

# 有机肥对酸性稻田土壤 Cd 赋存形态的影响途径和机制

张佳<sup>1</sup>, 杨文弢<sup>1,2,3</sup>, 廖柏寒<sup>2</sup>, 吴攀<sup>1,3</sup>

(1.贵州大学资源与环境工程学院, 贵阳 550025; 2.中南林业科技大学环境科学与工程学院, 长沙 410004; 3. 贵州大学地质资源与环境教育部重点实验室, 贵阳 550025)

**摘要:**以堆肥后的菜籽饼为有机肥,通过水稻田间试验,研究了有机肥对土壤有机质(OM)、pH、微生物量碳、氮(MBC、MBN)、3种酶活性(酸性磷酸酶,ACP、脲酶,UA、脱氢酶,DH)及土壤Cd的赋存形态的影响,利用通径分析研究了有机肥对土壤Cd赋存形态的影响途径和机制。结果表明:(1)施用有机肥能显著提高土壤OM含量和土壤pH,显著增加土壤中可还原态Cd(Red-Cd)和可氧化态Cd(Oxi-Cd)含量,降低土壤酸可提取态Cd(Aci-Cd)含量。(2)施用有机肥能不同程度增加土壤ACP、UA及DH活性,提高土壤MBC和MBN含量。(3)通径分析结果表明,施用有机肥降低土壤Aci-Cd含量主要是通过提高土壤OM含量、DH活性和MBC含量这3个途径完成。土壤OM含量、土壤DH活性和MBC含量的决策系数分别为0.846, 0.257, -0.276,均达到显著水平,是有机肥施用下影响土壤Aci-Cd含量的主控因子。

**关键词:**土壤有机质; Cd形态; 土壤微生物量; 土壤酶活性; 主控因子

中图分类号:X53 文献标识码:A 文章编号:1009-2242(2020)01-0365-06

DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2020.01.052

## Mechanisms and Influence Approaches of Organic Fertilizer on Occurrence Mode of Cd in Acid Paddy Soil

ZHANG Jia<sup>1</sup>, YANG Wentao<sup>1,2</sup>, LIAO Bohan<sup>2</sup>, WU Pan<sup>1,3</sup>

(1.College of Resource and Environmental Engineering, Guizhou University, Guiyang 550025;

2.College of Environmental Science and Engineering, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004;

3.Key Laboratory of Geological Resources and Environment, Ministry of Education, Guizhou University, Guiyang 550025)

**Abstract:** A field experimental were conducted in acid paddy soil to study the influence of the fermented rapeseed residue as an organic fertilizer on soil organic matter (OM), pH value, microbial biomass carbon and nitrogen (MBC and MBN), three enzymes (acid phosphatase, ACP, urease, UA, and dehydrogenase, DH), and occurrence mode of Cd in soil. Path analysis was used to study the influence approaches and mechanisms of organic fertilizer application on soil Cd occurrence mode. The results showed that: (1) The application of organic fertilizer could significantly increase the OM content, alleviate soil acidity, significantly increase the concentrations of reducible Cd (Red-Cd) and oxidizable-Cd, and decrease the concentrations of acid extractable-Cd (Aci-Cd) in soil. (2) ACP, UA and DH activities and MBC and MBN concentrations in soil were showed gradually raised after organic fertilizer application. (3) Path analysis results showed that the reduction of Aci-Cd concentrations in soil after organic fertilizer application was mainly achieved by increasing of OM content, DH activity, and MBC concentrations in soil. The decision coefficients of soil OM content, soil DH activity, and MBC content were 0.846, 0.257 and -0.276, respectively, which reached the significant levels and suggested they are the main controlling factors of soil Aci-Cd content under organic fertilizer application.

**Keywords:** soil organic matter; Cd speciation; soil microbial biomass; soil enzyme activity; controlling factors

稻田镉(Cd)污染问题是现阶段全球最突出的环境问题之一。在我国南方以水稻为主要粮食作物的广泛地区,稻米Cd污染问题不容乐观<sup>[1]</sup>。雷鸣等<sup>[2]</sup>调查了湖南9处矿区周边稻田,均发现不同程度的

Cd污染,部分稻田Cd含量超标严重。在广西,陈桂芬等<sup>[3]</sup>调查了多处稻田,结果显示超过1/3的稻田Cd含量超过国家土壤环境质量二级标准<sup>[4]</sup>,Cd的生态风险处于较高水平。赵科理等<sup>[5]</sup>研究发现,浙江省

收稿日期:2019-07-04

资助项目:国家重点研发计划项目(2016YFD0800705);国家自然科学基金项目(41501344);国家自然科学基金联合基金项目(U1612442);贵州省生态学一流学科建设(GNYL[2017]007);贵州大学人才引进项目(贵大人基合字[2018]26号);贵州省科技计划项目(黔科合平台人才[2018]5781号);贵州省人才基地项目(RCJD2018-21)

第一作者:张佳(1994-),女,硕士研究生,主要从事稻田镉污染修复研究。E-mail:2237282035@qq.com

通信作者:杨文弢(1989-),男,博士,讲师,主要从事土壤重金属污染修复研究。E-mail:wtyang0803@163.com

多处稻田土均存在 Cd 污染,平均值均超过该省土壤 Cd 背景值。此外,如日本<sup>[6]</sup>、印度<sup>[7]</sup>等东南亚国家,也都存在不同程度的稻田 Cd 污染。

向稻田中施用有机肥是常见的农艺措施,可保持土壤肥力,提高水稻产量<sup>[8]</sup>。但在 Cd 污染土壤中,这种农艺方式可能会改变 Cd 的流动性和生物有效性,影响水稻对土壤中 Cd 的吸收<sup>[9-10]</sup>,但其影响过程和机制尚不明确<sup>[11]</sup>。

Cd 在土壤环境中形态复杂,与土壤中各种离子基团发生溶解—沉淀、吸附—解吸、络合—离解等作用,形成多种赋存形态<sup>[12]</sup>。各赋存形态之间维持动态平衡,并影响土壤 Cd 生物毒性和迁移能力<sup>[13]</sup>。有研究<sup>[14]</sup>表明,土壤 Cd 的形态分布受土壤环境的多个因子共同影响。土壤有机质是重要影响因子之一,它能参与土壤 Cd 与各种离子基团间的络合或螯合过程,形成 Cd 的有机结合物。土壤有机质还会通过对水稻根系分泌物、水稻蒸腾作用等的影响,增加根系对土壤养分的摄取,影响根系对 Cd 的吸收、转运<sup>[15]</sup>。其次是土壤 pH,酸性土壤中 Cd 形成 Cd 的硫化物,具有较强活性;随着 pH 升高,土壤对 Cd 的吸附量和吸收能力显著上升并产生沉淀<sup>[16-17]</sup>。此外,土壤微生物和酶虽无法降解土壤中的 Cd,但可通过自身代谢过程及代谢产物影响或调解土壤中 Cd 的溶解—沉淀平衡,影响土壤中 Cd 形态和生物有效性<sup>[18]</sup>。有研究<sup>[19]</sup>指出,土壤中的微生物

表 1 供试 RSD 和稻田土壤的基本理化性质、微生物量碳、氮以及酶活性

供试材料	pH	有机质/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	Cd/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	微生物量/(mg·kg <sup>-1</sup> )		酶活性		
				碳	氮	ACP	DH	UA
RSD	7.14	440.2	—	—	—	—	—	—
研究区土壤	4.85	30.9	1.84	1235.7	189.7	259.3	10.5	280.3

注:ACP 为土壤酸性磷酸酶( $\mu\text{g}$  苯酚/g, 37 °C, 1 h);DH 为土壤脱氢酶( $\mu\text{L H}^+$ /5 g, 37 °C, 6 h);UA 为土壤脲酶(mg NH<sub>3</sub>-N/g, 37 °C, 15 h)。下同。

## 1.2 田间试验

田间试验于 2017 年 8—10 月进行。水稻品种为“湘晚籼 12 号”,是湖南省常见的籼晚稻。供试田块犁田后,用土块和塑料薄膜划分若干大小相同(3 m×3 m)且独立给排水的试验小区。RSD 用量设为 1.125 (T1),2.25(T2),4.5 t/m<sup>2</sup>(T3),以不添加 RSD 为对照(CK)。每种处理有 3 次重复。所有试验均采用随机区组设计。在试验田之间设 3 行水稻植株作保护行,以防止相邻处理间的相互影响。水稻种植间距为(25±3) cm,其他田间管理,包括耕地、水稻移栽和施用农药等与当地的田间管理相同。

## 1.3 样品采集与处理

在收获时,从每个试验区对角线上采集 3 株水稻,将其混合,以获得样品。轻轻把附着在水稻根部的土壤抖落,将土壤样品从根部分离出来,并放置在密封的无菌塑料袋中,通过便携式冰箱运输至实验

室。水稻样品在现场进行简单的冲洗后用聚乙烯网袋装好后运送到实验室进行进一步处理。

土壤样品带回实验室后,均匀分为 2 份:一份立即开始微生物量和酶活性分析;另一份在自然条件下风干,风干后分别过 10,100 目筛,分别用于土壤理化性质和 Cd 赋存形态的测定。水稻样品先用自来水洗净,自然条件下晾干,后放入 105 °C 烘箱中杀青 1 h,调节温度为 85 °C,烘至恒重。用剪刀将水稻各个部位分开,分为根系、茎、叶、谷粒 4 个部位,用小型粉碎机(DEMASHI-SY400)将水稻根系、茎和叶均粉碎,过 100 目,装入干净的聚乙烯袋中待测。用小型磨谷机(京奥-JLGJ45)将谷壳和糙米分离,后用小型粉碎机分别将其粉碎过筛,待测。

# 1 材料与方 法

## 1.1 研究区概况

研究区位于湖南省长沙县北山镇荣河桥村(28°26.21'N,113°03.36'E),为中重度 Cd 污染水田(Cd 1.84 mg/kg)。历史上,有色金属开采和污水灌溉是该地区土壤重金属污染的原因。种植区地势平坦,属亚热带季风湿润气候区,年平均气温 15.6~18.3 °C,年平均降水量 1 400~1 700 mm,无霜期 295 d。本研究采用菜籽渣(rapeseed residue, RSD)作为外源性有机肥,新鲜未受污染的 RSD 由湖南娄底市某作坊提供,并与猪粪进行好氧堆肥。施用前测定了 RSD 中 Cd 含量和供研究区土壤的基本理化性质、微生物量碳、氮以及酶活性见表 1。

可利用氧化、还原,甲基化和去甲基化等作用转化重金属,降低重金属活性,减轻土壤重金属毒害。

目前,有机肥施用下稻田土壤 Cd 赋存形态的影响机制尚不清楚。根据前期的研究<sup>[11,20]</sup>结果,稻田中 Cd 的赋存形态会受到多个土壤理化性质、土壤微生物及酶活性的共同影响。本研究利用田间试验,以土壤有机质含量、pH、微生物量碳、氮及 3 种土壤酶活性(酸性磷酸酶、脱氢酶、脲酶)为自变量,利用通径分析确定有机肥施用下土壤多个因素对 Cd 赋存形态的影响途径,为 Cd 污染稻田区提供重要理论基础,为深入研究土壤中有机质对 Cd 形态影响机制提供参考。

## 1.4 分析方法

土壤 pH 用酸度计(PHS-3C,雷磁)测定。土壤有机质(OM)采用水合热重铬酸钾氧化—比色

法<sup>[20]</sup>测定。土壤 Cd 赋存形态采用 BCR 法<sup>[21]</sup>提取,土壤微生物量碳、氮含量采用氯仿熏蒸—提取法<sup>[22]</sup>测定,土壤酸性磷酸酶、脲酶、脱氢酶均采用比色法<sup>[23]</sup>测定。所有土壤样品溶液中 Cd 含量采用 ICP-MS(Thermo Fisher X2)测定。以国家标准物质土壤(GBW 07404(GSS-4))进行质量控制,同时做空白试验,土壤样品 Cd 的回收率为 102.5%~108.9%。

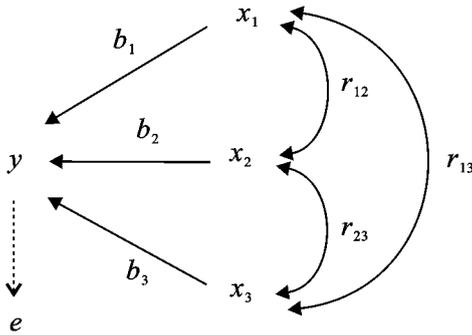
### 1.5 数据处理

采用通径分析<sup>[24]</sup>对因变量  $y$  (土壤 Cd 赋存形态)与多个自变量  $x_i$  (土壤有机质含量、pH、酶活性及微生物量)之间的线性关系。因变量  $y$  与自变量  $x_i$  之间的相互关系见图 1。

$$r_{ij} = b_i + \sum r_{ij} * b_j$$

$$R_i = 2r_{iy}b_i - b_i^2$$

试验中的数据结果均为平均值±标准偏差( $n=3$ ),数据统计与分析均采用 SPSS 19.0 One-Way ANOVA-Duncan( $p < 0.05$ )进行分析,图 1 采用 Microsoft Visio 绘制,其余图件采用 OriginPro 2015 软件进行处理。



注: $y$  为因变量土壤 Cd 赋存形态(Aci-Cd, Red-Cd, Oxi-Cd 和 Res-Cd); $x_1$ 、 $x_2$ 、 $x_3$  分别为自变量土壤有机质含量、pH、酶活性及微生物量; $r$  为自变量之间的相关系数; $b$  为通径系数; $e$  为剩余通径系数。

图 1 通径分析中因变量与自变量之间的相互关系

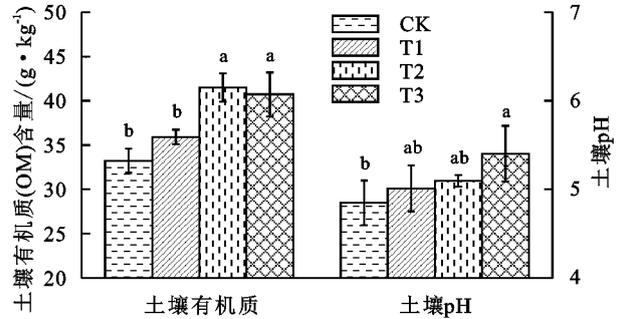
## 2 结果与分析

### 2.1 有机肥对土壤有机质、pH 和 Cd 赋存形态的影响

由图 2 可知,施用有机肥显著增加了土壤有机质(OM)含量( $p < 0.05$ ),与对照(CK)相比,T1、T2、T3 处理使土壤 OM 含量分别上升 8.10%、24.84%、22.55%。对土壤 pH 而言,供试土壤 pH 较低(pH=4.85),为酸性土壤,有机肥处理下土壤 pH 呈现显著上升的趋势( $p < 0.05$ ),与对照(CK)相比,T1、T2、T3 处理使土壤 pH 分别上升 0.16、0.25、0.56 个单位。

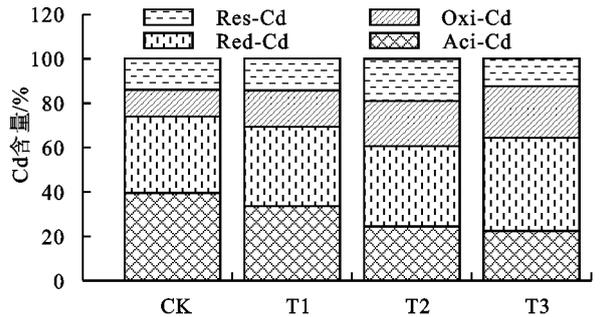
土壤中重金属的生物毒性及迁移能力并不与重金属总量直接相关,而与其赋存形态显著相关。在本研究中,通过 BCR 提取法分析了施用有机肥对土壤 Cd 赋存形态的影响。由图 3 可知,除残渣态 Cd(Res-Cd)外,有机肥对其余 3 个形态的 Cd 均呈现出显著影响。其中酸可提取态 Cd(Aci-Cd)含量随有机肥施用量的增加显著下降( $p < 0.05$ ),与对照(CK)相比,T1、T2、

T3 处理使土壤 Aci-Cd 含量分别降低 7.77%、35.92%、36.41%。相反,土壤中可还原态 Cd(Red-Cd)和可氧化态 Cd(Oxi-Cd)在高有机质处理(T3)下均显著增加( $p < 0.05$ ),与对照(CK)相比,T1、T2、T3 处理使土壤 Red-Cd 和 Oxi-Cd 含量分别上升 13.33%、9.44%、36.67%和 9.84%、3.28%、18.03%。



注:图柱上方不同小写字母表示不同处理间差异显著( $P < 0.05$ )。下同。

图 2 施用有机肥对土壤有机质和 pH 的影响



注:Aci-Cd、Red-Cd、Oxi-Cd 和 Res-Cd 分别为土壤中酸可提取态 Cd、可还原态 Cd、可氧化态 Cd 和残渣态 Cd。下同。

图 3 施用有机肥对土壤 Cd 赋存形态的影响

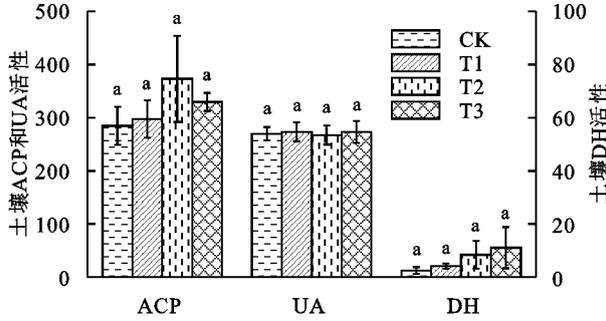
### 2.2 有机肥对土壤酶活性及微生物量的影响

土壤微生物活动和酶活性影响土壤中重金属的流动性和植物对重金属的吸收<sup>[25]</sup>。在本研究中,测定了土壤微生物量碳(MBC)、氮(MBN)及 3 种重要酶活性(酸性磷酸酶 ACP、脲酶 UA、脱氢酶 DH)。由图 4 可知,有机肥使土壤中 ACP 和 DH 活性均不同程度上升,与对照(CK)相比,T1、T2、T3 处理使土壤 ACP 和 DH 活性分别上升 4.44%、30.99%、15.67%和 67.98%、241.66%、349.93%,但未达到显著水平( $p > 0.05$ ),施用有机肥对土壤脲酶活性无显著变化( $p > 0.05$ )。对土壤 MBC 和 MBN 而言,除 T1 处理下土壤 MBN 含量出现下降以外,施用有机肥土壤 MBC 和 MBN 均呈现不同程度上升( $p < 0.05$ )。与对照(CK)相比,T1~T3 处理使土壤 MBC 和 MBN 含量分别上升 10.30%~23.55%和 0.40%~10.19%。

本研究中,施用有机肥提高了土壤中的微生物量及 3 种酶活性,这与已有研究<sup>[26]</sup>结果相似:有机肥施用下土壤微生物量和酶活性的改变是影响土壤中 Cd 赋存形态的重要效途径之一。尽管土壤微生物不能降解土壤中的重金属,但可以通过自身的代谢过程及代谢产物影

响或者调节土壤中重金属离子的溶解和沉淀平衡,对土壤中重金属的形态和生物有效性产生影响。Ledin 等<sup>[27]</sup>研究认为,土壤微生物与重金属形态存在密切关系,微生物活动可能抵消土壤酸化对土壤重金属移动性增加的影响;Suksabye 等<sup>[28]</sup>研究发现,土壤微生物可能会引起污染土壤中  $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$  等阳离子的浸

出,与  $\text{Cd}^{2+}$  产生竞争吸收,降低水稻籽粒中 Cd 的含量,并有利于植物干重的增加和谷物中矿物质营养物质的积累;Xu 等<sup>[29]</sup>研究发现,重金属会显著影响土壤中的 MBC、MBN 以及多种酶活性,同时土壤中 UA、ACP 以及 DH 的活性与水稻对重金属吸收存在显著的相关关系。



注: ACP、UA、DH、MBC 和 MBN 分别为土壤中酸性磷酸酶活性( $\mu\text{g}$  苯酚/ $\text{g}$ ,  $37^\circ\text{C}$ , 1 h)、脲酶活性( $\text{mg}$ )、脱氢酶活性( $\text{NH}_3^- - \text{N}/\text{g}$ ,  $37^\circ\text{C}$ , 15 h)、微生物量碳( $\mu\text{L H}^+ / 5 \text{ g}$   $37^\circ\text{C}$ , 6 h)和微生物量氮含量。下同。

图 4 施用有机肥对土壤酶活性及微生物量的影响

### 2.3 土壤 pH、有机质含量、微生物量以及酶活性与土壤 Cd 赋存形态的关系

为研究土壤 pH、有机质含量、微生物量以及酶活性对土壤 Cd 赋存形态的影响,分别将其进行相关性分析(表 2)。从表 2 可以看出,土壤 Aci-Cd 含量与土壤 OM 含量、pH、酸性磷酸酶活性(ACP)、脱氢酶活性(DH)、微生物量碳(MBC)和可氧化态 Cd 含量(Oxi-Cd)均呈现出显著或极显著的相关关系( $p < 0.05$ 或  $p < 0.01$ ),可还原态 Cd 含量(Res-Cd)与土

壤 pH 为极显著的正相关关系,可氧化态 Cd 含量(Oxi-Cd)与土壤 OM 为显著的正相关关系,残渣态 Cd(Res-Cd)与其他变量间均无显著相关性。此外,土壤 OM、pH、微生物量以及各酶活性间也发现存在显著的正相关关系。土壤 Aci-Cd 含量的降低与土壤 Red-Cd 含量的急剧上升有关。施用 RSD 显著增加了土壤 OM 和提高了土壤 pH(图 2),使得土壤有机组分能为重金属提供更多的结合点位,促使酸可提取态 Cd 向可还原态转化<sup>[30]</sup>。

表 2 土壤 pH、有机质含量、微生物量以及酶活性与土壤 Cd 赋存形态的相关分析

指标	OM	pH	ACP	UA	DH	MBC	MBN	土壤 Cd 赋存形态					
								Aci-	Red-	Oxi-	Res-		
OM	1.000												
pH	0.465	1.000											
ACP	0.470	0.292	1.000										
UA	-0.140	0.382	0.355	1.000									
DH	0.334	0.706*	0.655*	0.487	1.000								
MBC	0.679*	0.506	0.526	0.357	0.469	1.000							
MBN	0.379	0.241	0.573	0.289	0.325	0.669*	1.000						
Aci-	-0.928**	-0.625*	-0.611*	0.013	-0.630*	-0.651*	-0.430	1.000					
Red-	0.493	0.776**	0.014	0.100	0.532	0.574	0.139	-0.568	1.000				
Oxi-	0.678*	0.469	0.261	-0.347	0.176	0.520	0.311	-0.645*	0.545	1.000			
Res-	0.300	-0.065	0.527	0.421	0.253	0.479	0.400	-0.287	-0.120	0.076	1.000		

注:  $n=12$ ; \*\*  $p < 0.01$ ; \*  $p < 0.05$ 。下同。

### 2.4 土壤 pH、有机质含量、微生物量以及酶活性对 Cd 赋存形态的影响途径

为进一步分析有机肥施用下土壤理化性质(pH 和 OM)、土壤酶活性(ACP、DH、UA)及微生物量(MBC、MBN)对土壤 Cd 赋存形态的影响特征,利用通径分析讨论各土壤影响因素与 Cd 各赋存形态之间的线性关系、直接通径系数和间接通径系数。从表 3 可以看出,施用有机肥下土壤 OM 含量对土壤 Aci-Cd 含量的影响最大( $R_{\text{OM}}=0.846$ ),其次是 DH 活性和 MBC( $R_{\text{DH}}=$

0.357,  $R_{\text{MBC}}=-0.276$ ),均达到了显著水平( $p < 0.05$ ),其中土壤 OM 含量和 DH 活性为显著的正影响,而 MBC 为显著的负影响,其他影响因子的决策系数较小。从通径系数上来说,有机肥施用下土壤 OM 含量对土壤 Aci-Cd 含量的直接影响最大,其次是 DH 活性,其直接通径系数分别达到了 -0.805 和 -0.430。MBC 对土壤 Aci-Cd 含量的直接影响较小( $b_{\text{MBC}}=0.196$ ),但间接通径系数总和较大( $r_{\text{MBC}j} b_j = -0.802$ ),这表明 MBC 主要通过影响其他理化指标的性质间接影响土壤 Aci-Cd

含量。此外,通径剩余因子  $e$  较小,仅为 0.063,表明本研究中对 Aci-Cd 含量的作用有影响的自变量考虑较全面。对于 Red-Cd 来说,土壤 ACP 活性和 DH 活性对 Red-Cd 含量存在显著影响( $p < 0.05$ ),决策系数分别为 -1.600 和 0.158,土壤 ACP 活性对 Red-Cd 的直接通径系数和间接通径系数总和分别为 -1.251 和 1.265。有机肥施用下土壤 ACP 活性对 Red-Cd 含量的变化有显著的影响,但其直接影响和间接影响作用相反,与土壤 Red-Cd 含量的相关性较差。土壤 DH 活性对土壤 Red-Cd 含量也存在显著的影响( $p < 0.05$ ),其直接通径系数和间接通径系数总和分别为 0.885 和 -0.353。此

外,本研究中各影响因子对 Oxi-Cd 和 Res-Cd 含量的决策系数较小,均未达到显著水平,说明本研究中各影响因子对该 Cd 赋存形态的影响较小。综上所述,有机肥施用下,土壤 Aci-Cd 含量的降低主要通过提高土壤 OM 含量、土壤 DH 活性和 MBC 含量这 3 个途径完成的,其中土壤 OM 含量和 DH 活性的增加直接降低了土壤 Aci-Cd 含量,而土壤 MBC 的上升主要是通过影响土壤其他影响因子,间接降低了土壤 Aci-Cd 含量。因此,建议在今后研究中,应针对这 3 个影响因子对土壤中 Cd 形态的影响机制进行深入研究。

表 3 有机肥施用下土壤有机质、pH、酶活性及微生物量与土壤 Cd 形态之间的通径分析

因子	直接通径		间接通径系数							相关系数( $r_i$ )	决策系数( $R_i$ )	$P_i$
	系数( $b_i$ )	总和	OM	pH	ACP	UA	DH	MBC	MBN			
Aci-Cd												
OM	-0.805	-0.123		0.001	-0.044	-0.013	-0.143	0.111	-0.034	-0.928	0.846	0**
pH	0.016	-0.082	-0.070		-0.021	-0.003	0.020	0.015	-0.023	-0.066	-0.002	0.693
ACP	-0.094	-0.517	-0.378	0.003		0.033	-0.282	0.158	-0.052	-0.611	0.106	0.221
UA	0.092	-0.079	0.113	-0.001	-0.033		-0.210	0.078	-0.026	0.013	-0.006	0.114
DH	-0.430	-0.200	-0.268	-0.001	-0.062	0.045		0.115	-0.029	-0.630	0.357	0.001**
MBC	0.196	-0.802	-0.453	0.001	-0.076	0.037	-0.252		-0.059	-0.605	-0.276	0.049*
MBN	-0.090	-0.340	-0.305	0.004	-0.054	0.027	-0.140	0.128		-0.430	0.069	0.124
$e$	0.063									0.063	0.004	
Red-Cd												
OM	0.416	0.077		0.005	-0.587	0.011	0.295	0.348	0.006	0.493	0.238	0.191
pH	0.057	-0.229	0.036		-0.276	0.003	-0.042	0.046	0.004	-0.172	-0.023	0.797
ACP	1.251	1.265	0.195	0.013		-0.027	0.580	0.496	0.009	0.014	1.600	0.026*
UA	-0.077	0.177	-0.058	-0.002	-0.444		0.431	0.246	0.005	0.100	-0.021	0.778
DH	0.885	-0.353	0.139	-0.003	-0.819	-0.037		0.362	0.005	0.532	0.158	0.034*
MBC	0.618	-0.267	0.234	0.004	-10.004	-0.031	0.519		0.010	0.351	0.052	0.192
MBN	0.016	0.123	0.158	0.014	-0.717	-0.022	0.288	0.402		0.139	0.004	0.955
$e$	0.374									0.374	0.140	
Oxi-Cd												
OM	0.443	-0.085		0.022	-0.404	-0.048	0.193	0.164	-0.012	0.359	0.121	0.397
pH	0.249	-0.177	0.038		-0.190	-0.012	-0.027	0.022	-0.008	0.072	-0.026	0.532
ACP	-0.861	0.980	0.208	0.055		0.121	0.380	0.234	-0.018	0.119	-0.946	0.251
UA	0.342	0.013	-0.062	-0.009	-0.306		0.283	0.116	-0.009	0.354	0.125	0.491
DH	0.580	-0.101	0.148	-0.012	-0.564	0.166		0.171	-0.010	0.479	0.220	0.307
MBC	0.292	0.032	0.249	0.018	-0.691	0.136	0.340		-0.021	0.324	0.104	0.697
MBN	-0.032	0.215	0.168	0.063	-0.494	0.099	0.189	0.190			-0.013	0.948
$e$	0.662									0.662	0.438	
Res-Cd												
OM	0.771	-0.322		0.010	0.371	0.056	-0.151	-0.349	-0.148	0.098	0.098	0.177
pH	0.116	0.104	0.067		0.174	-0.014	0.021	-0.046	-0.098	0.038	0.038	0.768
ACP	0.791	-0.489	0.362	0.026		0.142	-0.297	-0.498	-0.223	-0.148	-0.148	0.288
UA	0.399	-0.411	-0.108	-0.004	0.281		-0.221	-0.246	-0.113	-0.169	-0.169	0.429
DH	-0.453	0.474	0.257	-0.005	0.518	0.194		-0.364	-0.127	-0.224	-0.224	0.416
MBC	-0.620	0.716	0.434	0.009	0.635	0.158	-0.266		-0.254	-0.504	-0.504	0.426
MBN	-0.389	0.339	0.292	0.029	0.454	0.115	-0.148	-0.404		-0.112	-0.112	0.446
$e$	0.666									0.666	0.444	

### 3 结论

(1)施用有机肥能显著提高土壤有机质含量,有助于缓解土壤酸度,显著增加土壤中可还原态镉和可氧化态镉含量,降低土壤酸可提取态含量。

(2)施用有机肥能不同程度地增加土壤酸性磷酸酶活性、脲酶活性以及脱氢酶活性,提高土壤微生物

碳和微生物量氮含量。

(3)施用有机肥降低土壤酸可提取态镉含量主要通过提高土壤有机质含量、土壤脱氢酶活性和微生物量碳含量这 3 个影响因子的途径完成,其中土壤有机质含量和脱氢酶活性的增加直接降低了土壤酸可提取态含量,而土壤微生物量碳的上升主要是通过影响土壤其他影

响因子,间接降低了土壤酸可提取态镉含量。

#### 参考文献:

- [1] 环境保护部,国土资源部.全国土壤污染状况调查公报[J].中国环保产业,2014,36(5):10-11.
- [2] 雷鸣,曾敏,郑袁明,等.湖南采矿区和冶炼区水稻土重金属污染及其潜在风险评价[J].环境科学学报,2008,28(6):1212-1220.
- [3] 陈桂芬,雷静,黄雁飞,等.广西稻田镉污染状况及硅对稻米镉的消减作用[J].南方农业学报,2015,46(5):772-776.
- [4] 生态环境部国家市场监督管理总局.GB 15618-2018 土壤环境质量标准[S].北京:中国环境科学出版社,2018:2-3.
- [5] 赵科理,刘杏梅,徐建明.浙江省水稻产地环境镉污染分布及其风险评价[J].土壤通报,2009,40(2):394-399.
- [6] 赵解春,吕国华,山下市二.日本农田污染防治法及镉污染风险分析[J].中国农业科技导报,2012,14(6):128-132.
- [7] Sharma R K, Agrawal M, Marshall F. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety,2007,66(2):258-266.
- [8] 王元元,李超,刘思超,等.有机肥对水稻产量、品质及土壤特性的影响研究进展[J].中国稻米,2019,25(1):15-20.
- [9] 温明霞,高焕梅,石孝均.长期施肥对作物铜、铅、铬、镉含量的影响[J].水土保持学报,2010,24(4):119-122.
- [10] 王开峰,彭娜,王凯荣,等.长期施用有机肥对稻田土壤重金属含量及其有效性的影响[J].水土保持学报,2008,22(1):105-108.
- [11] 杨文弢,廖柏寒,吴攀,等.菜籽饼堆肥对水稻土壤 Cd 有效性及 Cd 在水稻全生育期转运与累积的影响[J].水土保持学报,2019,33(2):317-322.
- [12] Ahumada I, Mendoza J, Navarrete E, et al. Sequential extraction of heavy metals in soils irrigated with wastewater [J]. Communications in Soil Science & Plant Analysis,1999,30(9/10):1507-1519.
- [13] Mohamed I, Ahamadou B, Li M, et al. Fractionation of copper and cadmium and their binding with soil organic matter in a contaminated soil amended with organic materials [J]. Journal of Soils and Sediments,2010,10(6):973-982.
- [14] 余贵芬,蒋新,孙磊,等.有机物质对土壤镉有效性的影响研究综述[J].生态学报,2002,13(5):770-776.
- [15] 杨文弢,王英杰,周航,等.水稻不同生育期根际及非根际土壤砷形态迁移转化规律[J].环境科学,2015,36(2):694-699.
- [16] 廖敏,黄昌勇,谢正苗.pH 对镉在土水系统中的迁移和形态的影响[J].环境科学学报,1999,19(1):83-88.
- [17] 杨文弢,周航,邓贵友,等.组配改良剂对污染稻田中铅、镉和砷生物有效性的影响[J].环境科学学报,2016,36(1):257-263.
- [18] Doran J W, Parkin T B. Quantitative indicators of soil quality: A minimum data set [M]. Methods for Assessing Soil Quality.SSSA Special Publication,1996:25-37.
- [19] 张连忠,路克国,王宏伟,等.重金属和生物有机肥对苹果根区土壤微生物的影响[J].水土保持学报,2005,19(2):92-95.
- [20] Yang W T, Gu J F, Zou J L, et al. Impacts of rape-seed dregs on Cd availability in contaminated acid soil and Cd translocation and accumulation in rice plants [J]. Environmental Science and Pollution Research,2016,23(20):1-9.
- [21] Rauret G, López-Sánchez J F, Sahuquillo A, et al. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials [J]. Journal of Environmental Monitoring,1999,1:57-61.
- [22] Vance E D, Brookes P C, Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass [J]. Soil Biology and Biochemistry,1987,19(6):703-707.
- [23] 严昶升.土壤肥力研究法[M].北京:北京农业出版社,1988:277-279.
- [24] Dong Z Y, Zhang X D, Li J, et al. Photosynthetic characteristics and grain yield of winter wheat (*Triticum aestivum* L.) in response to fertilizer, precipitation, and soil water storage before sowing under the ridge and furrow system: A path analysis [J]. Agricultural and Forest Meteorology,2019,272-273.
- [25] Cui L Q, Yan J L, Yang Y G, et al. Change a influence of biochar on microbial activities of heavy metals contaminated paddy fields [J]. Bioresources,2013,8(4):5536-5548.
- [26] Huang D L, Liu L S, Zeng G M, et al. The effects of rice straw biochar on indigenous microbial community and enzymes activity in heavy metal-contaminated sediment [J]. Chemosphere,2017,174:545-553.
- [27] Ledin M, Krantz-Rülcker C, Allard B. Zn,Cd and Hg accumulation by microorganisms,organic and inorganic soil components in multi-compartment systems [J]. Soil Biology & Biochemistry,1996,28(6):791-799.
- [28] Suksabye P, Pimthong A, Dhurakit P, et al. Effect of biochars and microorganisms on cadmium accumulation in rice grains grown in Cd-contaminated soil [J]. Environmental Science and Pollution Research,2016,23(2):962-973.
- [29] Xu C, Peng C, Sun L J, et al. Distinctive effects of TiO<sub>2</sub> and CuO nanoparticles on soil microbes and their community structures in flooded paddy soil [J]. Soil Biology and Biochemistry,2015,86:24-33.
- [30] 钟晓兰,周生路,黄明丽,等.土壤重金属的形态分布特征及其影响因素[J].生态环境学报,2009,18(4):1266-1273.