

改良剂对滴灌棉田镉分布及迁移特征的影响

安梦洁, 王开勇, 王海江, 鄂玉联, 马宏秀, 洪大双

(石河子大学农学院, 新疆 石河子 832000)

摘要: 通过田间桶栽试验研究了高浓度镉(40 mg/kg)条件下, 4 种改良剂(有机—无机复合稳定剂、无机高分子复配材料、聚丙烯酸盐复配材料、有机高分子复配材料)对棉田土壤剖面中土壤 pH、阳离子交换量(CEC)、镉含量及其形态分布迁移的影响。结果表明: (1) 4 种改良剂均显著提高了棉田土壤剖面各层的 pH 和 CEC, 无机高分子复配材料在 0—20 cm 土层效果最好, 分别增加了 0.43 个单位和 4.43 cmol/kg; (2) 改良剂促进土壤可交换态镉向其余 4 种形态的转化, 相关分析表明碳酸盐结合态与可交换态镉含量呈极显著负相关($P < 0.01$), 在 0—20 cm 和 20—40 cm 土层中效果尤为突出, 以无机高分子复配材料对土壤可交换态镉的降低效果最好, 降低了 3.61 mg/kg; (3) 各土层中的 pH 和 CEC 均与可交换态镉呈负相关, 与其他形态呈正相关。即改良剂通过改变土壤 pH 和 CEC, 影响土壤镉的分布及迁移, 从而降低镉的有效性, 达到改善土壤环境的目的。

关键词: 镉; 改良剂; 土壤 pH; 土壤 CEC; 土壤镉形态分布; 剖面分布

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2018)04-0291-06

DOI: 10.13870/j.cnki.stbxb.2018.04.046

Effect of Conditioners on the Distribution and Migration of Cadmium in Drip Irrigation Cotton Field

AN Mengjie, WANG Kaiyong, WANG Haijiang, E Yulian, MA Hongxiu, HONG Dashuang

(Agricultural College of Shihezi University, Shihezi, Xinjiang 832000)

Abstract: Tub experiment was carried out to investigate the influence of conditioners on the soil pH, cation exchange capacity (CEC), the distribution and migration of soil Cd concentration, and soil Cd fraction when exposed to high Cd pollution (40 mg/kg). Four conditioners were organic-inorganic composite conditioner, inorganic polymer compound conditioner, polyacrylate compound conditioner, and organic polymer compound conditioner. The results showed that: (1) Four conditioners increased the soil pH and CEC, and the inorganic polymer compound conditioner worked the best in the 0—20 cm soil layer, increased by 0.43 units and 4.43 cmol/kg respectively. (2) The use of four conditioners improve the transformation of exchangeable Cd to other forms. Correlation analysis showed that there was a significant negative correlation between carbonate and exchangeable Cd ($P < 0.01$), and showed particularly prominent effect at 0—20 cm and 20—40 cm soil layer. The use of inorganic polymer compound conditioner showed the best reduction of the soil exchangeable Cd, reduced 3.61 mg/kg. (3) Soil pH and CEC were negatively correlated with the concentration of soil exchangeable Cd in all soil layers and positively correlated with other forms. That is, the conditioners affect the soil cadmium distribution and migration by changing the soil pH and soil CEC, thereby reducing the effectiveness of cadmium, and improving the soil environment.

Keywords: cadmium; conditioner; soil pH; soil CEC; distribution of Cd speciation in soil; distribution in soil profile

镉(Cd)对环境的污染具有不可降解性,且持续时间长,从环境中自然减量的难度较大^[1]。我国约 2.0×10^7 hm² 耕地遭受了重金属污染,其中受镉污染的农田面积达 2.8×10^5 hm²^[2]。农田土壤中镉含量在辽宁沈阳最大值为 145 mg/kg,湖南安化最大值为

89.1 mg/kg,甘肃兰州最大值为 44.7 mg/kg^[3]。从全国农田土壤重金属污染程度来看,西部地区明显低于东中部地区,但近年来由于长期连作、农药与化肥的大量施用及经济的飞速发展,新疆农田土壤中的重金属也出现明显的累积趋势。据报道,新疆土壤重

金属潜在生态风险指数平均值为 230.87, 呈现较高生态风险, 其中镉是最主要的生态风险因子^[4]。新疆焉耆盆地辣椒地生态环境中等级最高的重金属元素是镉, 对当地土壤重金属污染生态风险贡献率高达 88%^[5]。罗艳丽等^[6]研究发现奎屯垦区部分的镉超过国家土壤环境质量二级标准。

化学钝化技术通过添加化学改良剂, 直接或者间接改变重金属形态及其生物有效性, 是一种低投入、高效果的治理重金属污染的方法^[7]。研究^[8]表明, 施用磷酸盐、腐殖酸和粉煤灰可以促进 Pb、Cd 由活性较高的弱酸提取态向活性低的残渣态转化, 从而有效降低 Pb、Cd 的迁移能力; 研究^[9-11]还发现, 聚丙烯酸盐类可提高土壤 pH, 降低土壤 Cu、Cd 和 Ni、Zn 等的生物有效性。近年来, 有关重金属污染修复的研究多集中于这些常规固体材料, 不适用于新疆农田滴灌系统, 故需探究新型液体材料对新疆棉田土壤中镉的赋存形态的影响, 明确镉在土壤中的转化机理。

新疆是全国优质棉基地之一, 棉花产值占种植业总产值的 65% 以上, 棉花对于镉胁迫有较强的耐性, 具有较强的吸收、运转和积累作用^[12], 同时棉籽可做食用油、饲料进入食物链, 也可生产棉粕, 故需明确棉花各器官镉的分布和积累, 控制棉籽中镉含量, 利用改良剂钝化土壤镉, 而在此之前需探讨改良剂对土壤中镉分布迁移的影响。本研究在高浓度镉污染条件下种植棉花, 采用自主研发的 4 种复配液体材料作为棉田镉污染土壤的改良剂, 研究新疆滴灌棉田土壤重镉在剖面中的分布特征, 探讨土壤剖面中镉的迁移转化规律, 为研究区棉田土壤镉污染治理提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验地状况

供试土壤为壤土, 采自石河子大学农学院实验

站。土壤基本理化性质为 pH 7.76, CEC 含量 16.25 coml/kg, 土壤全氮、有机质含量分别为 0.89, 13.25 g/kg, 碱解氮、速效磷、速效钾含量分别为 60, 20, 250 mg/kg, 耕层全镉含量 0.25 mg/kg, 有效镉含量 0—20 cm 0.15 mg/kg, 20—40 cm 0.02 mg/kg, 40—60 cm 0.01 mg/kg, 60—80 cm 0.01 mg/kg。

1.2 试验方案

试验于 2017 年 4 月 5 日至 9 月 5 日在石河子大学农学院实验站进行。试验共设 1 个镉污染水平, 4 个改良剂处理, 分别为 V1(有机—无机复合稳定剂)、V2(无机高分子复配材料)、V3(聚丙烯酸盐复配材料)和 V4(有机高分子复配材料), 无改良剂添加为对照, 共 5 个处理, 每处理 3 次重复, 随机区组排列(表 1)。4 种改良剂均为自主研发。桶栽供试作物为棉花。将原状土按土层装于塑料桶(长×宽×高为 30 cm×30 cm×80 cm)中, 并埋回实验站大田, 保持大田群体效应, 根据前人研究及预试验结果, 于 2017 年 4 月 5 日, 桶栽中加入氯化镉溶液($CdCl_2 \cdot 2.5H_2O$), 与土壤耕层充分拌匀后平衡 3 周, 最终使土壤耕层中镉浓度约为 40 mg/kg 干土。人为添加镉有利于观察分析其在土壤中迁移的动态变化过程。于 2017 年 4 月 26 日一次性施用尿素 345 kg/hm²、复合肥(17-17-17)555 kg/hm²(N:P₂O₅:K₂O 为 20:15:9)。于 2017 年 4 月 30 日播种, 4 种改良剂随出苗水一次性滴灌施加 8.48 kg/hm²。出苗后, 每桶定苗 6 株, 于 6 月 14 日第 1 次灌水, 灌水周期为 10 天, 全生育期共灌水 9 次, 灌水量为 4 500 m³/hm², 后期不追加肥料与改良剂。9 月 5 日植株成熟期收获后, 按 0—20, 20—40, 40—60, 60—80 cm 分层采集土壤样品, 四分法混合土样, 风干过 1 mm 筛, 测定土壤有效镉含量和镉形态。

表 1 改良剂基本性质

处理	材料	备注
CK	—	—
V1	改良剂 I	以磷酸二氢钾为主的有机—无机复合稳定剂, 无色液体, 可提升土壤 pH 增加土壤表面负电荷, 增强对金属的吸附
V2	改良剂 II	以聚合氯化铝为主的无机高分子复配材料, 淡黄色液体, 具有表面吸附、表面络合等特性, 可与金属发生电中和、共沉淀
V3	改良剂 III	以聚丙烯酸盐、硫酸铁为主的复配材料, 无色液体, 对金属具有表面吸附、共沉淀
V4	改良剂 IV	以聚丙烯酰胺和硫酸锰为主的有机高分子复配材料, 无色液体, 具有表面吸附、表面络合等特性

1.3 测定方法

土壤有效态镉采用二乙基三胺五乙酸(DTPA)试剂提取法^[13]测定; 土壤镉形态分级采用五步连续提取法^[14]测定, 提取剂及提取顺序为 1 mol/L MgCl₂ 溶液提取可交换态(EXE), 1 mol/L NaAc 溶液提取碳酸盐结合态(CARB), 0.04 mol/L NH₂OH·HCl 溶液提取铁锰氧化态(FeMnO), 0.02 mol/L HNO₃ 和 6 mL 30% H₂O₂

提取有机态(Org), 10 mL 王水和 10 mL 高氯酸提取残渣态(Res); 消煮液和提取液中的镉含量采用石墨炉原子吸收光谱法测定; 土壤 pH 采用 PHS-P 酸度计测定, 水:土比为 2.5:1; 阳离子交换量 CEC 采用土壤乙酸钠交换法测定。

1.4 数据处理

数据经 Excel 2016 软件整理后, 采用 SPSS 23.0

软件进行单因素方差(ANOVA)分析,不同处理间多重比较采用 Duncan 新复极差法,显著性水平设定为 $\alpha=0.05$,绘图采用 Excel 2016。

2 结果与分析

2.1 土壤全镉和有效镉含量

从图 1 可以看出,土壤全镉含量 0—20 cm 为 31.22~32.58 mg/kg,20—40 cm 为 3.93~4.10 mg/kg,40—60 cm 为 1.96~2.09 mg/kg,60—80 cm 为 1.33~1.41 mg/kg,土壤剖面全镉含量随土层深度的增加显著降低($P<0.05$),土壤全镉主要富集在 0—20 cm 表层,但各处理间土壤全镉含量差异不明显。与各处理 0—20 cm 土层相比,CK, V1, V2, V3 和 V4 处理 20—40 cm 土层全镉含量依次降低了 89.80%, 91.79%, 89.90%, 90.75%和 90.44%,40—60 cm 土

层全镉含量降低了 94.02%~94.91%,60—80 cm 土层全镉含量降低了 97.90%~99.06%。

由图 1 还可看出,土壤有效镉含量 0—20 cm 为 16.25~19.40 mg/kg,20—40 cm 为 1.49~1.98 mg/kg,40—60 cm 为 0.96~0.99 mg/kg,60—80 cm 为 0.15~0.54 mg/kg,土壤有效镉含量变化规律与土壤全镉含量相似,土壤剖面有效镉含量随土层深度的增加也显著降低($P<0.05$),土壤有效镉主要富集在 0—20 cm 表层,各处理间土壤有效镉含量存在差异。在 0—20 cm 土层, V1, V2, V3 和 V4 处理使土壤有效镉含量分别比 CK 降低了 1.30, 3.15, 1.32, 1.94 mg/kg,在 20—40 cm 土层降低了 0.49, 0.34, 0.30, 0.31 mg/kg,在 40—60 cm 土层降低了 0.03, 0.02, 0.01, 0.01 mg/kg,在 60—80 cm 土层降低了 0.27, 0.39, 0.16, 0.29 mg/kg。

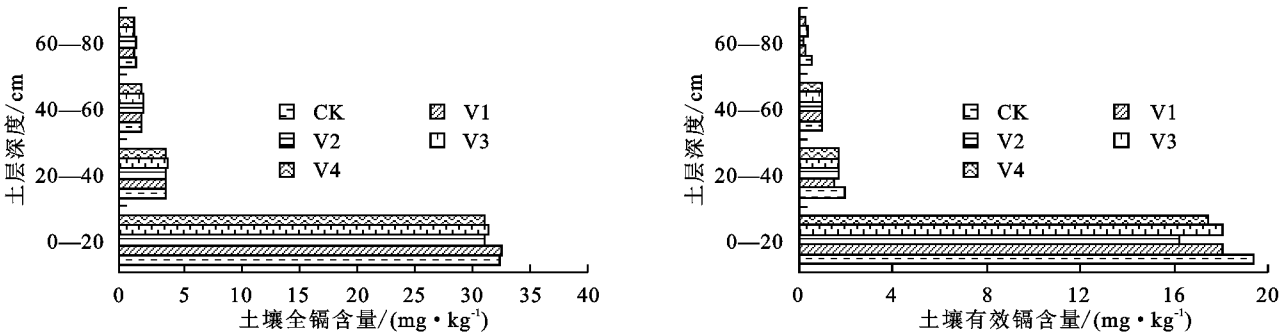


图 1 不同处理对土壤镉含量的影响

2.2 改良剂对土壤镉形态的影响

各处理土壤镉形态(EXE、CARB、FeMnO、Org 和 Res)占全镉百分比的变化情况见图 2。土壤各形态镉含量在 0—20 cm 土层中表现为 EXE>Org>Res>FeMnO>CARB,主要以可交换态(EXE)存

在;在 20—40 cm 土层中表现为 Res>EXE>Org>CARB>FeMnO;在 40—60 cm 土层中表现为 Res>EXE>CARB>FeMnO>Org;在 60—80 cm 土层中表现为 Res>EXE>Org>CARB>FeMnO,土壤镉主要以残渣态(Org)存在。

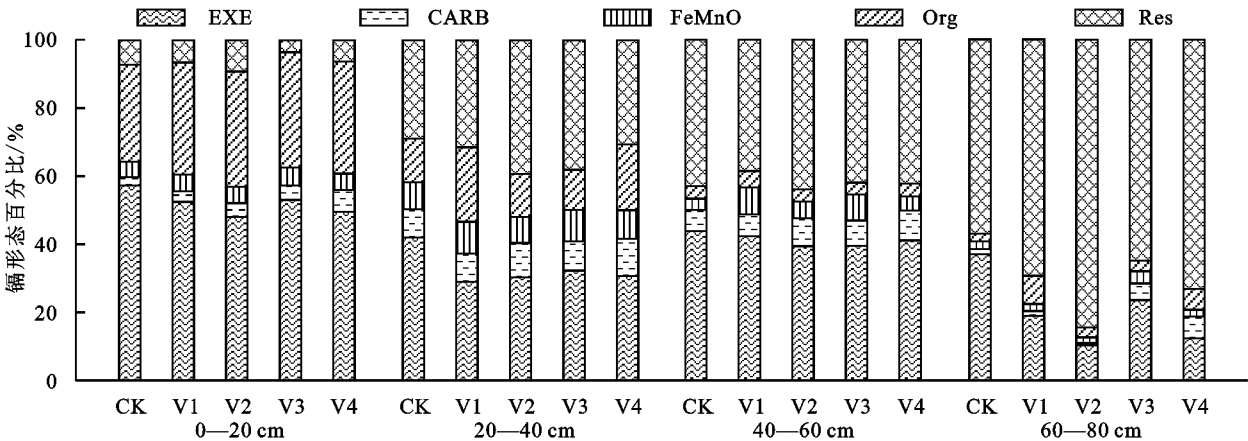


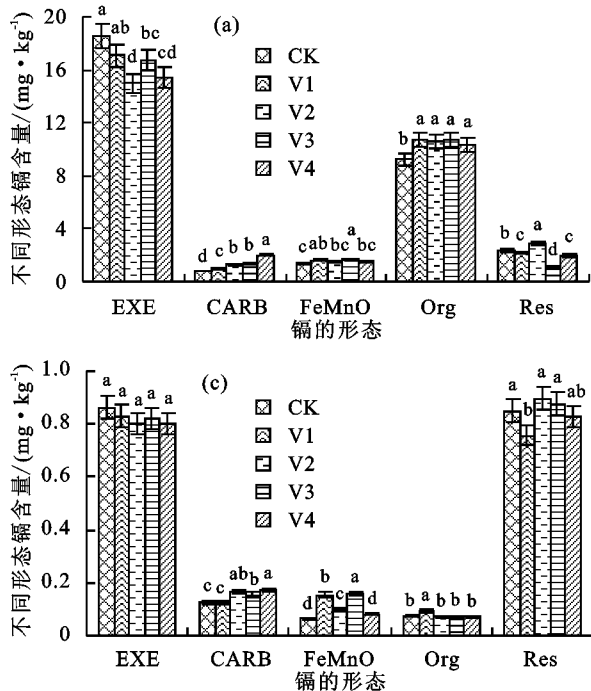
图 2 不同处理中镉形态变化

从图 3 可以看出,与对照相比,施用不同改良剂后,可交换态镉的含量逐渐下降,碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机结合态和残渣态镉含量逐渐增加。与 CK 相比,0—20 cm 土层 V1、V2、V3 和 V4 处理土壤中可交换态镉的含量依次下降 1.51, 3.61, 1.85, 3.13 mg/kg,碳酸盐结合态镉依次增加 0.21, 0.46, 0.54, 1.19 mg/

kg,铁锰氧化态镉依次增加 0.17, 0.04, 0.24, 0.08 mg/kg,有机结合态镉依次增加 1.48, 1.33, 1.43, 1.03 mg/kg, V2 增加残渣态镉 0.52 mg/kg;在 20—40 cm 土层, V1、V2、V3 和 V4 处理土壤中可交换态镉的含量依次下降 0.50, 0.42, 0.33, 0.42 mg/kg, V4 碳酸盐结合态镉增加 0.12 mg/kg, V3 增加铁锰氧化态镉 0.07 mg/kg, V1

增加有机结合态镉 0.37 mg/kg, V2 增加残渣态镉 0.11 mg/kg; 40—60 cm 土层, 土壤中交换态镉的含量未显著下降; 60—80 cm 土层, V1、V2、V3 和 V4 处理土壤中可交换态镉的含量下降依次为 0.27, 0.38, 0.21, 0.36 mg/kg。重金属镉的交换态含量下降, 碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机结合态和残渣态含量在

增加。说明施用 4 种改良剂均能在一定程度上稳定重金属, 降低重金属镉的生物有效性和可移动性, 其改良剂稳定镉效果的大小为 $V2 > V4 > V3 > V1$ 。不同土层对改良剂稳定镉的响应不同, 其稳定效果大小 $0-20 \text{ cm 土层} > 20-40 \text{ cm 土层} > 60-80 \text{ cm 土层} > 40-60 \text{ cm 土层}$ 。



注: (a) 为 0—20 cm 土层; (b) 为 20—40 cm 土层; (c) 为 40—60 cm 土层; (d) 为 60—80 cm 土层; 不同小写字母表示差异显著 $P < 0.05$ 。下同。

图 3 不同处理中镉形态的垂直分布

2.3 改良剂对土壤 pH 变化的影响

4 种改良剂的添加可以显著增加土壤 pH ($P < 0.05$) (图 4)。对 0—20 cm 耕层中的 pH 提高效果较好, 与 CK 相比, V1、V2、V3 和 V4 处理分别使土壤 pH 增加了 2.57%, 5.52%, 2.62% 和 3.76%; 20—40 cm 土层中 V4 处理提高土壤 pH 效果最好, 与 CK 相比, 改良剂的应用提高土壤 pH 在 1.10%~2.41%; 40—80 cm 土层中 V1、V2、V3 和 V4 处理与 CK 的 pH 无显著差异。

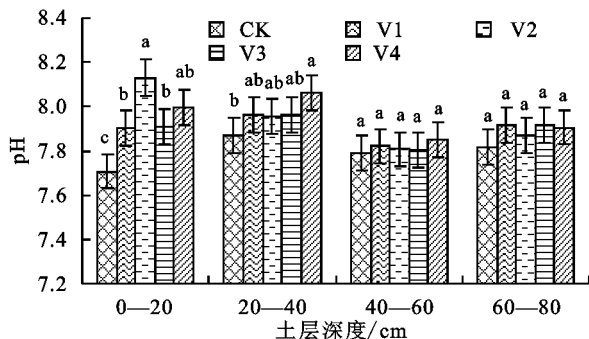


图 4 不同处理对土壤 pH 的影响

2.4 添加改良剂对土壤阳离子交换量的影响

施用 4 种改良剂均不同程度提高了土壤阳离子交换量 (CEC) (图 5)。在 0—20 cm 耕层中, V1、V2、V3 和 V4 处理土壤 CEC 值分别较 CK 提高了 1.35, 4.43,

1.56, 2.61 cmol/kg; 20—40 cm 土层中分别提高了 4.95, 3.43, 4.69, 8.08 cmol/kg; 40—60 cm 土层中分别提高了 3.01, 2.33, 2.97, 0.99 cmol/kg; 60—80 cm 土层中分别提高 3.01, 0.99, 2.97, 2.33 cmol/kg。可知改良剂对 20—40 cm 土层中 CEC 的增加效果最好。

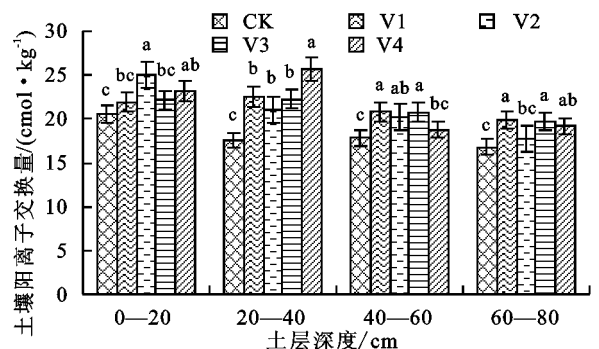


图 5 添加改良剂后对土壤阳离子交换量 (CEC) 的影响

2.5 可交换态镉与各形态镉的相关分析

不同土层镉化学形态的相关系数 (r) 及其显著性检验结果见表 2。在 0—20 cm 耕层, 土壤可交换态镉与碳酸盐结合态和有机质结合态镉呈极显著负相关, 与铁锰氧化态和残渣态镉呈显著负相关; 在 20—40 cm 土层, 土壤可交换态镉与碳酸盐结合态和铁锰氧化态镉呈极显著负相关, 与有机质结合态镉呈显著负相关; 在 60—80 cm 土层, 土壤可交换态镉与残渣

态镉呈极显著负相关。

表 2 镉化学形态的相关分析

土层 深度/cm	碳酸盐 结合态	铁锰 氧化态	有机质 结合态	残渣态
0—20	-0.752**	-0.542*	-0.751**	-0.534*
20—40	-0.902**	-0.950**	-0.554*	-0.470
40—60	-0.539	-0.179	0.165	-0.196
60—80	-0.189	0.451	-0.430	-0.788**

注: * 和 ** 分别表示到 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 水平。下同。

2.6 添加改良剂后土壤镉的化学形态与 pH、CEC 的相关分析

不同土层 pH、CEC 与镉形态的相关系数(r)及其显

表 3 镉的化学形态与 pH、CEC 的相关分析

镉赋存形态	0—20 cm		20—40 cm		40—60 cm		60—80 cm	
	pH	CEC	pH	CEC	pH	CEC	pH	CEC
可交换态	-0.669**	-0.964**	-0.986**	-0.617*	-0.173	-0.302	-0.086	-0.396
碳酸盐结合态	0.925**	0.628*	0.899**	0.568*	0.322	0.284	0.112	0.437
铁锰氧化态	0.982**	0.474	0.944**	0.417	-0.334	0.232	0.164	0.368
有机质结合态	0.884**	0.681**	0.487	0.656**	0.222	0.476	0.027	0.512
残渣态	0.834**	0.596*	0.408	0.210	0.559*	0.248	0.311	0.123

3 讨论

土壤中的重金属镉具有在表土聚集特点,但中壤和重壤土均存在由表层向下层垂直迁移的现象^[15]。芦小军^[16]研究表明,在较高的灌水量条件下,有部分镉迁移到 40 cm 土层中。灌水量的增加导致了表层土壤中全量镉和有效态镉的减少,并且促使了镉向下迁移。本研究在一季度耕种条件下,发现石灰性壤土镉的主要性质在剖面上出现分异,镉进入土壤后由于滴灌作用的影响会向下迁移,在 40 cm 土层以下镉的含量较少并趋向稳定,整体上的特征是在 0—20 cm 土层中镉的含量高于其他土层。同时,大量研究^[17]表明改良剂可以钝化土壤重金属。本研究中,改良剂的添加对全镉含量的影响不明显,显著减少了有效态镉含量,降低了镉的移动性,减弱了镉向下迁移的能力,减少了镉向地下水淋溶的风险。其改良剂稳定镉的效果为 V2>V4>V3>V1。

人们普遍认为,重金属对环境的直接影响取决于土壤中金属通过吸附、络合、还原和沉淀过程的再分配效果^[18],所以对重金属形态的研究极为重要。土壤镉形态中可交换态镉所占比例越大其活性也较大,继而其生物有效性也高^[19];相反,碳酸盐结合态、铁锰氧化态、有机质结合态及残渣态镉的所占比例越高,生物有效性越低^[20]。本研究表明,土壤表层主要以可交换态镉存在,土壤下层主要以残渣态镉存在。添加改良剂后,不同土层中镉的可交换态含量均呈明显下降趋势,碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机结合态和残渣态镉含量在增加,与王秀丽等^[21]和迟荪琳等^[22]研究结果相似,说明改良剂促进了不稳定

著性检验结果见表 3。相关性分析表明,在 0—20 cm 耕层,土壤 pH 与镉的可交换态呈极显著负相关,与碳酸盐结合态、铁锰氧化态、有机质结合态和残渣态镉呈极显著正相关;在 20—40 cm 土层,土壤 pH 与可交换态镉呈极显著负相关,与碳酸盐结合态和铁锰氧化态镉呈极显著正相关。在 0—20 cm,土壤 CEC 与可交换态镉呈极显著负相关,与有机质结合态镉呈极显著正相关,与碳酸盐结合态和残渣态镉表现出显著正相关;在 20—40 cm,CEC 与可交换态镉呈显著负相关,而与碳酸盐结合态镉呈显著正相关,有机质结合态镉呈极显著正相关;40—60,60—80 cm 土层,土壤 pH、CEC 与镉的化学形态没有显著相关性。

态镉向稳定态镉转化,降低了镉的有效性。相关分析表明,可交换态镉含量在 0—20,20—40 cm 土层分别与碳酸盐结合态和有机质结合态镉、碳酸盐结合态和铁锰氧化态镉呈极显著负相关,说明 0—20 cm 土层可交换态镉主要转化成了碳酸盐结合态和有机质结合态镉;20—40 cm 土层中可交换态镉主要转化成了碳酸盐结合态和铁锰氧化态镉。

添加改良剂会影响土壤理化特性,间接影响重金属在土壤中的活性。研究表明,土壤 pH 和阳离子交换量(CEC)是影响土壤重金属有效性的两大重要因素^[22-23]。王秀丽等^[21]和卢美献^[24]研究表明,土壤 pH 和 CEC 与土壤有效态镉和各形态镉的含量具有一定相关性。本研究发现,高浓度镉处理下,施用改良剂能够显著提高不同土层 pH 和 CEC;同时在 0—20 cm 土层中,土壤 pH 和 CEC 与镉的可交换态呈极显著负相关,在 20—40 cm 土层中,可交换态镉与土壤 pH 呈极显著负相关,与 CEC 呈显著负相关,与王秀丽等^[21]和李明遥等^[25]的研究结果相似,说明改良剂通过提高土壤 pH 和 CEC,改变了土壤镉的形态,最终降低了土壤镉的有效性。这是由于磷酸二氢钾是强碱弱酸盐,添加到土壤后,主要是以 H_2PO_4^- 离子形态存在, H_2PO_4^- 交换解吸了吸附在土壤胶体上的 OH^- 从而引起土壤 pH 的增加^[21]。而高分子材料普遍具有吸附作用,其中聚丙烯酸盐上的 K^+ 和 NH_4^+ 与重金属离子的交换,增加了土壤溶液中盐基离子的数量,使土壤 pH 升高,从而降低重金属的有效性^[26];而聚丙烯酰胺具有长链状的分子结构并含有大量活性基团,能和沉淀微粒产生多种连接形成较大的絮凝物^[27]。同时有研究^[28]表明,在碱性条件下无机高分子材料聚合氯化铝水解生成絮状

的氢氧化铝胶体,氢氧化铝胶体会和 $\text{Cd}(\text{OH})_2$ 、 CdCO_3 难溶物及泥粒发生电中和、共沉淀等作用,从而使得 Cd^{2+} 浓度迅速降低。

4 结论

(1)在一季度耕种条件下,石灰性土壤镉由于滴灌作用的影响会向下迁移,在 40 cm 土层以下趋向稳定,整体上的特征是在 0—20 cm 土层中镉的含量高于其他土层。同时,4 种改良剂均有效降低了有效态镉,其改良剂稳定镉的效果为 $\text{V2} > \text{V4} > \text{V3} > \text{V1}$ 。

(2)形态分析结果表明,土壤表层主要以可交换态镉存在,土壤下层主要以残渣态镉存在。4 种改良剂主要促进污染土壤中的镉由活性高的可交换态向活性低的碳酸盐结合态转化,从而有效降低镉的可迁移性和毒性。

(3)改良剂使土壤 pH 最多上升了 0.43 单位,离子交换量最多提高了 4.43 cmol/kg,4 种改良剂可以通过提高土壤 pH 和 CEC 促进有效态镉向其他 4 种形态转化,进而钝化土壤中镉。

参考文献:

- [1] Shao X, Huang B, Zhao Y, et al. Impacts of human activities and sampling strategies on soil heavy metal distribution in a rapidly developing region of China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2014, 104(1): 1-8.
- [2] Li P, Wang X, Zhang T, et al. Effects of several amendments on rice growth and uptake of copper and cadmium from a contaminated soil[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20(4): 449-455.
- [3] 王维薇,林清. 国内外土壤镉污染及其修复技术的现状与展望[J]. *绿色科技*, 2017(4): 90-93.
- [4] 赖营帅,马媛媛,王卫,等. 新疆“金三角”地区重金属污染及潜在生态风险评价[J]. *环境化学*, 2016, 35(7): 1381-1389.
- [5] 海米提·依米提,祖皮艳木·买买提,李建涛,等. 焉耆盆地土壤重金属的污染及潜在生态风险评价[J]. *中国环境科学*, 2014, 34(6): 1523-1530.
- [6] 罗艳丽,郑春霞,蒋平安,等. 新疆奎屯垦区土壤重金属风险评价[J]. *土壤通报*, 2012, 43(5): 1247-1252.
- [7] 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.
- [8] 赵庆圆,李小明,杨麒,等. 磷酸盐、腐殖酸与粉煤灰联合钝化处理模拟铅镉污染土壤[J]. *环境科学*, 2018, 39(1): 389-398.
- [9] 秦端端,姚粉霞,陈亚军,等. 保水剂对土壤重金属镉形态及生物有效性的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(12): 2327-2333.
- [10] Varennes A D, Queda C. Application of an insoluble polyacrylate polymer to copper-contaminated soil enhances plant growth and soil quality[J]. *Soil Use and Management*, 2010, 21(4): 410-414.
- [11] Varennes D A, Michael J G, Miguel M. Remediation

of a sandy soil contaminated with cadmium, nickel and zinc using an insoluble polyacrylate polymer[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2006, 37(11/12): 1639-1649.

- [12] 陈悦,李玲,何秋玲,等. 镉胁迫对 3 个棉花品种(系)产量、纤维品质和生理特性的影响[J]. *棉花学报*, 2014, 26(6): 521-530.
- [13] 刘铭,刘凤枝,刘保峰. 土壤中有效态铅和镉的测定[J]. *农业环境科学学报*, 2007, 26(3): 300-302.
- [14] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. *Analytical Chemistry*, 1979, 51(7): 844-851.
- [15] 秦鱼生,詹绍军,喻华,等. 镉在不同质地水稻土剖面中的分布特征及与作物吸收的关系[J]. *光谱学与光谱分析*, 2013, 33(2): 476-480.
- [16] 芦小军. 低分子有机酸对土壤镉纵向迁移的影响[D]. 河北保定:河北农业大学, 2010.
- [17] Mahar A, Ping W, Ronghua L I, et al. Immobilization of lead and cadmium in contaminated soil using amendments: A review[J]. *Pedosphere*, 2015, 25(4): 555-568.
- [18] Kunhikrishnan A, Bolan N S, Naidu R, et al. Recycled water sources influence the bioavailability of copper to earthworms[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2013, 261(20): 784-792.
- [19] Pueyo M, Sastre J, Hernández E, et al. Prediction of trace element mobility in contaminated soils by sequential extraction[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2003, 32(6): 2054.
- [20] 林国林,杜胜南,金兰淑,等. 施用生物炭和零价铁粉对土壤中镉形态变化的影响[J]. *水土保持学报*, 2013, 27(4): 157-160.
- [21] 王秀丽,梁成华,马子惠,等. 施用磷酸盐和沸石对土壤镉形态转化的影响[J]. *环境科学*, 2015, 36(4): 1437-1444.
- [22] 迟荪琳,徐卫红,熊仕娟,等. 不同镉水平下纳米沸石对土壤 pH、CEC 及 Cd 形态的影响[J]. *环境科学*, 2017, 38(4): 1654-1666.
- [23] Shi W Y, Shao H B, Hua L, et al. Progress in the remediation of hazardous heavy metal-polluted soils by natural zeolite[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 170(1): 1-6.
- [24] 卢美献. 不同固定剂及其配比对土壤中镉砷钝化修复效果研究[D]. 南宁:广西大学, 2016.
- [25] 李明遥,张妍,杜立宇,等. 生物炭与沸石混施对土壤 Cd 形态转化的影响[J]. *水土保持学报*, 2014, 28(3): 248-252.
- [26] 曲贵伟. 聚丙烯酸盐对重金属污染修复作用的研究[D]. 沈阳:沈阳农业大学, 2011.
- [27] 粟燕,刘人源,陈振玲. 纳米氢氧化铝—聚丙烯酰胺复合絮凝剂对镉离子的吸附研究[J]. *离子交换与吸附*, 2016(4): 324-332.
- [28] 唐婉莹,翟宇峰,王连军,等. 聚合氯化铝絮凝机理探讨[J]. *南京理工大学学报*, 1997, 21(4): 325-328.