

蚕沙与海泡石联合施用对水稻根际土壤Cd生物有效性及籽粒Cd富集的影响

刘顺翔, 胡钧铭, 吴昊, 林大松, 张俊辉, 李婷婷, 韦翔华, 蒋鑫, 刘斌

引用本文:

刘顺翔, 胡钧铭, 吴昊, 等. 蚕沙与海泡石联合施用对水稻根际土壤Cd生物有效性及籽粒Cd富集的影响[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(8): 1686–1695.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1403>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

不同钝化剂对铅锌矿区周边农田镉铅污染钝化修复研究

袁兴超, 李博, 朱仁凤, 药栋, 湛方栋, 陈建军, 祖艳群, 何永美, 李元

农业环境科学学报. 2019, 38(4): 807–817 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0672>

秸秆还田配施无机改良剂对稻田土壤镉赋存形态及生物有效性的影响

张庆沛, 李冰, 王昌全, 杨兰, 肖瑞, 郑顺强, 郭勇

农业环境科学学报. 2016, 35(12): 2345–2352 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-0553>

全生育期淹水联合钝化材料对重度Cd污染下水稻生长和镉富集的影响

曹云清, 徐晓燕, 韩磊, 王瑞刚, 冯人伟, 徐应明

农业环境科学学报. 2018, 37(11): 2498–2506 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0348>

生物炭对水稻根际微域土壤Cd生物有效性及水稻Cd含量的影响

张丽, 侯萌瑶, 安毅, 李玉浸, 林大松, 朱丹妹, 秦莉, 霍莉莉

农业环境科学学报. 2017, 36(4): 665–671 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-1363>

3种有机物料对土壤镉有效性及水稻镉吸收转运的影响

范晶晶, 许超, 王辉, 朱捍华, 朱奇宏, 张泉, 黄凤球, 黄道友

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2143–2150 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0187>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

刘顺翱, 胡钧铭, 吴昊, 等. 蚕沙与海泡石联合施用对水稻根际土壤Cd生物有效性及籽粒Cd富集的影响[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(8): 1686–1695.

LIU S A, HU J M, WU H, et al. Effects of the combined application of silkworm excrement and sepiolite on Cd bioavailability in rhizosphere soil and Cd accumulation in grains of rice[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(8): 1686–1695.



开放科学 OSID

蚕沙与海泡石联合施用对水稻根际土壤Cd生物有效性及籽粒Cd富集的影响

刘顺翱^{1,2}, 胡钧铭^{2*}, 吴昊³, 林大松⁴, 张俊辉², 李婷婷², 韦翔华^{1*}, 蒋鑫^{1,2}, 刘斌²

(1. 广西大学农学院, 南宁 530004; 2. 广西农业科学院农业资源与环境研究所, 南宁 530007; 3. 广西壮族自治区环境保护科学研究院, 南宁 530223; 4. 农业农村部环境保护科研监测所, 天津 300191)

摘要: 矿区重金属稻田土壤治理对水稻粮食安全意义重大, 为探索蚕沙与海泡石联合施用对矿区重金属Cd污染稻田土壤的生态修复效果, 明确其对水稻根际土壤Cd生物有效性和植株不同部位Cd富集及稻米安全性的影响, 进行稻田原位土壤修复试验, 早稻设置蚕沙+海泡石(T1)、蚕沙+腐植酸钠+海泡石(T2)、蚕沙(T3)3种钝化处理及不添加改良剂为对照(CK)处理, 晚稻进行老化效果跟踪试验。采用梯度扩散薄膜(DGT)技术研究稻田根际土壤Cd生物有效性, 探讨水稻植株不同部位Cd富集、籽粒Cd累积与其相关性。结果表明, 蚕沙单独施用及与其他钝化材料联合施用均可降低Cd污染稻田根际土壤Cd生物有效性, 与CK相比, 早稻T1、T2、T3处理Cd生物有效性显著下降, 分别下降88.36%、82.00%、74.18%; 晚稻T3处理下降29.71%。蚕沙与海泡石联合施用减少水稻对Cd的吸收。水稻根系、茎秆、叶片、谷壳和籽粒Cd含量下降31.71%~55.54%、17.01%~84.60%、18.21%~57.09%、44.94%~49.69%和47.62%~53.84%。蚕沙与海泡石联合施用改变土壤理化性质, 土壤pH提升0.13~0.27, 电导率提高16.45%~121.54%, 土壤有机质提高15.51%~39.64%。在老化效果跟踪试验中, 蚕沙与海泡石施用处理下水稻籽粒的Cd含量达到安全水平, 符合《食品安全国家标准 食品中污染物限量》(GB 2762—2017)中的相关标准, 对稻田Cd污染作用的持续影响效果最久。蚕沙与海泡石联合钝化有效阻控了土壤-水稻Cd之间的传递, 可作为一种稻田Cd污染逆境生态调控的应用技术。

关键词: 蚕沙; 联合钝化; 矿区污染稻田; 根际Cd生物有效性; 富集提取; 籽粒Cd积累

中图分类号: X53 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2021)08-1686-10 doi:10.11654/jaes.2020-1403

Effects of the combined application of silkworm excrement and sepiolite on Cd bioavailability in rhizosphere soil and Cd accumulation in grains of rice

LIU Shun'ao^{1,2}, HU Junming^{2*}, WU Hao³, LIN Dasong⁴, ZHANG Junhui², LI Tingting², WEI Xianghua^{1*}, JIANG Xin^{1,2}, LIU Bin²

(1. College of Agriculture, Guangxi University, Nanning 530004, China; 2. Agricultural Resource and Environment Research Institute, Guangxi Academy of Agricultural Sciences, Nanning 530007, China; 3. Environmental Protection Research Institute of Guangxi, Nanning 530223, China; 4. Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Tianjin 300191, China)

Abstract: Treatment of heavy metals in paddy field soil in mining areas is of great significance to rice food security. This study aimed to explore the ecological remediation effect of silkworm excrement combined with sepiolite on Cd-contaminated paddy soil in mining areas,

收稿日期: 2020-12-05 录用日期: 2021-04-09

作者简介: 刘顺翱(1993—), 男, 吉林白城人, 硕士研究生, 研究方向为农业土壤环境生态。E-mail: lsa1966469905@163.com

*通信作者: 胡钧铭 E-mail: jmhu06@126.com; 韦翔华 E-mail: xhwfd@gxu.edu.cn

基金项目: 广西“新世纪十百千人才工程”专项资金项目(2018221); 广西科技计划项目(桂科重1598014-4); 农业农村部产地环境污染防控重点实验室开放基金项目(19cdhj-16); 广西农业科学院优势学科团队项目“农业逆境生态调控技术研究”(桂农科2021YT040)

Project supported: Guangxi “Ten Thousand Talents Project” Special Fund of China (2018221); The Plan Science and Technology Project of Guangxi (1598014-4); The Open Fund of Key Laboratory for Prevention and Control of Environmental Pollution in Producing areas of Ministry of Agriculture and Rural Affairs of China (19cdhj-16); Research on Agricultural Adversity Eco-Regulation Technology of Guangxi Academy of Agricultural Sciences (2021YT040)

and to clarify treatment effects on Cd bioavailability in rice rhizosphere soil, Cd enrichment in different parts of the plants, and rice safety. For *in-situ* soil remediation tests in the paddy field, early rice was treated with silkworm excrement + sepiolite (T1), silkworm excrement + sodium humate + sepiolite (T2), silkworm excrement (T3), and a control (CK) without any modifier, whereas late rice was subjected to the aging test to assess treatment effects. The gradient diffusion film (DGT) technique was used to study the bioavailability of Cd in rhizosphere soil of the paddy field, and the correlation between Cd accumulation in different parts of the rice plant and in the grains was evaluated. The results showed that the bioavailability of Cd in rhizosphere soil of Cd-polluted paddy fields was reduced by treatment with silkworm excrement and other materials. Compared with CK, the T1, T2, and T3 treatments decreased bioavailability significantly in early rice by 88.36%, 82.00%, and 74.18%, respectively, and by 29.71% in the T3 treatment of late rice. The combined application of silkworm excrement and sepiolite reduced Cd uptake by rice, and the Cd content in the roots, stalks, leaves, chaff, and grains of rice decreased by 31.71%~55.54%, 17.01%~84.60%, 18.21%~57.09%, 44.94%~49.69%, and 47.62%~53.84%, respectively. The combined application of silkworm excrement and sepiolite improved soil physical and chemical quality. Soil pH, electrical conductivity, and soil organic matter increased from 0.13 to 0.27, 16.45% to 121.54%, and 15.51% to 39.64%, respectively. The Cd content of rice grains reached the safety level in the experiment on the aging effect of sepiolite, and met the relevant standards of *National Food Safety Standard Limits for Pollutants in Food* (GB 2762—2017). The lasting effect on Cd-pollution in paddy field was the longest. The combined passivation of sepiolite and silkworm excrement can effectively prevent and control the transfer of Cd between soil and rice, and can be used as an applied technology for the ecological regulation of Cd pollution in paddy fields.

Keywords: silkworm excrement; combined passivation; polluted paddy fields in mining areas; bioavailability of rhizosphere Cd; enrichment extraction; grain Cd accumulation

随着我国工业化进程的加快,由此引发的土壤环境风险问题越发严重,亟待得到有效管控和治理^[1]。矿产开发、矿石冶炼、转移及加工废物的堆弃通过地表水和地下水的迁移,易使矿区周边土壤产生重金属污染^[2-3]。土壤重金属污染易使土壤功能退化,土壤生物多样性降低,土壤重金属经过迁移、转运,富集到植物可食部分,通过食物链进入人体,危害人类健康^[4-5],其中作为主粮作物的水稻,易从水体或淤泥中吸收重金属,比旱地作物更易富集土壤重金属,危害人体健康。广西作为著名的“有色金属之乡”,矿区的土壤重金属污染治理受到国家和地区的广泛关注,作为土壤污染综合防治先行区之一,承担着国家土壤污染源预防、风险管控、治理与修复等重任。Cd属于有毒有害的金属,极易被水稻吸收,稻米Cd超标问题给农产品安全和人类健康带来严重的挑战^[6]。土壤Cd污染修复与治理已成为了我国当前严重和紧迫的环境问题。开展矿区重金属稻田土壤治理对水稻粮食安全生产具有重要的科学意义和实践价值。

矿区及周边土壤重金属的分布特征及形态、重金属富集植物已有大量的研究^[7-9]。有机类钝化材料能增加土壤肥力,提升土地质量,增加农产品安全性^[10],具备钝化重金属的能力,是较为理想的土壤重金属修复材料^[11-16],但因其工艺复杂、成本高、修复周期长,影响了应用推广。同时南方雨热交换频繁,经室内验证有效的有机钝化材料在大田应用时其效果会变差。

无机钝化材料修复土壤见效快,但钝化剂本身养分含量低,且会改变土壤的理化性质,对土壤质量造成潜在影响,易引发二次污染风险^[17-18]。单一修复办法对重金属污染农田的修复效果往往不理想,因此开展有机、无机联合钝化健康修复技术研究,是农田重金属污染健康修复技术的重点所在^[19-22]。

农业废弃物根本利用途径在于资源化利用,广西蚕沙资源来源丰富,课题组前期研究发现,蚕沙有机肥促进了水稻安全生长与营养健康利用^[23]。蚕沙富含硫元素,作为优质的碱性肥料,在稻田重金属污染土壤修复中具有一定可行性。目前,有关蚕沙有机肥与重金属钝化材料对农田土壤污染联合钝化修复的研究鲜见报道。本研究选用蚕沙有机肥、腐植酸钠和海泡石,通过有机、无机相结合的方式,探究不同配比钝化剂联合施用对矿区重金属污染稻田根际土壤Cd生物有效性及水稻Cd富集的影响,为土壤重金属Cd逆境生态治理、农田废弃物循环利用及土壤健康可持续发展提供技术参考。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

本试验于2019年分早、晚稻在广西桂平某矿区周边的受污染农田(23°26'N, 109°85'E)进行大田试验。试验地属于大陆性亚热带季风气候,气候温和,平均年气温 21.4℃,相对湿度 80%,平均降雨量

1 726.7 mm,无霜期在339 d以上,耕作层土厚度为20 cm,犁底层厚度为10 cm。土壤基本性质:pH值5.24,有机质51.25 g·kg⁻¹,CEC 21.6 cmol·kg⁻¹,全量Cd 0.837 mg·kg⁻¹。

1.2 试验材料

早、晚稻供试水稻作物为常规籼稻品种百香139,属感温型籼稻品种,分蘖力强,籽粒饱满,结实率高。蚕沙有机肥符合《有机肥料》(NY 525—2012)标准,pH值8.2,全量Cd 0.053 mg·kg⁻¹;海泡石为改性海泡石土壤调理剂(添加碳酸钙、硫酸钙等钙盐和氢氧化镁等辅助材料),呈粉末状,粒径小于0.1 mm,pH值12.76,全量Cd 0.03 mg·kg⁻¹;腐植酸钠纯度≥65%,为黑色粉末状晶体,pH值10.78,全量Cd 0.037 mg·kg⁻¹。

1.3 试验设计和田间管理

试验稻田四周由水泥墙砌成,各小区采用聚乙烯膜覆盖的泥巴埂分隔(埋深20 cm,埂高15 cm)进行水田分区,防止小区间互相串水。设置4种处理:CK为不添加改良剂,T1为蚕沙+海泡石(蚕沙为蚕沙有机肥,下同),T2为蚕沙+腐植酸钠+海泡石,T3为蚕沙。修复材料施用情况:T1处理蚕沙和海泡石用量为各7 200 kg·hm⁻²,T2处理蚕沙、腐植酸钠和海泡石用量分别为7 200、25 kg·hm⁻²和4 830 kg·hm⁻²,T3处理蚕沙用量为7 200 kg·hm⁻²。每处理重复3次,各小区随机区组排列,每小区面积为60 m²。匀田时人工将改良剂均匀抛撒在小区范围内,通过小型耕作机反复耕作,与耕作层土壤混合均匀,平整地块,老化养护2周。早晚季水稻在同一试验田进行,早稻按试验设计施入改良剂,晚稻不添加改良剂,进行老化跟踪试验。水稻移栽的行间距为30 cm×20 cm,每穴4苗。稻田施肥情况:基肥复合肥225 kg·hm⁻²;移栽7 d后施返青肥,尿素225 kg·hm⁻²;15 d后施复合肥300 kg·hm⁻²。其他的田间管理措施与当地的常规操作相同。

1.4 样品采集与处理

在早稻分蘖期、齐穗期和收获期及晚稻收获期按照各个种植单元不同钝化处理采集土壤、植株样品,采用五点取样法(4个顶点和中心点)将整株水稻连根挖起,抖动水稻根系的土壤以获得水稻根际土壤;土壤样品经风干后剔除植物根系等杂质,磨碎过20目和100目筛,做好编号分类保存备用。植株样品用去离子水洗净,吸水纸吸干水分,105℃杀青30 min,70℃烘干至恒质量,记录水稻地上、地下干物质量,区分根、茎、叶粉碎,分析各部位的Cd含量。

1.5 指标测定

1.5.1 DGT装置测定稻田土壤中Cd的生物有效性

DGT装置及操作方法由DGT Research Ltd.,UK提供,具体操作步骤:称取60 g土壤于样品瓶中,将土壤润湿使土壤含水率达到最大持水量的60%,培养48 h,继续加水直到土壤最大持水量的100%,24 h后将样品瓶中的土壤平整均匀转移到塑料培养皿中,将DGT装置小心放在土壤上,确保过滤薄膜与土壤表面完全接触,然后持续24 h,随后,将DGT装置用超纯水洗涤干净,取下装置里的Chelex吸附膜用1 mL的HNO₃溶液(1 mol·L⁻¹)洗脱,静置24 h后取出吸附膜。同时在3 000 r·min⁻¹转速下获取相应土壤溶液,并用少量浓HNO₃酸化,稀释待测,采用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS,ICAPQc,Thermo Fisher Scientific,Germany)测定提取液中Cd浓度。使用等式确定DGT测量的Cd浓度(C_{DGT})。计算公式如下:

吸附膜上Cd的吸附量

$$M = C_e(V_e + V_{gel})/f_e \quad (1)$$

DGT有效浓度

$$C_{DGT} = M\Delta g/DtA \quad (2)$$

式中: C_e 为洗脱液中目标物的浓度,μg·L⁻¹; V_e 为所用洗脱液体积,mL; V_{gel} 为吸附膜的有效体积,0.15 mL; f_e 为Cd的洗脱效率,%; g 为材料扩散层厚度,包括扩散膜厚度和滤膜厚度,cm; D 为Cd在扩散层中的扩散系数; t 为DGT的放置时长,s; A 为DGT装置的采窗口面积,cm²。

1.5.2 土壤和植株样品分析

土壤全Cd采用《土壤质量 铅、镉的测定 石墨炉原子吸收分光光度法》(GB/T 17141—1997)方法测定。植株样品中的Cd采用《食品安全国家标准 食品中镉的测定》(GB 5009.15—2014)方法测定。土壤的pH值用1:2.5($m:V$)土水比浸提测定;土壤有机质采用重铬酸钾外加热法测定;土壤电导率用1:5($m:V$)土水进行配比,利用DDS-11A型数字电导仪测定;土壤阳离子交换量(CEC)采用《土壤阳离子交换量的测定 三氯化六氨合钴浸提-分光光度法》(HJ 889—2017)方法测定;土壤有效硅含量采用乙酸缓冲液提取-钼蓝比色法(NY/T 1121.15—2006),用UV1100分光光度计测定。

1.6 计算方法

水稻植株重金属生物富集系数(Biological concentration factor, BCF)、重金属提取量(Metal extraction factor, MEA)计算方法如下:

$BCF = \text{不同部位重金属浓度} (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}) / \text{土壤重金属浓度} (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$

$MEA = \text{地上部重金属浓度} (\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}) \times \text{地上部生物量} (\text{g}) + \text{地下部重金属浓度} (\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}) \times \text{地下部生物量} (\text{g})$

1.7 统计分析

使用Excel 2010软件对数据进行前期整理和制图。利用SPSS 26.0软件对数据进行分析,利用单因素方差分析(One-way ANOVA)对不同处理间数据的差异显著性进行检验,利用Pearson相关分析法对水稻不同部位重金属与土壤理化性质和土壤重金属生物有效性之间的关系进行分析。

2 结果与分析

2.1 对水稻根际土壤Cd生物有效性的影响

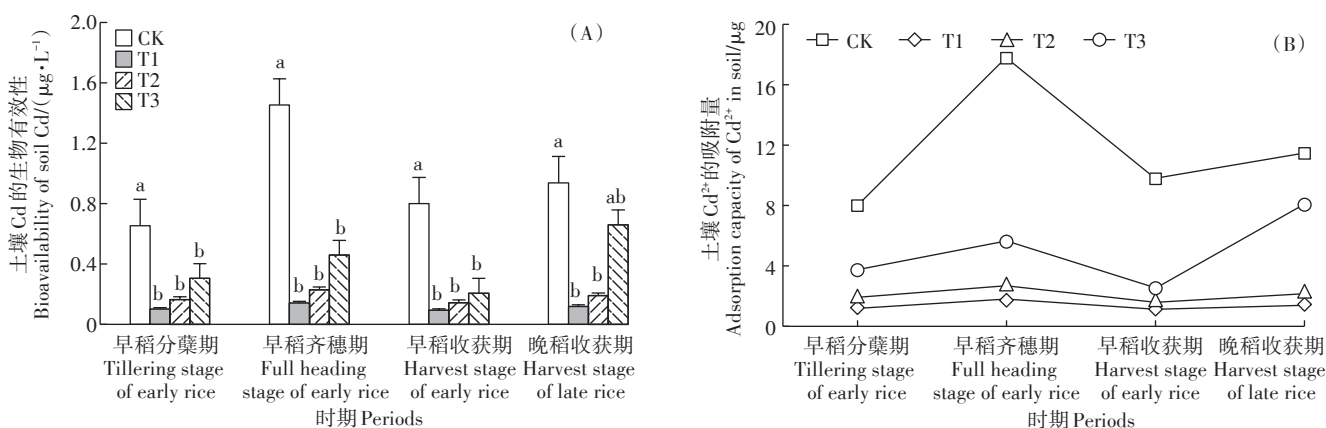
土壤重金属生物有效性能准确反映植物对土壤的敏感性,是衡量土壤生态功能的重要指标。利用DGT技术研究重金属Cd的生物有效性可以科学评估重金属对土壤生态环境的潜在风险及其对人体健康影响。比较不同处理下DGT吸附膜(24 h内)吸附的 Cd^{2+} 总量,测定提取液中的Cd浓度 C_{DGT} ,测量的数值表示土壤中重金属Cd被植物吸收利用的主要活性成分含量。由图1A可知,不同钝化处理均能显著降低土壤Cd生物有效性(除晚稻收获期T3处理外),而在早稻生育期内,各处理土壤Cd生物有效性在齐穗期升高,收获期有效性下降。与对照相比,蚕沙+海泡石、蚕沙+海泡石+腐植酸钠材料组合配施时,土壤Cd生物有效性降幅为84.59%~90.28%、74.94%~84.23%;钝化材料蚕沙单独施用,土壤Cd的生物活性降幅为

29.71%~74.18%,组合施用优于单独施用。对早、晚稻收获期土壤Cd浓度进行比较,与早稻收获期相比,晚稻老化试验各处理浓度均有所提升,CK、T1、T2和T3处理分别提高了17.24%、27.79%、32.18%和19.20%。DGT吸附膜对 Cd^{2+} 的吸附量见图1B,分析24 h内 Cd^{2+} 穿过DGT扩散膜的量化指标,添加钝化材料后 Cd^{2+} 在土壤中的适应性发生变化,早稻 Cd^{2+} 在土壤中的生物有效性在齐穗期上升,收获期下降。与早稻收获期相比,晚稻收获期土壤中 Cd^{2+} 活跃程度增加,土壤Cd的生物有效性增强,Cd吸附量增加,晚稻试验T3处理老化效果最差,吸附膜对 Cd^{2+} 的吸附量较早稻收获期增长了219.20%(图1B)。

2.2 对水稻植株和籽粒Cd累积的影响

2.2.1 对水稻不同部位Cd含量的影响

水稻各部位重金属含量为各处理小区多株水稻混合制备样品测定的重金属含量的均值。由图2、图3可见,水稻各器官Cd含量分布:根>茎秆>叶片>谷壳>籽粒。早稻收获期T1、T2和T3钝化处理模式的水稻籽粒Cd含量为 (0.18 ± 0.48) 、 (0.19 ± 0.01) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 (0.20 ± 0.02) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,均符合《食品安全国家标准 食品中污染物限量》(GB 2762—2017)中的相关标准。其中蚕沙+海泡石联合施用对水稻不同部位Cd的抑制效果明显,早、晚稻收获时,对水稻籽粒、谷壳、叶片、茎秆、根系的Cd降低率分别达到了47.62%、44.94%、18.21%、17.01%、31.71%和53.84%、49.69%、44.78%、47.1%、55.53%。与空白对照相比,T2处理的水稻不同器官根系、茎秆、叶片、谷壳和籽粒Cd含量的降幅分别为21.83%~44.78%、9.06%~50.2%、



不同小写字母表示同一时期不同处理间差异显著($P < 0.05$)。下同
Different lowercase letters indicate significant differences among different treatments during the same period ($P < 0.05$). The same below

图1 不同处理对根际土壤Cd生物有效性及DGT吸附膜 Cd^{2+} 吸附量

Figure 1 Effects of different treatments on Cd bioavailability and Cd^{2+} adsorption capacity of DGT binding membrane in rhizosphere soil

20.78%~55.67%、43.34%~43.73% 及 43.82%~47.15%。而单一添加蚕沙处理,水稻的根系、茎秆、叶片、谷壳和籽粒分别降低了 11.87%~24.79%、4.89%~31.23%、9.6%~47.76%、37.19%~41.28% 和 38.79%~40.92%。

2.2.2 对水稻Cd富集、提取量的影响

BCF生物富集系数是指水稻收获期不同器官的重金属含量与土壤中重金属含量的比值,可说明水稻的重金属含量中受土壤重金属含量的直接影响程度,还能说明水稻对重金属吸收和累积特性。由表1可知,水稻各器官BCF呈根>茎秆>叶片>谷壳>籽粒,水稻根部的BCF最高,说明根系吸收、累积Cd能力最强。

表2为单株水稻地上部、地下部和水稻各器官Cd提取量的比较,不同钝化处理模式下,早稻季节总Cd提取量大小为T2>T3>T1;晚稻季节呈现T3>T2>T1的规律。与空白对照相比,所有处理水稻地上部、地下部Cd提取量均显著下降($P<0.05$),其中晚稻T1钝化处理下降幅度最大,相较于CK减少了56.91%、47.19%。

2.3 对稻田土壤理化性质的影响及相关性分析

2.3.1 对稻田土壤理化性质的影响

从图4可以看出,稻田施入海泡石的T1、T2处理下,土壤pH值与对照CK处理相比,早稻各生长时期的差异均达到显著水平。早稻分蘖、齐穗和收获3个生育时期,T1处理土壤pH较CK处理提高1.17、1.23和0.28,T2处理较CK提高1.45、1.18和0.56,T3处理较CK提高1.06、0.94和0.04,在晚稻收获期CK处理和T1处理之间数值差异表现为极显著,T1和T2、T2和T3处理间无明显差异。各处理间土壤的电导率的大小关系总体表现为T2>T1>T3>CK,在早稻分蘖、齐穗和收获期,T1、T2处理高于CK和T3处理,晚稻老化效果试验中T2处理与其他处理呈显著差异。对比早、晚稻收获期的土壤电导率发现,与早稻相比,CK处理和T2处理的电导率增大,分别增加27.91%和12.86%;T1处理和T3处理的电导率减小,分别减少14.84%和2.08%。施用蚕沙有机肥可提高土壤有机质含量,不同钝化处理之间的土壤有机质含量和对照

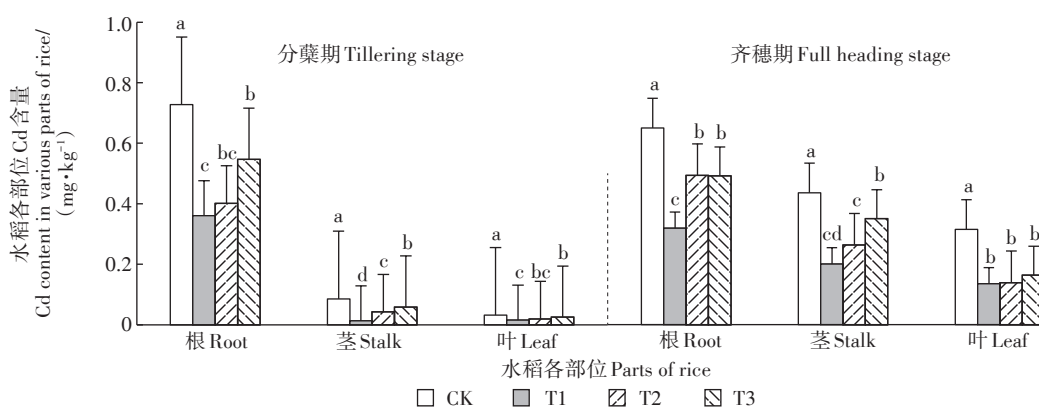


图2 不同处理下早稻生长分蘖期和齐穗期水稻不同部位Cd分布

Figure 2 Distribution of Cd in different parts of early rice at tillering stage and full heading stage

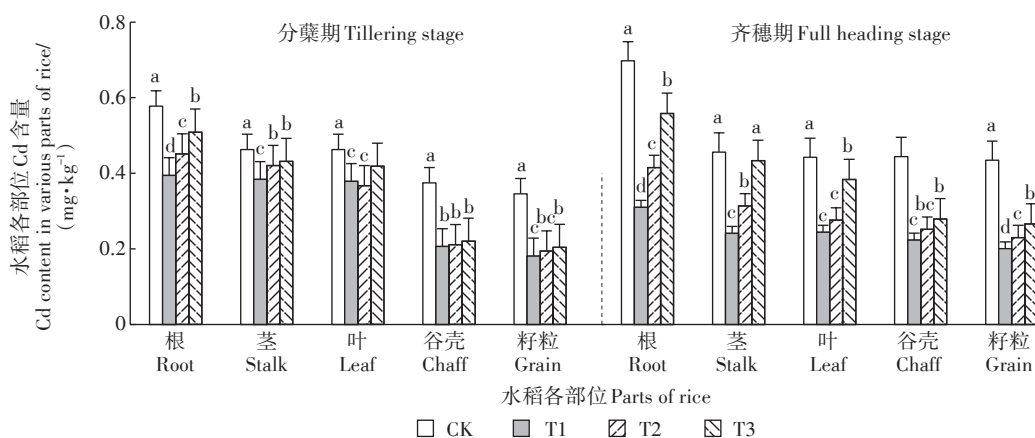


图3 不同处理下早晚稻收获期水稻不同部位Cd分布

Figure 3 Distribution of Cd in different parts of early and late rice under different treatments

表1 不同处理Cd富集系数

Table 1 Cd bio-accumulation coefficient in different treatments

时期Period	处理Treatments	BCF _根 BCF _{root}	BCF _茎 BCF _{stalk}	BCF _叶 BCF _{leaf}	BCF _{谷壳} BCF _{chaff}	BCF _{籽粒} BCF _{grain}
早稻 Early rice	CK	0.155±0.004ab	0.124±0.003a	0.124±0.003ab	0.118±0.002a	0.109±0.002a
	T1	0.136±0.007ab	0.132±0.007a	0.131±0.006ab	0.084±0.006b	0.074±0.003bc
	T2	0.115±0.006b	0.107±0.006a	0.093±0.004b	0.063±0.003b	0.058±0.003c
	T3	0.176±0.019a	0.149±0.017a	0.145±0.016a	0.089±0.01ab	0.083±0.007b
晚稻 Late rice	CK	0.334±0.047a	0.218±0.029a	0.209±0.02a	0.211±0.024a	0.208±0.028a
	T1	0.125±0.015b	0.096±0.006c	0.097±0.006b	0.089±0.004b	0.080±0.006b
	T2	0.142±0.012b	0.107±0.013bc	0.094±0.011b	0.086±0.009b	0.078±0.009b
	T3	0.236±0.012ab	0.184±0.012ab	0.163±0.01a	0.118±0.005b	0.112±0.004b

注: 同列不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。下同。

Note: Different lowercase letters in a column indicate significant differences among treatments at $P<0.05$. The same below.

表2 不同处理Cd提取量($\mu\text{g}\cdot\text{盆}^{-1}$)Table 2 Cd extraction amount in different treatments($\mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$)

时期 Periods	处理 Treatments	MEA _{地下部} MEA _{underground}	MEA _{地上部} MEA _{aboveground}	MEA _茎 MEA _{stalk}	MEA _叶 MEA _{leaf}	MEA _{谷壳} MEA _{chaff}	MEA _{籽粒} MEA _{grain}
早稻 Early rice	CK	1.31±0.03a	23.68±0.33a	8.61±0.13a	7.48±0.40a	2.25±0.05a	5.34±0.09a
	T1	0.85±0.08c	16.25±0.50c	5.19±0.14b	6.97±0.33a	1.26±0.03c	2.84±0.12c
	T2	0.95±0.04bc	20.25±1.16b	8.33±0.83a	7.24±0.51a	1.39±0.03bc	3.29±0.10b
	T3	1.13±0.02ab	18.56±0.12bc	6.02±0.21b	7.64±0.14a	1.45±0.03b	3.46±0.05b
晚稻 Late rice	CK	1.81±0.18a	25.6±1.11a	9.79±1.05a	7.42±0.63a	2.39±0.07a	6.01±0.28a
	T1	0.78±0.03c	13.52±0.42b	5.44±0.25b	3.79±0.41b	1.30±0.04b	2.99±0.03b
	T2	1.07±0.09bc	16.32±2.19b	6.94±1.18ab	4.38±0.91b	1.49±0.07b	3.51±0.11b
	T3	1.76±0.21ab	19.1±0.93b	8.58±0.76ab	5.49±0.29ab	1.46±0.03b	3.58±0.06b

处理存在显著差异。与CK相比,T1、T2、T3处理土壤有机质含量显著提升($P<0.05$),在早稻分蘖期和齐穗期分别增加了39.64%、16.87%、16.83%和31.59%、21.02%、11.81%。在水稻收获期T1、T2和T3处理之间有机质含量差异不明显,但与CK处理相比极显著增加,在早、晚稻收获期T1、T2、T3处理分别增加15.51%、12.91%、13.70%和23.33%、15.74%、15.47%。蚕沙有机肥对土壤有效硅含量不存在影响,CK和T3两处理间对比差异不显著,与CK和T3处理相比,T1、T2处理提高了土壤有效硅含量,其中T1处理在早稻收获期其含量最高,可达228.41 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。在晚稻收获期,同CK处理相比,T1和T2处理土壤有效硅含量分别增加60.12 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和67.23 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。早、晚稻收获期相比较,晚稻CK处理有效硅含量增加了64.66%,T1、T2和T3处理分别减少68.81%、9.17%和16.25%。

2.3.2 水稻籽粒及不同器官Cd含量与土壤理化性质的相关性

为了进一步探讨水稻不同器官Cd含量与土壤

pH、有机质、有效硅和土壤Cd生物有效性的关系,分别进行相关性分析,从分析结果看(表3),水稻不同器官Cd含量与土壤Cd的生物有效性呈显著相关关系,相关系数分别为0.92、0.92、0.85、0.79和0.86($P<0.01$);土壤Cd的生物有效性与土壤pH、有机质呈显著负相关,相关系数分别为-0.59、-0.68($P<0.01$),与有效硅呈负相关关系,相关系数为-0.32;水稻籽粒Cd含量与水稻谷壳、叶片、茎秆、根系中Cd含量之间显著相关($P<0.01$),相关系数分别为0.99、0.78、0.71、0.88。综上,土壤pH、有机质等通过影响土壤Cd的生物有效性,影响土壤中的Cd向水稻地上部转移。

3 讨论

3.1 蚕沙联合钝化对土壤Cd生物有效性的作用机理

土壤Cd生物有效性是反映水稻植株Cd生物利用程度的重要因素。有机类材料可通过改变 Cd^{2+} 在土壤中的存在状态影响土壤-水稻Cd间相互转化^[24-25]。本研究结果表明,蚕沙与海泡石组合及蚕沙、海泡石、腐植酸钠组合对土壤Cd的生物有效性产

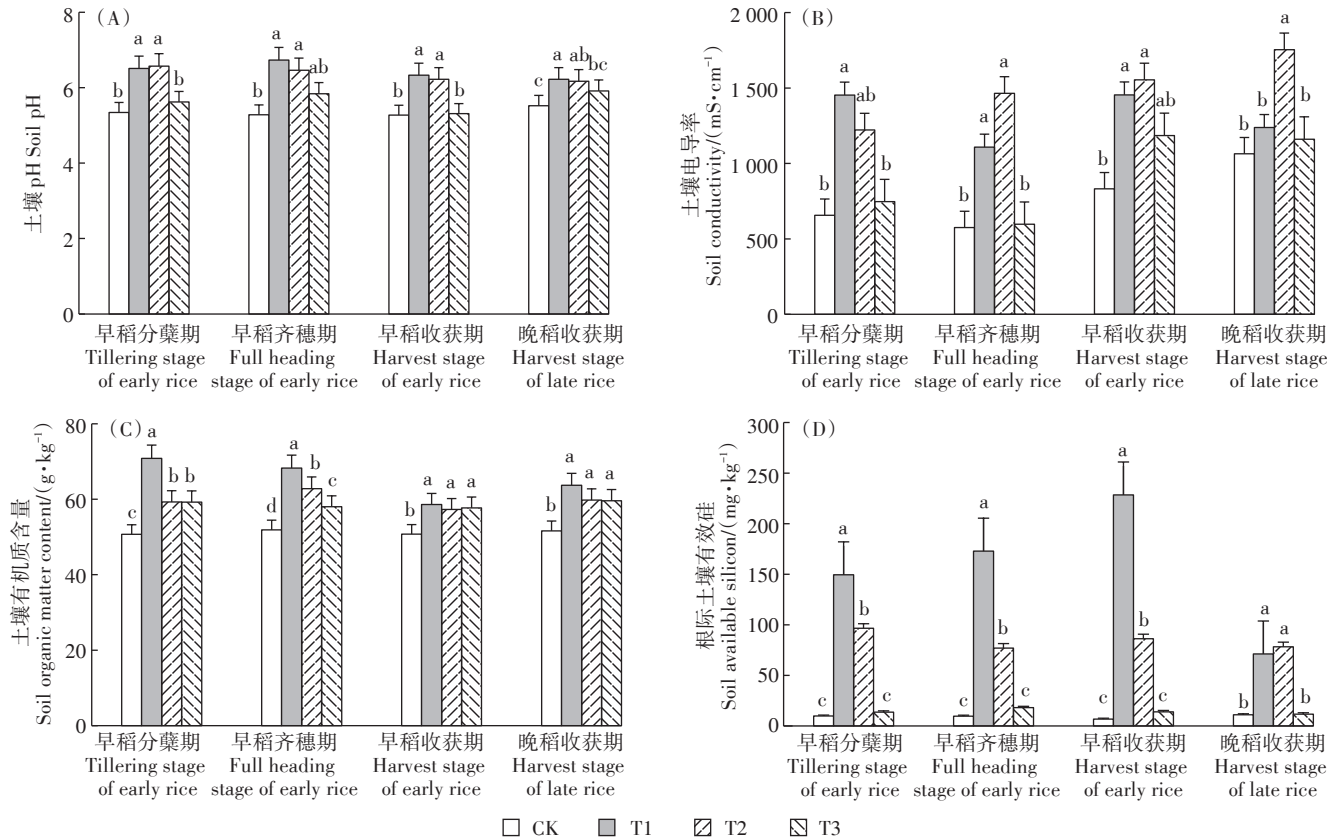


图4 不同处理对土壤理化性质的影响

Figure 4 Effects of different treatments on soil physical and chemical properties

表3 水稻籽粒及不同器官Cd含量与土壤性状间的相关性

Table 3 Correlation analysis between Cd content in rice grain and soil properties

影响因子 Influencing factors	水稻不同器官Cd含量Cd content in different organs of rice					土壤性状 Soil properties			
	籽粒 Grain	谷壳 Chaff	叶片 Leaf	茎秆 Stalk	根系 Root	土壤 pH Soil pH	有机质 Organic matter	有效硅 Available silicon	Cd生物有效性 Cd bioavailability
籽粒 Grain	1	0.99**	0.78**	0.71**	0.88**	-0.54**	-0.74**	-0.38	0.92**
谷壳 Chaff		1	0.76**	0.68**	0.85**	-0.53**	-0.76**	-0.41*	0.92**
叶片 Leaf			1	0.91**	0.83**	-0.61**	-0.75**	-0.17	0.85**
茎秆 Stalk				1	0.88**	-0.52**	-0.69**	0.05	0.79**
根系 Root					1	-0.51*	-0.63**	-0.16	0.86**
土壤 pH Soil pH						1	0.59**	0.21	-0.59**
有机质 Organic matter							1	0.12	-0.68**
有效硅 Available silicon								1	-0.32
Cd生物有效性 Cd bioavailability									1

注: *表示 $P<0.05$; **表示 $P<0.01$ 。
Note: *means $P<0.05$; ** means $P<0.01$.

生了显著影响。有研究认为,水稻长期处于淹水条件下时,整个土壤体系属于还原环境,使得蚕沙富含 S^{2-} 和 Cd^{2+} 的共沉淀作用加强,土壤Cd的生物有效性降低^[26-27];蚕沙中还存在大量的活性功能基团,能够与 Cd^{2+} 结合形成络合物,使土壤中的Cd被钝化^[28]。而海

泡石可使土壤表面的可变负电荷增加,增强对 Cd^{2+} 的吸附,促进土壤中活跃的金属离子向移动性差的碳酸盐结合态或氢氧化物沉淀方向转化^[29],降低土壤Cd的生物有效性。同时海泡石作为碱性调理剂,在稻田土壤pH上升的情况下,可能导致土壤中微生物群落

结构发生改变,形成高分子聚合物与重金属络合,降低重金属迁移性^[30]。有研究表明,土壤pH是影响土壤重金属生物有效性和植物吸收利用的关键因素^[31]。本研究还显示土壤Cd的生物有效性与土壤有机质和有效硅呈负相关关系,且与有机质含量关系达到极显著水平($P<0.01$)。这可能是由于有机质为土壤微生物活动提供大量的碳和氮及其他矿类物质,与土壤中的Cd发生氧化还原反应,改变土壤的微环境,进而影响土壤Cd的生物有效性^[32]。而有效硅可以促进植物产生激素,在根系表面和细胞壁内形成沉淀以减少重金属对植物的毒性,还具备调和酸性土壤和提高土地肥力等功能,对钝化土壤重金属、改良污染土壤能起到良好的调控作用^[33-34]。此外,植物根系分泌物对土壤重金属也有活化作用,会影响土壤Cd的有效性^[35]。因此,污染农田修复过程中,蚕沙联合钝化剂对根际土壤Cd的生物有效性作用过程还有待进一步研究。

3.2 蚕沙与海泡石联合施用对水稻积累Cd的影响

本研究发现在重金属污染农田添加有机、无机类钝化剂均能促进水稻生长,其中以蚕沙和海泡石1:1等比例施用效果最佳,这是由于海泡石含有丰富的硅、钙等营养元素,而蚕沙有机肥为水稻生长提供了丰富的有机物质,在土壤微生物及作物根系分泌物的作用下,有机物料中含氮、磷、钾的有机化合物分解为无机态,大分子难溶态的有机质转化为小分子水溶态被作物吸收利用^[36-37]。钝化剂的添加使得早稻收获的籽粒中Cd的浓度显著降低,从生理学层面分析,硅通过参与水稻的生理代谢活动,使其抗氧化系统酶的活性和清除自由基的能力增强^[38],进而抑制Cd的吸收及在水稻不同器官组织中的运输,同时硅还参与Cd在水稻体内的螯合和阻隔作用,使得传递到籽粒的Cd减少^[39]。研究发现,钝化处理水稻对Cd富集减弱,水稻不同部位Cd富集能力整体表现为:BCF_根>BCF_茎>BCF_叶>BCF_{谷壳}>BCF_{籽粒},其大小排序表明根是最容易积累Cd部位,NOCITO等^[40]研究证明从土壤转移到植物体内的Cd有49%~79%存在于植物根部。T1和T2处理水稻根系富集Cd的量低于T3处理,这可能是由于硅能够在植物体根部沉积,增强水稻根部对Cd的堵截,限制Cd通过质外体运输途径进入地上部^[41]。

3.3 蚕沙与海泡石联合施用老化效果及应用成效

试验条件下,不同钝化处理早晚稻对Cd污染土壤的老化效果存在差异,本研究表明,T1、T2、T3处理

晚稻土壤Cd的生物有效性和水稻籽粒Cd浓度分别比早稻提高27.79%、32.18%、219.21%和10.88%、18.36%、30.38%,组合修复处理T1的老化效果最佳。T1、T2和T3处理土壤有效硅含量在晚稻收获期均下降,与早稻收获期相比较,分别降低68.81%、9.18%和16.42%;同CK处理相较,T1和T2处理分别增加了541.25%和605.6%。晚稻T1、T2和T3处理土壤有机质含量较早稻收获期分别增加8.63%、4.28%和3.31%,稻田土壤质量得到改善。早、晚稻试验研究结果表明,单施蚕沙处理水稻收获期籽粒Cd含量分别为0.20、0.26 mg·kg⁻¹,而T1和T2处理早稻水稻籽粒Cd含量分别为0.18 mg·kg⁻¹和0.19 mg·kg⁻¹,晚稻分别为0.20 mg·kg⁻¹和0.23 mg·kg⁻¹,Cd浓度降低10.00%和5.00%、23.08%和11.54%,联合钝化后修复效果明显改善,组合效率得到提高。蚕沙与海泡石联合施用能有效阻控稻田土壤-水稻之间的Cd传递,蚕沙海泡石联合钝化可作为一种理想的稻田Cd污染逆境生态调控应用技术模式。本试验中施用蚕沙、海泡石和腐植酸钠等材料对Cd污染酸性农田土壤的修复起到了一定的促进作用,尽管大田试验蚕沙投入量大,但由于广西蚕沙资源丰富,取材方便,不仅能够改善重金属Cd的修复效果,而且能够改善土壤质量,提升土壤活性和有机质含量,有效弥补传统化学修复的不足,对于Cd污染稻田开展边修复边利用具有重要的实践和参考作用。

4 结论

(1)蚕沙与海泡石联合施用对Cd的钝化效率高,通过提升土壤pH值,显著降低水稻根际土壤Cd的生物有效性。

(2)蚕沙与海泡石联合施用可显著降低水稻Cd的富集系数和提取量,抑制水稻对Cd的吸收,提高籽粒安全性。

(3)蚕沙与海泡石联合施用阻控籽粒Cd富集,作用周期长。蚕沙与海泡石联合施用处理下,晚稻老化跟踪效果试验中水稻籽粒的Cd含量为0.20 mg·kg⁻¹,符合《食品安全国家标准 食品中污染物限量》(GB 2762—2017)标准,蚕沙与海泡石联合施用可作为一种有效的稻田Cd污染修复组合模式,具有一定的生产应用价值。

致谢:感谢南京大学罗军副教授在DGT测试和论文润色方面提供的指导,特此致谢!

参考文献:

- [1] JAMAL A, DELAVAR M A, NADERI A, et al. Distribution and health risk assessment of heavy metals in soil surrounding a lead and zinc smelting plant in Zanjan, Iran[J]. *Human and Ecological Risk Assessment*, 2019, 25(4): 1018-1033.
- [2] HUANG B, GUO Z H, TU W J, et al. Geochemistry and ecological risk of metal (loid)s in overbank sediments near an abandoned lead/zinc mine in Central South China[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2018, 77(3): 68.
- [3] LI X X, ZHANG X, WANG X L, et al. Phytoremediation of multi-metal contaminated mine tailings with *Solanum nigrum* L. and biochar/attapulgite amendments[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 180.
- [4] SANTAMARIA J M, MORAZA M L, ELUSTONDO D, et al. Diversity of acari and collembola along a pollution gradient in soils of a pre-Pyrenean forest ecosystem[J]. *Environmental Engineering and Management Journal*, 2012, 11(6): 1159-1169.
- [5] 潘志强, 张淑琴, 任大军, 等. 城市污泥的直接施用对矿区土壤修复的影响[J]. 环境工程, 2019, 37(11): 189-193, 183. PAN Z Q, ZHANG S Q, REN D J, et al. Effects of direct application of sewage sludge on soil remediation in abandoned mining area[J]. *Environmental Engineering*, 2019, 37(11): 189-193, 183.
- [6] 叶长城, 陈喆, 彭鸥, 等. 不同生育期Cd胁迫对水稻生长及镉累积的影响[J]. 环境科学学报, 2017, 37(8): 3201-3206. YE C C, CHEN Z, PENG O, et al. Effects of cadmium stress on growth and cadmium accumulation in rice at different growth stages[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2017, 37(8): 3201-3206.
- [7] 尹仁湛, 罗亚平, 李金城, 等. 泗顶铅锌矿周边土壤重金属污染潜在生态风险评价及优势植物对重金属累积特征[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(6): 2158-2165. YIN R Z, LUO Y P, LI J C, et al. Evaluation of the potential ecological risk of heavy metal pollution in soil and bioaccumulation characteristics of dominant plants in Siding Pb-Zn mine[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(6): 2158-2165.
- [8] 宋书巧, 吴欢, 黄钊, 等. 刁江沿岸土壤重金属污染特征研究[J]. 生态环境, 2005, 14(1): 34-37. SONG S Q, WU H, HUANG Z, et al. The characteristics of heavy metals in soils along Diaojiang river[J]. *Ecology and Environment*, 2005, 14(1): 34-37.
- [9] 罗亚平, 吴晓芙, 李明顺, 等. 桂北锰矿废弃地主要植物种类调查及土壤重金属污染评价[J]. 生态环境, 2007, 16(4): 1149-1153. LUO Y P, WU X F, LI M S, et al. Investigation of main plant species and assessment of soil heavy metal pollutions in manganese mine wastelands in north Guangxi[J]. *Ecology and Environment*, 2007, 16(4): 1149-1153.
- [10] 李芳柏, 廖宗文. 试论我国有机无机肥料的配合施用[J]. 热带亚热带土壤科学, 1996(3): 167-172. LI F B, LIAO Z W. On combined application of organic-inorganic fertilizer in China[J]. *Tropical and Subtropical Soil Science*, 1996(3): 167-172.
- [11] 李洪达, 李艳, 周薇, 等. 稻壳生物炭对矿区重金属复合污染土壤中Cd/Zn形态转化的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(9): 1856-1865. LI H D, LI Y, ZHOU W, et al. Effects of rice-husk-derived biochar on the morphological transformation of Cd and Zn in mining area soils polluted by heavy metals[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(9): 1856-1865.
- [12] 刘瑞凡. 小麦秸秆生物炭修复污染土壤重金属Pb、Cd的研究[D]. 西安: 西安科技大学, 2018. LIU R F. Biochar of the wheat amends heavy metals pollution of Pb, Cd in soil[D]. Xi'an: Xi'an University of Science and Technology, 2018.
- [13] 何梦媛, 董同喜, 茹淑华, 等. 畜禽粪便有机肥中重金属在土壤剖面中积累迁移特征及生物有效性差异[J]. 环境科学, 2017, 38(4): 1576-1586. HE M Y, DONG T X, RU S H, et al. Accumulation and migration characteristics in soil profiles and bioavailability of heavy metals from livestock manure[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(4): 1576-1586.
- [14] BERENGUER M B, CELA S, SANTIVERY F, et al. Copper and zinc soil accumulation and plant concentration in irrigated maize fertilizer with liquid swine manure[J]. *Agronomy Journal*, 2008, 100: 1056-1061.
- [15] 茹淑华, 徐万强, 侯利敏, 等. 连续施用有机肥后重金属在土壤-作物系统中的积累与迁移特征[J]. 生态环境学报, 2019, 28(10): 2070-2078. RU S H, XU W Q, HOU L M, et al. Effects of continuous application of organic fertilizer on the accumulation and migration of heavy metals in soil-crop systems[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2019, 28(10): 2070-2078.
- [16] 李剑睿, 徐应明, 林大松, 等. 农田重金属污染原位钝化修复研究进展[J]. 生态环境学报, 2014, 23(4): 721-728. LI J R, XU Y M, LIN D S, et al. In situ immobilization remediation of heavy metals in contaminated soils: A review[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2014, 23(4): 721-728.
- [17] 陈保冬, 赵方杰, 张莘, 等. 土壤生物与土壤污染研究前沿与展望[J]. 生态学报, 2015, 35(20): 6604-6613. CHEN B D, ZHAO F J, ZHANG X, et al. Soil pollution and soil organisms: An overview of research progress and perspectives[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(20): 6604-6613.
- [18] 张宝强. 污染土地修复技术研究及发展趋势[J]. 乡村科技, 2019(16): 107-109. ZHANG B Q. Research and development trend of remediation technology for contaminated land[J]. *Rural Science and Technology*, 2019(16): 107-109.
- [19] 刘顺翔, 吴昊, 胡钧铭, 等. 农田重金属土壤健康钝化技术研究及应用趋势[J]. 农学学报, 2020, 10(3): 6-11. LIU S A, WU H, HU J M, et al. Heavy metal passivation technology for farmland soil health: Research and application trend[J]. *Journal of Agriculture*, 2020, 10(3): 6-11.
- [20] RAUTARAY S K, GHOSH B C, MITTRA B N. Effect of fly ash, organic wastes and chemical fertilizers on yield, nutrient uptake, heavy metal content and residual fertility in a rice-mustard cropping sequence under acid lateritic soils[J]. *Bioresource Technology*, 2003, 90(3): 275-283.
- [21] 王云丽, 石耀鹏, 赵文浩, 等. 设施菜地土壤镉钝化剂筛选及应用效果研究[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(7): 1503-1510. WANG Y L, SHI Y P, ZHAO W H, et al. Screening of amendments

- for the remediation of cadmium-polluted protected agriculture soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(7):1503-1510.
- [22] 胡星明,袁新松,王丽平,等.磷肥和稻草对土壤重金属形态、微生物活性和植物有效性的影响[J].环境科学研究,2012,25(1):77-82. HU X M, YUAN X S, WANG L P, et al. Effects of phosphate fertilizer and rice straw on soil heavy metal fraction, microbial activity and phytoavailability[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2012, 25(1):77-82.
- [23] 胡钧铭,夏旭,张野,等.快腐蚕沙对水稻生境及安全生长的影响[J].广西植物,2017,37(8):993-999. HU J M, XIA X, ZHANG Y, et al. Effects of silkworm excrement fast-rotting on rice habitat and security growth[J]. *Guihaia*, 2017, 37(8):993-999.
- [24] 刘晶晶,杨兴,陆扣萍,等.生物质炭对土壤重金属形态转化及其有效性的影响[J].环境科学学报,2015,35(11):3679-3687. LIU J J, YANG X, LU K P, et al. Effect of bamboo and rice straw biochars on the transformation and bioavailability of heavy metals in soil[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2015, 35(11):3679-3687.
- [25] 王腾飞,谭长银,曹莹莹,等.长期施肥对土壤重金属积累和有效性的影响[J].农业环境科学学报,2017,36(2):257-263. WANG T F, TAN C Y, CAO X Y, et al. Effects of long-term fertilization on the accumulation and availability of heavy metals in soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(2):257-263.
- [26] 纪雄辉,梁永超,鲁艳红,等.污染稻田水分管理对水稻吸收积累镉的影响及其作用机理[J].生态学报,2006,27(9):3930-3939. JI X H, LIANG Y C, LU Y H, et al. The effect of water management on the mechanism and rate of uptake and accumulation of cadmium by rice growing in polluted paddy soil[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 27(9):3930-3939.
- [27] 邓林,李柱,吴龙华,等.水分及干燥过程对土壤重金属有效性的影响[J].土壤,2014,46(6):1045-1051. DENG L, LI Z, WU L H, et al. Influence of moisture and drying process on soil heavy metal availability[J]. *Soils*, 2014, 46(6):1045-1051.
- [28] 黎大荣,吴丽香,宁晓君,等.不同钝化剂对土壤有效态铅和镉含量的影响[J].环境保护科学,2013,39(3):46-49. LI D R, WU L X, NING X J, et al. Effect s of different passivating agents on contents of available lead and cadmium in soil[J]. *Environmental Protection Science*, 2013, 39(3):46-49.
- [29] 杜志敏,郝建设,周静,等.四种改良剂对铜和镉复合污染土壤的田间原位修复研究[J].土壤学报,2012,49(3):508-517. DU Z M, HAO J S, ZHOU J, et al. Field *in situ* remediation of soil contaminated by copper and cadmium by four modifiers[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2012, 49(3):508-517.
- [30] 陈远其,张煜,陈国梁.石灰对土壤重金属污染修复研究进展[J].生态环境学报,2016,25(8):1419-1424. CHEN Y Q, ZHANG Y, CHEN G L. Research progress on the remediation of soil heavy metal pollution by lime[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2016, 25(8):1419-1424.
- [31] ERIKSSON J E. The influence of pH, soil type and time on adsorption and uptake by plants of Cd added to the soil[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1989, 48:317-335.
- [32] REES F, STERCKEMAN T, MOREL J L. Root development of non-accumulating and hyperaccumulating plants in metal-contaminated soils amended with biochar[J]. *Chemosphere*, 2016, 142:48-55.
- [33] WU J W, YU S, ZHU Y X, et al. Mechanisms of enhanced heavy metal tolerance in plants by silicon: A review[J]. *Pedosphere*, 2013, 23(6):815-825.
- [34] 崔晓峰,李淑仪,丁效东,等.喷施硅钾溶胶缓解镉铅对小白菜毒害的研究[J].土壤学报,2013,50(1):171-177. CUI X F, LI S Y, DING X D, et al. Effects of spraying silicon and cerium sols on relieving toxicity of Pb and Cd in the cabbage[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2013, 50(1):171-177.
- [35] LI Z, WU L H, HU P J, et al. Repeated phytoextraction of four metal-contaminated soils using the cadmium/zinc hyperaccumulator *Sedum plumbizincicola*[J]. *Environmental Pollution*, 2014, 189:176-183.
- [36] HUANG M, ZHOU K, YANG H Z, et al. The adsorption of Cd²⁺ by turf and its application in soil remediation of Cd pollution were studied [J]. *Environmental Pollution & Control*, 2014, 36(4):22-26.
- [37] HOSSAIN M T, MORI R, SOGA K, et al. Growth promotion and an increase in cell wall extensibility by silicon in rice and some other *Poaceae* seedlings[J]. *Journal of Plant Research*, 2002, 115(1):23-27.
- [38] 吴延寿,王萍,熊运华,等.钙对盐胁迫水稻生长和营养元素吸收的影响[J].江西农业大学学报,2016,38(6):1023-1028. WU Y S, WANG P, XIONG Y H, et al. The effects of calcium on growth and nutrients uptake of rice under salt stress condition[J]. *Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis*, 2016, 38(6):1023-1028.
- [39] 何赢,杜平,石静,等.土壤重金属钝化效果评估——基于大田试验的研究[J].农业环境科学学报,2020,39(8):1734-1740. HE Y, DU P, SHI J, et al. Evaluation of the effect of heavy metal immobilization remediation-field experiment study[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(8):1734-1740.
- [40] NOCITO F, LANCILLI C, DENDENA B, et al. Cadmium retention in rice roots is influenced by cadmium availability, chelation and translocation[J]. *Plant, Cell & Environment*, 2011, 4(6):994-1008.
- [41] ZHANG C, WANG L, NIE Q, et al. Long-term effects of exogenous silicon on cadmium translocation and toxicity in rice (*Oryza sativa* L.) [J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2008, 62(3):300-307.