

不同钝化机制矿物对土壤重金属的钝化效果及微生物响应

任露陆, 蔡宗平, 王固宁, 叶志钧, 张艳林, 曹美苑

引用本文:

任露陆, 蔡宗平, 王固宁, 等. 不同钝化机制矿物对土壤重金属的钝化效果及微生物响应[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(7): 1470–1480.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1436>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

钝化材料对农田土壤Cd形态及微生物群落的影响

兰玉书, 袁林, 杨刚, 程蓉, 石楷岐, 高本汗

农业环境科学学报. 2020, 39(12): 2743–2751 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0637>

电子垃圾不当处置的重金属和多氯联苯污染及其生态毒理效应

张金莲, 丁疆峰, 林浩忠, 党志, 易筱筠, 卢桂宁

农业环境科学学报. 2017, 36(5): 891–899 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-1616>

不同钝化剂对重金属复合污染土壤的修复效应研究

殷飞, 王海娟, 李燕燕, 李勤椿, 和淑娟, 王宏镔

农业环境科学学报. 2015(3): 438–448 <https://doi.org/10.11654/jaes.2015.03.005>

有机肥中重金属对菜田土壤微生物群落代谢的影响

林辉, 孙万春, 王飞, 王斌, 翁颖, 马军伟, 符建荣

农业环境科学学报. 2016, 35(11): 2123–2130 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-0674>

不同改良剂及其组合对土壤镉形态和理化性质的影响

闫家普, 丁效东, 崔良, 张磊

农业环境科学学报. 2018, 37(9): 1842–1849 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0187>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

任露陆, 蔡宗平, 王固宁, 等. 不同钝化机制矿物对土壤重金属的钝化效果及微生物响应[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(7): 1470–1480.

REN L L, CAI Z P, WANG G N, et al. Effects of minerals with different immobilization mechanisms on heavy metals availability and soil microbial response[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(7): 1470–1480.



开放科学 OSID

不同钝化机制矿物对土壤重金属的钝化效果及微生物响应

任露陆, 蔡宗平, 王固宁, 叶志钧, 张艳林, 曹美苑

(广东环境保护工程职业学院, 广东 佛山 528216)

摘要:为探讨石灰石、蒙脱石两种不同钝化机制矿物施加对土壤重金属的钝化效果和土壤环境健康的影响,利用盆栽试验,通过常规测定方法和16S rRNA高通量测序手段,分析土壤酶活性和微生物群落结构的变化,并结合土壤重金属有效性、水稻富集系数和转运系数等指标,研究两种矿物施加后土壤的环境功能响应及其影响机制。结果表明:施加石灰石显著降低了土壤Cd、Cu、Pb、Zn的有效性,降低幅度依次为Zn(99.1%)>Cd(91.4%)>Cu(85.6%)>Pb(46.1%),并显著降低了Cd、Zn的富集系数(43.4%~85.5%)和转运系数(Cd 62.5%、Zn 30.0%),而施加蒙脱石使土壤Pb的有效性降低幅度达19.5%,但其含量与对照差异不显著;施加石灰石显著提高了土壤过氧化氢酶和脲酶活性,均为对照(不施加钝化剂)的1.6倍,施加蒙脱石后土壤过氧化氢酶活性显著提高(为对照的1.4倍),但脲酶活性没有明显变化;施加蒙脱石对土壤微生物多样性和微生物群落结构影响较小,但施加石灰石后,土壤微生物多样性指数显著增加,且*f_Gemmatimonadaceae* *f_Blr1141*和*c_KD4-96*等有益微生物属的丰度明显提高。研究表明,与通过吸附对重金属钝化的蒙脱石相比,石灰石通过提升土壤pH,不但能更有效地降低土壤中Cd、Cu、Pb、Zn等重金属的生物有效性,还能提升土壤酶活性和微生物的多样性,从而改善土壤健康状况,其中土壤pH、有效磷和有机质含量是影响微生物群落结构的关键因素。

关键词:重金属;石灰石;蒙脱石;生物有效性;微生物群落;钝化

中图分类号:X53;X172 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2021)07-1470-11 doi:10.11654/jaes.2020-1436

Effects of minerals with different immobilization mechanisms on heavy metals availability and soil microbial response

REN Lulu, CAI Zongping, WANG Guning, YE Zhijun, ZHANG Yanlin, CAO Meiyuan

(Guangdong Vocational College of Environmental Protection Engineering, Foshan 528216, China)

Abstract: The goals of this study are to elucidate the effects of minerals, including limestone and montmorillonite, on the heavy metal availability and soil health. A pot trial was conducted to examine the effects of the two aforementioned minerals on heavy metals availability, enzyme activities, and microbial community structure in metal-contaminated farmland soils by traditional testing methods and 16S rRNA high throughput sequencing. Additionally, their effects on biological concentrations and translocation factors of heavy metals in rice, the relationships between microbial community structure and physicochemical properties, and factor regulating them were analyzed. The results showed that limestone application decreased the availabilities of Cd, Cu, Pb, and Zn, with decreases of 99.1% for Zn, 91.4% for Cd, 85.6% for Cu, and 46.1% for Pb. Moreover, limestone application also significantly reduced the biological concentration factors

收稿日期:2020-12-14 录用日期:2021-03-08

作者简介:任露陆(1983—),女,江西上饶人,硕士研究生,从事土壤重金属污染修复研究。E-mail:85141498@qq.com

基金项目:广东高校省级重点平台和重大科研项目(青年创新人才项目)(2017GKQNCX046);广东省科技计划项目(2018A050506046, 2019A141405064);广东普通高校创新团队项目(2017GKCXTD004)

Project supported: The Main Platform and Major Scientific Project of Guangdong Colleges (Young Innovative Talents Program) (2017GKQNCX046); The Science and Technology Planning Project of Guangdong Province (2018A050506046, 2019A141405064); The Innovation Team Project of Guangdong Colleges (2017GKCXTD004)

(43.4%~85.5%) and translocation factors (Cd 62.5% and Zn 30.0%). In contrast, the application of montmorillonite decreased the availability of only Pb (19.5% decrease). Consistently, urease and catalase activities in the limestone treated soil were 1.6 times higher than those of the control, whereas catalase activity in the montmorillonite amended soils also increased 1.4 times, although urease activity did not increase significantly. Additionally, the application of montmorillonite did not affect the microbial community structure significantly, whereas the application of limestone significantly increased microbial community diversity. The beneficial bacterial genera *f_Gemmatimonadaceae*, *f_Birrii41*, and *c_KD4-96*, which are vital for phosphate dissolution and microbial nitrogen metabolism, were also enriched. Overall, our study shows that the limestone application decrease the availabilities of Cd, Cu, Pb, and Zn, and improve soil health. The soil microbial community is determined by soil pH, and available P and soil organic matter contents.

Keywords: heavy metals; limestone; montmorillonite; bioavailability; microbial community; passivation

土壤重金属污染具有隐蔽性、持久性和不可逆性等特点,是关乎生态环境安全和人类健康的全球性问题^[1]。20世纪80年代以来,我国农田土壤重金属污染不断加剧^[2],根据原环境保护部和原国土资源部2014年联合发布的《全国土壤污染状况调查公报》,我国耕地土壤点位超标率为19.4%,主要污染物为Cd、Ni、Cu、As、Hg、Pb等^[3]。其中,矿山开采和有色金属冶炼、电镀和电子废物拆解等工业活动,均被认为是农田土壤Cd、Cu、Pb和Zn等重金属的重要来源,这些重金属可对生物体产生毒性,对土壤环境质量、人群健康和生态系统安全造成重大影响^[4-5]。

目前,常用的土壤污染修复技术有物理修复、化学修复和生物修复等^[6],对于轻中度污染土壤,施用钝化剂降低重金属有效性是有效的修复措施^[7]。现有钝化剂主要包括矿物材料(如石灰石、蒙脱石)、含磷材料(磷灰石、钙镁磷肥)、有机物料(有机肥、生物炭)等,其机理主要为沉淀、吸附和螯合^[8]。石灰石和蒙脱石作为两种常规的天然矿物材料,具有容易获取、成本低廉和施加简便等优点,对其已有较多的研究和应用^[9]。例如,陈炳睿等^[10]研究发现,石灰石能够有效降低土壤中交换态Pb、Cd的含量,并且明显减少土壤中Pb、Cd的毒性浸出量。将蒙脱石按5%(质量比)添加至受重金属污染的土壤中,能够有效降低土壤中Cd、Cu、Pb、Zn的弱酸提取态含量,且蒙脱石钝化效果整体优于生物炭^[9]。尽管石灰石和蒙脱石对重金属具有较好的稳定效果,但其作用机理并不相同。同时,现有的研究主要关注材料施加对土壤重金属有效性和

作物重金属吸收量的影响^[11-12],极少关注材料施加后土壤环境健康的变化。当前,在国家“土十条”的推动下,各地深入实施受污染耕地的安全利用,大范围的钝化材料施加将对农田土壤生态系统产生较高的潜在风险。

土壤微生物因直接参与土壤物质循环和能量流动,具有维持动植物生长和净化环境污染等生态系统功能,因而反映了土壤生态系统的健康状况^[13]。与植物相比,土壤微生物和酶活性对土壤重金属污染的反应更为灵敏,通常作为重金属污染土壤评价的敏感指标^[14]。本研究拟通过高通量测序技术,以土壤酶活性、微生物多样性和群落结构作为指标,评价石灰石和蒙脱石两种不同钝化机理的材料对土壤健康的恢复程度,旨在为重金属污染农田土壤的可持续修复及其效果评估方法的确定提供技术支撑。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤样品取自清远市电子废物拆解区农田耕作土,其为重金属污染酸性水稻土,土壤pH 4.93,全氮 $2.76\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,全磷 $0.48\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,有机质 $35.20\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,Cd $0.93\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,Cu $310.26\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,Pb $250.56\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,Zn $576.73\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。采集表层0~20 cm土壤样品,自然风干,过4 mm尼龙筛,保存备用。

采用的钝化剂为石灰石(广州艺峰矿业科技有限公司)和蒙脱石(信阳信和矿业有限公司),供试材料的基本理化性质见表1。

表1 供试材料的基本性质

Table 1 Basic properties of materials used in the present study

材料 Materials	pH	阳离子交换量 CEC/($\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$)	有效磷 AP/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Cd/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Cu/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Pb/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Zn/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
石灰石	11.21	0.51	2.17	0.50	5.94	45.29	10.10
蒙脱石	5.71	1.69	2.10	0.17	3.75	16.05	24.01

供试水稻品种为粤农丝苗。

1.2 试验设计

试验设3个处理,分别为对照(CK,不施加钝化剂)、0.6%石灰石(LS)和0.6%蒙脱石(MM),每个处理设5次重复,石灰石和蒙脱石按照质量比添加至土壤中。盆栽所用的花盆外口直径约30 cm,底部直径约20 cm,高度约23 cm。水稻幼苗移栽前1周,每盆装土4.0 kg,按照添加量为0.6%的比例将钝化剂与土壤混匀,加入底肥(3.0 g 尿素、1.5 g $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ 和3.0 g K_2SO_4),加水淹过土面4~5 cm。水稻育苗完成后(约20 d),挑选健康且长势一致的水稻幼苗移植到花盆中,每盆2穴,每穴1株,水稻全生育期土面上保持4~5 cm的水层。

1.3 样品采集及测试方法

1.3.1 样品采集方法

植物样品收获方法:水稻成熟后(约3个月),采集茎叶和根系,依次用自来水和去离子水清洗,自然晾干水分,分别称量茎叶和根系的鲜质量,然后放入烘箱中105℃杀青30 min,并在70℃下烘干至恒质量,分别称量茎叶和根系的干质量,粉碎、研磨后待测。

土壤样品采集方法:水稻收获的同时收集根际附近4~5 cm的土壤,将其装入20 mL离心管中,于-20℃冰箱保存,用于测定土壤微生物指标。以四分法取约500 g土壤,去除植物根系和残体,风干后分别过10、20、60目筛,保存待测。

1.3.2 土壤性质分析方法

土壤、植物样品分析方法:土壤pH和电导率(EC)按照土水比1:2.5采用电位法测定;土壤阳离子交换量(CEC)采用乙酸铵交换法测定;土壤有机质(SOM)采用重铬酸钾容量法测定;土壤有效磷(AP)采用0.50 mol·L⁻¹ NaHCO_3 浸提-钼锑抗比色法测定^[15];土壤过氧化氢酶活性的测定采用 KMnO_4 滴定法($\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$,以每克土 KMnO_4 计),脲酶活性的测定采用靛酚蓝比色法^[16]($\text{mmol}\cdot\text{g}^{-1}$,以每克土 $\text{NH}_3\text{-N}$ 计);

土壤有效态Cd、Cu、Pb、Zn含量采用0.01 mol·L⁻¹ CaCl_2 以1:5的土水比浸提,土壤样品用盐酸-硝酸-氢氟酸进行消解,水稻植物样品采用硝酸-高氯酸消解,浸提液和消解液中的Cd、Cu、Pb、Zn含量采用原子吸收分光光度法测定(PE-PinAAcle 900 T)。样品分析过程中加入国家标准物质土壤(GBW07430)和菠菜(GBW10015)进行质控,全程做空白试验和加标回收,重金属检测过程加标回收率分别控制在Cd 77%~105%、Cu 92%~110%、Pb 80%~106%、Zn 86%~111%。

土壤微生物测定:基于16S rRNA高通量测序技术,利用双末端测序的方法,构建小片段文库进行测序。通过对Reads拼接过滤,OTUs聚类,并进行物种注释及丰度分析,揭示样品的物种构成;并进一步进行多样性分析和显著物种差异分析。

1.4 数据分析方法

生物富集系数(Biological concentration factor, BCF)^[17]:

$$BCF = \frac{\text{水稻茎叶或根系重金属含量}(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})}{\text{土壤中重金属含量}(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})} \times 100\%$$

转运系数(Translocation factor, TF)^[17]:

$$TF = \frac{\text{水稻茎叶重金属含量}(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})}{\text{水稻根系重金属含量}(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})} \times 100\%$$

试验数据初步分析均采用Microsoft Excel 2013进行,试验数据均采用5次重复的平均值±标准偏差表示,采用SPSS 23进行数据统计分析,采用Canoco 5 Tutorial及Microsoft Excel 2013作图。

2 结果与分析

2.1 钝化剂对土壤理化性质的影响

水稻收获后,根际土壤的基本理化性质见表2。可以看出,与CK相比,LS和MM处理均可显著提高土壤pH($P<0.05$),且LS的增幅更为明显,达2.16个单位;两种处理CEC均无显著变化,但LS可使土壤AP

表2 不同处理对土壤理化性质的影响

Table 2 Effects of different treatments on the physical and chemical properties of soil

处理 Treatments	pH	阳离子交换量 CEC/($\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$)	有效磷 AP/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	速效氮 AN/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	有机质 SOM/($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	电导率 EC/($\text{mS}\cdot\text{kg}^{-1}$)
CK	5.94±0.05c	7.24±0.36a	19.38±1.13b	6.95±0.83a	40.82±0.74a	0.11±0.01b
LS	8.10±0.00a	7.21±0.34a	23.40±2.10a	3.20±1.93b	37.63±1.83b	0.21±0.02a
MM	6.04±0.05b	7.28±0.24a	18.60±1.43b	6.33±2.09a	38.85±0.85b	0.10±0.02b

注:不同小写字母表示各处理间差异显著($P<0.05$)。下同。

Note: Different lowercase letters indicate significant differences among treatments ($P<0.05$). The same below.

含量显著增加 ($P<0.05$), AN 和 SOM 含量显著降低 ($P<0.05$), 而 MM 对土壤 AP 和 AN 含量影响较小。

2.2 钝化剂对土壤有效态重金属含量的影响

根际土壤重金属的有效态含量如图 1 所示。可以看出, 与 CK 相比, LS 处理显著降低了土壤重金属有效态 Zn、Cd、Cu、Pb 含量 ($P<0.05$), 降低幅度依次为 99.1%、91.4%、85.6%、46.1%; 而 MM 处理 Cd、Cu、Pb、Zn 有效态含量均无显著变化, 但有效态 Pb 含量降低幅度达到了 19.5%。

2.3 钝化剂对土壤酶活性的影响

水稻收获后, 根际土壤过氧化氢酶和脲酶活性的结果如图 2 所示。结果发现, 土壤样品中添加石灰石可显著提高过氧化氢酶和脲酶活性 ($P<0.05$), 两种酶的活性均较 CK 提高 1.6 倍; 同时, MM 处理也可显著提高过氧化氢酶的活性 ($P<0.05$), 为 CK 的 1.4 倍, 但脲酶活性提高不显著 ($P>0.05$)。

2.4 钝化剂对水稻重金属累积和转运的影响

水稻成熟后, 通过测定水稻地上部分(茎叶)和地下部分(根系)的重金属含量, 计算出水稻的 BCF 和 TF, 如表 3 所示。与 CK 相比, LS 处理显著降低了水

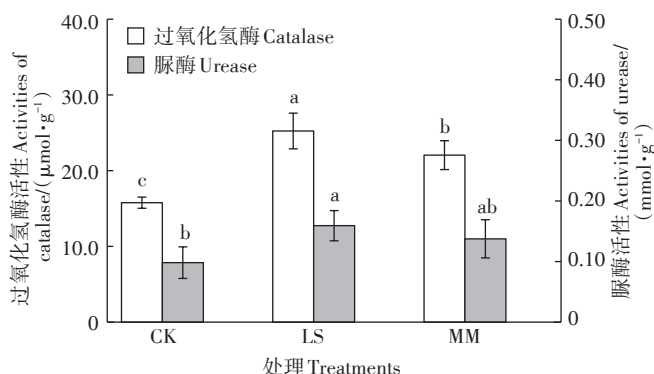
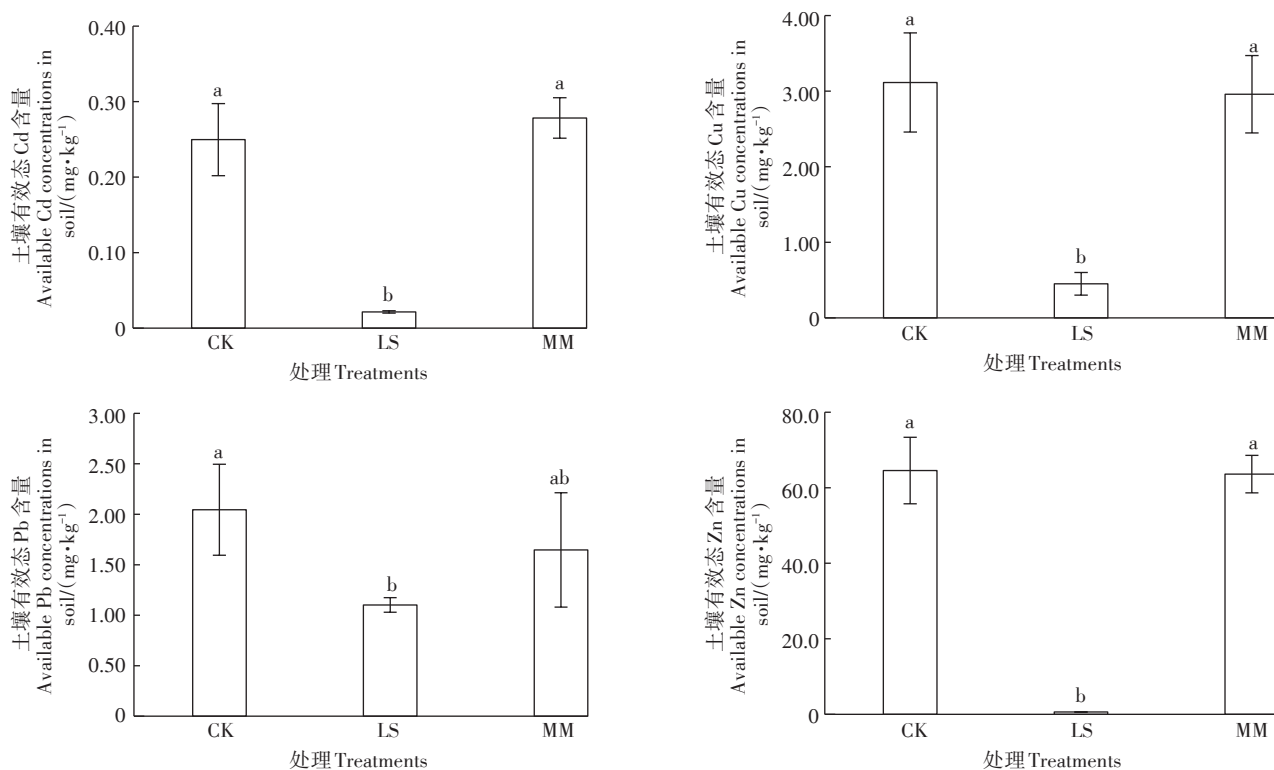


图 2 不同处理对土壤酶活性的影响

Figure 2 Effects of different treatments on the activities of urease and catalase in soils

稻茎叶、根系 Cd 和 Zn 的 BCF ($P<0.05$), 降幅分别为 85.5% (茎叶 Cd)、62.6% (根系 Cd)、61.9% (茎叶 Zn)、43.4% (根系 Zn), LS 处理根系 Pb 的 BCF 有所降低, 但未达到显著水平; MM 处理水稻茎叶、根系中的重金属 BCF 均无显著变化 ($P>0.05$)。与 CK 相比, LS 处理 Cd 和 Zn 的 TF 显著降低 ($P<0.05$), 降幅分别为 62.5% 和 30.0%; MM 处理的各种重金属 TF 均无显著变化



不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$)。下同

Different lowercase letters indicate significant differences among treatments ($P<0.05$). The same below

图 1 不同处理对土壤重金属有效态含量的影响

Figure 1 Effects of different treatments on the availabilities of heavy metals in soils

($P>0.05$)。

2.5 钝化剂对土壤微生物多样性与群落结构的影响

2.5.1 对土壤微生物多样性的影响

不同处理下土壤微生物的OTUs数和群落多样性指数的变化情况见表4。通过16S rRNA基因MiSeq测序,3组处理15个样本共获得1 772 148条序列,各群落的序列数在90 872至159 204之间。各处理高通量测序覆盖率均大于99%,说明本次测序结果样本中物种被检测出的覆盖率高。与蒙脱石相比,施加石灰石更明显增加了土壤微生物群落的多样性,其中,LS处理的Shannon指数增加了2.23%,而MM处理的Shannon指数下降了3.85%;从微生物群落丰富度看,LS处理组的ACE和Chao1指数分别增加了2.16%和2.12%,微生物多样性增加显著($P<0.05$),而MM处理组的这两种指数与CK组无显著差异。

2.5.2 对土壤微生物群落结构的影响

土壤微生物门的相对丰度结果显示(图3),3个处理样品微生物归属22个门,其中8个门的相对丰度 $>1\%$ 。丰度由高到低的顺序分别为变形菌门(Proteobacteria, 19.12%~37.76%)、绿弯菌门(Chloroflexi, 10.80%~43.15%)、放线菌门(Actinobacteria, 7.37%~17.40%)、芽单胞菌门(Gemmatimonadetes, 4.50%~

21.41%)、酸杆菌门(Acidobacteria, 3.44%~12.95%)、拟杆菌门(Bacteroidetes, 1.89%~19.95%)、蓝藻细菌门(Cyanobacteria, 0.76%~8.71%)、疣微菌门(Verrucomicrobia, 1.33%~2.89%)。施加钝化剂后,LS处理变形

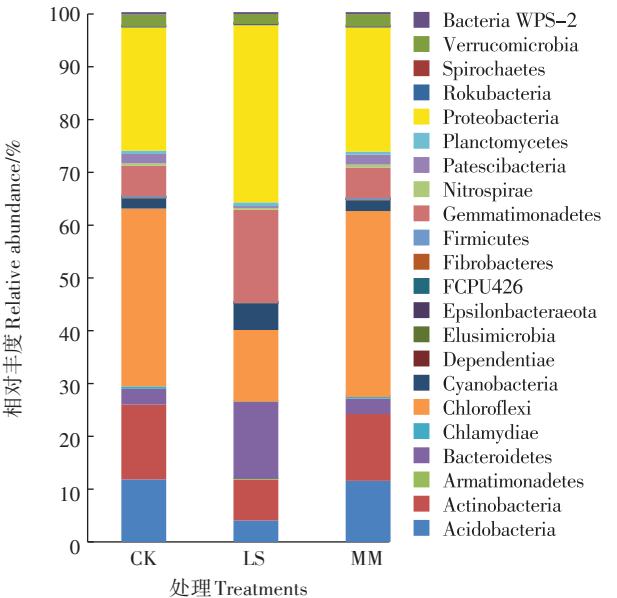


图3 不同处理对土壤微生物群落门水平结构的影响
Figure 3 Effects of different treatments on the soil microbial community structure at phylum level

表3 不同处理下水稻各部位的生物富集系数(BCF)和转运系数(TF)

Table 3 Biological concentration factors(BCF) and translocation factors(TF) of rice under different treatments

元素 Elements	处理 Treatments	BCF		TF
		茎叶 Shoot	根系 Root	
Cd	CK	0.62±0.04a	1.63±0.17a	0.40±0.06a
	LS	0.09±0.01b	0.61±0.05b	0.15±0.03b
	MM	0.59±0.05a	1.70±0.09a	0.35±0.03a
Cu	CK	0.05±<0.01a	0.45±0.03a	0.10±0.01a
	LS	0.05±0.01a	0.45±0.04a	0.12±0.02a
	MM	0.05±<0.01a	0.50±0.05a	0.10±0.01a
Pb	CK	0.05±0.01a	0.78±0.07ab	0.07±0.01a
	LS	0.04±0.01a	0.54±0.04b	0.08±0.02a
	MM	0.04±0.01a	0.84±0.11a	0.05±<0.01a
Zn	CK	0.21±0.01a	0.53±0.04a	0.40±0.04a
	LS	0.08±0.01b	0.30±0.01b	0.28±0.02b
	MM	0.22±0.01a	0.55±0.07a	0.42±0.05a

表4 不同处理土壤微生物多样性指数变化

Table 4 Changes of microbial community diversity indices in soils under different treatments

处理 Treatments	OTUs	ACE 指数	Chao1 指数	Shannon 指数	覆盖率 Coverage/%
CK	976±11b	980.12±11.96b	985.14±15.01b	4.93±0.09a	99.98±<0.01a
LS	997±5a	1 001.30±4.34a	1 006.01±4.57a	5.04±0.12a	99.98±<0.01a
MM	975±9b	979.39±7.10b	982.33±5.55b	4.74±0.11b	99.98±<0.01a

菌门、芽单胞菌门、拟杆菌门、蓝藻细菌门相对丰度均明显增加,而绿弯菌门、放线菌门、酸杆菌门相对丰度均显著降低,疣微菌门相对丰度略有降低;MM处理绿弯菌门、变形菌门、蓝藻细菌门、疣微菌门相对丰度均略有增加,放线菌门、酸杆菌门、拟杆菌门、芽单胞菌门相对丰度均略有降低。

在土壤微生物属水平,不同钝化处理下的微生物群落结构发生了明显变化(图4,选择丰度变化>0.5%的28种属进行分析)。其中,LS处理土壤中相对丰度较大的优势微生物属有 *f_Gemmatimonadaceae*、*f_Blrri41*、*Gerbera_hybrid_cultivar* 和 *c_KD4-96*。CK、MM处理与LS处理不同,两者土壤中优势微生物属相近,包括 *f_JG30-KF-AS9*、*o_Acidobacteriales*、*c_KD4-96*、*o_Gaiellales*。

2.5.3 土壤微生物群落结构与理化性质的相关性

通过RDA进一步揭示微生物群落结构的影响机制,结果见图5。两个坐标轴共解释了微生物群落和土壤理化因子总方差的90.7%,其中横向坐标轴解释

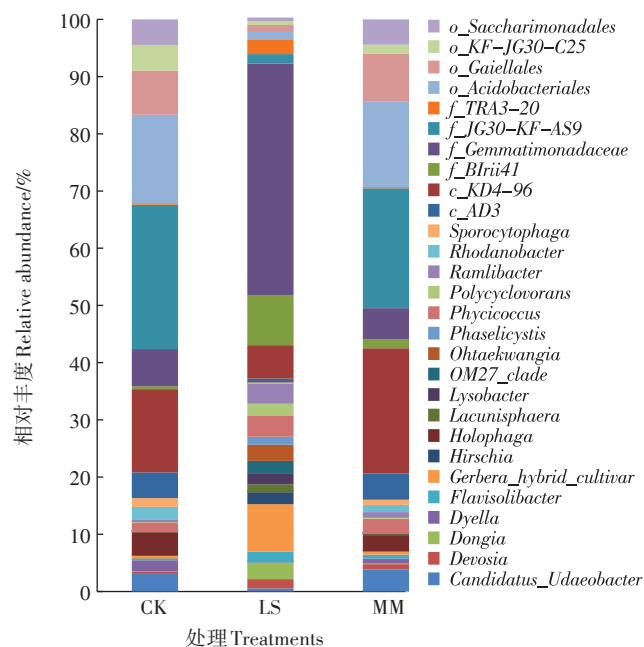


图4 不同处理对土壤微生物群落属水平结构的影响

Figure 4 Effects of different treatments on the soil microbial community structure at genus level

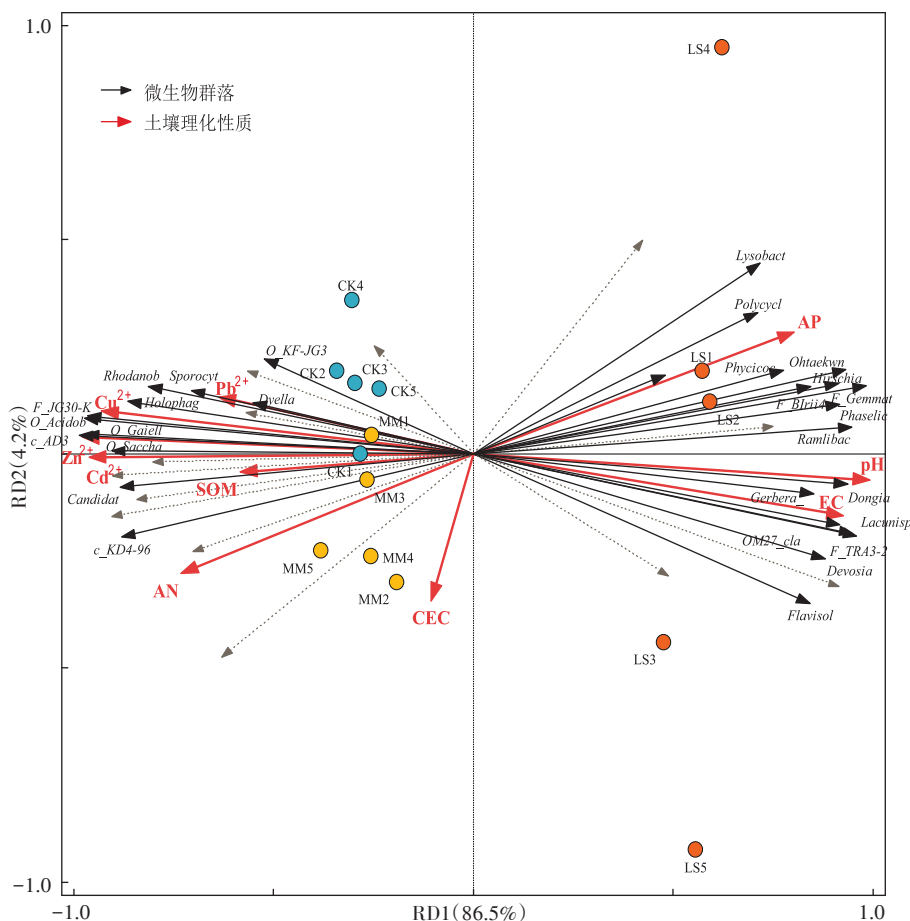


图5 土壤微生物群落与理化性质及有效态重金属含量的RDA分析

Figure 5 RDA of chemical properties and availabilities of heavy metals on the microbial community structure in soils

86.5%, 纵向坐标轴解释4.2%, 能较好地反映土壤理化性质对土壤微生物群落结构的影响。经不同钝化剂处理过的土壤明显分布于不同的坐标轴, LS处理位于RD1轴的右边, 其AP含量、pH和EC含量较高, 有效态重金属含量较低。CK和MM处理则位于RD1轴的左边, 有效态重金属浓度含量较高。蒙特卡罗检验结果表明, 对土壤微生物群落结构影响最大的环境因子为pH、AP和SOM含量($P < 0.05$)。

由图5可知, 优势微生物属如溶杆菌属(*Lyso-bacter*)、*Polycyclovorans*、*Phycococcus*、*Dongia*、*OM27-clade*等与AP、pH、EC含量呈正相关, 与有效态重金属含量呈负相关; 生孢噬纤维菌属(*Sporocytophaga*)、*uncultured_bacterium_f_JG30-KF-AS9*、*uncultured_bacterium_c_AD3*、*uncultured_bacterium_o_Saccharimonadales*等与AP、pH、EC含量呈负相关, 与有效态重金属含量呈正相关。

3 讨论

3.1 钝化剂对重金属生物有效性和植物吸收的影响

分析水稻收获后根际土壤的理化性质, 发现石灰石和蒙脱石两种材料对土壤理化性质产生了不同影响, 两种处理均显著增高了土壤pH(表2), 但LS处理对提高土壤pH的效果明显优于MM, 这可能是由于石灰石本身具有较高的pH(pH 11.21)。因此, 与蒙脱石相比, 相同用量下石灰石对提高土壤pH的效果更显著。LS处理可使土壤AP含量显著增加, 但使AN和SOM含量显著降低, 这与谭川疆等^[18]的研究结果一致, 其主要原因可能是供试土壤为赤红壤, 其中的磷主要为闭蓄态磷, 施用石灰石能够减弱土壤对磷的固定作用, 促使闭蓄态磷的释放, 从而提高有效磷含量^[19]; AN含量显著降低则可能是因为施加石灰石后, 土壤pH提高, 微生物活性增加, 从而加速了对铵态氮的分解, 这与前人的研究结果一致^[20]。此外, 施加石灰石可以改善微生物活动条件, 加快含碳有机质转化, 促进有机质分解, 从而降低了SOM含量^[21]。

土壤中重金属的有效态是能被植物直接吸收利用的形态, 它决定于土壤中重金属的全量及其活性。研究水稻收获后根际土壤中重金属的有效态含量发现, LS处理可使土壤Cd、Cu、Pb、Zn有效态含量显著降低, 这与LS处理显著增高了土壤pH, 使重金属形成氢氧化物, 促使有效态含量降低有关^[22-23]。此外, 有研究表明, 施用石灰石可使土壤中弱酸提取态Cd、Zn向土壤可氧化态、可还原态及残渣态Cd、Zn转化,

这降低了土壤中Cd、Zn的有效性^[24]。而MM处理有效态Cd、Cu、Pb、Zn的含量与CK相比均无显著变化, 说明在对Cd、Pb等重金属的稳定化中, 通过提高土壤pH的沉淀作用可能比通过表面羟基位交换的吸附作用更为有效。

比较研究LS和MM两种处理下水稻茎叶、根系重金属的BCF以及TF发现, LS处理水稻茎叶、根系Cd和Zn的BCF以及Cd、Zn的TF均显著下降, 表明随着土壤中重金属有效态含量的下降, 石灰石还有效抑制了水稻各部位对Cd、Zn的吸收, 这与董海霞等^[25]的研究结果一致。本研究受试土壤呈酸性(pH 4.93), 石灰石的施用使土壤pH显著提高, 这增加了土壤表面电荷, 从而增加了对Cd²⁺的吸附量, 降低了Cd的可迁移性^[26]。此外, 水稻根系向地上部运输重金属, 还受向地上部运输的转运蛋白作用的影响^[27], 如OsN-RAMP1和OsNRAMP5蛋白参与水稻根系向地上部分转运Cd的过程, 影响Cd²⁺从根部向茎部的运输^[28-29]。因此, 施加石灰石调控土壤pH, 可能进而影响了转运蛋白的作用, 从而导致水稻根系、茎叶对不同重金属元素具有不同的转运能力。

3.2 钝化剂对土壤酶活性的影响

土壤酶活性与土壤重金属的污染程度具有明显的相关性。土壤生物指标的改善是评价土壤重金属修复成功与否的关键^[30-31]。土壤酶为土壤生物化学过程的直接参与者, 对土壤理化性质等环境因素的变化响应敏感^[32]。脲酶是土壤氮循环的重要成分, 而过氧化氢酶可促进过氧化氢的分解, 从而防止过氧化氢对生物体的毒害作用^[33], 因此常用土壤酶活性来表征土壤修复效果^[34]。本研究结果表明, 添加石灰石和蒙脱石对土壤中过氧化氢酶和脲酶活性均有显著影响, 其中LS处理显著提高了过氧化氢酶和脲酶活性。通过皮尔逊相关性分析可知, 过氧化氢酶与pH($r=0.729$, $P < 0.01$)、EC($r=0.606$, $P < 0.05$)、AP($r=0.594$, $P < 0.05$)呈显著正相关, 与AN($r=-0.668$, $P < 0.01$)、SOM($r=-0.666$, $P < 0.01$)、Cd($r=-0.628$, $P < 0.05$)、Cu($r=-0.708$, $P < 0.01$)、Pb($r=-0.588$, $P < 0.05$)、Zn($r=-0.709$, $P < 0.01$)呈显著负相关。说明石灰石的添加有效降低了土壤中重金属的生物有效性, 改善了土壤微生物的生境, 从而提高了酶活性, 这与前人的研究结果一致^[35-36]。脲酶与土壤理化因子相关性较过氧化氢酶小, 但也与pH、EC和AP呈显著正相关($P < 0.05$), 与SOM、Cu和Zn呈显著负相关($P < 0.05$)。由此可知, 土壤重金属有效性和pH、AP等理化因子是影响土壤酶

活性的关键因素。

3.3 钝化剂对土壤微生物多样性与群落结构的影响

土壤修复不仅要关注土壤重金属有效性的降低,更要关注土壤环境健康的变化。微生物对土壤重金属污染具有极强的敏感性,可以作为土壤环境质量的预测与评估指标。本研究利用高通量测序技术对各处理土壤中的微生物多样性进行了深入研究,结果表明,LS处理对微生物多样性有显著影响,施用石灰石的土壤表现出较高的微生物多样性,包括 OTUs、ACE、Chao1 和 Shannon。这一结果说明石灰石会引起微生物群落结构和多样性的变化,施用石灰石能丰富土壤不同功能菌群,提高土壤功能。

在门水平,对照土壤中微生物群落组成最丰富的依次是变形菌门(Proteobacteria)、绿弯菌门(Chloroflexi)、放线菌门(Actinobacteria)、芽单胞菌门(Gemmatimonadetes)、酸杆菌门(Acidobacteria)、拟杆菌门(Bacteroidetes),这与其他受重金属污染土壤的研究结果相似,上述微生物均为优势菌群^[37-38]。进一步的分类结果表明,在属水平,不同处理之间微生物群落结构发生了明显变化,*f_Gemmatimonadaceae*、*f_Blrrii41*、*Gerbera_hybrid_cultivar* 和 *c_KD4-96* 在 LS 处理土壤中检出丰度最高。已有的研究表明,微生物群落结构能够反映土壤环境因子的变化^[39],这主要受土壤污染物水平与土壤理化性质的共同影响^[40]。*f_Gemmatimonadaceae* 被认为是一种有益菌属,对磷酸盐分解、微生物氮代谢和土壤呼吸作用至关重要^[41];*f_Blrrii41* 菌属在其他的研究中也被发现为特定土壤的优势菌属^[42-43];*c_KD4-96* 则被发现与土壤中总磷呈正相关关系^[39],其对磷的溶解释放具有促进作用,是各类型土壤中的主要微生物种群^[38,44];*Gerbera_hybrid_cultivar* 由于缺乏纯培养研究,目前其在受重金属污染土壤中的作用尚不明确。

与石灰石相比,MM 与 CK 处理中土壤有益菌属 *f_Gemmatimonadaceae*、*f_Blrrii41* 丰度较低,这两种菌属在 LS 处理土壤中的丰度分别是 CK 处理的 6 倍和 18 倍,这进一步表明石灰石的施加能够显著促进部分土壤有益菌群的生长,改善土壤环境健康状况。

3.4 土壤理化性质与微生物群落结构的关系

RDA 分析结果表明,土壤理化性质对土壤微生物群落结构影响较大,其中 pH、AP 和 SOM 是最重要的影响因素。在之前的多个研究中均得出 pH 是影响微生物群落关键因素的结论,这主要由于 pH 能够影响多种环境因素,包括土壤重金属形态、营养物质及

酶活性^[45-47]。通过 RDA 结果还发现,土壤 pH 和某些特定微生物相对丰度存在正相关关系,如 *Ramlibacter*、*Dongia* 和 *Gerbera_hybrid_cultivar*,其中 *Ramlibacter*、*Dongia* 为特定类型土壤中的优势微生物属^[46,48]。有研究发现,在一定的 pH 变化范围内,优势微生物群落在土壤生态系统中具有较强的稳定性,这种结构的稳定性说明有可能通过调控稳定的优势微生物群落来实现稻田土壤的功能调节^[49]。与此相反,微生物 *c_AD3*、*o_Saccharimonadales*、*o_Acidobacteriales*、*o_Gaiellales* 以及 *Occallatibacter*、*Jatrophihabitans* 等与 pH 呈显著负相关,说明 pH 对这些微生物有抑制作用。有研究表明,AP、SOM 与稻田土壤微生物群落存在显著相关性,是影响土壤微生物群落结构和功能多样性的关键因素^[50-51],这与本研究结果一致。本研究土壤中添加石灰石后,土壤理化指标 AP、AN、SOM 和 EC 发生显著变化,微生物群落结构较 CK 组和 MM 组也发生显著变化,与本研究结果不同的是,有研究表明添加石灰石虽提高了土壤 pH,但对土壤化学性质和微生物群落没有显著影响^[52],这可能与石灰石的添加量及土壤本身的种类和性质有关。

对于重金属污染酸性土壤,石灰石施加可以提高土壤养分循环能力,从而改善土壤养分状况,提高土壤微生物生物量、微生物多样性和活性^[8,53]。本研究同样发现,石灰石的添加提高了土壤 pH、AP 和 EC,并显著降低了土壤中重金属 Cd、Cu、Pb、Zn 的有效性,最终提高了土壤微生物多样性和酶活性。本研究表明,针对酸性的重金属污染农田土壤,基于土壤环境健康,通过提高土壤 pH 的沉淀作用开展土壤修复,比通过离子交换、吸附等作用更为有效。本研究结果可为我国尤其是华南地区科学开展重金属污染农田的治理修复提供技术支撑。

4 结论

(1) 施加石灰石显著降低了土壤 Zn、Cd、Cu、Pb 有效性,降低幅度依次为 99.1%、91.4%、85.6%、46.1%;添加蒙脱石降低了土壤 Pb 有效性,降低幅度为 19.5%;和蒙脱石处理相比,石灰石处理降低了水稻茎叶、根系各种重金属的生物富集系数和根到茎叶中的转运系数,说明石灰石对土壤重金属的修复效果优于蒙脱石。

(2) 施加石灰石显著提高了土壤过氧化氢酶和脲酶活性,土壤 pH、EC 和 AP 等理化因子以及土壤 Cd、Pb 等重金属是影响土壤酶活性的关键因素。

(3) 施加石灰石可更有效地增加土壤微生物多样性,提升土壤有益菌群丰度,从而改善土壤环境功能,其中pH、有效磷和有机质含量是影响微生物群落结构的关键因素。

参考文献:

- [1] 刘杏梅, 赵健, 徐建明. 污染农田土壤的重金属钝化技术研究——基于Web of Science数据库的计量分析[J]. 土壤学报, 2021, 58(2): 445–455. LIU X M, ZHAO J, XU J M. Research on immobilization of heavy metals in contaminated agricultural soils: Bibliometric analysis based on Web of Science database[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2021, 58(2): 445–455.
- [2] 汪庆, 张亚薇. 农田土壤重金属污染风险管控研究[J]. 农学学报, 2020, 10(9): 25–28. WANG Q, ZHANG Y W. Risk control of heavy metal pollution in farmland soil[J]. *Journal of Agriculture*, 2020, 10(9): 25–28.
- [3] 环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[R]. 北京: 环境保护部, 国土资源部, 2014: 1–5. Ministry of Environmental Protection, Ministry of Land and Resources. The report on the national general survey of soil contamination[R]. Beijing: Ministry of Environmental Protection, Ministry of Land and Resources, 2014: 1–5.
- [4] 陈海棠, 周丹丹, 薛南冬, 等. 电子固体废弃物拆解作坊附近土壤重金属污染特征及风险[J]. 环境化学, 2015, 34(5): 956–964. CHEN H T, ZHOU D D, XUE N D, et al. Contamination and health risk of heavy metals in soils near e-waste recycling workshops[J]. *Environmental Chemistry*, 2015, 34(5): 956–964.
- [5] 张金莲, 丁疆峰, 卢桂宁, 等. 广东清远电子垃圾拆解区农田土壤重金属污染评价[J]. 环境科学, 2015, 36(7): 2633–2640. ZHANG J L, DING J F, LU G N, et al. Heavy metal contamination in farmland soils at an e-waste disassembling site in Qingyuan, Guangdong, South China[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(7): 2633–2640.
- [6] 杨国栋, 张梦竹, 冯涛, 等. 土壤重金属污染修复技术研究现状及展望[J]. 现代化工, 2020, 42(12): 50–54, 58. YANG G D, ZHANG M Z, FENG T, et al. Research status and prospect of remediation technology for heavy metal polluted soil[J]. *Modern Chemical Industry*, 2020, 42(12): 50–54, 58.
- [7] MENCH M, RENELLA G, GELSOMINO A, et al. Biochemical parameters and bacterial species richness in soils contaminated by sludge-borne metals and remediated with inorganic soil amendments[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 144(1): 24–31.
- [8] 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.
- [9] 高瑞丽, 唐茂, 付庆灵, 等. 生物炭、蒙脱石及其混合添加对复合污染土壤中重金属形态的影响[J]. 环境科学, 2017, 38(1): 361–367. GAO R L, TANG M, FU Q L, et al. Fractions transformation of heavy metals in compound contaminated soil treated with biochar, montmorillonite and mixed addition[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(1): 361–367.
- [10] 陈炳睿, 徐超, 吕高明, 等. 6种固化剂对土壤Pb、Cd、Cu、Zn的固化效果[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(7): 1330–1336. CHEN B R, XU C, LÜ G M, et al. Effects of six kinds of curing agents on lead, cadmium, copper, zinc stabilization in the tested soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(7): 1330–1336.
- [11] JONES S, BARDOS R P, KIDD P S, et al. Biochar and compost amendments enhance copper immobilisation and support plant growth in contaminated soils[J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, 171: 101–112.
- [12] SEVILLA-PÉREA A, ROMERO-PUERTAS M C, MINGORANCE M D. Optimizing the combined application of amendments to allow plant growth in a multielement-contaminated soil[J]. *Chemosphere*, 2016, 148: 220–226.
- [13] EPELDE L, BECERRIL J M, ALKORTA I, et al. Heavy metal phytoremediation: Microbial indicators of soil health for the assessment of remediation efficiency[J]. *Springer Berlin Heidelberg*, 2009, 17: 299–313.
- [14] MARÍA T, GÜNTHER B, LIVIO A, et al. Combined amendment of immobilizers and the plant growth-promoting strain *Burkholderia phytofirmans* PsJN favours plant growth and reduces heavy metal uptake[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2015, 91: 140–150.
- [15] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 三版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 81–83. BAO S D. Analytical methods of soil agricultural chemistry [M]. Third edition. Beijing: China Agriculture Press, 2000: 81–83.
- [16] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986: 274–319. GUAN S Y. Soil enzymes and their research methods[M]. Beijing: Agricultural Publishing House, 1986: 274–319.
- [17] 陈树兰, 许晨阳, 耿增超, 等. 不同配比复合材料对农田镉污染土壤的修复效果[J]. 环境科学, 2019, 40(12): 5532–5539. CHEN S L, XU C Y, GENG Z C, et al. Remediation effects of different composite materials on cadmium-contaminated farmland soil[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(12): 5532–5539.
- [18] 谭川疆, 潘忠图, 罗有发, 等. 不同改良剂对黔西北锌冶炼区农用地土壤重金属修复效果研究[J]. 地球与环境: 1–11. <https://kns.cnki.net/kcms/detail/52.1139.P.20210104.1637.001.html>. TAN C J, PAN Z T, LUO Y F, et al. Remediation effect of different amendments on heavy metals in agricultural soil in zinc smelting area of northwest guizhou[J]. *Earth and Environment*: 1–11. <https://kns.cnki.net/kcms/detail/52.1139.P.20210104.1637.001.html>.
- [19] 邱全敏, 王伟, 吴雪华, 等. 华南荔枝园土壤pH状况及荔枝生长适宜的土壤pH[J]. 中国土壤与肥料, 2020(6): 89–99. QIU Q M, WANG W, WU X H, et al. Soil pH status in litchi orchards and suitable soil pH for litchi growth in South China[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2020(6): 89–99.
- [20] 甲卡拉铁, 李桂珍, 尧美英, 等. 攀西芒果园土壤pH值与有效养分的相关性研究[J]. 中国南方果树, 2011, 40(4): 8–12. JIANG L T, LI G Z, YAO M Y, et al. Correlation between soil pH and the contents of available nutrients in selected soils from mango orchards in Panxi [J]. *South China Fruits*, 2011, 40(4): 8–12.
- [21] 王刚, 孙育强, 杜立宇, 等. 石灰与生物炭配施对不同浓度镉污染土壤修复[J]. 水土保持学报, 2018, 32(6): 379–383. WANG G, SUN Y Q, DU L Y, et al. Study on remediation of Cd-contaminated

- soils with different concentrations of lime and biochar[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2018, 32(6):379-383.
- [22] 倪中应, 沈倩, 章明奎. 秸秆还田配施石灰对水田土壤铜、锌、铅、镉活性的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2017, 34(3):215-225. NI Z Y, SHEN Q, ZHANG M K. Effects of crop straw returning with lime on activity of Cu, Zn, Pb and Cd in paddy soil[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2017, 34(3):215-225.
- [23] ZHOU H, ZHOU X, ZENG M, et al. Effects of combined amendments on heavy metal accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) planted on contaminated paddy soil[J]. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2014, 101:226-232.
- [24] 高译丹, 梁成华, 裴中健, 等. 施用生物炭和石灰对土壤镉形态转化的影响[J]. 水土保持学报, 2014, 28(2):258-261. GAO Y D, LIANG C H, PEI Z J, et al. Effects of biochar and lime on the fraction transform of cadmium in contaminated soil[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2014, 28(2):258-261.
- [25] 董海霞, 赵明柳, 唐守寅, 等. 石灰对土壤中Cd和Zn形态及对水稻有效性的影响[J]. 江苏农业学报, 2016, 32(6):1320-1328. DONG H X, ZHAO M L, TANG S Y, et al. The effects of liming on the fraction and bioavailability to rice of Cd and Zn in a contaminated soil[J]. *Jiangsu Journal of Agricultural Sciences*, 2016, 32(6):1320-1328.
- [26] 罗远恒, 顾雪元, 吴永贵, 等. 钝化剂对农田土壤镉污染的原位钝化修复效应研究[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(5):890-897. LUO Y H, GU X Y, WU Y G, et al. In-situ remediation of cadmium-polluted agriculture land using stabilizing amendments[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(5):890-897.
- [27] 周志波, 易亚科, 陈光辉. 水稻Cd吸收、转运机理研究进展[J]. 作物杂志, 2017(1):14-19. ZHOU Z B, YI Y K, CHEN G H. Advances in Cd uptake and transport in rice[J]. *Crops*, 2017(1):14-19.
- [28] YANG M, ZHANG Y, ZHANG L, et al. Osnramp 5 contributes to manganese translocation and distribution in rice shoots[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2014, 65(17):4849-4861.
- [29] TAKAHASHI R, ISHIMARU Y, SENOURA T, et al. The Osnramp1 iron transporter is involved in Cd accumulation in rice[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2011, 62(14):4843-4850.
- [30] 夏文建, 张丽芳, 刘增兵, 等. 长期施用化肥和有机肥对稻田土壤重金属及其有效性的影响[J]. 环境科学, 2021, 42(5):2469-2479. XIA W J, ZHANG L F, LIU Z B, et al. Effects of long-term application of chemical fertilizers and organic fertilizers on heavy metals and their availability in reddish paddy soil[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(5):2469-2479.
- [31] ZHENG J, CHEN J, PAN G, et al. Biochar decreased microbial metabolic quotient and shifted community composition four years after a single incorporation in a slightly acid rice paddy from Southwest China [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 571:206-217.
- [32] 王理德, 王方琳, 郭春秀, 等. 土壤酶学研究进展[J]. 土壤, 2016, 48(1):12-21. WANG L D, WANG F L, GUO C X, et al. Progress of soil enzymology[J]. *Soils*, 2016, 48(1):12-21.
- [33] 孟庆英, 韩旭东, 张春峰, 等. 白浆土施有机肥及石灰对土壤酶活性与大豆产量的影响[J]. 中国土壤与肥料, 2017(3):56-60. MENG Q Y, HAN X D, ZHANG C F, et al. Effects of organic fertilizer and lime application on soil enzyme and soybean yield in planosol[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2017(3):56-60.
- [34] RAO M, SCELZA R, ACEVEDO F, et al. Enzymes as useful tools for environmental purposes[J]. *Chemosphere*, 2014, 107:145-162.
- [35] 曾黎明, 王少静, 宁琳, 等. 生物有机肥与石灰对土壤肥力和木薯产量质量的影响[J]. 中国农学通报, 2011, 27(15):212-216. ZENG L M, WANG S J, NING L, et al. Effects of bioorganic fertilizer and lime on soil fertility, yield and quality of cassava[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2011, 27(15):212-216.
- [36] PAWLETT M, HOPKINS D W, MOFFETT B F, et al. The effect of earthworms and liming on soil microbial communities[J]. *Biology & Fertility of Soils*, 2009, 45(4):361-369.
- [37] 李忠奎, 丁亚茹, 周应刚, 等. 不同前作对植烟土壤养分含量、酶活性及细菌群落结构的影响[J]. 云南农业大学学报(自然科学), 2020, 35(4):708-716. LI Z K, DING Y R, ZHOU Y G, et al. Effect of different previous crops on the nutrient content, enzyme activity and bacterial community structure in tobacco growing soil[J]. *Journal of Yunnan Agricultural University (Natural Science)*, 2020, 35(4):708-716.
- [38] 理鹏, 吴建强, 沙晨燕, 等. 粪肥和有机肥施用对稻田土壤微生物群落多样性影响[J]. 环境科学, 2020, 41(9):4262-4272. LI P, WU J Q, SHA C Y, et al. Effects of manure and organic fertilizer application on soil microbial community diversity in paddy fields[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(9):4262-4272.
- [39] EO J, PARK K C. Long-term effects of imbalanced fertilization on the composition and diversity of soil bacterial community[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2016, 231:176-182.
- [40] LIU J, HE X X, LIN X R, et al. Ecological effects of combined pollution associated with e-waste recycling on the composition and diversity of soil microbial communities[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(11):6438-6447.
- [41] LU H L, WU Y X, LIANG P X, et al. Alkaline amendments improve the health of soils degraded by metal contamination and acidification: Crop performance and soil bacterial community responses[J]. *Chemosphere*, 2020, 257:127309.
- [42] CAI L L, GONG X Q, SUN X Y, et al. Comparison of chemical and microbiological changes during the aerobic composting and vermicomposting of green waste[J]. *PLoS One*, 2018, 13(11):e0207494.
- [43] 张东艳, 王军, 杨水平, 等. 玄参与烟草间作对土壤细菌群落结构的影响[J]. 草业学报, 2017, 26(6):120-130. ZHANG D Y, WANG J, YANG S P, et al. Influence of scrophularia ningpoensis-tobacco intercropping on bacterial community structure in soil[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2017, 26(6):120-130.
- [44] 张骏达. 北京市城区绿地土壤理化性质及细菌群落结构研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2019:43-44. ZHANG J D. Study of soil physicochemical properties and bacterial community structure of urban green spaces in Beijing[D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2019:43-44.
- [45] 施昊坤, 吴次芳, 张茂鑫, 等. 土地整治对工业区周边土壤微生物多样性和群落结构影响分析[J]. 环境科学学报, 2020, 40(1):212-213. SHI H K, WU C F, ZHANG M X, et al. Effects of land consolidation on soil microbial diversity and community structure

- around industrial zone[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2020, 40(1):212-223.
- [46] 黄健, 朱旭炎, 陆金, 等. 狮子山矿区不同土地利用类型对土壤微生物群落多样性的影响[J]. 环境科学, 2019, 40(12):5550-5560. HUANG J, ZHU X Y, LU J, et al. Effects of different land use types on microbial community diversity in the Shizishan mining area[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(12):5550-5560.
- [47] XIAO S Q, ZHANG Q, CHEN X M, et al. Speciation distribution of heavy metals in uranium mining impacted soils and impact on bacterial community revealed by high-throughput sequencing[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2019, 10:1867-1889.
- [48] SUN J H, YANG L, WEI J, et al. The responses of soil bacterial communities and enzyme activities to the edaphic properties of coal mining areas in central China[J]. *PLoS One*, 2020, 15(4):e0231198.
- [49] 汪涵. 酸性矿山废水长期灌溉稻田土壤中微生物群落结构时空变化特征及其响应机制[D]. 广州: 华南理工大学, 2019: 105-106. WANG H. Characteristics of microbial community spatial and temporal change in paddy soil under long-term acid mine drainage irrigation and its response mechanism[D]. Guangzhou: South China University of Technology, 2019: 105-106.
- [50] XIAO S, ZHANG Q, CHEN X, et al. Speciation distribution of heavy metals in uranium mining impacted soils and impact on bacterial community revealed by high-throughput sequencing[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2019, 10:1867-1889.
- [51] 陈晓芬, 李忠佩, 刘明, 等. 长期施肥处理对红壤水稻土微生物群落结构和功能多样性的影响[J]. 生态学杂志, 2015, 34(7):1815-1822. CHEN X F, LI Z P, LIU M, et al. Effect of long-term fertilizations on microbial community structure and functional diversity in paddy soil of subtropical China[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2015, 34(7):1815-1822.
- [52] 方伟, 余晓, 王晶, 等. 施加石灰石粉和微生物肥料对发病山核桃林土壤化学性质和微生物群落的影响[J]. 浙江农林大学学报, 2020, 37(2):273-283. FANG W, YU X, WANG J, et al. Effects of applying limestone powder and microbial fertilizer on soil chemical properties and microbial community in the diseased *Carya cathayensis* woodland[J]. *Journal of Zhejiang A&F University*, 2020, 37(2):273-283.
- [53] 冀建华, 李絮花, 刘秀梅, 等. 硅钙钾镁肥对南方稻田土壤酸性和盐基离子动态变化的影响[J]. 应用生态学报, 2019, 30(2):583-592. JI J H, LI X H, LIU X M, et al. Effects of fertilizer of calcium silicon magnesium potassium on the dynamics of soil acidity and exchangeable base cation in paddy field of Southern China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2019, 30(2):583-592.