

DOI: 10.12357/cjea.20240015

孟庆宇, 张光伟, 高夕彤, 高佳圆, 米良, 陈莉倩, 杨志新. 两种 Cd 积累型番茄品种联合土著微生物对土壤有效态 Cd 的影响[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2024, 32(7): 1227–1240

MENG Q Y, ZHANG G W, GAO X T, GAO J Y, MI L, CHEN L Q, YANG Z X. Effects of two Cd-accumulating varieties of tomato combined with indigenous microorganisms on soil available Cd[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2024, 32(7): 1227–1240

两种 Cd 积累型番茄品种联合土著微生物对土壤有效态 Cd 的影响*

孟庆宇¹, 张光伟¹, 高夕彤¹, 高佳圆¹, 米良¹, 陈莉倩¹, 杨志新^{1,2**}

(1. 河北农业大学资源与环境科学学院/河北省农田生态环境重点实验室 保定 071000; 2. 省部共建华北作物改良与调控国家重点实验室 保定 071000)

摘要: 镉 (Cd) 在作物体内的累积能力主要受土壤 Cd 有效性决定, 为降低 Cd 积累和保障作物安全, 本研究以低 Cd 积累型‘普罗旺斯’和高 Cd 积累型‘合作 908’番茄品种为研究对象, 结合 Illumina MiSeq 测序, 探讨番茄和土著微生物共同作用对土壤中有效态 Cd 及微生物多样性的影响。试验设置背景土壤 (Cd 含量 $0.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 和 Cd 污染土壤 (Cd 含量 $0.60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 的灭菌 (无土著微生物) 与不灭菌 (有土著微生物) 处理, 在此基础上, 分别设置不种植番茄、种植‘合作 908’和‘普罗旺斯’处理。结果表明: 在背景土壤和 Cd 污染土壤中, ‘合作 908’吸收积累土壤 Cd 的能力均显著高于‘普罗旺斯’。与不种植 (CK) 相比, 在灭菌土壤种植‘普罗旺斯’和‘合作 908’的单一作用使污染土壤有效态 Cd 含量分别增加 3.16% 和 5.26%; 不灭菌土壤的土著微生物单一作用使污染土壤有效态 Cd 增加 27.37%; 不灭菌土壤种植‘普罗旺斯’和‘合作 908’ (与土著微生物联合) 比在灭菌土壤中作物单一种植使土壤有效态 Cd 含量分别增加 29.59% 和 28.00%, 比不灭菌土壤 (土著微生物单一作用) 分别提高 4.96% 和 5.79%。与 CK 处理相比, 不灭菌污染土壤种植‘普罗旺斯’和‘合作 908’使土壤鞘氨醇单胞菌属 (*Sphingomonas*)、微鞘藻属 (*Microcoleus*)、*Haliangium* 和爬管菌属 (*Herpetosiphon*) 相对丰度均明显增加。同时, 在不灭菌污染土壤种植‘普罗旺斯’处理中游动放线菌属 (*Actinoplanes*) 和硝化螺菌属 (*Nitrospira*) 相对丰度增加, 而在不灭菌污染土壤种植‘合作 908’处理中噬氢菌属 (*Hydrogenophaga*) 和溶杆菌属 (*Lysobacter*) 相对丰度增加, 两处理间存在着明显的差异菌属。这些优势菌属可能与两种积累型番茄品种种植下的土壤有效态 Cd 含量差异有关。综上, 两种积累型番茄品种-土著微生物的联合作用提高了土壤微生物的多样性, 改变了土壤细菌群落结构, 显著提升了土壤中有效态 Cd 的含量。

关键词: 番茄; Cd 积累型品种; 土著微生物; Cd 污染土壤; Cd 吸收积累; 土壤有效态 Cd

中图分类号: X53

Effects of two Cd-accumulating varieties of tomato combined with indigenous microorganisms on soil available Cd*

MENG Qingyu¹, ZHANG Guangwei¹, GAO Xitong¹, GAO Jiayuan¹, MI Liang¹, CHEN Liqian¹,
YANG Zhixin^{1,2**}

* 国家重点研发计划项目 (2022YFD19013-04)、中央引导地方科技发展资金项目 (226Z7301G)、华北作物改良与调控国家重点实验室课题 (NCCIR2022ZZ-9) 和现代农业产业技术体系河北省创新团队建设项目 (HBCT2018030206, HBCT2024140209) 资助

** 通信作者: 杨志新, 主要研究方向为农业环境保护。E-mail: yangzhixin@126.com

孟庆宇, 研究方向为农业环境保护。E-mail: 18031411469@163.com

收稿日期: 2024-01-11 接受日期: 2024-04-29

* The study was funded by the National Key Research and Development Program of China (2022YFD19013-04), the Local Science and Technology Development Project under Central Government Guidance of China (226Z7301G), the State Key Laboratory of North China Crop Improvement and Regulation (NCCIR2022ZZ-9) and Hebei Innovation Team Construction Project of Modern Agricultural Industrial Technology System (HBCT2018030206, HBCT2024140209).

** Corresponding author, E-mail: yangzhixin@126.com

Received Jan. 11, 2024; accepted Apr. 29, 2024

<http://www.ecoagri.ac.cn>

(1. College of Resources and Environmental Sciences, Hebei Agricultural University / Hebei Key Laboratory of Farmland Ecological Environment, Baoding 071000, China; 2. State Key Laboratory of North China Crop Improvement and Regulation, Baoding 071000, China)

Abstract: Accumulation of heavy metal cadmium (Cd) in vegetable field soils poses significant concerns owing to various pathways. Excessive Cd not only induces severe toxicity in animals and plants but also poses substantial risks to human health through the food chain. Biological toxicity and Cd accumulation in organisms are influenced not only by the total amount of Cd in the soil, but also by its activity. Under the influence of crop roots, various soil microorganisms affect the migration, release, and absorption of Cd in multiple ways. Current research on soil Cd availability and microorganisms has primarily focused on identifying Cd-resistant bacteria in soil and enhancing Cd-contaminated soil phytoremediation by introducing external microorganisms. However, native microorganisms are abundant, and comprehensive data on how their combination with different Cd-accumulating crops affects Cd bioavailability, plant absorption and accumulation characteristics are lacking. In particular, it remains unclear whether the combination of various Cd-accumulation varieties of solanaceous fruits and their native microorganisms influence soil Cd bioavailability, thereby affecting variations in Cd absorption and accumulation. The accumulation of Cd in crops is primarily determined by its availability in the soil. In the early stages, our research group selected tomato varieties with high Cd accumulation ('Hezuo 908') and low Cd accumulation ('Provence'). Through solution culture experiments, we found that 'Hezuo 908' had a greater effect on the activation of insoluble Cd than 'Provence'. To address the issue of Cd accumulation and ensure crop safety, our study focused on 'Provence' and 'Hezuo 908' tomato varieties. Using Illumina MiSeq sequencing, we investigated the effects of tomatoes and indigenous microorganisms on soil available Cd levels and microbial diversity. The experiment involved treating the background soil (with $0.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd) and Cd-contaminated soil (with $0.60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd) with (without indigenous microorganisms) and without sterilization (containing indigenous microorganisms). Subsequently, 'Hezuo 908' and 'Provence' were planted separately. The results indicated that 'Hezuo 908' had a significantly higher capacity to absorb and accumulate soil Cd compared to 'Provence' in both types of soil. Planting 'Provence' and 'Hezuo 908' in sterilized soil increased the available Cd content in contaminated soil by 3.16% and 5.26%, respectively, compared to the control group with no planting. Moreover, the presence of indigenous microorganisms in unsterilized soil led to a 27.37% increase in available Cd in contaminated soil. When 'Provence' or 'Hezuo 908' were planted in non-sterilized soil alongside indigenous microorganisms, the available Cd content in soil increased by 29.59% or 28.00%, respectively, compared to single crop planting, and by 4.96% or 5.79%, respectively, compared to the sole presence of indigenous microorganisms. Compared with the control treatment, planting 'Provence' and 'Hezuo 908' in unsterilized contaminated soil significantly increased the relative abundance of *Sphingomonas*, *Microcoleus*, *Haliangium*, and *Herpetosiphon*. Additionally, the relative abundances of *Actinoplanes* and *Nitrospira* increased in the non-sterile soil planting 'Provence' treatment, while *Hydrogenophaga* and *Lysobacter* increased in the non-sterile contaminated soil planting 'Hezuo 908' treatment, demonstrating distinct differences among the bacteria genres. These dominant bacteria may be linked to the varying available Cd content in the soil planted with the two tomato varieties. In conclusion, the combined effects of these tomato varieties and indigenous microorganisms enhanced soil microorganism diversity, altered the community structure of soil bacteria, and notably increased the available Cd content in soil.

Keywords: Tomato; Cd-accumulation variety; Indigenous soil microorganism; Cd-contaminated soil; Cd uptake and accumulation; Soil available Cd

镉 (Cd) 是具有极强生物毒性且植物生长非必需的一种重金属^[1]。中国生态环境部发布的《2020 年全国生态环境质量简况》中指出, Cd 是中国农用地土壤污染的首要污染物^[2]。过量 Cd 不仅会对动植物产生严重毒害, 而且还可以通过食物链对人类健康造成极大风险^[3]。

菜田土壤因各种途径导致 Cd 积累凸显。据报道, 我国菜地土壤 Cd 超标率达 24.1%^[4]。佳木斯地区菜田土壤中 Cd 平均含量超过《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》^[5]; 山西省天镇县设施菜地 Cd 平均值为 $0.46 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 属于轻度污染^[6]; 陆良县设施菜地 Cd 超标率高达 67.5%^[7], 对农产品

质量和生态环境安全带来严重威胁。因此在保障基本农业种植模式和蔬菜种植可持续发展的前提下, 开展菜田土壤农艺修复技术研究, 实现菜田土壤面源污染和重金属污染有效管控尤为重要。在污染土壤存在各种形态的 Cd, 其中有效态 Cd 是影响农作物吸收积累的重要因素。因此, 研究 Cd 的生物有效性对于减少农作物中 Cd 积累以及筛选低积累品种和高积累品种具有十分重要的指导意义。

Cd 的生物毒性及其在生物体内的累积能力不仅与土壤 Cd 总量有关, 同时取决于其活性(有效性)和受体吸收转运效率等^[8]。土壤类型、土壤理化性质、土壤微生物、作物类型及品种等均会影响 Cd 的生

物有效性,进而影响作物的吸收积累^[9-11],尤其作物品种和土壤微生物对 Cd 的活化能力影响差异较大。有研究认为,与低积累萝卜 (*Raphanus sativus*) 品种‘L19’相比,种植高积累萝卜品种‘H4’使土壤 Cd 由难溶态向有效态的转化效果表现更强^[12]。蕹菜 (*Ipomoea aquatica*) 高 Cd 积累品种‘T308’比低积累 Cd 品种‘QLQ’活化 Cd 的效果提高 4.4%^[13]。高 Cd 累积水稻 (*Oryza sativa*) 品种与杂交稻对难溶性 Cd 的活化能力强于低 Cd 累积水稻品种与常规稻^[14]。这些研究结果均说明了不同作物品种对 Cd 的有效态影响差异明显。

在作物根系的作用下,土壤中不同微生物可通过多种作用方式影响土壤 Cd 的迁移、释放和作物吸收^[15]。在 Cd 污染土壤中接种抗 Cd 内生细菌能显著促进龙葵 (*Solanum nigrum*) 生长,强化龙葵吸收土壤中 Cd 的能力^[16],而枯草芽孢杆菌 (*Bacillus subtilis*) 在花生 (*Arachis hypogaea*) 上的表现却相反,枯草芽孢杆菌可降低土壤中有效 Cd 含量,使有效态 Cd 向其他形态 Cd 转化^[17],从而明显缓解 Cd 对花生的胁迫作用。3 株 Cd 抗性细菌 *Pseudomonas* sp. (NJ3)、*Bacillus* sp. (NJ9) 和 *Bacillus* sp. (RJ16) 均能活化土壤中的 Cd,接种 RJ16 的番茄 (*Lycopersicon esculentum*) 植株 Cd 吸收量最高,植株地上部累积量占植株总吸 Cd 量的 68.8%,而接种 NJ3 和 NJ9 的番茄地上部累积的 Cd 只占植株总吸 Cd 量的 52.6% 和 47.2%,差别显著^[18]。尽管如此,目前有关土壤 Cd 有效性和微生物的研究主要集中于土壤中耐 Cd 细菌筛选和添加外源微生物对 Cd 污染土壤强化植物修复效果。土著微生物数量丰富,它们与不同积累型作物联合对土壤中 Cd 生物有效性的影响及吸收积累特征尚缺乏有效的佐证数据,尤其茄果类 Cd 不同积累型品种及其土著微生物的联合作用是否影响了土壤 Cd 生物有效性,进而是否影响其吸收积累特性,目前尚不清晰。

本课题组前期在番茄品种中优选出了高 Cd 积累番茄品种‘合作 908’和低 Cd 积累番茄品种‘普罗旺斯’。在溶液培养中,‘合作 908’对难溶性 Cd 活化的促进效果远高于‘普罗旺斯’^[19-20]。基于此,本研究以高 Cd 积累型番茄‘合作 908’和低 Cd 积累型番茄品种‘普罗旺斯’为研究对象,在灭活土著微生物条件下研究两种积累型番茄品种对土壤 Cd 生物有效性的单独作用,对比灭活和非灭活条件下土著微生物对土壤 Cd 生物有效性的单独作用、番茄-土著微生物的联合作用以及微生物群落结构特征,分析两种积

累型番茄对土壤 Cd 的吸收积累差异,为保障番茄安全生产提供重要的科学理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤与植物

供试植物为课题组前期筛选出的高积累型番茄品种‘合作 908’和低积累型番茄品种‘普罗旺斯’。供试土壤取自河北农业大学保定郊区菜田无污染土壤(背景土壤),土壤类型为潮土,质地为壤土,含有机质 22.5 g·kg⁻¹,碱解氮 148.7 mg·kg⁻¹,速效磷 357.4 mg·kg⁻¹,速效钾 629.1 mg·kg⁻¹,pH 7.9, Cd 含量 0.24 mg·kg⁻¹。

将取得的土壤去除杂质,自然风干后过 2 mm 筛备用。将分析纯 CdCl₂·2.5H₂O 以溶液形式加入上述土壤中,充分混匀,使处理后的土壤 Cd 含量为 0.60 mg·kg⁻¹,平衡 1 个月后,得到 Cd 污染土壤,待用。

1.2 试验方案

1.2.1 两种积累型番茄品种 Cd 吸收能力的盆栽试验

利用 1.1 节的背景土壤 (Cd 含量 0.24 mg·kg⁻¹) 和污染土壤 (Cd 含量 0.60 mg·kg⁻¹),采用‘合作 908’和‘普罗旺斯’两种积累型番茄品种进行土壤盆栽试验。共设置 4 个处理,每个处理 3 次重复,共 12 盆。P 处理为背景土壤种植‘普罗旺斯’,H 处理为背景土壤种植‘合作 908’,CP 处理为污染土壤种植‘普罗旺斯’,CH 处理为污染土壤种植‘合作 908’。栽培用塑料盆的盆底直径、上缘直径和高分别为 12 cm、20 cm 和 14 cm,每盆装土 1.5 kg (以烘干土计)。种植前每盆加入一定量蒸馏水稳定 10 d。番茄幼苗长至 4 叶 1 心时,选择长势良好且均匀的番茄幼苗移栽至盆中,每盆种植 1 株。在 25℃ 温室中生长,每天光照 12~14 h,生长期盆栽完全随机放置,每隔 3 d 随机调整所有盆栽位置,培养 30 d 后采集植物样品。

1.2.2 灭菌与不灭菌土壤的 Cd 生物有效性的盆栽试验

对背景土壤和污染土壤进行灭菌 (121℃, 2 h) 与不灭菌处理。灭菌土壤与不灭菌土壤进一步细分为不种植番茄、种植高积累型番茄 (‘合作 908’) 和低积累型番茄 (‘普罗旺斯’),共 6 个处理,每个处理 3 次重复。不灭菌土壤种植番茄为土著微生物-番茄联合处理,灭菌土壤种植番茄为单一番茄处理,不灭菌土壤也不种植番茄为单一土著微生物处理,灭菌土壤但不种植番茄作物处理为空白对照,详见表 1。在塑料盆 (规格同上) 中进行培养试验,每盆装土 1.5 kg (以烘干土计),栽种前每盆加入一定量蒸馏水稳定

表 1 灭菌与不灭菌土壤的 Cd 生物有效性的盆栽试验方案
Table 1 Pot experiment scheme for Cd bioavailability of sterilized and non-sterilized soils

处理 Treatment	处理类型 Treatment type	番茄品种 Tomato variety	土壤是否灭菌 Soil sterilization
CK	空白对照 Control	不种番茄 Not growing tomato	是 Yes
N	土著微生物单一处理 Single-processing of indigenous soil microorganisms	不种番茄 Not growing tomato	否 No
P	番茄作物单一处理 Single-processing of tomato crops	普罗旺斯 Provence	是 Yes
H	番茄作物单一处理 Single-processing of tomato crops	合作908 Hezuo 908	是 Yes
NP	土著微生物-番茄作物联合 Indigenous soil microbes-tomato crop union	普罗旺斯 Provence	否 No
NH	土著微生物-番茄作物联合 Indigenous soil microbes-tomato crop union	合作908 Hezuo 908	否 No

灭菌代表消除土著微生物的干扰。Sterilization means eliminating the interference of indigenous microorganisms.

10 d, 番茄幼苗长至 4 叶 1 心时, 选择长势良好且均匀的番茄幼苗移栽至盆中, 每盆种植 1 株。试验均在 25℃ 温室中进行, 每天光照 12~14 h, 培养期间盆栽完全随机放置, 每隔 3 d 随机调整所有盆栽的位置, 培养 30 d 后采集土壤样品。

1.3 样品采集与制备

每盆土壤样品全部采集并混匀, 经自然风干, 研磨过 200 目筛。每盆内所有植物整株完整采集, 依次经自来水和蒸馏水洗净, 105℃ 杀青 0.5 h 后于 65℃ 下烘干, 并粉碎过筛。过筛后的土壤和植物样品均装自封袋遮光保存备用。

1.4 测定指标及方法

1.4.1 植株 Cd 含量测定

称取 0.10 g 样品于微波消解仪中用浓硝酸和双氧水进行消解, 消解液用去离子水定容至 25 mL, 取 10 mL 用 0.45 μm 滤膜过滤, 原子吸收分光光度法测定 Cd 含量。

1.4.2 土壤有效态 Cd 含量测定

采用 DTPA (二乙基三铵五乙酸) 浸提法, 称取 10.00 g 烘干土壤样品于离心管中, 加入 DTPA 提取剂 20 mL, 25℃ 振荡 2 h, 过 0.45 μm 滤膜, 利用原子吸收分光光度法测定。

1.4.3 微生物多样性

采集 1.2.2 盆栽试验收获后的土壤样品, 放于 -80℃ 中储存备用, 每个样本 3 次重复, 送至上海美吉生物有限公司进行测定。具体操作步骤: 提取土壤样品总 DNA, 引物扩增后, 利用 Illumina MiSeq 测序平台进行测序, 测序后对土壤微生物群落丰富度和群落结构进行分析, 前者通过 Alpha 多样性指数 (Chao1 指数^[21]、ACE 指数^[22]、Shannon 指数^[23]和 Simpson 指数^[24]) 表达; 后者通过属分类水平上的群落组成和丰度表达, 进一步采用 PICRUST 软件进行土壤菌群代谢功能预测^[25]。

1.5 数据统计分析

试验数据采用 Microsoft Excel 2019 进行整理和

制图, 显著性分析采用 SPSS 25.0 完成。

2 结果与分析

2.1 两种积累型番茄品种 Cd 吸收能力的差异

图 1 反映了‘普罗旺斯’和‘合作 908’两种积累型番茄品种对土壤 Cd 的吸收积累情况。结果表明, 在背景土壤中, 培养番茄幼苗 30 d 后, 高积累型品种‘合作 908’的 Cd 含量显著高于低积累型品种‘普罗旺斯’, 比‘普罗旺斯’提高 20.8% ($P < 0.05$); 在 Cd 污染土壤中, 高积累型品种‘合作 908’Cd 含量显著高于低积累型品种‘普罗旺斯’, 比‘普罗旺斯’提高 59.1% ($P < 0.05$)。由此可以说明, 无论是在自然背景土壤还是 Cd 污染土壤环境下, ‘合作 908’吸收积累 Cd 的能力均显著强于‘普罗旺斯’, 尤其在 Cd 污染下吸收积累增幅更强。

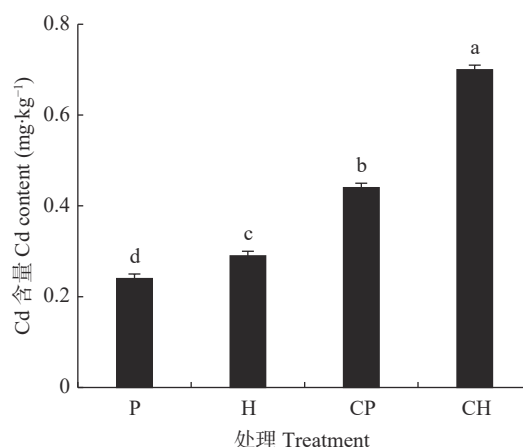


图 1 番茄品种‘普罗旺斯’和‘合作 908’对背景土壤和 Cd 污染土壤的 Cd 的吸收积累能力

Fig. 1 Cd contents of tomato varieties ‘Provence’ and ‘Hezuo 908’ in background soil and Cd contaminated soil

P 和 CP 为背景土壤和污染土壤栽培的‘普罗旺斯’, H 和 CH 为背景土壤和污染土壤栽培的‘合作 908’。不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$)。P and CP are ‘Provence’ in background soil and Cd-contaminated soil, respectively. H and CH are ‘Hezuo 908’ in background soil and Cd-contaminated soil, respectively. Different lowercase letters indicate significant differences among treatments ($P < 0.05$).

2.2 番茄品种-土著微生物组合对土壤 Cd 生物有效性的影响

2.2.1 单一番茄作物对土壤有效态 Cd 的影响

从单一番茄种植对灭菌土壤(消除土著微生物干扰)有效态 Cd 含量的影响看,在背景土壤中(图 2A),与不种植(CK 处理)相比,种植‘普罗旺斯’(P 处理)和‘合作 908’(H 处理)对土壤有效态 Cd 含量影响均未达显著水平;在 Cd 污染土壤中(图 2B),种植‘普罗旺斯’和‘合作 908’土壤有效态 Cd 含量分别比 CK (0.095 mg·kg⁻¹) 显著提高 3.16% 和 5.26% ($P<0.05$),但两品种间差异未达显著水平。可见,在背景土壤中‘普罗旺斯’和‘合作 908’两种积累型番茄品种对土壤有效态 Cd 含量的影响不明显,而在 Cd 污染土壤中两种番茄植物单一作用均显著提高了土壤有效态 Cd 含量。

2.2.2 土著微生物对土壤有效态 Cd 的影响

从灭菌和不灭菌土壤未种植番茄(N 处理)培养 30 d 后的土壤有效态 Cd 含量差异看,在背景土壤中(图 2A),不灭菌土壤的 N 处理土壤有效态 Cd 含量(0.044 mg·kg⁻¹)比 CK (0.041 mg·kg⁻¹) 增加 7.32% ($P<0.05$);在 Cd 污染土壤中(图 2B),不灭菌的 N 处理土壤有效态 Cd 含量(0.121 mg·kg⁻¹)比 CK (0.095 mg·kg⁻¹) 显著提高 27.37% ($P<0.05$)。可见,无论背景土壤还是污染土壤,土著微生物均显著提高了土壤有效态 Cd 含量,其中,污染土壤增幅更大。

2.2.3 番茄作物-土著微生物联合对土壤有效态 Cd 的影响

从番茄作物与土著微生物联合作用对土壤有效态 Cd 的影响结果看,在背景土壤中(图 2A),‘普罗旺斯’和‘合作 908’分别与土著微生物联合的处理(NP 和 NH 处理)的土壤有效态 Cd 含量均为 0.046 mg·kg⁻¹,比 CK 处理显著提高 12.20% ($P<0.05$)。在 Cd 污染土壤中(图 2B),NP 和 NH 处理的土壤有效态 Cd 含量分别为 0.127 mg·kg⁻¹ 和 0.128 mg·kg⁻¹,比 CK 处理分别显著增加 33.68% 和 34.74% ($P<0.05$)。

进一步分析发现,在背景土壤环境下(图 2A),与 N 处理相比,番茄作物与土著微生物联合可以使土壤有效态 Cd 含量提高 4.55% ($P<0.05$);与 P 和 H 处理相比,NP 和 NH 处理使有效态 Cd 分别显著提高 12.20% 和 6.98% ($P<0.05$)。在 Cd 污染土壤环境下(图 2B),与 N 处理相比,NP 和 NH 处理分别使土壤有效态 Cd 含量提高 4.96% 和 5.79% ($P<0.05$);与 P 和 H 处理相比,NP 和 NH 处理使土壤有效态 Cd 含量分别显著提高 29.59% 和 28.00% ($P<0.05$)。这些结果说明土著微生物对土壤有效态 Cd 活化的作用显著高于番茄作物。可见,番茄-土著微生物的共同作用对土壤有效态 Cd 含量的提高效果显著高于番茄作物或土著微生物的单一作用,协同作用明显,尤其在 Cd 污染土壤环境下表现更为突出。

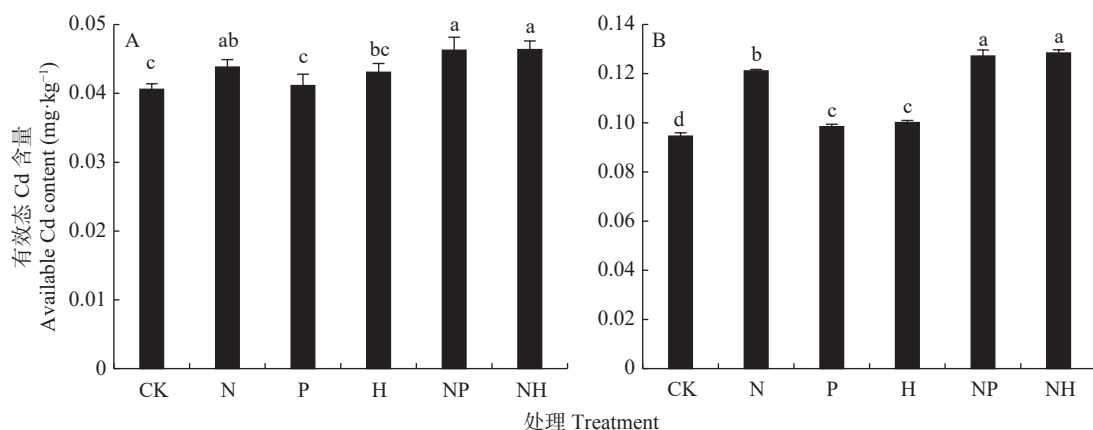


图 2 土壤灭菌与不灭菌条件下番茄品种‘普罗旺斯’和‘合作 908’对背景土壤(A)和污染土壤(B)有效态 Cd 含量

Fig. 2 Available Cd contents in background (A) and Cd-contaminated (B) soils planting with tomato varieties ‘Provence’ and ‘Hezu 908’ under soil sterilization and non-sterilization conditions

CK 和 N 分别为未种植番茄的灭菌土壤和不灭菌土壤;P 和 NP 为种植‘普罗旺斯’的灭菌土壤和不灭菌土壤,H 和 NH 为种植‘合作 908’的灭菌土壤和不灭菌土壤。不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P<0.05$)。CK and N are sterilized and unsterilized soils without tomato; P and NP are sterilized and unsterilized soils planting with ‘Provence’, respectively. H and NH are sterilized and unsterilized soils planting with ‘Hezu 908’, respectively. Different lowercase letters indicate significant differences among treatments ($P<0.05$).

2.3 番茄品种-土著微生物组合对土著微生物多样性的影响

2.3.1 对土著微生物群落丰富度的影响

1) 背景土壤中土著微生物群落丰富度

由图3可以看出,与CK处理相比,P处理的土壤Chao1、ACE、Simpson和Shannon指数稍有变化,但未达显著水平;H处理的Chao1和ACE指数分别显著增加29.03%和29.89% ($P<0.05$),Shannon和Simpson指数差异不显著;N处理土壤的Chao1和ACE指数比CK处理分别显著增加21.60%和25.57% ($P<0.05$),Simpson和Shannon指数差异不显著。以上说明种植番茄和土著微生物的单一作用在一定程度上增加了土壤微生物Chao1和ACE指数,对Simpson和Shannon指数无显著影响。

与N处理相比,番茄作物与土著微生物联合下的NP处理的Chao1、ACE和Shannon指数分别显著提高23.71%、27.70%和10.18% ($P<0.05$),Simpson变化不显著;同样地,NH处理的Chao1、ACE和Shannon指数分别提高77.68%、77.75%和14.69% ($P<0.05$),Simpson变化不显著。以上说明作物与土

著微生物的联合作用下微生物群落丰度明显增加。与P处理相比,NP处理的Chao1、ACE和Shannon指数分别显著提高48.52%、58.32%和6.71% ($P<0.05$);与H处理相比,NH处理的Chao1、ACE和Shannon指数分别显著增加67.44%、71.84%和22.12% ($P<0.05$)。NH处理多样性指数的提升高于NP处理。以上说明种植‘合作908’和‘普罗旺斯’不仅可以提高土壤微生物多样性,同时还可能招募一些优势菌属。综上,背景土壤下‘合作908’和‘普罗旺斯’番茄作物和土著微生物联合均提高了土壤微生物多样性。

2) 污染土壤中土著微生物群落丰富度

由图4可以看出,与CK处理相比,单一番茄种植的P处理土壤Chao1、ACE和Shannon指数分别显著提高21.08%、13.52%和12.61% ($P<0.05$),Simpson指数变化不显著;单一番茄种植的H处理土壤Chao1和ACE指数分别显著提高49.35%和44.87% ($P<0.05$),Shannon和Simpson指数变化不显著。以上说明种植番茄不仅增加了土壤微生物多样性,还提高了群落中的优势种,可能有助于土壤有效态Cd含量的提升。N处理土壤的微生物Chao1、ACE

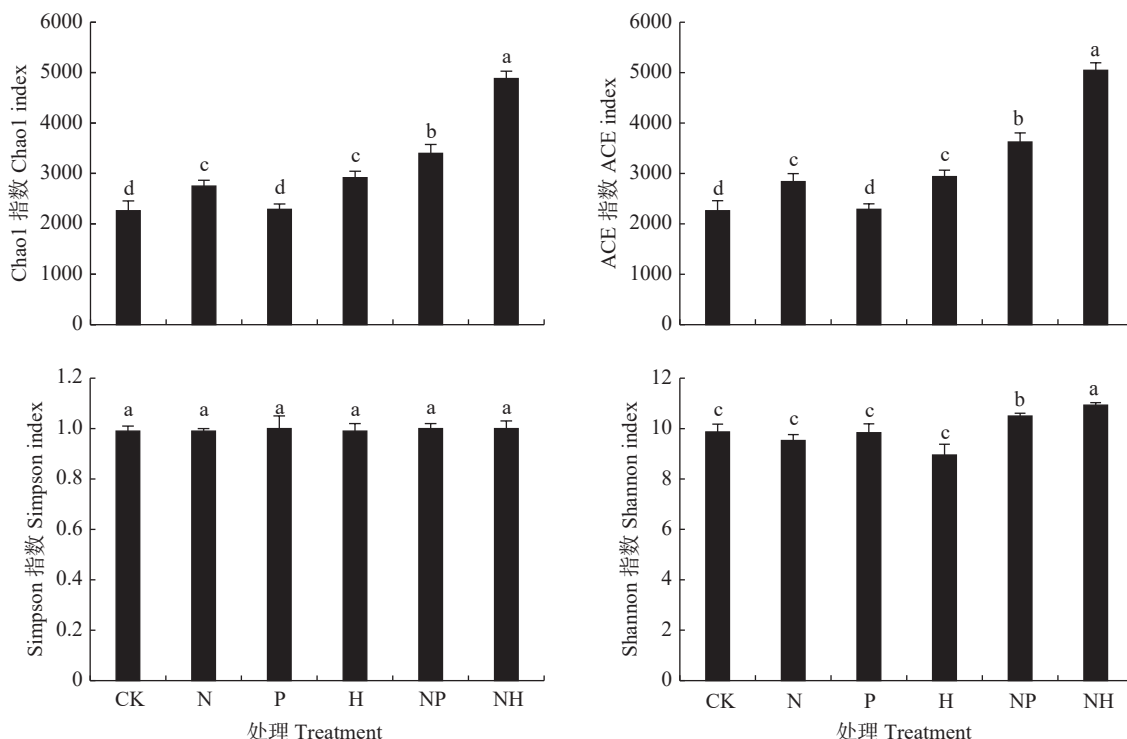


图3 土壤灭菌与非灭菌条件下番茄品种‘普罗旺斯’和‘合作908’对背景土壤微生物菌群多样性指数的影响

Fig. 3 Effects of planting tomato varieties ‘Provence’ and ‘Hezuo 908’ under soil sterilization and non-sterilization conditions on diversity indexes of microbial flora of background soil

CK和N分别为未种植番茄的灭菌土壤和不灭菌土壤;P和NP为种植‘普罗旺斯’的灭菌土壤和不灭菌土壤,H和NH为种植‘合作908’的灭菌土壤和不灭菌土壤。不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P<0.05$)。CK and N are sterilized and unsterilized soils without tomato, respectively. P and NP are sterilized and unsterilized soils planting with ‘Provence’, respectively; and H and NH are sterilized and unsterilized soils planting with ‘Hezuo 908’, respectively. Different lowercase letters indicate significant differences among treatments ($P<0.05$).

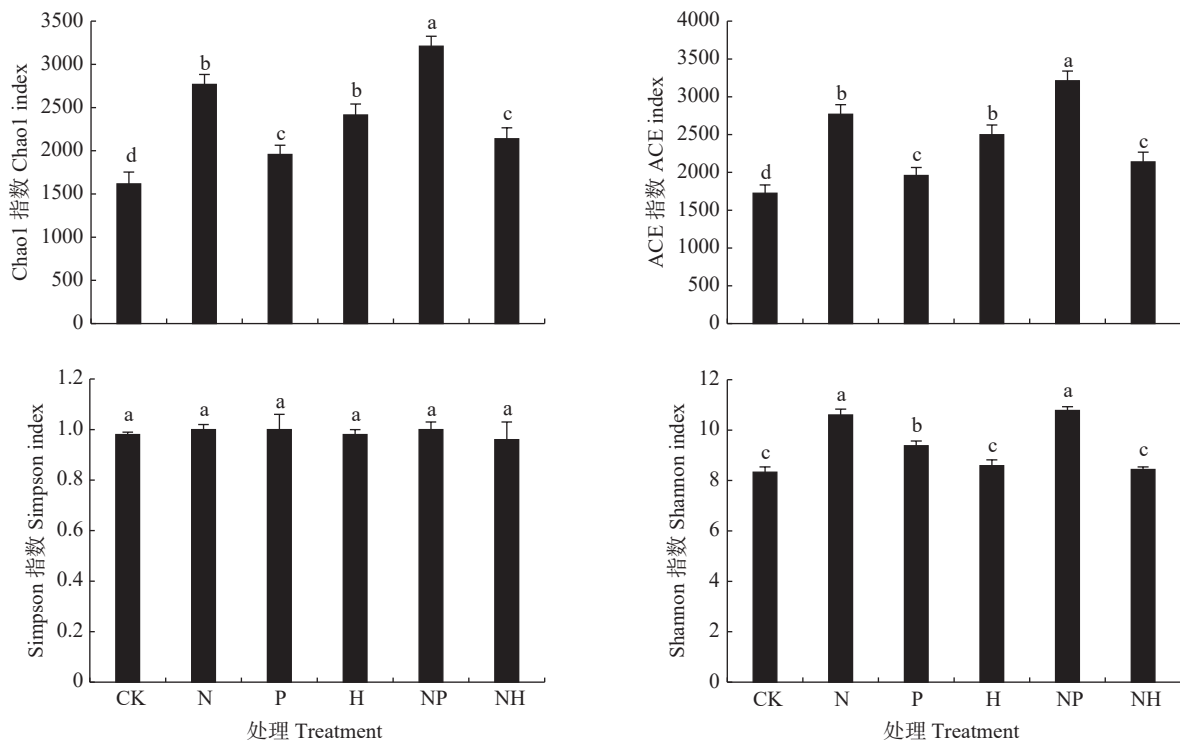


图 4 土壤灭菌与非灭菌条件下番茄品种‘普罗旺斯’和‘合作 908’对 Cd 污染土壤微生物菌群多样性指数的影响

Fig. 4 Effects of planting tomato varieties ‘Provence’ and ‘Hezuo 908’ under soil sterilization and non-sterilization conditions on diversity indexes of microbial flora of Cd-contaminated soil

CK 和 N 分别为未种植番茄的灭菌土壤和不灭菌土壤; P 和 NP 为种植‘普罗旺斯’的灭菌土壤和不灭菌土壤; H 和 NH 为种植‘合作 908’的灭菌土壤和不灭菌土壤。不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$)。CK and N are sterilized and unsterilized soils without tomato; P and NP are sterilized and unsterilized soils planting with ‘Provence’, respectively; and H and NH are sterilized and unsterilized soils planting with ‘Hezuo 908’, respectively. Different lowercase letters indicate significant differences among treatments ($P < 0.05$).

和 Shannon 指数比 CK 处理分别显著提高 71.17%、60.48% 和 27.25% ($P < 0.05$), Simpson 指数变化不显著, 这也可能是土著微生物提高土壤有效态 Cd 含量的重要体现。

与 N 处理相比, 番茄作物与土著微生物联合下 NP 处理的 Chao1 和 ACE 指数分别显著提高 16.00% 和 16.00% ($P < 0.05$), Simpson 和 Shannon 指数变化不显著, 说明微生物群落丰度增加; NH 处理的 Chao1、ACE 和 Shannon 指数分别显著降低 22.72%、22.71% 和 20.38% ($P < 0.05$), Simpson 指数变化不显著。与 P 处理相比, NP 处理的 Chao1、ACE 和 Shannon 指数分别显著提高 63.99%、63.99% 和 14.93% ($P < 0.05$), Simpson 指数变化不显著; 与 H 处理相比, NH 处理的 Chao1 和 ACE 指数分别显著下降 11.43% 和 14.39% ($P < 0.05$), Simpson 和 Shannon 指数变化不显著。以上说明 NH 处理使土壤有效态 Cd 增加的同时, 可能招募了一些优势物种使微生物 Shannon 指数有所降低。可见, 在污染土壤下‘普罗旺斯’番茄作物和土著微生物联合提高了土壤微生物多样性, 而‘合作 908’番茄作物和土著微生物联合却使微生物多样性有所

下降。

2.3.2 对土著微生物群落结构的影响

2.3.2.1 背景土壤

不同处理下背景土壤共检测到主要细菌属 31 个 (相对丰度均大于 1%), 如图 5A 所示。与 CK 处理相比, NP 处理的土壤 *Roseiflexus* 和微鞘藻属 (*Microcoleus*) 相对丰度增加, 海洋杆菌属 (*Pontibacter*)、鞘氨醇单胞菌属 (*Sphingomonas*)、溶杆菌属 (*Lyso-bacter*) 和芽球菌属 (*Blastococcus*) 相对丰度减少; NH 处理土壤马赛菌属 (*Massilia*)、德沃斯氏菌属 (*Devosia*)、假单胞菌属 (*Pseudomonas*)、黄杆菌属 (*Flavobacterium*) 和芽单胞菌属 (*Gemmatimonas*) 相对丰度增加, 海洋杆菌属、鞘氨醇单胞菌属、溶杆菌属、芽球菌属相对丰度减少。与 P 处理比较发现, NP 处理土壤鞘氨醇单胞菌属、芽球菌属、*Roseiflexus* 和 *Microcoleus* 相对丰度增加, 马赛菌属、德沃斯氏菌属、假单胞菌属、黄杆菌属、海洋杆菌属、短波单胞菌属 (*Brevundimonas*) 和土地杆菌属 (*Pedobacter*) 相对丰度减少。与 H 处理相比, NH 处理中鞘氨醇单胞菌属、溶杆菌属和芽球菌属相对丰度增加,

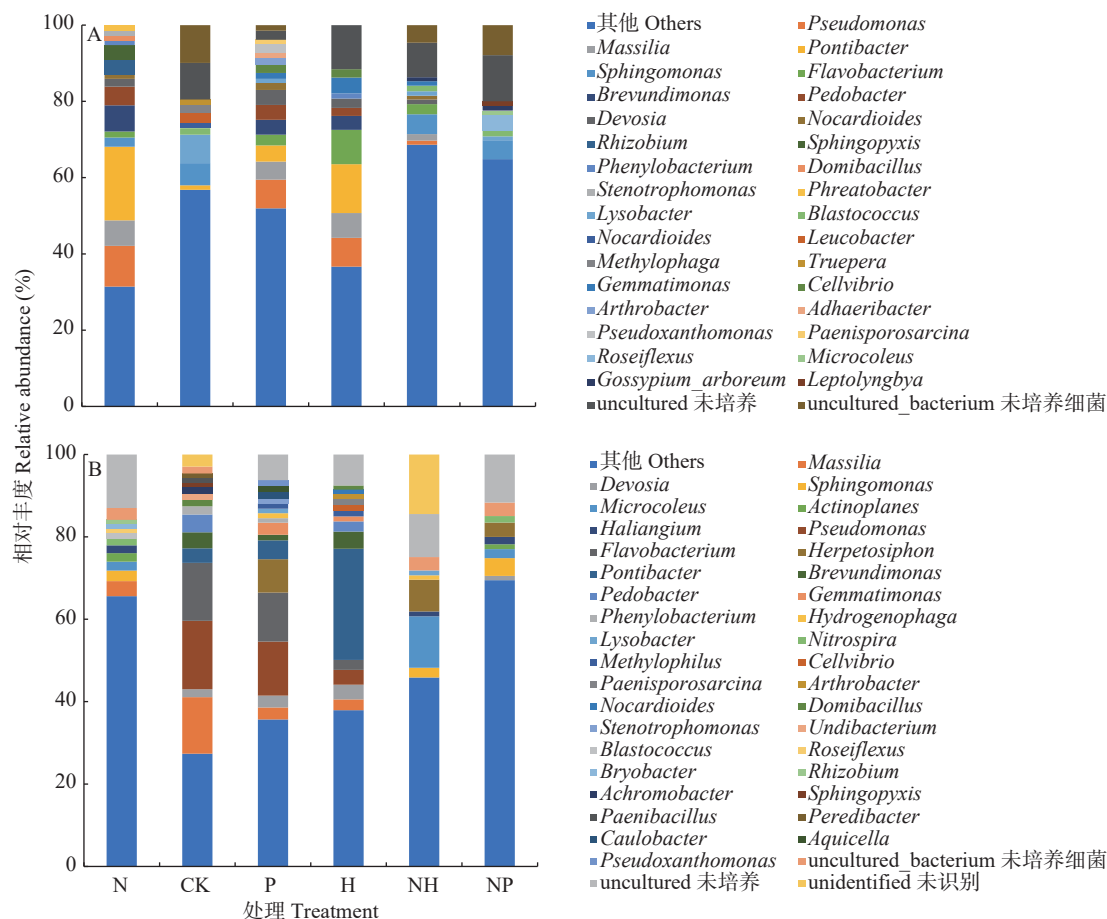


图 5 土壤灭菌与非灭菌条件下番茄品种‘普罗旺斯’和‘合作 908’对背景土壤 (A) 和 Cd 污染土壤 (B) 微生物群落属水平相对丰度的影响

Fig. 5 Effects of tomato varieties ‘Provence’ and ‘Hezuo 908’ on microbial community structure of background soil (A) and Cd contaminated soil (B) under soil sterilization and non-sterilization conditions

CK 和 N 分别为未种植番茄的灭菌土壤和不灭菌土壤; P 和 NP 为种植‘普罗旺斯’的灭菌土壤和不灭菌土壤, H 和 NH 为种植‘合作 908’的灭菌土壤和不灭菌土壤。CK and N are sterilized and unsterilized soils without tomato, respectively. P and NP are sterilized and unsterilized soils planting with ‘Provence’, respectively. H and NH are sterilized and unsterilized soils planting with ‘Hezuo 908’, respectively.

马赛菌属、德沃斯氏菌属、假单胞菌属、黄杆菌属、海洋杆菌属、短波单胞菌属和土地杆菌属相对丰度减少。与 N 处理比较发现, NP 处理土壤鞘氨醇单胞菌属、溶杆菌属和芽球菌属相对丰度增加, 假单胞菌属、黄杆菌属、短波单胞菌属和土地杆菌属相对丰度减少; NH 处理中德沃斯氏菌属、假单胞菌属、鞘氨醇单胞菌属、黄杆菌属、溶杆菌属和芽球菌属相对丰度上升; 马赛菌属、海洋杆菌属、短波单胞菌属和土地杆菌属相对丰度下降。可见, 鞘氨醇单胞菌属、溶杆菌属和芽球菌属等优势菌属可能影响着土壤有效态 Cd 含量的高低。

2.3.2.2 污染土壤

不同处理共检测到主要细菌属 36 个 (相对丰富度均大于 1%), 如图 5B 所示。与 CK 处理相比, NP 处理土壤鞘氨醇单胞菌属、微鞘藻属、游动放线菌属 (Actinoplanes)、Haliangium、爬管菌属 (Herpetosi-

phon) 和硝化螺菌属 (Nitrospira) 相对丰度增加, 德沃斯氏菌属、假单胞菌属、黄杆菌属、海洋杆菌属、短波单胞菌属、土地杆菌属、苯基杆菌属 (Phenylobacterium) 和芽胞杆菌属 (Domibacillus) 相对丰度减少; NH 处理土壤鞘氨醇单胞菌属、微鞘藻属、Haliangium、爬管菌属、噬氢菌属 (Hydrogenophaga) 和溶杆菌属相对丰度增加, 马赛菌属、德沃斯氏菌属、假单胞菌属、黄杆菌属、海洋杆菌属、土地杆菌属、短波单胞菌属和苯基杆菌属相对丰度减少。与 P 处理相比, NP 处理土壤鞘氨醇单胞菌属、微鞘藻属、游动放线菌属、Haliangium 和硝化螺菌属相对丰度增加, 马赛菌属、德沃斯氏菌属、假单胞菌属、黄杆菌属、爬管菌属、海洋杆菌属、短波单胞菌属、芽单胞菌属、苯基杆菌属、噬氢菌属、溶杆菌属、嗜甲基菌属 (Methylophilus) 和寡养单胞菌属 (Stenotrophomonas) 相对丰度减少。与 H 处理

相比, NH 处理土壤鞘氨醇单胞菌属、微鞘藻属、*Haliangium*、爬管菌属、噬氢菌属和溶杆菌属相对丰度增加, 马赛菌属、德沃斯氏菌属、假单胞菌属、黄杆菌属、海洋杆菌属、短波单胞菌属、土地杆菌属和芽单胞菌属相对丰度减少。与 N 处理相比, NP 处理土壤微鞘藻属和爬管菌属相对丰度上升, 马赛菌属、德沃斯氏菌属、游动放线菌属、*Haliangium* 和硝化螺菌属相对丰度下降; NH 处理土壤微鞘藻属、爬管菌属、噬氢菌属和溶杆菌属相对丰度上升, 马赛菌属、德沃斯氏菌属、鞘氨醇单胞菌属、游动放线菌属和 *Haliangium* 相对丰度下降。前述部分已经表明, 番茄作物与土著微生物联合处理 NP 和 NH 均比单一番茄作物和单一微生物处理显著提高了有效态 Cd 的含量, 同时, 在联合处理下微鞘藻属比各单一处理均有显著提升, 可能与土壤有效态 Cd 含量增加有关。同时, 不同番茄品种的土壤细菌属也存在明显差异。‘普罗旺斯’诱导使土壤微鞘藻属和爬管菌属相对丰度上升; ‘合作 908’诱导不仅使土壤微鞘藻属和爬管菌属相对丰度上升, 而且还使噬氢菌属和溶杆菌属相对丰度上升。这也可能是导致土壤有效态 Cd 差异的重要原因之一。可见, 鞘氨醇单胞菌属、微鞘藻属和 *Haliangium* 等优势菌属可能对土壤有效态 Cd 含量具有直接的影响。

2.3.3 土著微生物的 PICRUSt 功能类群分析

2.3.3.1 背景土壤

基于 PICRUSt 软件对背景土壤进行菌群功能分析, 得到不同处理细菌的功能预测信息, 利用京都基因与基因组百科全书 (KEGG) 数据库对测序数据进行比对, 结果如图 6 所示。在第一层级下所有样品共涉及 6 类生物代谢通路, 包括细胞进程 (cellular processes, L1)、环境信息处理 (environmental information processing, L2)、遗传信息处理 (genetic information processing, L3)、人类疾病 (human diseases, L4)、代谢 (metabolism, L5) 和生物体系统 (organismal systems, L6)。

不同处理土壤中丰度最高的均为 L5 途径相关基因, 平均丰度为 50.14%~52.33%; 其次是 L3, 平均丰度为 15.12%~15.88%; L6 相关基因丰度最低, 各处理平均丰度均低于 0.83%。与 CK 处理相比, P 处理的 L1、L2 和 L4 相关基因平均丰度增加; H 处理中的 L1、L3 和 L4 相关基因平均丰度增加。以上说明种植番茄后, 细胞过程和人类疾病途径相关基因的重要层度均增加, 而 H 处理的遗传信息处理增加比较明显, 这也说明品种之间受 Cd 胁迫的差异性。与

N 处理相比, NP 和 NH 处理中的 L3、L5 和 L6 途径相关基因平均丰度增加, 说明番茄作物与土著微生物联合作用下, 遗传信息处理、代谢和生物体系统相关基因的重要层度增加。

第二等级一共包括 37 种代谢通路, 其中参与膜转运 (membrane transport)、氨基酸代谢 (amino acid metabolism)、碳水化合物代谢 (carbohydrate metabolism) 以及复制和修复 (replication and repair) 等的功能基因在不同处理下丰度均位居前列。与 CK 相比, P 和 H 处理中信号转导 (signal transduction)、其他氨基酸的代谢 (metabolism of other amino acids)、聚糖的生物合成和代谢 (glycan biosynthesis and metabolism)、细胞生长与死亡 (cell growth and death)、转运和分解代谢 (transport and catabolism) 以及信号分子及其相互作用 (signaling molecules and interaction) 等的功能基因相对丰度增加, 说明种植番茄后信号转导、其他氨基酸的代谢以及聚糖的生物合成和代谢等代谢过程一直发挥着重要功能。与 N 处理相比, NP 和 NH 处理中膜转运、氨基酸代谢、碳水化合物代谢、复制和修复、能量代谢 (energy metabolism)、辅因子和维生素的代谢 (metabolism of cofactors and vitamins)、翻译 (translation) 以及外源物质的生物降解和代谢 (xenobiotics biodegradation and metabolism) 的功能基因相对丰度增加, 说明番茄和土著微生物共同作用时膜转运、氨基酸代谢、碳水化合物代谢等是发挥重要功能的代谢过程。

2.3.3.2 污染土壤

由图 7 可以看出, 在第一层级下所有样品共涉及 6 类生物代谢通路, 包括细胞进程 (L1)、环境信息处理 (L2)、遗传信息处理 (L3)、人类疾病 (L4)、代谢 (L5) 和生物体系统 (L6)。不同处理下土壤中丰度最高的均为 L5 途径相关基因, 平均丰度为 49.19%~51.94%; 其次是 L3, 平均丰度为 15.14%~15.85%; L6 相关基因丰度最低, 各处理平均丰度均低于 0.85%。与 CK 处理相比, P 和 H 处理中的 L2 和 L5 途径相关基因平均丰度增加。说明在污染土壤种植番茄后环境信息处理和代谢相关基因的重要层度明显增加。与 N 处理相比, NP 和 NH 处理中的 L3、L4 和 L5 途径相关基因平均丰度增加, 说明污染土壤中番茄作物与土著微生物联合作用使遗传信息处理、代谢和人类疾病相关基因的重要层度明显增加。

第二等级共包括 37 种代谢通路, 其中参与膜转运、氨基酸代谢、碳水化合物代谢、复制和修复等的功能基因在不同处理下丰度均位居前列。与 CK

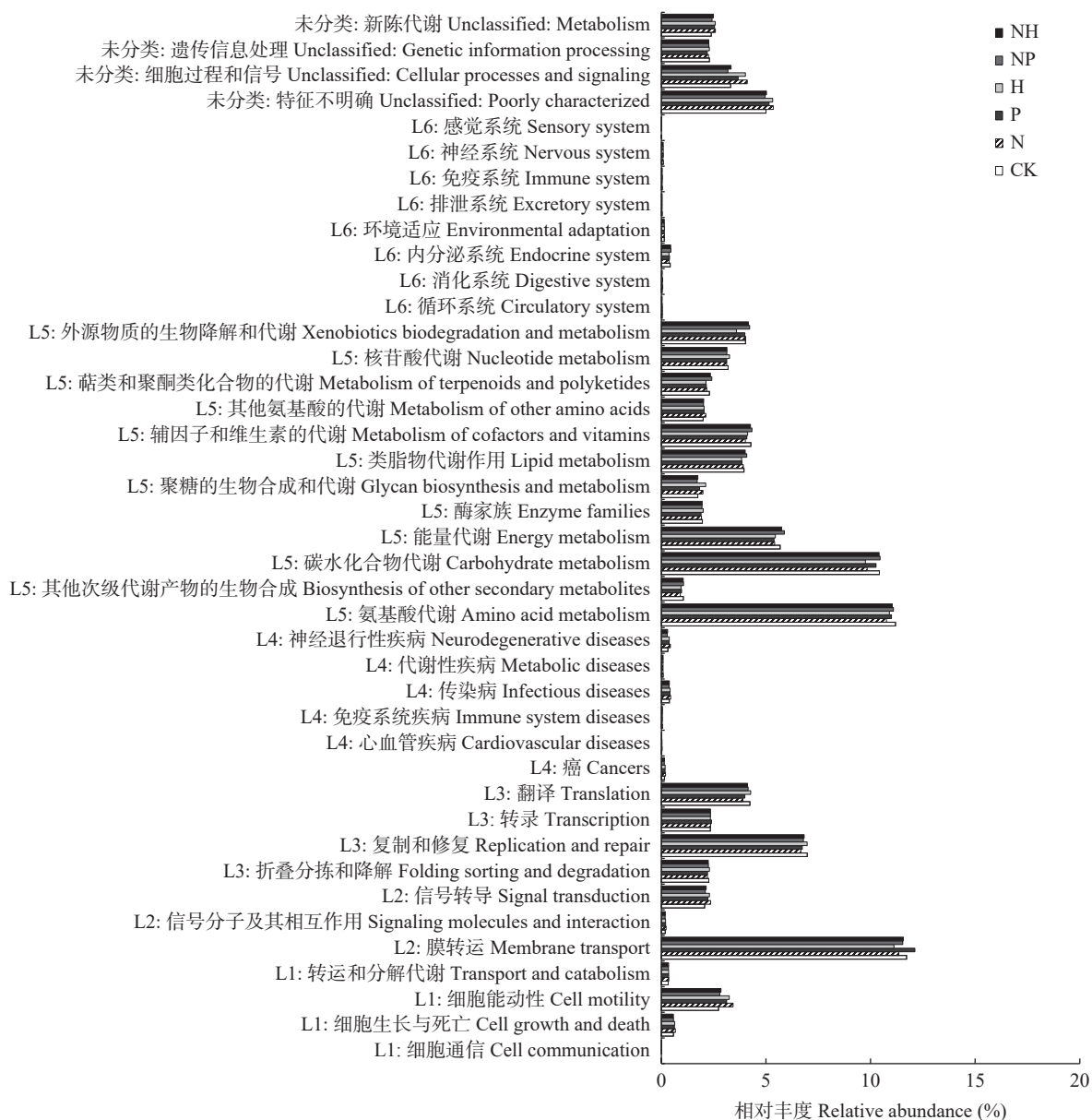


图 6 土壤灭菌与非灭菌条件下种植番茄品种‘普罗旺斯’和‘合作 908’的背景土壤的细菌菌落功能预测第二等级分布图
Fig. 6 Distribution map of the second grade of bacterial colony function prediction of background soil planting with tomato varieties ‘Provence’ and ‘Hezuo 908’ under soil sterilization and non-sterilization conditions

L1: 细胞进程; L2: 环境信息处理; L3: 遗传信息处理; L4: 人类疾病; L5: 代谢; L6: 生物体系。CK 和 N 分别为未种植番茄的灭菌土壤和不灭菌土壤; P 和 NP 为种植‘普罗旺斯’的灭菌土壤和不灭菌土壤, H 和 NH 为种植‘合作 908’的灭菌土壤和不灭菌土壤。L1: cellular processes; L2: environmental information processing; L3: genetic information processing; L4: human diseases; L5: metabolism; L6: organismal systems. CK and N are sterilized and unsterilized soils without tomato, respectively. P and NP are sterilized and unsterilized soils planting with ‘Provence’, respectively. H and NH are sterilized and unsterilized soils planting with ‘Hezuo 908’, respectively.

相比, P 和 H 处理中氨基酸代谢、碳水化合物代谢、复制和修复、能量代谢、辅因子和维生素的代谢、核苷酸代谢 (nucleotide metabolism) 等的功能基因相对丰度增加, 说明种植番茄后氨基酸代谢、碳水化合物代谢、复制和修复、能量代谢等代谢过程发挥着重要功能。与 N 处理相比, NP 和 NH 处理中复制和修复、能量代谢、辅因子和维生素的代谢、翻译以及核苷酸代谢相对丰度增加, 说明番茄和土著微

生物共同作用时复制和修复、能量代谢、辅因子和维生素的代谢、翻译以及核苷酸代谢等是发挥重要功能的代谢过程。由此推测, 不同处理土壤细菌发挥各自的功能影响微生物合成代谢途径, 从而形成了土壤 Cd 有效态差异的现象。

3 讨论

重金属能被生物吸收或对生物产生毒性的有效

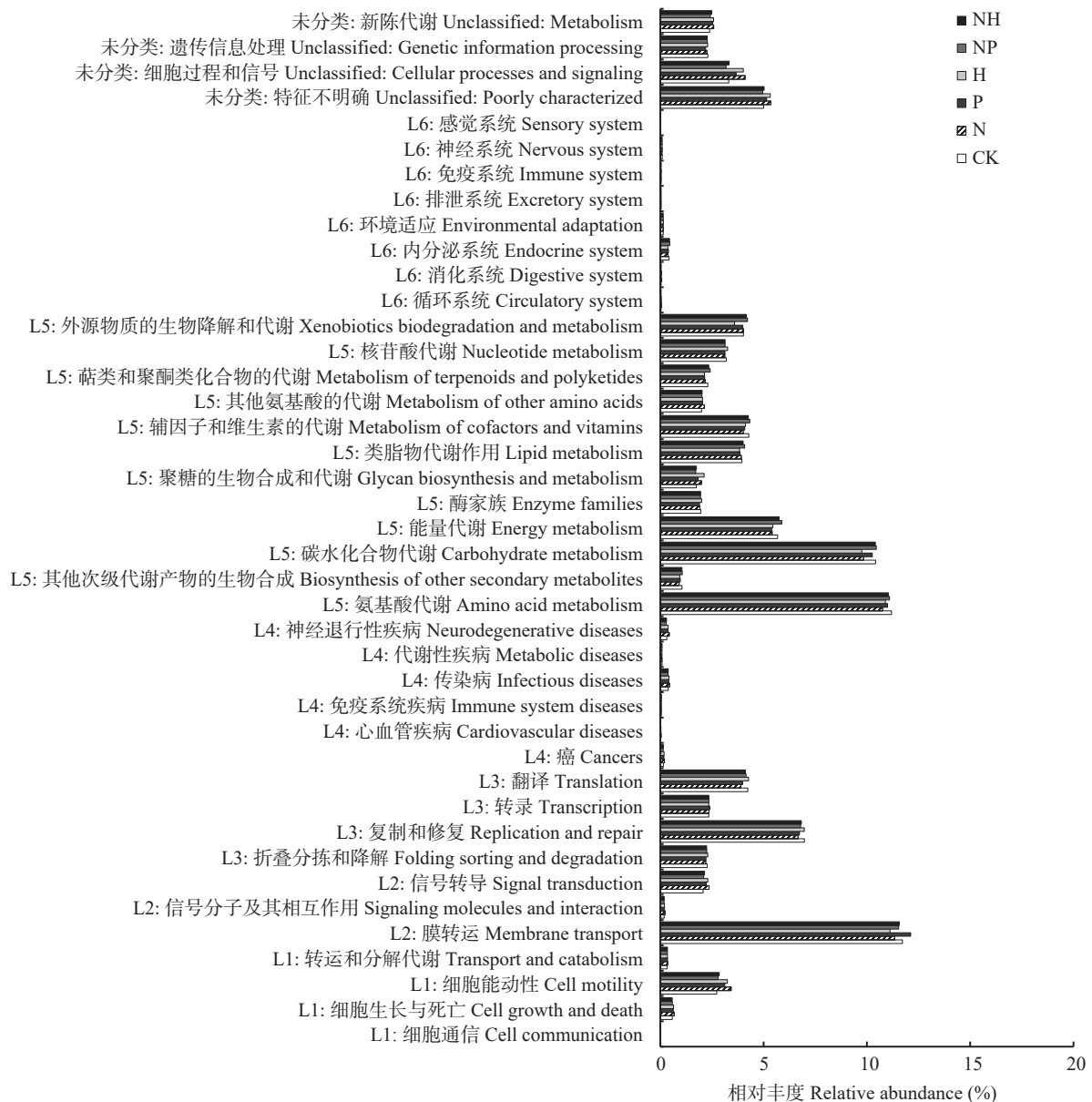


图 7 土壤灭菌与非灭菌条件下种植番茄品种‘普罗旺斯’和‘合作 908’的 Cd 污染土壤细菌菌落功能预测第二等级分布图
Fig. 7 Distribution map of the second grade of bacterial colony function prediction of Cd-contaminated soil planting with tomato varieties ‘Provence’ and ‘Hezuo 908’ under soil sterilization and non-sterilization conditions

L1: 细胞进程; L2: 环境信息处理; L3: 遗传信息处理; L4: 人类疾病; L5: 代谢; L6: 生物体系。CK 和 N 分别为未种植番茄的灭菌土壤和不灭菌土壤; P 和 NP 为种植‘普罗旺斯’的灭菌土壤和不灭菌土壤, H 和 NH 为种植‘合作 908’的灭菌土壤和不灭菌土壤。L1: cellular processes; L2: environmental information processing; L3: genetic information processing; L4: human diseases; L5: metabolism; L6: Organismal systems. CK and N are sterilized and unsterilized soils without tomato, respectively. P and NP are sterilized and unsterilized soils planting with ‘Provence’, respectively. H and NH are sterilized and unsterilized soils planting with ‘Hezuo 908’, respectively.

性状称为重金属的生物有效性^[26], 在土壤中的赋存形态直接影响其生物有效性。本研究结果表明, 种植 Cd 不同积累型番茄品种对番茄的土壤 Cd 吸收积累差异较大, ‘合作 908’吸收积累土壤 Cd 的能力显著高于‘普罗旺斯’。有学者在其他作物上也得到了类似研究结果。如孔令璇等^[27]研究也发现了不同品种小麦 (*Triticum aestivum*) 对 Cd 的积累情况差异显著, ‘邯 6172’根部 Cd 含量为 241.3 mg·kg⁻¹, 而‘冀糯 200’

根部 Cd 含量可达 553.4 mg·kg⁻¹, 小麦品种‘邯 6172’对 Cd 的积累显著低于‘冀糯 200’。不同品种吸收积累 Cd 的差异可能主要归因于品种的遗传特性、根系分泌物和土壤微生物对土壤 Cd 有效态的影响。不同基因型作物因 Cd 胁迫诱导的基因差异导致了代谢途径发生改变, 如不同基因型水稻 (*Oryza sativa*) 根系分泌的草酸、酒石酸、甲酸和乳酸含量产生了变化, 蕹菜 (*Ipomoea aquatica*) 低 Cd 积累和

高 Cd 积累品种间根系分泌物差异显著, 4 个品种水稻根系分泌的铁载体数量和有机酸引起根系环境酸化等^[13-14,28-29], 这些变化对难溶态 Cd 的活化作用产生了影响, 直接影响了 Cd 的有效性, 进而导致了品种吸收积累的差异性。这些研究均表明植物不同基因型品种是影响 Cd 生物有效性的重要因素。

土壤微生物可能直接或间接参与土壤中重金属的活化和固定^[30]。一些学者专门在 Cd 污染土壤中筛选了可以活化或固定土壤 Cd 的优势菌株, 如能活化土壤中 Cd 的假单胞菌属 NJ3^[18,31]、能耐受 As³⁺、Cu²⁺ 和 Cd²⁺ 等多种重金属的马赛 (*Massilia tieshanensis*) 菌株 TS3T^[32] 和对 Cd 具有吸附能力的鞘氨醇单胞菌属 CdTB02^[33] 等。研究发现鞘氨醇单胞菌可通过细胞表面的官能团和电位对重金属进行吸附, 还可通过调节与精胺和亚精胺合成分泌相关基因的表达来提高环境 pH, 从而降低环境中有效态 Cd 浓度^[34]; 假单胞菌通过分泌金属酶, 促进了 Cd 在胞内的螯合固定^[35]; 也有研究发现假单胞菌能把硫酸盐转变成还原态的硫合成半胱氨酸, 通过半胱氨酸脱硫酶的作用生成 S²⁻, 并进一步与金属离子结合, 从而减弱重金属的生物有效性^[36]。本研究在背景土壤和 Cd 污染土壤对比中也发现了不同的微生物菌种差异, 这些菌株从土壤中分离而来可直接用于土壤 Cd 的活化或固定, 改变生物有效性。以上结果均表明土壤微生物在影响土壤 Cd 生物有效性上扮演着重要角色。

除了上述品种和土壤微生物的单一影响外, 两者结合对土壤 Cd 有效性的影响已引起关注。植物不仅可通过分泌外源调节物质影响土壤重金属的赋存形态^[37], 还可因 Cd 胁迫改变根系代谢的特征分泌物以招募与 Cd 形态相关的土壤功能微生物, 进一步利用这些根际特征微生物的氧化、还原等生物化学作用改变重金属生物有效性。大量研究证实, 不同 Cd 积累品种根际诱导了不同的菌属, 如高 Cd 积累品种根际出现了具有活化 Cd 能力的硫杆菌属 (*Thiobacillus*) 丰度增加^[38]; 有研究在芒草 (*Miscanthus sinensis*) 根际发现了具有植物促生作用的鞘氨醇单胞菌属优势种群^[39], 并将其应用于植物-植物根际促生菌 (Plant Growth Promoting Rhizobacteria, PGPR) 联合修复重金属污染土壤研究中; 还有研究在柱花草 (*Stylosanthes gracilis*) 根系土壤分离出了微球菌属^[40]。本研究在 Cd 污染土壤种植番茄和不种植番茄对比中也发现了鞘氨醇单胞菌属、溶杆菌属和微鞘藻属等优势菌属丰度较高, 可能与土壤 Cd 有效态有关。其中一些菌属已被学者证实可以影响 Cd 的有效性,

例如 Cheng 等^[41] 研究发现, 鞘氨醇单胞菌属 C40 通过细胞表面吸附作用, 降低了成熟期水稻根际土壤中可交换性 Cd 含量; Jin 等^[42] 发现溶杆菌属 L08 可以胞外螯合积累 Cd²⁺ 并将 Cd 固定在土壤中, 进而降低了番茄中的 Cd 积累。同时, 不同处理下 6 类生物代谢通路中占主导功能的均是代谢, 且以膜转运、氨基酸代谢、碳水化合物代谢、能量代谢以及辅因子和维生素代谢为主, 据此推测, 种植番茄影响了细菌群落的代谢过程, 进而影响土壤中 Cd 的有效态含量。然而低 Cd 积累品种‘普罗旺斯’和高 Cd 积累品种‘合作 908’在 Cd 胁迫下到底产生哪些代谢产物诱导了优势菌群的产生, 这些优势菌群与植物之间的交互作用如何影响土壤中 Cd 的有效性尚不清楚。因此, 后期尚需要深入挖掘优势菌属, 揭示土著优势微生物与不同 Cd 积累型植物对土壤有效态 Cd 含量之间的相互作用, 这对活化土壤重金属的机理以及微生物-植物修复重金属污染具有重要意义。

4 结论

1) 高积累番茄品种‘合作 908’吸收积累土壤 Cd 的能力显著高于低积累番茄品种‘普罗旺斯’。种植‘普罗旺斯’和‘合作 908’的单一作用使污染土壤有效态 Cd 含量分别增加 3.16% 和 5.26%, 土著微生物单一作用使有效态 Cd 含量增加 27.37%。

2) 与‘普罗旺斯’/‘合作 908’单一作物相比, ‘普罗旺斯’或‘合作 908’与土著微生物联合处理使污染土壤有效态 Cd 含量增加 29.59% 或 28.00%; 与土著微生物单一作用相比, 联合处理分别提高 4.96% 和 5.79%。

3) 两种番茄品种与土著微生物的联合提高了生物多样性, 改变了土壤细菌群落结构。与 CK 处理相比, 不灭菌污染土壤种植‘普罗旺斯’(NP) 或‘合作 908’(NH) 土壤中鞘氨醇单胞菌属、微鞘藻属、*Haliangium* 和爬管菌属相对丰度均明显增加。同时, 还存在明显的差异菌种, 游动放线菌属、硝化螺菌属在 NP 处理中相对丰度增加, 噬氢菌属、溶杆菌属在 NH 处理土壤中相对丰度增加。

参考文献 References

- [1] WANG H C, ZUO D, ZHU B, et al. TaMYC8 regulates TaERF6 and inhibits ethylene synthesis to confer Cd tolerance in wheat[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2022, 198: 104854
- [2] 生态环境部. 生态环境部发布 2020 年全国生态环境质量状况[EB/OL]. 北京: 中华人民共和国生态环境部, (2021-03-02)[2021-09-14]. <https://wzq1.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk>

- 15/202103/t20210302_823100.html
- Ministry of Ecology and Environment. The Ministry of Ecology and Environment released the national ecological environment quality profile in 2020[EB/OL]. Beijing: Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. (2021-03-02)[2021-09-14]. https://wzq1.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk15/202103/t20210302_823100.html
- [3] CHEN H Y, TENG Y G, LU S J, et al. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China[J]. *The Science of the Total Environment*, 2015, 512/513: 143–153
- [4] ZENG X B, LI L F, MEI X R. Heavy metal content in Chinese vegetable plantation land soils and related source analysis[J]. *Agricultural Sciences in China*, 2008, 7(9): 1115–1126
- [5] 李富, 张刚, 杨帆, 等. 设施菜地土壤重金属污染及有效性研究[J]. *国土与自然资源研究*, 2020(3): 49–53
- LI F, ZHANG G, YANG F, et al. Study on heavy metal pollution and availability in vegetable soil[J]. *Territory & Natural Resources Study*, 2020(3): 49–53
- [6] 湛润生, 胡冬梅, 甄莉娜, 等. 山西省天镇县设施菜地土壤重金属污染评价及其源解析[J]. *环境污染与防治*, 2021, 43(12): 1573–1577
- ZHAN R S, HU D M, ZHEN L N, et al. Pollution evaluation and source analysis of heavy metals in facility vegetable land soils of Tianzhen County of Shanxi Province[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2021, 43(12): 1573–1577
- [7] 董达诚, 胡梦凌, 罗昱, 等. 陆良县菜地土壤重金属的污染评价及来源解析[J]. *环境污染与防治*, 2021, 43(6): 732–737, 790
- DONG D C, HU M L, LUO Y, et al. Pollution evaluation and source apportionment of heavy metals in vegetable fields of Luliang County[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2021, 43(6): 732–737, 790
- [8] 纪小凤. 土壤-玉米系统中铜、镉生物有效性及其影响因素研究[D]. 哈尔滨: 中国科学院研究生院(东北地理与农业生态研究所), 2016
- JI X F. Bioavailability of Cu, Cd and its influence factors in the soil-maize system[D]. Harbin: Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, 2016
- [9] JIAO W, OUYANG W, HAO F H, et al. Geochemical variability of heavy metals in soil after land use conversions in Northeast China and its environmental applications[J]. *Environmental Science Processes & Impacts*, 2014, 16(4): 924–931
- [10] BOLAN N, KUNHIKRISHNAN A, THANGARAJAN R, et al. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils — To mobilize or to immobilize?[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2014, 266: 141–166
- [11] XIN J L, HUANG B F, DAI H W, et al. Roles of rhizosphere and root-derived organic acids in Cd accumulation by two hot pepper cultivars[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(8): 6254–6261
- [12] 辛绢. 镉高、低积累萝卜基因型筛选及其镉积累差异机理研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2018
- XIN J. Screening of high or low cadmium accumulation radish cultivars and research on the mechanisms of the difference[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2018
- [13] 龚玉莲, 杨中艺. 蕹菜不同镉积累品种的根际土壤化学特征[J]. *应用生态学报*, 2014, 25(8): 2377–2384
- GONG Y L, YANG Z Y. Chemical characteristics of the rhizosphere soil of water spinach cultivars differing in Cd accumulation[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2014, 25(8): 2377–2384
- [14] 李欣阳. 土壤-水稻系统 Cd 形态变化、活化特征与 Cd 迁移阻控研究[D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2019
- LI X Y. The research on Cd speciation changes, mobilization characteristics and Cd migration impedence in soil-rice system[D]. Changsha: Central South University of Forestry & Technology, 2019
- [15] 王新, 周启星. 重金属与土著微生物的相互作用及污染土壤修复[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2004, 5(11): 1–5
- WANG X, ZHOU Q X. Interaction between heavy metals and soil microorganisms and remediation of contaminated soils[J]. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, 2004, 5(11): 1–5
- [16] 刘莉华, 刘淑杰, 陈福明, 等. 接种内生细菌对龙葵吸收积累镉的影响[J]. *环境科学学报*, 2013, 33(12): 3368–3375
- LIU L H, LIU S J, CHEN F M, et al. Effect of endophytic bacteria inoculation on cadmium uptake in *Solanum nigrum* L.[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, 33(12): 3368–3375
- [17] 李晓晴. 枯草芽孢杆菌对花生镉积累的影响机制研究[D]. 济南: 山东师范大学, 2013
- LI X Q. Study on the mechanism of *Bacillus subtilis* effects on Cd accumulation of peanut[D]. Jinan: Shandong Normal University, 2013
- [18] 盛下放, 白玉, 夏娟娟, 等. 镉抗性菌株的筛选及对番茄吸收镉的影响[J]. *中国环境科学*, 2003, 23(5): 467–469
- SHENG X F, BAI Y, XIA J J, et al. Screen out of cadmium-resistance strains and their effect on cadmium uptake by tomato[J]. *China Environmental Science*, 2003, 23(5): 467–469
- [19] 张玉坤, 高夕彤, 王小敏, 等. 两种积累型番茄对不同难溶态 Cd 活化与吸收的差异[J]. *中国生态农业学报(中英文)*, 2022, 30(8): 1355–1361
- ZHANG Y K, GAO X T, WANG X M, et al. Difference in activation and absorption of different insoluble Cd between two tomato varieties with different Cd accumulation[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2022, 30(8): 1355–1361
- [20] 高夕彤, 李硕, 贾娟, 等. 不同番茄品种对镉胁迫的耐抗性差异研究[J]. *华北农学报*, 2018, 33(2): 169–176
- GAO X T, LI S, JIA J, et al. Study on resistance of different tomato varieties to cadmium stress[J]. *Acta Agriculturae Boreali-Sinica*, 2018, 33(2): 169–176
- [21] CAUSEY B D. Parametric estimation of the number of classes in a population[J]. *Journal of Applied Statistics*, 2002, 29(6): 925–934
- [22] CHAO A, YANG M C K. Stopping rules and estimation for recapture debugging with unequal failure rates[J]. *Biometrika*, 1993, 80(1): 193–201
- [23] SHANNON C E. A mathematical theory of communication[J]. *The Bell System Technical Journal*, 1948, 27(3): 379–423
- [24] SIMPSON E H. Measurement of diversity[J]. *Nature*, 1949, 163: 688

- [25] AGRAWAL S, KINH C T, SCHWARTZ T, et al. Determining uncertainties in PICRUSt analysis — An easy approach for autotrophic nitrogen removal[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2019, 152: 107328
- [26] LONG Y J, ZHU N, ZHU Y Y, et al. Hydrochar drives reduction in bioavailability of heavy metals during composting via promoting humification and microbial community evolution[J]. *Bioresource Technology*, 2024, 395: 130335
- [27] 孔令璇, 郭天亮, 王琪, 等. 不同品种小麦苗期吸收和转运镉的特性[J]. *环境科学与技术*, 2022, 45(10): 36–43
- KONG L X, GUO T L, WANG Q, et al. Characteristics of cadmium uptake and transport in different wheat varieties at seedling stage[J]. *Environmental Science and Technology*, 2022, 45(10): 36–43
- [28] 闫仁俊. 玉米与超富集植物间作条件下 Cd 富集效应及其机理[D]. 北京: 中国农业科学院, 2020
- YAN R J. Cd enrichment effect and its mechanism under intercropping between maize and hyperaccumulator plants[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2020
- [29] 商慧文, 陈江华, 张艳玲, 等. 不同 Cd 积累基因型烟草根系分泌低分子量有机酸的差异[J]. *烟草科技*, 2014, 47(4): 88–92
- SHANG H W, CHEN J H, ZHANG Y L, et al. Difference of low molecular weight organic acids exuded by root system of two tobacco genotypes of different Cd accumulating pattern[J]. *Tobacco Science & Technology*, 2014, 47(4): 88–92
- [30] 王宁, 姚晨, 贾瑞, 等. 镉胁迫对苗期小麦镉吸收及其根际细菌群落的影响[J]. *河南农业大学学报*, 2021, 55(3): 414–421
- WANG N, YAO C, JIA R, et al. Effects of Cd stress on Cd uptake and rhizosphere bacterial community in seedling wheat[J]. *Journal of Henan Agricultural University*, 2021, 55(3): 414–421
- [31] 毛亮, 靳治国, 高扬, 等. 微生物对龙葵的生理活性和吸收重金属的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2011, 30(1): 29–36
- MAO L, JIN Z G, GAO Y, et al. Effects of microorganism on physiological activity of *Solanum nigrum* and absorption of heavy metals[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(1): 29–36
- [32] YAN D, XIANG Y, GE J W. *Massilia tieshanensis* sp. nov., isolated from mining soil[J]. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 2012, 62(Pt_10): 2356–2362
- [33] 周赓, 邓成刚, 曹林友, 等. 一株耐镉细菌的筛选、鉴定与性质研究[J]. *化学与生物工程*, 2016, 33(3): 43–47
- ZHOU G, DENG C G, CAO L Y, et al. Screening, identification and characterization of a cadmium resistant strain[J]. *Chemistry & Bioengineering*, 2016, 33(3): 43–47
- [34] 鲁子正钢, 朱立新, 季宏兵, 等. 鞘氨醇单胞菌修复土壤重金属污染研究进展[J/OL]. *浙江农业学报*, 2024: 1–10 (2024-02-27). <https://kns.cnki.net/kcms/detail/33.1151.S.20240226.1226.008.html>
- LU Z Z G, ZHU L X, JI H B, et al. Research progress in remediation of soil heavy metal pollution by *Sphingosinomonas*[J/OL]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2024: 1–10 (2024-02-27). <https://kns.cnki.net/kcms/detail/33.1151.S.20240226.1226.008.html>
- [35] WU S J, ZHOU Z J, ZHU L, et al. Cd immobilization mechanisms in a *Pseudomonas* strain and its application in soil Cd remediation[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 425: 127919
- [36] 白红娟, 张肇铭, 负妮, 等. 沼泽红假单胞菌去除铅的实验研究[J]. *中国安全科学学报*, 2007, 17(1): 96–101, 177
- BAI H J, ZHANG Z M, YUN N, et al. Experimental studies on the removal of lead by *Rhodopseudomonas palustris*[J]. *China Safety Science Journal*, 2007, 17(1): 96–101, 177
- [37] LI Z M, LIANG Y, HU H W, et al. Speciation, transportation, and pathways of cadmium in soil-rice systems: a review on the environmental implications and remediation approaches for food safety[J]. *Environment International*, 2021, 156: 106749
- [38] HOU D D, WANG R Z, GAO X Y, et al. Cultivar-specific response of bacterial community to cadmium contamination in the rhizosphere of rice (*Oryza sativa* L.)[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 241: 63–73
- [39] 陈兆进, 林立安, 李英军, 等. 镉胁迫对芒草根际细菌群落结构、共发生网络和功能的影响[J]. *环境科学*, 2021, 42(8): 3997–4004
- CHEN Z J, LIN L A, LI Y J, et al. Shifts in rhizosphere bacterial community structure, co-occurrence network, and function of *Miscanthus* following cadmium exposure[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(8): 3997–4004
- [40] 黄冬芬, 毛懋, 张洁, 等. 低浓度镉对柱花草土壤细菌的影响[J]. *热带农业科学*, 2012, 32(12): 59–63
- HUANG D F, MAO M, ZHANG J, et al. Influence of cadmium on bacteria in soil planted with *Stylosanthes*[J]. *Chinese Journal of Tropical Agriculture*, 2012, 32(12): 59–63
- [41] CHENG C, WANG R, SUN L J, et al. Cadmium-resistant and arginine decarboxylase-producing endophytic *Sphingomonas* sp. C40 decreases cadmium accumulation in host rice (*Oryza sativa* Ciangyou 513)[J]. *Chemosphere*, 2021, 275: 13010
- [42] JIN X, RAHMAN M K U, MA C L, et al. Silicon modification improves biochar's ability to mitigate cadmium toxicity in tomato by enhancing root colonization of plant-beneficial bacteria[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2023, 249: 114407