *G. tortuosum*、*G. etunicatum*、*G. aggregatum*、*G. versiforme*, 发现在生物炭存在情况下, 与单一施加微生物相比 AMF 与生物炭共同施用显著降低了植物地上部分和地下部分  $\text{Cd}^{2+}$  的含量, 表明微生物和生物炭的联用对  $\text{Cd}^{2+}$  具有固定作用。

生物炭与微生物的联合使用对  $\text{Cd}^{2+}$  的固定作用表现在镉形态转变方面, Tu 等<sup>[60]</sup>将 5% 的假单胞菌与生物炭联合提高了镉的残渣态, 降低土壤中可交换态和碳酸盐结合态的比例。表明微生物-生物炭联用在转换镉形态方面具有较大前景, 但在联用过程中应考虑微生物生物量的比例, 生物量比例过大会占据大部分生物炭表面官能团, 阻碍了生物炭对  $\text{Cd}^{2+}$  的吸附, 降低联用效果。

### 3.2 微生物-生物炭联合应用的影响因素

微生物与生物炭修复作为土壤镉污染修复中的常用方法, 生物炭通过其特殊的物理结构、性质影响微生物的生长和吸附效率。为了将微生物-生物炭方法更好地应用于重金属修复, 下面总结了影响微生物-生物炭应用的常见因素。

(1) 生物炭材质特性: 生物炭材质的不同, 其灰分、酸碱度、孔隙结构、表面形态都有所不同, 在投入使用时也会产生不同的效果, 以玉米芯为来源制备成的生物炭能促进大多数细菌的生长, 如假单胞菌和马西利亚菌(*Massilia*)<sup>[61]</sup>, 生物炭材质的特性与微生物的种类存在促抑关系。因此应用于镉污染土壤中的生物炭应选择对耐镉微生物具有促进作用的生物炭, 实现正向联合的目的, 但目前研究对于生物炭材质特性和微生物的克制关系不够深入, 应加强这方面的研究。

(2) 物种丰富度: 生物炭的添加会增加微生物的数量和丰度, 主要有芽孢杆菌、假单胞菌、肠杆菌等<sup>[62]</sup>。在 Akmal 等<sup>[63]</sup>的实验中, 通过添加生物炭, 观察到微生物数量显著增加, 细菌数量显著增加 141%, 真菌增加 131%, 放线菌的丰度和数量变化不是很显著, 在生物炭的影响下, 土壤微生物的变化程度按顺序是细菌>真菌>放线菌。研究表明生物炭能促进微生物数量的增加, 但过量生物炭的添加使土壤有效孔隙量减少, 影响水分的运输, 还会导致土壤酶活性和土壤微生物数量及活性的降低<sup>[64]</sup>, 总体影响土壤镉污染的修复效率。

## 4 总结与展望

土壤中的镉是最具毒性的环境污染物之一。微生物对土壤中  $\text{Cd}^{2+}$  具有固定与活化的修复作用, 体现在降低或增加了镉的生物有效性从而对土壤镉进行修复。微生物的活性和生长周期影响修复效率, 在应用过程中促进微生物的活性可以提高修复效率。

微生物与其他技术的联用可以进一步拓展其在土壤重金属污染修复中的应用。如微生物-植物修复法通过促生、活化、基因调控等作用促进土壤中镉有效性的提高并加强其在超富集植物体内的迁移能力, 这种方法可以达到净化土壤的目的。普遍来说假单胞菌、伯克霍尔德菌、黄杆菌等微生物对植物吸收  $\text{Cd}^{2+}$  具有促进作用。生物炭因其独有的理化性质可以作为微生物的庇护所, 缓解土壤酸化对微生物的冲击作用, 微生物-生物炭修复法在转换土壤镉形态中具有一定的潜力。

微生物可以很好地应用于土壤和水体中的镉污染修复, 具有经济、环保等特点, 但技术的关键是获得能有效调控镉生物有效性或提高植



物抗逆性等的微生物。因此,在今后的研究中,还需进一步加强对微生物的筛选、驯化,并深入研究其修复机理,例如 GRSP 具体是如何转换镉的存在形态。在微生物与植物联合修复中应对微生物重组植物体内转运蛋白进行系统的研究等,这些也是在微生物治理土壤重金属污染研究领域中需重点关注的内容。

## REFERENCES

- [1] YANG JT, WANG JF, LIAO XY, TAO H, LI Y. Chain modeling for the biogeochemical nexus of cadmium in soil-rice-human health system[J]. *Environment International*, 2022, 167: 107424-107434.
- [2] SHI J, DU P, LUO HL, WU H, ZHANG YH, CHEN J, WU MH, XU G, GAO HF. Soil contamination with cadmium and potential risk around various mines in China during 2000-2020[J]. *Journal of Environmental Management*, 2022, 310: 114509-114516.
- [3] LA-UP A, MAHASAKPAN P, SAENGOW U. The current status of osteoporosis after 15 years of reduced cadmium exposure among residents living in cadmium-contaminated areas in northwestern Thailand[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(16): 20121-20127.
- [4] QI MX, LIU Y, LI YN, WANG M, LIU NN, KLEAWSAMPANJAI P, ZHOU F, ZHAI H, WANG MK, DINH QT, REN R, LIANG DL. Detoxification difference of cadmium between the application of selenate and selenite in native cadmium-contaminated soil[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(45): 64475-64487.
- [5] LI SS, HUANG XM, LIU N, CHEN YH, HE H, CAO XY, DAI JL. Selection of low-cadmium and high-micronutrient wheat cultivars and exploration of the relationship between agronomic traits and grain cadmium[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022, 29(28): 42884-42898.
- [6] XIE XJ, YANG S, LIU HX, PI KF, WANG YX. The behavior of cadmium leaching from contaminated soil by nitrilotriacetic acid: implication for Cd-contaminated soil remediation[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2020, 231(4): 1-12.
- [7] MIAO XY, KUMAR RR, SHEN QQ, WANG ZJ, ZHAO QZ, SINGH J, PAUL S, WANG W, SHANG XN. Phytoremediation for co-contaminated soils of cadmium and polychlorinated biphenyls using the ornamental plant *Tagetes patula* L.[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2022, 108(1): 129-135.
- [8] SHAH V, SONI V, DAVEREY A. Valorization of banana peel as biochar and assessment of its effect in biochar-assisted phytoremediation of cadmium-contaminated soil by using the Taguchi method[J]. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 2022: 1-13.
- [9] ZHENG RK, WU SM, SUN CM. *Pseudodesulfovibrio cashew* sp. nov., a novel deep-sea sulfate-reducing bacterium, linking heavy metal resistance and sulfur cycle[J]. *Microorganisms*, 2021, 9(2): 429-443.
- [10] KALAYCI KARA A, FAKIOĞLU Ö, KOTAN R, ATAMANALP M, ALAK G. The investigation of bioremediation potential of *Bacillus subtilis* and *B. thuringiensis* isolates under controlled conditions in freshwater[J]. *Archives of Microbiology*, 2021, 203(5): 2075-2085.
- [11] PENG WH, LI XM, LIN ML, FAN WH. Microbiological analysis of cadmium-contaminated sediments during biostabilization with indigenous sulfate-reducing bacteria[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2020, 20(1): 584-593.
- [12] BU CM, LU XY, ZHU DX, LIU L, SUN Y, WU QT, ZHANG WT, WEI QK. Soil improvement by microbially induced calcite precipitation (MICP): a review about mineralization mechanism, factors, and soil properties[J]. *Arabian Journal of Geosciences*, 2022, 15(9): 1-25.
- [13] QIAO SY, ZENG GQ, WANG XT, DAI CG, SHENG MP, CHEN Q, XU F, XU H. Multiple heavy metals immobilization based on microbially induced carbonate precipitation by ureolytic bacteria and the precipitation patterns exploration[J]. *Chemosphere*, 2021, 274: 129661-129674.
- [14] 高羽, 刘雨辰, 郭晓方, 吉莉, 张桂香, 张哲海, 夏红丽, 何文峰, 张博远. 硫酸盐还原菌对碱性和酸性农田土壤中重金属的钝化效果及其作用机制[J]. *环境科学*, 2022, 43(12): 5789-5797.  
GAO Y, LIU YC, GUO XF, JI L, ZHANG GX, ZHANG ZH, XIA HL, HE WF, ZHANG BY. Effect and mechanism of sulfate-reducing bacteria on the passivation of heavy metals in alkaline and acidic agricultural soils[J]. *Environmental Science*, 2022, 43(12): 5789-5797 (in Chinese).
- [15] LI XF, WANG YX, CRABBE MJC, WANG L, MA WL,

- REN ZM. Genetically modified metallothionein/cellulose composite material as an efficient and environmentally friendly biosorbent for  $\text{Cd}^{2+}$  removal[J]. International Journal of Biological Macromolecules, 2022, 218: 543-555.
- [16] LI H, CHEN XW, WU L, LUO N, HUANG WX, MO CH, LI YW, XIANG L, ZHAO HM, CAI QY, WONG MH. Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on redox homeostasis of rice under Cd stress[J]. Plant and Soil, 2020, 455(1/2): 121-138.
- [17] TAGHAVI GHASEMKHEILI F, EKELUND F, JOHANSEN JL, PIRDASHTI H, GHADIRNEZHAD SHIADE SR, FATHI A, KJØLLER R. Ameliorative effects of *Trichoderma harzianum* and rhizosphere soil microbes on cadmium biosorption of barley (*Hordeum vulgare* L.) in Cd-polluted soil[J]. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 2022, 22(1): 527-539.
- [18] 陈章, 冯涛, 陆景平, 何文龙, 徐雨菡, 付豪, 刘涛. 一种重金属抗性微生物及其应用: CN109337831B[P]. 2019-10-08.
- CHEN Z, FENG T, LU JP, HE WL, XU YH, FU H, LIU T. Heavy metal resistant microorganism and application thereof: CN109337831B[P]. 2019-10-08 (in Chinese).
- [19] 陈章, 陈振山, 刘涛, 陈国梁, 李志贤, 周剑林, 陈远其. 一种重金属抗性新拟盘多毛孢属微生物及其应用: CN113025502A[P]. 2021-06-25.
- CHEN Z, CHEN ZS, LIU T, CHEN GL, LI ZX, ZHOU JL, CHEN YQ. Heavy metal resistant pestalotiopsis neohirsuta microorganism and application thereof: CN113025502A[P]. 2021-06-25 (in Chinese).
- [20] GADKAR V, RILLIG MC. The arbuscular mycorrhizal fungal protein glomalin is a putative homolog of heat shock protein 60[J]. FEMS Microbiology Letters, 2006, 263(1): 93-101.
- [21] SINDHU SS, SEHRAWAT A, GLICK BR. The involvement of organic acids in soil fertility, plant health and environment sustainability[J]. Archives of Microbiology, 2022, 204(12): 1-38.
- [22] JI LY, ZHANG WW, YU D, CAO YR, XU H. Effect of heavy metal-solubilizing microorganisms on zinc and cadmium extractions from heavy metal contaminated soil with *Tricholoma lobynsis*[J]. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 2012, 28(1): 293-301.
- [23] KHAN A, GUPTA A, SINGH P, MISHRA AK, RANJAN RK, SRIVASTAVA A. Siderophore-assisted cadmium hyperaccumulation in *Bacillus subtilis*[J]. International Microbiology, 2020, 23(2): 277-286.
- [24] WANG YJ, HUANG W, ALI SW, LI YQ, YU FB, DENG HH. Isolation, identification, and characterization of an efficient siderophore producing bacterium from heavy metal contaminated soil[J]. Current Microbiology, 2022, 79(8): 1-12.
- [25] OYEWOLE OA, LEH-TOGI ZOBEASHIA SS, OLADOJA EO, RAJI RO, ODINIYA EE, MUSA AM. Biosorption of heavy metal polluted soil using bacteria and fungi isolated from soil[J]. SN Applied Sciences, 2019, 1(8): 1-8.
- [26] ZHOU WZ, ZHANG HO, MA YH, ZHOU JP, ZHANG YZ. Bio-removal of cadmium by growing deep-sea bacterium *Pseudoalteromonas* sp. SCSE709-6[J]. Extremophiles, 2013, 17(5): 723-731.
- [27] PARK JH, CHON HT. Characterization of cadmium biosorption by *Exiguobacterium* sp. isolated from farmland soil near Cu-Pb-Zn Mine[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(12): 11814-11822.
- [28] LONG JY, YU MX, XU HH, HUANG SQ, WANG Z, ZHANG XX. Characterization of cadmium biosorption by inactive biomass of two cadmium-tolerant endophytic bacteria *Microbacterium* sp. D2-2 and *Bacillus* sp. C9-3[J]. Ecotoxicology, 2021, 30(7): 1419-1428.
- [29] SHEN Y, YU C, YU XN. Bioremediation of cadmium ions by *Bacillus mucilaginosus* and its removal mechanism[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2022, 233(4): 1-10.
- [30] LUO YX, LIAO M, ZHANG YH, XU N, XIE XM, FAN QY. Cadmium resistance, microbial biosorptive performance and mechanisms of a novel biocontrol bacterium *Paenibacillus* sp. LYX-1[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2022, 29(45): 68692-68706.
- [31] DIN G, HASSAN A, DUNLAP J, RIPP S, SHAH AA. Cadmium tolerance and bioremediation potential of filamentous fungus *Penicillium chrysogenum* FMS2 isolated from soil[J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2022, 19(4): 2761-2770.
- [32] EL-SHEEKH M, EL SABAGH S, ABOU EL-SOUOD G, ELBELTAGY A. Biosorption of cadmium from aqueous solution by free and immobilized dry biomass of *Chlorella vulgaris*[J]. International Journal of Environmental Research, 2019, 13(3): 511-521.
- [33] SONAWDEKAR S, GUPTA A. Biosorption of

- copper(II) and cadmium(II) by *Bacillus cereus* sys1 isolated from oil-contaminated site[J]. SN Applied Sciences, 2020, 2(7): 1-9.
- [34] PRIYADARSHANEE M, DAS S. Biosorption and removal of toxic heavy metals by metal tolerating bacteria for bioremediation of metal contamination: a comprehensive review[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2021, 9(1): 104686-104709.
- [35] BOYANOV MI, KELLY SD, KEMNER KM, BUNKER BA, FEIN JB, FOWLE DA. Adsorption of cadmium to *Bacillus subtilis* bacterial cell walls: a pH-dependent X-ray absorption fine structure spectroscopy study[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2003, 67(18): 3299-3311.
- [36] KHAJAVIAN M, WOOD DA, HALLAJSANI A, MAJIDIAN N. Simultaneous biosorption of nickel and cadmium by the brown algae *Cystosera indica* characterized by isotherm and kinetic models[J]. Applied Biological Chemistry, 2019, 62(1): 1-12.
- [37] WEI T, LIU X, DONG MF, LV X, HUA L, JIA HL, REN XH, YU SH, GUO JK, LI YT. Rhizosphere iron and manganese-oxidizing bacteria stimulate root iron plaque formation and regulate Cd uptake of rice plants (*Oryza sativa* L.)[J]. Journal of Environmental Management, 2021, 278: 111533.
- [38] ASLAM F, YASMIN A, SOHAIL S. Bioaccumulation of lead, chromium, and nickel by bacteria from three different genera isolated from industrial effluent[J]. International Microbiology, 2020, 23(2): 253-261.
- [39] 池耀威, 王晓雅, 初少华, 周培, 张丹. 耐镉促生根瘤菌的鉴定及其对镉的吸附特性[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(4): 791-800.
- CHI YW, WANG XY, CHU SH, ZHOU P, ZHANG D. Identification of a cadmium-tolerant and growth-promoting *Rhizobium* strain and characterization of its adsorption properties for cadmium[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2021, 40(4): 791-800 (in Chinese).
- [40] 余甜甜, 张丽杰, 马争发, 张湄, 谭维群, 吴前林. 高抗镉球孢白僵菌筛选及其吸附性能研究[J]. 重庆理工大学学报(自然科学版), 2021, 35(1): 214-221.
- YU TT, ZHANG LJ, MA ZF, ZHANG M, TAN WQ, WU QL. Screening of a strain of *Beauveria bassiana* with high resistance to cadmium and its adsorption property[J]. Journal of Chongqing University of Technology (Natural Science Edition), 2021, 35(1): 214-221 (in Chinese).
- [41] 方波, 肖腾伟, 苏娜娜, 夏妍, 沈振国, 崔瑾. 水稻镉吸收及其在各器官间转运积累的研究进展[J]. 中国水稻科学, 2021, 35(3): 225-237.
- FANG B, XIAO TW, SU NN, XIA Y, SHEN ZG, CUI J. Research progress on cadmium uptake and its transport and accumulation among organs in rice[J]. Chinese Journal of Rice Science, 2021, 35(3): 225-237 (in Chinese).
- [42] CHENG XY, CAO XY, TAN CY, LIU LL, BAI J, LIANG YF, CAI RZ. Effects of four endophytic bacteria on cadmium speciation and remediation efficiency of *Sedum plumbizincicola* in farmland soil[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2022, 29(59): 89557-89569.
- [43] KHAN N, BANO A, ALI S, ALI BABAR M. Crosstalk amongst phytohormones from planta and PGPR under biotic and abiotic stresses[J]. Plant Growth Regulation, 2020, 90(2): 189-203.
- [44] RISEH RS, VAZVANI MG, HAJABDOLLAHI N, THAKUR VK. Bioremediation of heavy metals by rhizobacteria[J]. Applied Biochemistry and Biotechnology, 2022. DOI:10.1007/S12010-022-04177-Z
- [45] PAN FS, MENG Q, LUO S, SHEN J, CHEN B, KHAN KY, JAPENGA J, MA XX, YANG XE, FENG Y. Enhanced Cd extraction of oilseed rape (*Brassica napus*) by plant growth-promoting bacteria isolated from Cd hyperaccumulator *Sedum alfredii* Hance[J]. International Journal of Phytoremediation, 2017, 19(3): 281-289.
- [46] ZHANG HH, LI X, XU ZS, WANG Y, TENG ZY, AN MJ, ZHANG YH, ZHU WX, XU N, SUN GY. Toxic effects of heavy metals Pb and Cd on mulberry (*Morus alba* L.) seedling leaves: photosynthetic function and reactive oxygen species (ROS) metabolism responses[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020, 195: 110469-110480.
- [47] ZHOU D, HUANG XF, CHAPARRO JM, BADRI DV, MANTER DK, VIVANCO JM, GUO JH. Root and bacterial secretions regulate the interaction between plants and PGPR leading to distinct plant growth promotion effects[J]. Plant and soil, 2016, 401: 259-272.
- [48] LIU ZF, GE HG, LI C, ZHAO ZP, SONG FM, HU SB. Enhanced phytoextraction of heavy metals from contaminated soil by plant co-cropping associated with PGPR[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2015, 226: 1-10.
- [49] KONKOLEWSKA A, PIECHALAK A, CISZEWSKA L, ANTOS-KRZEMIŃSKA N, SKRZYPCZAK T,

- HANĆ A, SITKO K, MAŁKOWSKI E, BARAŁKIEWICZ D, MAŁECKA A. Combined use of companion planting and PGPR for the assisted phytoextraction of trace metals (Zn, Pb, Cd)[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2020, 27(12): 13809-13825.
- [50] KHATRI S, SHARMA RK, SHRIDHAR V. Influence of cadmium-tolerant and plant growth-promoting rhizobacteria on cadmium accumulation and growth response of wheat seedlings under mountain ecosystem[J]. Agricultural Research, 2020, 9(1): 56-65.
- [51] JI MD, ZHANG J, WANG S, LIANG S, HU Z. Enhanced phosphorus removal of constructed wetland through plant growth-promoting rhizobacteria (PGPR) addition[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2021, 28(37): 52124-52132.
- [52] LI Y, MO LJ, ZHOU XQ, YAO YW, MA JM, LIU KH, YU FM. Characterization of plant growth-promoting traits of *Enterobacter* sp. and its ability to promote cadmium/lead accumulation in *Centella asiatica* L[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2022, 29(3): 4101-4115.
- [53] CHEN SP, ZHUANG QQ, CHU XL, JU ZX, DONG T, MA Y. Transcriptomics of different tissues of blueberry and diversity analysis of rhizosphere fungi under cadmium stress[J]. BMC Plant Biology, 2021, 21(1): 1-19.
- [54] TANG L, DONG JY, TAN LT, JI ZY, LI YK, SUN YT, CHEN CY, LV QM, MAO BG, HU YY, ZHAO BR. Overexpression of OsLCT2, a low-affinity cation transporter gene, reduces cadmium accumulation in shoots and grains of rice[J]. Rice, 2021, 14(1): 1-15.
- [55] 刘琛, 林义成, 郭彬, 李凝玉, 李华, 傅庆林. 丛枝菌根真菌通过改变植物基因表达水平和微生物群落结构促进红叶石楠对镉的吸收[J]. 生物工程学报, 2022, 38(1): 287-302.
- LIU C, LIN YC, GUO B, LI NY, LI H, FU QL. Arbuscular mycorrhizal fungi enhanced cadmium uptake in *Photinia* frase through altering root transcriptomes and root-associated microbial communities[J]. Chinese Journal of Biotechnology, 2022, 38(1): 287-302 (in Chinese).
- [56] LI JF, ZHANG SR, DING XD. Biochar combined with phosphate fertilizer application reduces soil cadmium availability and cadmium uptake of maize in Cd-contaminated soils[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2022, 29(17): 25925-25938.
- [57] WONG JWC, OGBONNAYA UO. Biochar porosity: a nature-based dependent parameter to deliver microorganisms to soils for land restoration[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2021, 28: 46894-46909.
- [58] MACIL PJ, OGOLA JBO, ODHAMBO JJO. Response of soil pH and nodulation of three chickpea genotypes to biochar and *Rhizobium* inoculation[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2020, 51(18): 2377-2387.
- [59] ZHAO ZJ, CHEN L, XIAO Y. The combined use of arbuscular mycorrhizal fungi, biochar and nitrogen fertilizer is most beneficial to cultivate *Cichorium intybus* L. in Cd-contaminated soil[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2021, 217: 112154-112164.
- [60] TU C, WEI J, GUAN F, LIU Y, SUN YH, LUO YM. Biochar and bacteria inoculated biochar enhanced Cd and Cu immobilization and enzymatic activity in a polluted soil[J]. Environment International, 2020, 137: 105576-105585.
- [61] ZHANG Y, CHEN ML, BAO CX, WU JP, ZHOU J, HE WC, SHI XC, LI G. Application of pig manure compost with different biochar modifies the antibiotic resistome and bacterial community in agriculture soil[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2022, 233(4): 1-15.
- [62] LIU J, DING YL, JI YR, GAO GH, WANG YY. Effect of maize straw biochar on bacterial communities in agricultural soil[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2020, 104(3): 333-338.
- [63] AKMAL M, GONDAL TA, KHAN KS, HUSSAIN Q, AHMAD M, ABBAS MS, RAFA HU, AHMAD KHOSA S. Impact of biochar prepared from leaves of populus euphratica on soil microbial activity and mung bean (*Vigna radiata*) growth[J]. Arabian Journal of Geosciences, 2019, 12(18): 1-8.
- [64] ZHAO KQ, WANG NY, JIANG SL, LI FH, LUO S, CHEN AW, LI H, LIN X, ZHANG JC, ZHANG LH, HUANG HL, LUO L. Potential implications of biochar and compost on the stoichiometry-based assessments of soil enzyme activity in heavy metal-polluted soils[J]. Carbon Research, 2022, 1(1): 1-19.

(本文责编 陈宏宇)