

不同用量土壤调理剂对镉污染 农田土壤环境的影响

林小兵¹ 武琳¹ 王惠明² 刘晖¹ 郭乃嘉²

张鸿燕² 何波³ 黄欠如¹ 周利军¹¹

(1. 江西省红壤研究所, 国家红壤改良工程技术研究中心, 江西 南昌 330046;

2. 江西省农业生态与资源保护站, 江西 南昌 330046;

3. 萍乡市农业局, 江西 萍乡 337000)

【摘要】: 采用大田试验, 探讨不同用量土壤调理剂对镉污染农田土壤养分、质地、微团聚体、酶活性及微生物数量等影响。试验设置 T0、T1、T2、T3、T4 和 T5 共 6 个处理, 对应添加土壤调理剂 0、1500、3000、4500、6000 和 7500 kg · hm⁻²。结果表明: 施用土壤调理剂后增加了土壤 pH 值(0.66%~6.75%)、阳离子交换量(22.68%~64.45%)、碱解氮(7.94%~29.26%)和速效钾(0.28%~21.99%), 而对土壤质地、有效磷、微团聚体组成影响较小; 影响了土壤微生物环境, 抑制了脲酶、过氧化氢酶活性以及细菌和放线菌数量。土壤调理剂通过影响土壤理化性质及微生物环境, 降低了土壤有效态镉(12.34%~24.78%)和糙米镉含量(7.69%~64.10%)。相关性表明: 施用量与土壤 pH 值、阳离子交换量、碱解氮和速效钾呈显著正相关, 而与有效磷、脲酶和过氧化氢酶呈显著负相关, 但与土壤有效态镉和糙米镉相关性不明显。综上, 从镉污染修复效果、土壤环境影响及经济成本考虑, 以 T2(3000 kg · hm⁻²) 处理效果最佳。

【关键词】: 镉 土壤调理剂 施用量 土壤环境 酶活性

【中图分类号】: X53 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2021)07-1734-12

随着城市化与工业化的快速发展, 随之带来的“三废”问题及化肥的不合理使用, 造成农田土壤重金属问题日益严重^[1]。2014 年《全国土壤污染状况调查公报》报道, 我国耕地土壤重金属总超标率为 16.1%, 其中镉(Cd)点位超标率为 7.0%^[2], 镉污染问题严重威胁着生态环境和食品安全, 并通过食物链对人体健康造成严重危害^[3,4]。其中原位钝化技术是农田镉污染修复重要举措, 是指向镉污染农田中添加土壤调理剂/钝化剂, 通过沉淀、吸附、络合及氧化-还原等作用^[5,6], 改变土壤中镉的赋存形态, 降低其生物有效性和环境迁移性, 进而影响水稻对镉的吸收^[7,8]。原位钝化技术具有经济、快速、操作简单等特点^[9,10], 是大面积农田镉污

作者简介: 林小兵(1992~), 男, 助理研究员, 主要研究方向为土壤资源与环境生态. E-mail: linxiaobing14@mails.ucas.ac.cn
周利军 E-mail: huoe861200@163.com

基金项目: 江西省重大科技研发专项项目(20194ABC28010); 江西省重点研发计划项目(20171ACG70022)

染修复的首选。

研究发现施用土壤调理剂不仅可以显著提高土壤 pH 值, 而且能有效降低土壤有效态镉和水稻各部位镉含量^[11~13]。但土壤调理剂并未改变农田土壤中总镉含量, 只是暂时的减少了镉的生物有效性^[14, 15], 而往往忽视了土壤调理剂可能会对土壤养分、质地、团聚体、酶活性、微生物数量等土壤生态环境因素造成的不利影响^[16, 17]。目前大部分有关土壤调理剂镉污染修复试验缺少使用量的探究, 并局限于培养或盆栽试验^[18, 19], 修复效果与调理剂的添加量密切相关, 找到最佳的调理剂使用量在实际应用中具有重要意义^[20]。所以在使用土壤调理剂时要在经济、实用性基础上充分考虑其对土壤生态环境影响。

本试验中选用的土壤调理剂是纯天然矿物原料制备而成^[21], 主要成分为 CaO、SiO₂ 等, pH 为 9.5~10.5, 已有研究表明施用该调理剂对农田镉污染土壤具有良好的修复效果, 能有效降低糙米镉含量^[22, 23]。但不同土壤调理剂用量下对镉污染农田土壤修复效果如何, 修复过程中是否会影响土壤生态环境, 是否可以通过优化使用量、改善土壤理化性质进而提高修复效果等问题值得深入研究。基于此, 选择该土壤调理剂为试验材料, 研究了不同用量下土壤调理剂对农田土壤理化性质和微生物性状等影响, 解析不同用量、修复效果和土壤环境的关联性, 并结合实际农田生产, 获得用量少、效果佳的土壤调理剂, 为评价土壤调理剂对镉污染农田土壤生态环境的影响提供理论依据, 对农业生产实践具有指导作用。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验区选择在江西省萍乡市安源区高坑镇新华村附近 (27° 37' 52" N, 113° 59' 16" E), 属亚热带季风气候, 年均温 17℃, 年均降雨量 1600mm。本试验田土壤为红壤性水稻土, 2016 年中稻收获后土壤检测结果: 0~20cm 土壤 pH 值为 5.98, 有机质为 33.51g·kg⁻¹, 阳离子交换量为 9.8cmol·kg⁻¹, 容重为 1.03g·cm⁻³, 速效钾为 174.36mg·kg⁻¹, 有效磷为 17.21mg·kg⁻¹, 碱解氮为 165.57mg·kg⁻¹, 土壤总镉含量为 0.74mg·kg⁻¹, 超过国家二级标准 0.30mg·kg⁻¹, 污染程度属于中度, 土壤有效态镉含量为 0.30mg·kg⁻¹, 中稻糙米镉含量为 0.58mg·kg⁻¹, 超过国家标准 0.20mg·kg⁻¹。

1.2 试验设计

本试验共设计 6 个处理, 分别为 T0、T1、T2、T3、T4 和 T5 处理, 对应添加土壤调理剂 0、1500、3000、4500、6000 和 7500kg·hm⁻²。每处理重复 3 次, 共 18 个小区, 每个小区面积为 30m² (10m×3m), 随机区组排列。为防止各小区间影响, 所有处理采用单排单灌, 在原有 20cm 高田埂的基础上再用塑料薄膜进行加固。试验选用的土壤调理剂型号为 SAMMNS®-SAX1, 来自于江西省萍乡市某材料公司, 该土壤调理剂^[22]采用纯天然矿物原料制备而成, 并含有丰富的钙、镁、钾、硅等元素, 试验材料经检测含钙 (Ca) 为 6.99%、镁 (Mg) 为 4.49%、硅 (Si) 为 1.6% 等, pH 值为 10.39, 细度 (粒径≤250 μm) 为 99.8%, 砷 (As) 的含量为 1.0mg·kg⁻¹、铅 (Pb) 的含量为 16.0mg·kg⁻¹、镉 (Cd) 的含量为 2.8mg·kg⁻¹、铬 (Cr) 的含量为 21.4mg·kg⁻¹ 和汞 (Hg) 的含量为 0.0mg·kg⁻¹。试验中使用的土壤调理剂镉含量为 2.8mg·kg⁻¹, 符合标准^[24]规定的水溶肥料中镉≤10mg·kg⁻¹ 的限量要求。为了使土壤调理剂与农田土壤混合均匀, 在水稻种植前 5d 与整地翻耕一次性撒施。

试验供试中稻品种为晶两优华占, 由晶 4155S×华占选育而成, 属于籼型两系杂交水稻, 由袁隆平农业高科技股份有限公司和中国水稻研究所育种, 审定编号为“国审稻 2016022”。晶两优华占具有氮高效、镉低积累的特点, 2016 年被湖南省农业厅认定为应急性镉低积累水稻品种, 并作为湖南省重金属污染耕地修复及农作物种植结构调整政府采购品种。试验地 2016 年种植中稻, 冬季闲置, 水稻于 2017 年 5 月 16 日播种, 采用湿润水育秧, 6 月 11 日施基肥, 6 月 20 日同规格移栽, 移栽密度为 20cm×26cm, 在 9 月 28 日采集稻谷及相对应的土壤样品。田间施肥、病虫害管理和种植密度按当地农业生产实际情况进行。肥料施用: 移栽前整田时施 45% 复合肥 600kg·hm⁻² 作基肥, 移栽后 8d 施尿素 600kg·hm⁻² 作蘖肥, 孕穗初期施尿素、氯化钾 600kg·hm⁻² 作穗肥。

1.3 样品分析

于 2017 年 9 月 28 日收获期间采集土壤和植株样, 采用 5 点取样法对各小区进行水稻样品的采集, 同时采集水稻根系附近的土壤(0~20cm)。将收获的稻米, 用去离子水冲洗, 在 105℃杀青 10min, 然后在 70℃下烘干至恒质量, 将植物样品粉碎备用, 稻米 Cd 含量用微波消解-原子吸收分光光度法测定^[26], 分析过程中以食品安全国家标准食品中镉的测定[GB5009.15-2014], 检出限为 0.001mg·kg⁻¹, Cd 的回收率在 96%~102%, 同时做空白试验。土壤有效镉用 0.1mol·L⁻¹CaCl₂ 消煮和浸提, 采用原子吸收分光光度法测定^[26], 分析过程中以土壤质量有效态镉的测定[GB/T23739-2009], 检出限 0.005mg·kg⁻¹, Cd 的回收率在 92%~99%, 同时做空白试验。土壤理化性质参照文献[27]中提到的方法测定, 土壤 pH 值采用电位法测定; 阳离子交换量采用乙酸铵交换法测定; 速效钾采用乙酸铵浸提-火焰光度法测定; 有效磷采用碳酸氢钠浸提-钼锑抗分光光度法测定; 碱解氮采用碱解扩散法测定; 土壤质地采用比重计速测法测定; 微团聚体采用吸管法测定; 脲酶采用苯酚钠-次氯酸钠比色法测定; 过氧化氢酶采用高锰酸钾滴定法测定; 蔗糖酶采用二硝基水杨酸比色法测定; 酸性磷酸酶采用磷酸苯二钠比色法测定; 微生物数量采用培养基法测定。

1.4 数据处理

采用 Microsoft Excel2010 软件对数据进行前期处理, 本试验所有数据计算和统计分析通过 R 语言统计软件进行(www.r-project.org, R3.5.3), 方差分析采用 R 语言程序包 vegan 完成, 并通过 TukeyHSD 检验法对各处理进行差异显著性检验(P<0.05), 相关性分析采用 R 语言程序包 tidyverse 和 cowplot 完成, 所有制图通过 R 语言软件程序包 ggplot2 完成。

2 结果与分析

2.1 不同用量土壤调理剂对土壤理化性质的影响

如图 1 所示, 施用不同用量土壤调理剂后土壤 pH 值均有不同程度提高, 与 T0(对照)处理相比, T1、T2、T3、T4 和 T5 处理土壤 pH 值分别增加了 0.66%、1.65%、2.64%、3.95%和 6.75%, 且 T5 处理土壤 pH 值显著高于 T0 和 T1 处理(P<0.05, 图 1A)。各处理阳离子交换量增加了 22.68%~64.45%, 且 T4 和 T5 处理阳离子交换量显著高于 T0 和 T1 处理(P<0.05, 图 1B); 各处理碱解氮增加了 7.94%~29.26%, 且 T5 处理碱解氮显著高于 T0 和 T1 处理(P<0.05, 图 1C); 各处理有效磷减少了 11.21%~36.08%, 以 T5 处理有效磷减少最为明显(图 1D); 各处理速效钾增加了 0.28%~21.99%, 且 T3、T4 和 T5 处理速效钾显著高于 T0 处理(P<0.05, 图 1E)。

2.2 不同用量土壤调理剂对土壤质地的影响

如图 2 所示, 施用不同用量土壤调理剂与对照均存在一定程度的差异, T0 处理土壤质地大致为: 粉粒含量为 44.65%~52.58%, 黏粒含量为 27.80%~30.18%, 砂粒含量为 17.24%~26.55%; 土壤调理剂土壤质地大致为: 粉粒含量为 46.07%~57.13%, 黏粒含量为 25.58%~30.47%, 砂粒含量为 14.67%~26.11%。与 T0 相比, T1、T2、T3、T4 和 T5 处理土壤粉粒增加了 4.81%~11.40%, 其中 T1 处理粉粒含量增加最多(图 2A); 各处理土壤黏粒减少了 0.93%~4.04%, 其中 T3 处理黏粒含量减少最多(图 2B); 各处理土壤砂粒减少了 8.20%~23.16%, 其中 T1 处理砂粒含量减少最多(图 2C)。

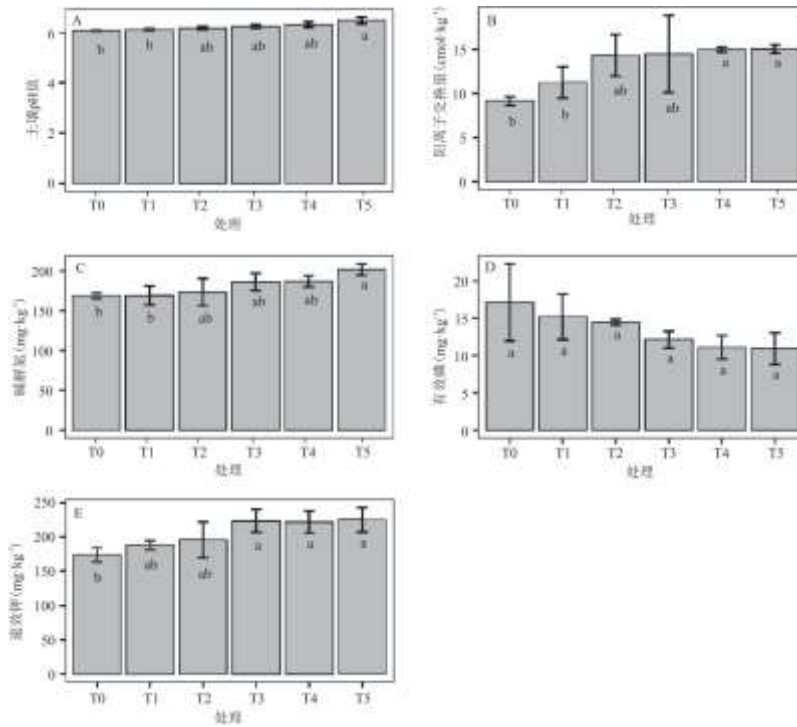


图 1 不同用量土壤调理剂对土壤理化性质的影响

注：图中不同小写字母表示处理间差异显著 ($P < 0.05$), 下同。

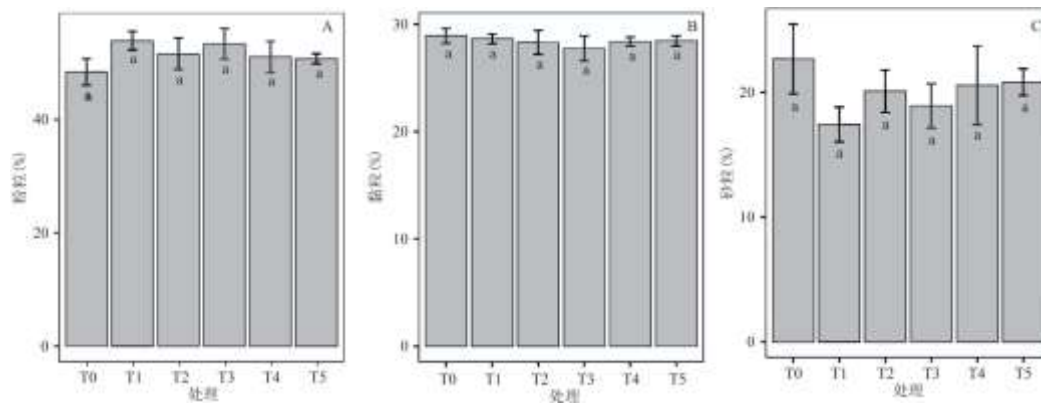


图 2 不同用量土壤调理剂对土壤质地的影响

2.3 不同用量土壤调理剂对土壤微团聚体的影响

从图 3 所示，施用不同用量土壤调理剂的土壤微团聚体颗粒组成所占比例有所不同，对于 2~0.25mm 粒级，与 T0 相比，T1、T2、T3、T4 和 T5 处理减少了 2.55%~4.64%；对于 0.25~0.05mm 粒级，各处理增加了 6.96%~13.37%；对于 0.05~0.01mm 粒级，各处理减少了 4.10%~9.85%；对于 0.01~0.005mm 粒级，各处理增加了 1.10%~5.73%；对于 0.005~0.001mm 粒级，除 T4 和 T5 处理分别增加了 5.08%和 15.90%，其他处理减少了 1.29%~8.22%；对于 <0.001mm 粒级，除 T1 处理外，其他处理增加了 7.27%~24.13%。

2.4 不同用量土壤调理剂对土壤酶活性和微生物数量的影响

从图 4 所示,施用不同用量土壤调理剂的大部分土壤酶活性和微生物数量受到抑制,与 T0 相比,T1、T2、T3、T4 和 T5 处理土壤脲酶活性降低了 2.69%~43.73%,其中 T4 处理显著低于 T0 和 T3 处理($P<0.05$,图 4A);各处理土壤过氧化氢酶活性降低了 0.62%~11.96%,其中 T3 处理过氧化氢酶活性降低最多(图 4B);与 T0 相比,T1 和 T3 处理土壤蔗糖酶活性分别降低了 22.46%和 10.45%,其他处理蔗糖酶活性增加 0.34%~4.78%(图 4C);各处理土壤酸性磷酸酶活性增加了 0.19%~143.27%,其中 T1 处理酸性磷酸酶活性显著高于 T0 处理($P<0.05$,图 4D);各处理土壤细菌数降低了 18.51%~60.85%,其中 T2 和 T5 处理细菌数显著低于 T0 和 T3($P<0.05$,图 4E);各处理土壤真菌数增加了 12.62%~88.74%,其中 T2 处理真菌数增加最多(图 4F);与 T0 相比,T1 和 T2 处理土壤放线菌增加较多,其他处理土壤放线菌数降低了 31.21%~35.47%(图 4G)。

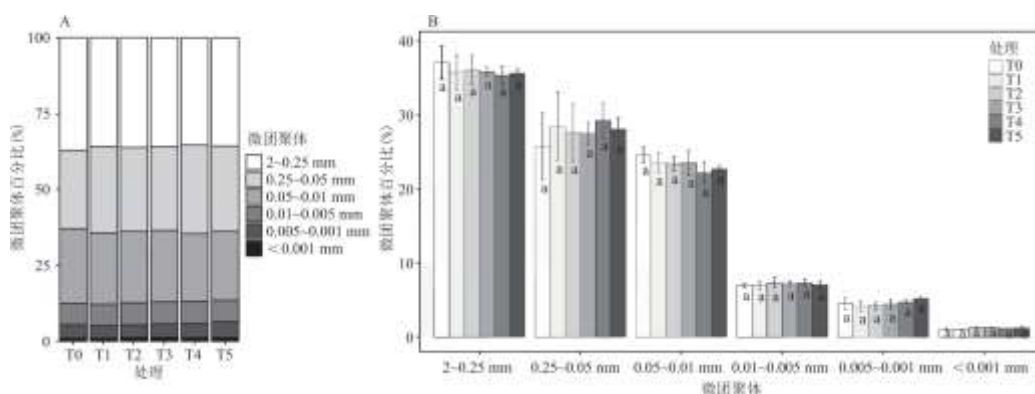


图 3 不同用量土壤调理剂对土壤微团聚体的影响

2.5 不同用量土壤调理剂对土壤有效态镉和糙米镉的影响

从图 5 所示,施用不同用量土壤调理剂土壤有效态镉和糙米镉均有不同程度降低,与 T0 相比,T1、T2、T3、T4 和 T5 处理土壤有效态镉含量降低了 12.34%~24.78%,其中 T2 处理土壤有效态镉含量显著低于 T0 处理($P<0.05$,图 5A);与 T0 相比,T1、T2、T3、T4 和 T5 处理糙米镉含量分别降低了 7.69%、53.85%、64.10%、39.74%和 17.95%,其中 T2 和 T3 处理糙米镉含量显著低于 T0 处理($P<0.05$,图 5B)。

2.6 相关性分析

从图 6 所示,土壤调理剂施用量与土壤理化性质、有效态镉和糙米镉相关性表明,它们之间具有较明显的相关性。土壤 pH 值($R=0.73$, $P<0.001$,图 6A)、阳离子交换量($R=0.53$, $P<0.05$,图 6B)、碱解氮($R=0.61$, $P<0.05$,图 6C)和速效钾($R=0.59$, $P<0.05$,图 6E)与土壤调理剂施用量呈显著性正相关,土壤 pH 值、阳离子交换量、碱解氮和速效钾随施用量增加而增加。土壤有效磷($R=-0.50$, $P<0.05$,图 6D)、脲酶活性($R=-0.45$, $P<0.05$,图 6O)和过氧化氢酶活性($R=-0.63$, $P<0.01$,图 6P)与土壤调理剂施用量呈显著性负相关,土壤有效磷、脲酶和过氧化氢酶活性随施用量增加而减少。施用量与其他土壤理化性质、土壤有效态镉和糙米镉含量相关性不明显。

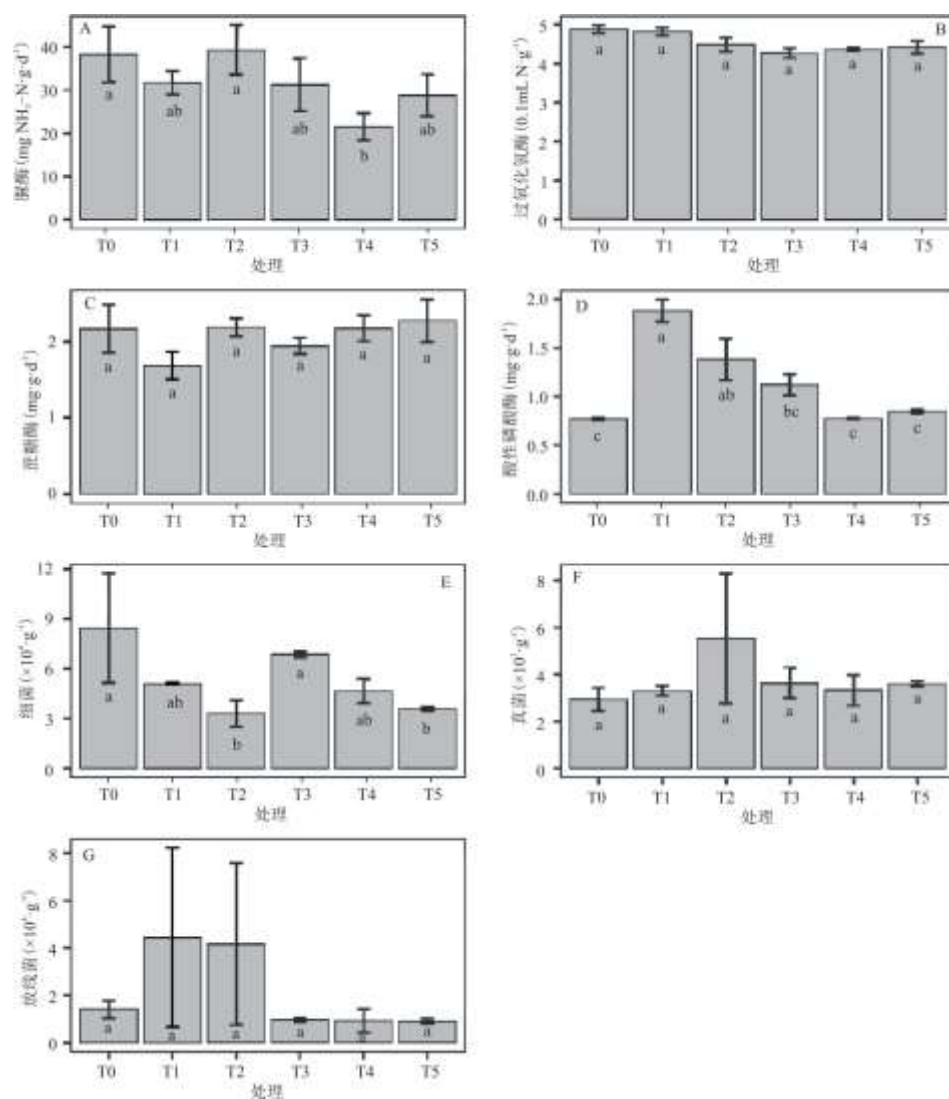


图 4 不同用量土壤调理剂对土壤酶活性和微生物数量的影响

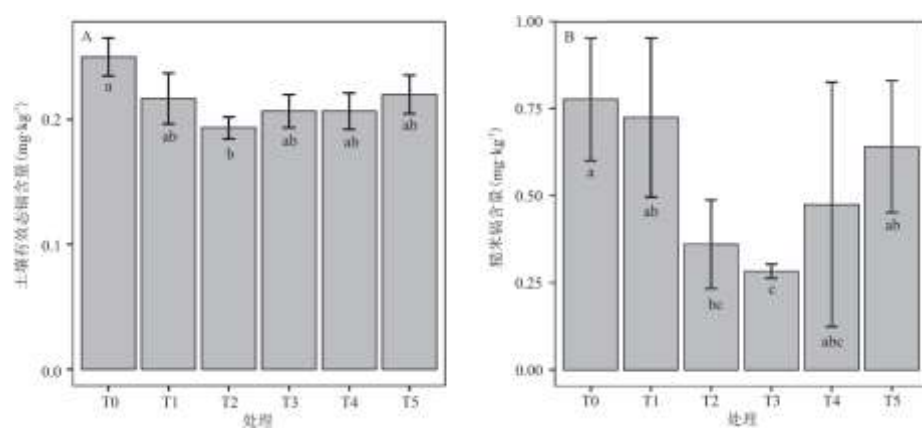


图 5 不同用量土壤调理剂对土壤有效态镉和糙米镉含量的影响

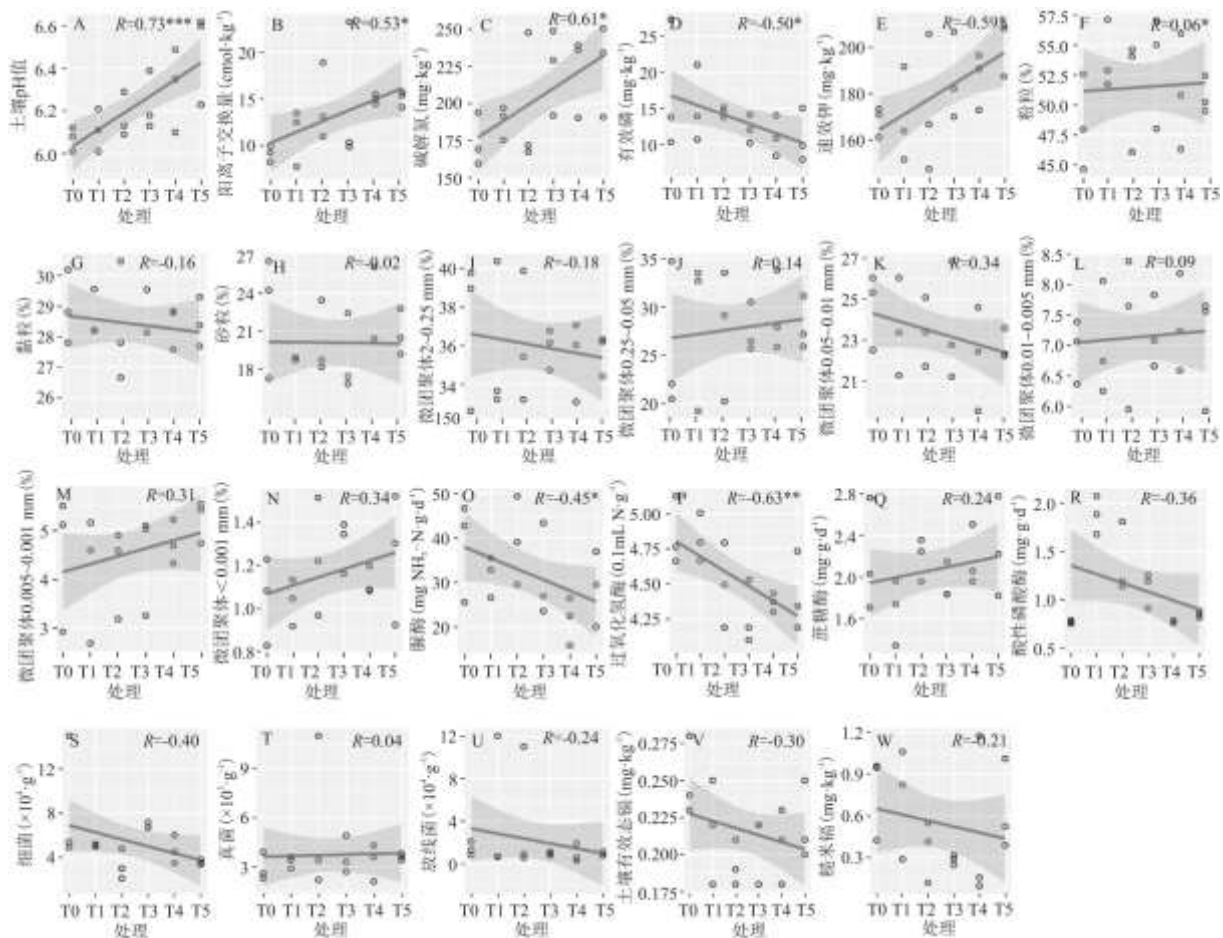


图6 土壤调理剂施用量与土壤理化性质、有效态镉和糙米镉含量的相关性分析

注: *为 $P<0.05$, **为 $P<0.01$, ***为 $P<0.001$.

3 讨论

3.1 土壤调理剂对土壤理化性质、酶活性和微生物数量的影响

研究表明施用土壤调理剂可以调节土壤酸碱度、改善土壤结构、活化土壤养分和修复重金属污染土壤等^[28]。本研究中,施用土壤调理剂增加了土壤 pH 值、阳离子交换量、碱解氮和速效钾。试验中土壤调理剂呈碱性, pH 为 10.39, 试验材料本身 pH 值很高, 含有丰富的碱性基团^[22], 不仅可以降低土壤酸性, 且丰富的钾、镁、钠等阳离子产生离子交换和沉淀作用, 降低了土壤氢离子, 从而达到调节土壤 pH 值, 改良土壤酸性的效果。土壤调理剂采用纯天然矿物原料制备而成, 主要成分为 SiO_2 , 研究表明硅钙物质可以提高土壤 pH^[29], 硅酸盐类物质中有效二氧化硅在土壤中发生水解作用产生羟基使土壤和植物根际 pH 值上升^[30]。李超等^[31]研究发现土壤 pH 与土壤调理剂用量呈极显著正相关, 与本研究内容相类似。土壤调理剂含有一定量的硅、镁、钾、钠等离子, 具有阳离子交换性, 增加了土壤中的阳离子交换量^[32], 且土壤调理剂中硅迁移到黏土颗粒表面取代土壤中的钾、钠等阳离子^[33]。试验中土壤调理剂施用量与土壤 pH 值、阳离子交换量、碱解氮和速效钾呈显著正相关, 而与有效磷呈显著负相关。由于试验材料呈碱性, 且含有丰富的碱性基团, 可以降低土壤酸性, 通过增加钙、镁等阳离子的含量, 使得土壤中的重金属有些被交换吸附, 增加土壤中阳离子含量, 土壤调理剂由许多天然矿物而成, 这些基础原料本身可能就含有一定量的氮钾养分, 使土壤养分有所增加。施用碱性物质会加速含碳有机物的转化, 增加土壤含氮量, 促进有机质的分解^[34], 增加作物对养分的吸收, 从

而降低土壤中磷元素。

张曦等^[35]研究发现大量施用碱性物质如石灰,会导致土壤板结、土壤养分元素失衡。本试验的土壤调理剂是孔径在 5~2000nm,颗粒较小,吸附能力强,具有巨大的表面,易在土壤中分解与土壤融合^[23],有利于增加土壤小粒径团聚体。土壤调理剂对土壤质地的影响,主要与材料本身的颗粒大小有关。任玉森等^[36]研究发现硅肥具有枸溶、缓释、不破坏土壤结构等特点,但也有研究表明长期添加可能会导致土壤结构的破坏^[37],虽然本试验中施用调理剂没有显著性改变土壤质地和团聚体,可能与施用量和时间有关,但是需要注意长期施用可能带来的不利影响。靳辉勇等^[38]也发现施用过量调理剂可能会影响土壤结构,应适量添加。

土壤微生物对重金属离子的抑制或激活作用比较敏感^[39]。本研究中发现施用土壤调理剂增加了蔗糖酶、酸性磷酸酶和真菌,但降低了脲酶、过氧化氢酶、细菌和放线菌。研究发现当土壤微生物数量减少时,酶的活性降低,两者呈正相关关系^[40]。董晓伟^[41]试验发现牡蛎壳土壤调理剂在一定程度抑制了脲酶活性,提高了蔗糖酶活性,与本试验相似。李集勤等^[42]研究结果显示,施用矿物质调理剂降低了土壤的转化酶、磷酸酶、脲酶和脱氢酶等酶活性,这可能与施用矿物质土壤调理剂提升土壤 pH 有关,从而导致某些酶类活性减弱。试验中土壤调理剂施用量与脲酶和过氧化氢酶呈显著负相关。施用土壤调理剂通过影响土壤理化性质、土壤质地和微团聚体,会改变土壤养分和结构,一定程度上影响了土壤微生物生存环境,提高部分微生物活性,但也会抑制部分微生物。施用量与土壤微生物关系可能是因为较高或较低的钙、镁、硅等抵抗重金属镉的同时改变了土壤微生物种群构成。

3.2 土壤调理剂对土壤有效态镉和糙米镉的影响

水稻对镉的吸收除了受土壤中镉含量的影响外,还受到土壤 pH 值、有机质、阳离子交换量以及离子间作用等多因素的影响^[43,44]。施用土壤调理剂可以改变土壤理化性质及微生物环境,从而影响土壤中镉的生物有效性,本研究中施用土壤调理剂后土壤有效态镉和糙米镉均有不同程度降低。研究表明糙米镉与土壤有效态镉呈显著正相关^[45],糙米镉和土壤有效态镉与土壤 pH 值呈显著负相关^[46],土壤 pH 是影响土壤中镉有效态和水稻吸收的主要原因^[47]。该土壤调理剂可以增加土壤中 pH 值和阳离子含量,释放出大量质子促进了土壤对镉的吸附,且沉淀作用加强对镉离子的吸附力,有效降低土壤中镉的活性和迁移性^[48]。另外,硅、镁等能促进农作物正常生长,能增强作物抗胁迫的能力,能有效阻隔重金属镉进入稻谷^[22],土壤调理剂的主要组分 SiO₂ 可以形成 Cd 的硅酸盐沉淀,降低土壤有效态镉活性。土壤调理剂具有大比表面积和表面官能团等,可以通过吸附、沉淀等方式能吸附周围土壤中镉,可改变其附近土壤中镉迁移和转化行为。Liang 等^[49]研究表明硅可以在水稻根系或茎秆内皮层以及木质部沉积,抑制重金属由质体外从根系向地上部运输。土壤调理剂对糙米镉的影响,不仅通过降低土壤中的有效态镉,而且通过影响镉水稻根、茎和叶的分布,降低镉进入籽粒^[50]。

本研究结果表明土壤有效态镉和糙米镉钝化效果随施用量的增加呈先增大后减小的趋势。在一定施用量范围内(3000~4500kg·hm⁻²) 降镉率随施用量增加而增加,可能是其对土壤物理、化学和生物学性状的改善作用逐渐增大,但随后继续增大调理剂用量,对土壤和糙米镉钝化效果反而降低,这可能与高用量调理剂对土壤养分循环、微生物酶活性和微生物多样性等产生的负面效应有关,有效磷、脲酶和过氧化氢酶活性与施用量呈显著负相关也进一步表明了高用量调理剂减弱了对土壤和糙米镉修复效果。当处理增加到适宜施用量后,土壤环境指标有明显提高,此时在糙米镉降低率各处理中较高,继续增加用量后土壤指标甚至出现了下降,表明此时的施用量水平不利于降低糙米镉,这可能与不同环境因素之间的供应比例失衡有关。虽然试验中土壤调理剂镉含量符合标准的限量要求,但高剂量调理剂仍有加重农田土壤重金属镉的风险。

试验中各处理均没有达到农产品污染物限量标准的要求(0.2mg·kg⁻¹),可能与试验田镉含量本底值较高有关,同时施肥、农药及大气沉降仍可能带来一定污染,从而减弱调理剂的修复效果。试验中施用土壤调理剂糙米镉降低了 7.69%~64.10%,其中 T2 和 T3 处理糙米镉含量显著低于对照,说明该调理剂一定程度上减轻了糙米镉富集,具有一定的指导意义。其钝化的稳定性和时间效应也需要进一步试验明确,同时采取低积累水稻品种、水分灌溉模式、叶面阻隔剂等措施相结合。继续加强土壤调理剂对镉污染土壤钝化修复研究,综合利用各种现代分析技术对其机制作出解释,并对长期修复效果进行评估。在农业生产过程中,

土壤调理剂施用量较大，其推广难度也较大，且物资施用成本高。该土壤调理剂市场批发价为 100kg400 元左右，对应 T1、T2、T3、T4 和 T5 成本为每公顷 6000、12000、18000、24000 和 30000 元。综合镉污染修复效果，对土壤生态环境的影响，及其经济成本，以 T2 处理效果最佳。

4 结论

(1)施用土壤调理剂可以改善土壤理化性质，提高土壤养分含量，但对土壤质地和微团聚体影响较小，抑制了脲酶、过氧化氢酶活性、细菌及放线菌数量。

(2)相关性表明：土壤 pH 值、阳离子交换量、碱解氮和速效钾与土壤调理剂施用量呈显著正相关，而有效磷、脲酶和过氧化氢酶活性与土壤调理剂施用量呈显著负相关。

(3)通过改变土壤理化性质及生物环境，施用土壤调理剂降低了土壤有效态镉和糙米镉含量，但与施用量相关性不明显。

参考文献:

[1]GUO G L,ZHOU Q X,KOVAL P V,et al.Speciation distribution of Cd,Pb,Cu,and Zn in contaminated phaeozem in North-East China using single and sequential extraction procedures[J].Australian Journal of Soil Research,2006,44(2):135-142.

[2]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.

[3]MOHAMMED A S,KAPRI A,GOEL R.Heavy metal pollution:source,impact,and remedies[J].Environmental Pollution,2011,20(2):1-28.

[4]AKESSON A,BARREGARD L,BERDAHL I A,et al.Non-renal effects and the risk assessment of environmental cadmium exposure[J].Environmental Health Perspectives.2014,122(5):431-438.

[5]SUN Y B,SUN G H,XU Y M,et al.Evaluation of the effectiveness of sepiolite,bentonite,and phosphate amendments on the stabilization remediation of cadmium-contaminated soils[J].Journal of Environmental Management,2016,166:204-210.

[6]YAN B H,DAO Y H,QI H Z,et al.A three-season field study on the in-situ remediation of Cd-contaminated paddy soil using lime,two industrial by-products,and a low-Cd-accumulation rice cultivar[J].Ecotoxicology and Environmental Safety,2017,136:135-141.

[7]秦勇,师阿燕,徐笠,等.基于发明专利的重金属钝化技术的文献计量分析[J].农业资源与环境学报,2018,35(4):283-291.

[8]冉洪珍,郭朝晖,肖细元,等.改良剂连续施用对农田水稻 Cd 吸收的影响[J].中国环境科学,2019,39(3):223-229.

[9]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.

-
- [10]KHAILED S, SHAHID M, NIZAI N K, et al. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2017, 182:247-26.
- [11]陈立伟, 杨文弢, 周航, 等. 土壤调理剂对土壤-水稻系统 Cd、Zn 迁移累积的影响及健康风险评价[J]. 环境科学学报, 2018, 38(4):1635-1641.
- [12]谢运河, 纪雄辉, 田发祥, 等. 不同 Cd 污染特征稻田施用钝化剂对水稻吸收积累 Cd 的影响[J]. 环境工程学报, 2017, 11(2):1242-1250.
- [13]陈诚, 铁柏清. 土壤调理剂对不同成土母质 Cd 污染稻田的修复效果[J]. 湖南农业科学, 2016, 45(6):26-29.
- [14]杨梦丽, 叶明亮, 马友华, 等. 基于重金属有效态的农田土壤重金属污染评价研究[J]. 环境监测管理与技术, 2019, 31(1):13-16.
- [15]周航, 周歆, 曾敏, 等. 2 种组配改良剂对稻田土壤重金属有效性的效果[J]. 中国环境科学, 2014, 34(2):437-444.
- [16]吴霄霄, 米长虹, 吴昊, 等. 镉污染稻田修复效果评估指标体系的构建[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(7):1498-1505.
- [17]樊霆, 叶文玲, 陈海燕, 等. 农田土壤重金属污染状况及修复技术研究[J]. 生态环境学报, 2013, 22(10):1727-1736.
- [18]纪艺凝, 徐应明, 王农, 等. 鱼骨粉对土壤 Cd 污染钝化修复效应及其理化性质的影响[J]. 水土保持学报, 2019, 33(3):312-319.
- [19]郭京霞, 冯莲莲, 张起佳, 等. 不同钙质钝化剂对稻田土壤溶液中 Cd 浓度的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(10):1984-1991.
- [20]CUI H B, FAN Y C, XU L, et al. Sustainability of in situ remediation of Cu and Cd-contaminated soils with one-time application of amendments in Guixi, China[J]. Journal of Soils and Sediments, 2016, 16:1498-1508.
- [21]FENG X D, SAYLE D C, WANG Z L, et al. Converting ceria polyhedral nanoparticles into single-crystal nanospheres [J]. Science, 2006, 312(5779):1504-1508.
- [22]李心, 林大松, 刘岩, 等. 不同土壤调理剂对镉污染水稻田控镉效应研究[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(7):1511-1520.
- [23]周利军, 武琳, 林小兵, 等. 土壤调理剂对镉污染稻田修复效果[J]. 环境科学, 2019, 40(11):5098-5106.
- [24]中华人民共和国农业部. 水溶肥料汞、砷、镉、铅、铬的限量要求 NY 1110-2010[S]. 北京: 中华人民共和国农业部, 2011.
- [25]王美娥, 彭驰, 陈卫平. 水稻品种及典型土壤改良措施对稻米吸收镉的影响[J]. 环境科学, 2015, 36(11):4283-4290.
- [26]熊婕, 朱奇宏, 黄道友, 等. 南方稻田土壤有效态镉提取方法研究[J]. 农业现代化研究, 2018, 39(1):170-177.
- [27]鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.

-
- [28]孙蓓锋,王旭.土壤调理剂的研究和应用进展[J].中国土壤与肥料,2013,50(1):5-11.
- [29]龙梅,胡锋,李辉信,等.低成本含磷材料修复环境重金属污染的研究进展[J].环境污染治理技术与设备,2006,7(7):1-10.
- [30]武成辉,李亮,晏波,等.新型硅酸盐钝化剂对镉污染土壤的钝化修复效应研究[J].农业环境科学学报,2017,36(10):2007-2013.
- [31]李超,艾绍英,唐明灯,等.矿物调理剂对稻田土壤镉形态和水稻镉吸收的影响[J].中国农业科学,2018,51(11):2143-2154.
- [32]任静华,廖启林,范健,等.凹凸棒粘土对镉污染农田的原位钝化修复效果研究[J].生态环境学报,2017,26(12):2161-2168.
- [33]徐磊,周静,梁家妮,等.巨菌草对Cu、Cd污染土壤的修复潜力[J].生态学报,2014,34(18):5342-5348.
- [34]HE Y B, HUANG D Y, ZHU Q H, et al. A three-season field study on the in-situ remediation of Cd-contaminated paddy soil using lime, two industrial by-products, and a low-Cd-accumulation rice cultivar[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2017, 136:135.
- [35]张曦,王旭,四种土壤调理剂对镉、铅的吸附效果研究[J].中国土壤与肥料,2012,49(4):6-10.
- [36]任玉森,刘骆峰,张宏伟,等.钢渣制取硅钾肥的缓释性分析[J].中国土壤与肥料,2008,45(2):74-80.
- [37]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]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2014, 101:226-232.
- [38]靳辉勇,齐绍武,朱益,等.硅酸盐土壤调理剂对蔬菜Cd污染的治理效果[J].中国土壤与肥料,2017(1):149-152.
- [39]LEE I S, KIM O K, CHANG YY, et al. Heavy metal concentrations and enzyme activities in soil from a contaminated Korean shooting range[J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2002, 94(5):406-411.
- [40]杨志新,刘树庆.重金属Cd、Zn、Pb复合污染对土壤酶活性的影响[J].环境科学学报,2001,21(1):60-63.
- [41]董晓伟.牡蛎壳土壤调理剂对大棚土壤理化、生物性状影响的研究[D].中国海洋大学,2004.
- [42]李集勤,杨少海,卢钰升,等.改良剂对烟叶产质量、土壤理化性质及土壤酶活性的影响[J].广东农业科学,2019,46(5):9-15.
- [43]王林,徐应明,孙扬,等.海泡石及其复配材料钝化修复镉污染土壤[J].环境工程学报,2010,4(9):2093-2098.
- [44]朱奇宏,黄道友,刘国胜,等.改良剂对镉污染酸性水稻土的修复效应与机理研究[J].中国生态农业学报,2010,18(4):847-851.

-
- [45]赵雄,李福燕,张冬明,等.水稻土镉污染与水稻镉含量相关性研究[J].农业环境科学学报,2009,28(11):2236-2240.
- [46]闫家普,丁效东,崔良,等.不同改良剂及其组合对土壤镉形态和理化性质的影响[J].农业环境科学学报,2018,37(9):1842-1849.
- [47]韦小了,牟力,付天岭,等.不同钝化剂组合对水稻各部位吸收积累Cd及产量的影响[J].土壤学报,2019,56(4):883-894.
- [48]罗远恒,顾雪元,吴永贵,等.土壤调理剂对农田土壤镉污染的原位钝化修复效应研[J].农业环境科学学报,2014,33(5):890-897.
- [49]LIANG Y, SUN W, ZHU Y G, et al. Mechanisms of silicon-mediated alleviation of abiotic stresses in higher plants: A review[J]. Environmental Pollution, 2007, 147(2):422-428.
- [50]TIAN S K, XIE R H, WANG H X, et al. Uptake, sequestration and tolerance of cadmium at cellular levels in the hyper accumulator plant species *Sedum alfredii*[J]. Journal of Experimental Botany, 2017, 68:2387-2398.