

几种修复措施对 Cd 淋失及土壤剖面运移影响

刘孝利^{1,3}, 曾昭霞^{2*}, 铁柏清¹, 陈求稳³, 魏祥东¹

(1. 湖南农业大学资源环境学院, 长沙 410128; 2. 中国科学院亚热带农业生态研究所亚热带农业生态过程重点实验室, 长沙 410125; 3. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085)

摘要: 采集典型 Cd 超标稻田土壤开展室外盆栽实验, 选取石灰、生物炭、苕麻、苕麻 + 有机酸 EDTA 添加强化富集植物等当前具有大田推广潜力的重金属超标土壤修复措施为研究对象, 分析降雨、土壤双重酸性环境不同修复措施下土壤剖面有效态 Cd 含量变化及其径流流失特征。结果表明, 生物炭(2% 质量分数添加量) 相比其他处理可显著提高土壤 pH, 苕麻添加 EDTA 则明显降低了土壤 pH。同次降雨事件中, 苕麻处理所产生的径流水样中水溶态 Cd 质量浓度显著高于水稻降雨排水, 水稻生物炭添加处理径流水 Cd 质量浓度明显低于石灰添加及其他各处理, 苕麻添加 EDTA 后径流水 Cd 质量浓度比苕麻显著升高, 石灰处理(0.3% 质量分数添加量) 对土壤 pH、径流水 Cd 质量浓度影响不明显。实验周期内, 径流水 Cd 的质量浓度呈现春季高于夏季的特征。生物炭添加可显著降低 0~20 cm 土层有效态 Cd 含量且具一定持续效应, EDTA 添加则显著提高了 0~20 cm 土层有效态 Cd 的含量, 而添加一段时间后含量则明显降低, 但 20~40 cm 土层有效态 Cd 含量则略高于其他处理, 具有一定的次表层土壤 Cd 活化效应。综上, 生物炭等碱性固化材料添加修复措施可降低 Cd 污染土壤对地表接纳水体、土壤剖面下移的污染风险, 而有机酸强化植物修复技术对地表水、深层土壤 Cd 污染风险较大, 因此有机酸强化植物修复措施在大田推广时应充分考虑重金属的二次污染风险。

关键词: Cd 超标; 稻田; 土壤; 修复措施; 径流流失

中图分类号: X131; X53 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2016)02-0734-06 DOI: 10.13227/j.hjxx.2016.02.044

Cd Runoff Load and Soil Profile Movement After Implementation of Some Typical Contaminated Agricultural Soil Remediation Strategies

LIU Xiao-li^{1,3}, ZENG Zhao-xia^{2*}, TIE Bai-qing¹, CHEN Qiu-wen³, WEI Xiang-dong¹

(1. College of Resources & Environment, Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China; 2. Key Laboratory of Agro-ecology Processes in Subtropical Region, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China; 3. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

Abstract: Owing to the strong ability to immobilize and hyperaccumulate some toxic heavy metals in contaminated soils, the biochar, lime and such as hyperaccumulator ramie received increasing interests from crops and environment safety in recent years. Outdoor pot experiment was conducted to compare the impacts of lime and biochar addition in paddy rice treatment, hyperaccumulator ramie and ramie combined with EDTA of plant Phytoremediation methods on soil available Cd dynamics in rainfall runoff and the mobility along soil profile, under both natural acid precipitation and acid soil conditions. The results showed that, biochar addition at a 2% mass ratio application amount significantly increased soil pH, while ramie with EDTA application obviously decreased soil pH compared to ramie monoculture. Within the same rainfall events, water soluble Cd concentration in surface runoff of ramie treatments was significantly higher than those of waterlogged rice treatments, and Cd concentration in runoff was obviously increased after EDTA addition, whereas lime at a 0.3% mass ratio application amount as additive had no obvious impact on soil pH and Cd speciation change, which may be due to the low application amount. During the whole experimental period, water soluble Cd concentration of rainfall runoff in spring was higher than that in summer, showing the same seasonal characteristics in all treatments. Biochar addition could significantly decrease available Cd content in 0-20 cm soil layer and with certain preferable persistency effects, whereas EDTA addition treatment obviously increased available Cd of 0-20 cm soil layer compared to other treatments, and obvious Cd element activation phenomenon in 20-40 cm soil layer was observed after EDTA addition. In conclusion, lime and biochar as environmental and friendly alkaline Cd immobilization materials showed lower environment risk to surface and ground receiving water, but attention should be paid to phytoremediation enhanced with EDTA or other organic acid before promotion and field application for heavy metals removal from contaminated soils.

Key words: Cadmium overproof; rice paddy; soil; remediation measure; rainfall runoff loss

随着人口持续增长与资源的矛盾日益加剧, 耕地污染已成为 2015 年全国两会农业部等七大部门提案委员的心中之痛, 避免有限耕地资源的污染扩散、开展污染耕地修复是农业可持续发展的重要前提。研究显示, 我国近 2×10^7 hm^2 农田存在

收稿日期: 2015-07-06; 修订日期: 2015-09-25

基金项目: 国家自然科学基金项目(51409101, 31100329); 湖南农业大学杨仁斌教授环境科学基金项目(14YB07)

作者简介: 刘孝利(1979~), 男, 博士, 主要研究方向为重金属污染源污染及控制措施, E-mail: zzhxll@163.com

* 通讯联系人, E-mail: elizeberth@163.com

不同程度的重金属超标问题,其中西南地区尤为严重,已成为现代社会最严重的环境污染问题之一^[1,2]。湖南是我国著名有色金属之乡,典型 Cd 超标区,是当前湘江流域最突出的环境问题之一。郭朝晖等^[3]和刘春早等^[4]先后调研了湘江中下游农田土壤重金属污染现状,指出该区农田 Cd 等超标尤其严重,土壤污染物面源迁移输出已成为接纳水体水质恶化的重要原因,越来越多的抗生素、重金属等内分泌干扰物在河流、湖泊等地表水环境中被检出^[5,6],重金属随径流向水体迁移已成为湘江水质重金属超标问题的主要诱因^[5]。湖南同属典型酸雨区,降雨及土壤 pH 偏低,致使土壤金属离子活性较高^[7],为了尽可能减轻典型毒性重金属 Cd 对生态系统的危害,有必要就自然酸雨下 Cd 在“土壤剖面-接纳水体”界面运移特征开展实验研究。

近年来,国内开展了大量的重金属污染修复技术研究^[8],修复思路基本可归为两类:一是土壤内固化与稳定化,通过加入钝化剂,或改善农艺措施等降低重金属离子活性达到减少作物积累的目的;二是通过添加有机酸、络合剂,植物富集等手段将重金属移出土壤达到土壤净化目的。目前重金属污染土壤修复研究多关注不同修复措施的修复效果,对不同修复方案实施后有效态重金属径流流失及其在

土壤剖面迁移动态研究尚显不足。本研究选取湘中典型 Cd 超标农田土壤,开展室外盆栽实验,选取石灰、生物炭、植物修复、有机酸添加强化植物修复等当前具有推广前景的修复技术为对象,比较几种修复方案下土壤 Cd 的形态变化及其在土壤剖面与降雨径流中的输出特征,以期为大尺度重金属污染土壤修复方案实施及其实施后水环境安全管理提供数据支持与科学参考。

1 材料与方法

1.1 供试材料与实验设计

供试土壤采自湖南株洲马家河镇新马村(N27°50'1.3", E113°02'8.4")附近的 Cd 超标稻田,该区已被国家环境保护部和湖南省确定为“重金属污染综合治理技术示范区”。属亚热带季风性湿润气候,年均降雨量 1 300 mm 左右,年均气温 17.6℃。研究分别采集 0~20 cm 和 20~40 cm 土层的土壤样品,阴凉处自然风干,除去残根、杂物后过 20 目筛,混匀后取一定土壤样品按照土壤农化指标分析要求过相应筛后测定土壤样品的基本理化性质。修复材料选用当前生态环境效益最好的生物炭和熟石灰,其基本理化性质及 Cd 含量见表 1。从中可知选取的稻田耕层土壤 Cd 超出我国土壤质量三类标准(1 mg·kg⁻¹)的 4.5 倍。

表 1 供试土壤、修复材料基本性质¹⁾

Table 1 Basic properties of experimental soil and remediation materials

项目	pH	有机碳/%	有效氮/mg·kg ⁻¹	有效磷/mg·kg ⁻¹	总镉/mg·kg ⁻¹
0~20 cm	4.97±0.66	2.83±0.30	100.3±10.9	8.72±0.68	4.52±0.17
20~40 cm	5.73±0.35	0.55±0.26	19.8±33.0	2.05±0.93	1.75±0.43
石灰	12.0	—	—	—	0.11±0.05
豆秆生物炭	9.2	—	—	—	0.00

1) “—”表示未检测

选取石灰、生物炭、苜蓿、EDTA+苜蓿等几种当前具有良好推广前景的 Cd 污染土壤修复措施开展室外盆栽实验。盆栽容器为聚乙烯小塑料桶,上口内径为 33.5 cm,下口内径为 27.8 cm,桶底处设置一个直径为 2 cm 的小孔并配置聚乙烯塑料小管,用于收集渗滤液。桶底小孔用石英砂覆盖后开始填装土壤。每桶分层填装自然风干土样约 25 kg,先将预处理好的 20~40 cm 土层的风干土样填装桶底,填压深度为 20 cm,0~20 cm 土层样品填装前先与修复材料按添加比例充分混匀,填压至土深 40 cm 处,填装时洒水、压实,并于室外放置 1 个月开始实验研究,水稻处理小桶高出土面 2 cm 设置径流液

收集小孔,其他处理紧挨土面处设置径流液收集小孔,并将盆栽装置置于高度为 30 cm 的不锈钢钢架上便于径流液收集。根据桶栽土层表面积,施肥次数和施肥量均按实际早稻大田生产平均添加量进行换算,N、P 和 K 化肥分别按 100 kg·hm⁻²(N)、45 kg·hm⁻²(P₂O₅)和 75 kg·hm⁻²(K₂O)并采用尿素、过磷酸钙和氯化钾施入,P、K 肥于插秧前做基肥一次性施入,N 肥分两次施入,60%做基肥于插秧前添加,40%于分蘖抽穗间期添加。基于已有研究,生物炭添加量为 0.2%~4%(质量分数)时可有效改善土壤质量,提高土壤 pH,但添加量大于 5%(质量分数)则会导致土壤通气性下降、物理结构等土壤质量问

题^[9]; 石灰添加(质量分数)范围为 0.05% ~ 0.3%^[10]. 本研生物炭、石灰添加质量分数分别为 2% 和 0.3% 将材料与表层土壤充分混匀后填装、压实供试. EDTA(乙二胺四乙酸)溶液添加剂量为 3 mmol·kg⁻¹土(根据 0 ~ 20 cm 土层,容重为 1.2

g·cm⁻³计算添加量). 各实验处理详情如表 2 所示, 设置空白对照,于 4 月 23 日开始插秧,水稻管理参照田间实际进行; 植物修复设置种植苜蓿,苜蓿添加 EDTA 处理,其中 EDTA 添加时间为苜蓿移苗 1 个月 后开始快速生长期时(5 月 23 日)施入 3 盆重复.

表 2 室外盆栽实验处理
Table 2 Outdoor potted plantation experiments

修复措施	处理	计量	修复方案实施与实验管理
CK	水稻	—	每桶种植水稻 3 兜 4 月 23 日移苗
石灰	水稻	质量比 0.3% 耕层土	播种前装土时一次施,苗密度、时间同上
生物炭	水稻	质量比 2.0% 耕层土	播种前装土时一次施,苗密度、时间同上
植物修复	苜蓿	—	每桶播种 6 株 4 月 23 日移苗
植物修复 + EDTA	苜蓿 + EDTA	3 mmol·kg ⁻¹ 耕层土	苜蓿种植 1 月后一次性喷施(5 月 23 日)

1.2 样品采集与分析

收集实验期 2013 年 4 月下旬至 8 月底降雨径流液,进行溶解态 Cd 浓度分析. 研究于移苗后 10 d,EDTA 施入后 10 d 以及实验期结束时共 3 次采集各处理 0 ~ 10、10 ~ 20、20 ~ 30、30 ~ 40 cm 的土壤剖面样品.

土壤总 Cd 含量用 HF-HClO₄-HNO₃ 消煮,原子吸收分光光度计(TAS-990)测定. 土壤有效态 Cd 含量以水土比为 8:1 的 1 mol·L⁻¹ MgCl₂ 溶液提取,用石墨炉分光光度计(GTA120,美国 Varrian)测定. 径流液采集后过 0.45 μm 滤膜,加 1:1 分析纯硝酸溶液酸化至 pH 为 1 ~ 2 并带回实验室内用石墨炉原子吸收分光光度计法测定水溶态 Cd 浓度. 雨水、耕层土壤的 pH 用精密酸度计(PHS3C 型,测量精度 ± 0.01)测定. 质量控制: 每个土壤样品平行消解 3 份,同时设置空白消解对比,并均采用优级纯酸试剂,土壤、水质样品均测试了标准溶液、空白和平行样. 土壤 Cd 分析过程用土壤成分标准物质 GBW07401 和 GBW07403,其分析结果与标准差范围为 3% ~ 8%,加标回收率 92% ~ 106%. 径流液中溶解态 Cd 的加标回收率为 89% ~ 117%. 其中空白对照均低于仪器检测限,平行样误差在 ± 5.3%.

1.3 数据处理

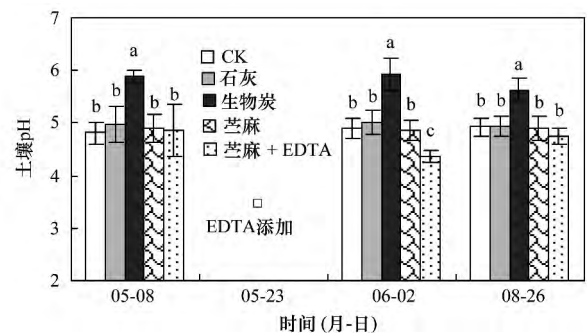
采用 Microsoft Excel 2003 进行数据的描述统计分析及制图,SPSS 12.0 统计软件进行方差及显著性分析, LSD 法进行多重比较.

2 结果与分析

2.1 不同修复方式对土壤 pH 影响

湖南属典型酸雨区,土壤大多呈酸性. 已有研

究表明,石灰、生物炭添加修复污染土壤主要是通过提高土壤 pH、阳离子交换容量来降低某些重金属离子的活性与迁移性,进而降低其在果实中的积累^[11]. 本研究分析了当前几种具有大田推广潜力的 Cd 污染土壤修复措施对稻田土壤 pH 值影响,由图 1 可见,生物炭添加量为 2% 时可显著提高耕层土壤 pH 值,而且具有良好的持续效应,水稻收获时生物炭处理土壤 pH 依然显著高于其他处理,本研究 0.3% (质量分数) 的石灰添加量对土壤 pH 值提高效果不明显(图 1). 可降解有机酸是土壤淋洗、强化植物修复的有效添加剂,5 月 23 日 EDTA 施入 10 d 后 6 月 2 日采集的样品分析结果发现,土壤 pH 显著低于对照、单种苜蓿处理(图 1).



同系列不同 a、b、c 表示差异显著, $P < 0.05$

图 1 几种典型修复模式对土壤 pH 值影响

Fig. 1 Impacts of a few kinds of typical remediation modes on soil pH value

2.2 不同修复方式自然降雨径流中溶解态 Cd 浓度变化

大量研究显示, pH 值是影响土壤中金属离子活性与可迁移性的关键因子^[11, 12]. 实验期内自然雨水 pH 值变化在 4.2 ~ 5.6 范围内(表 3), 为典型酸性降雨. 土壤重金属生物有效性及毒性主要为自由

离子的活性,即可溶性的质量分数而非总量,土壤 pH 是所有参数中影响 Cd 有效性的最重要因素,环境 pH 值越低,Cd 等重金属离子可迁移性越高^[5,13],因此 Cd 污染的酸性地区通过添加石灰、生物炭等提供土壤 pH 降低 Cd 生物毒性是目前较有推广潜力的有效措施^[8]。研究发现,在土壤与降雨双重酸性环境条件下,同次降雨事件中水稻添加生物炭处理径流水样中水溶态 Cd 质量浓度显著低于其他处理,苕麻旱作处理径流中水溶态 Cd 质量浓度显著大于对照、石灰及生物炭的水田处理(表 3)。已有研究表明,南方酸性红壤淹水后除初期水溶性 Cd 质量浓度略升高外,因氧化还原电位降低

与淹水状态下 pH 升高致使有效态 Cd 向稳定态组分转化,从而降低 Cd 活性^[14],在一定程度上支持了本研究结果(表 3)。EDTA 添加 1 月后的降雨事件观测结果显示,EDTA 依然对 Cd 具有一定的活化作用,苕麻添加 EDTA 处理径流水中水溶态 Cd 质量浓度显著高于单一苕麻与对照、水田处理(表 3)。EDTA 与柠檬酸、草酸等可有效促使土壤 Cd 向有效态转化^[15]。植物修复处理径流中 Cd 质量浓度显著高于水田处理,生物炭添加可显著降低水溶态 Cd 迁移输出,而 EDTA 强化植物修复技术因显著增强土壤 Cd 的活性与迁移性,因此对地表接纳水体具有一定的 Cd 超标风险(表 3)。

表 3 不同修复措施径流水中水溶态 Cd 质量浓度变化特征¹⁾

降雨日期	降雨量/mm	雨水 pH	水溶态 Cd 质量浓度/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$				
			CK	石灰	生物炭	苕麻	苕麻 + EDTA
4 月 28 日	11.1	4.7	0.81	0.79	—	—	—
4 月 29 日	16.7	5.0	2.65a	1.94b	1.04c	—	—
4 月 30 日	13.6	4.9	1.71b	1.05c	0.75d	3.15a	2.99a
5 月 14 日	51.2	4.2	1.16b	1.35b	0.81c	2.08a	2.13a
5 月 15 日	42.9	4.7	0.63b	0.51c	0.50c	1.61a	1.44a
5 月 29 日	12.8	4.9	1.94a	1.63a	—	—	—
6 月 10 日	20.7	5.3	2.01a	1.79b	1.19c	—	—
6 月 25 日	10.4	4.8	1.58b	2.00a	—	—	—
6 月 26 日	16.5	5.2	0.55a	0.46b	0.48b	—	—
6 月 27 日	52.0	5.3	0.24c	0.25c	0.21c	1.63b	2.36a
6 月 28 日	42.5	5.4	0.26c	0.21cd	0.17d	0.85b	1.22a
8 月 19 日	10.9	5.4	—	1.34a	0.56b	—	—
8 月 22 日	8.1	5.4	—	1.66a	0.53b	—	—
8 月 23 日	43.5	5.6	0.63b	0.57b	0.41c	1.01a	1.02a

1) “—”表示因未产生径流或径流量不足缺乏监测数据,同行不同小写字母表示显著性差异($P < 0.05$)

分析了实验期内不同修复措施自然降雨径流中水溶态 Cd 质量浓度的时间动态变化(图 2),各处理水溶态 Cd 均呈一定的降低趋势,与雨水 pH 值变化动态相一致,反映了雨水 pH 对降雨径流中溶解态 Cd 质量浓度具有直接的影响。同时有研究显示,土壤 pH 也因微生物数量及活动强弱呈现季节性波动,土壤 pH 值由春到夏秋呈逐渐降低波动趋势^[16,17],可能是导致水溶态 Cd 径流输出质量浓度季节波动特征的另一原因(图 1、图 2 和表 3)。

2.3 有效态 Cd 含量及其在土壤剖面的迁移特征

Cd 是生物毒性最强的重金属元素之一,毒性仅次于汞,是目前我国农田土壤超标率最高的重金属污染物,尤以湖南农田土壤最为典型,外源重金属污染物进入土壤后短期内有效态 Cd(水溶态和可交换态)所占比例较高,且具有较强的生物活性和移动性^[18]。近年来开展的大量重金属污染土壤修复研

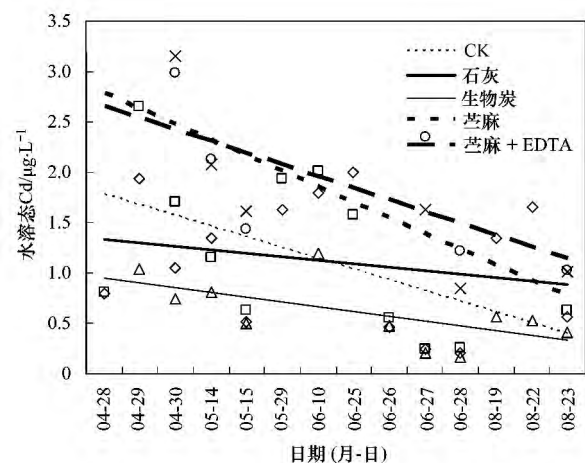


图 2 Cd 污染土壤不同修复措施降雨径流中水溶态 Cd 质量浓度变化特征

Fig. 2 Variation characteristics of water soluble Cd concentration in rainfall runoff events with different remediation strategies of Cd contaminated soil

究,主要基于两种思路:一是去除,通过生物物理化学等方法将重金属从土壤中移除;二是固化或稳定化,通过添加固化剂降低金属离子活性和迁移性,进而消减其生态风险.生物炭、石灰以其良好的有毒金属固化与生态环境效应成为土壤污染修复及作物安全生产研究的热点,展现了良好的推广潜力^[8].由图3得出,实验期内3次样品分析结果均显示生物炭添加(2%,质量分数)可明显降低耕层土壤有效态Cd的含量,熟石灰以0.3%(质量分数)添加时对土壤pH值影响暂不明显.生物炭与石灰添加均未发现Cd向耕层以下土壤迁移现象(图3),故石灰、生物炭等环境友好型重金属固化材料添加造成深层土壤Cd超标风险性小.研究表明,生物炭添加后有效态Cd在碱性条件形成的Cd(OH)⁺离子在土

壤吸附点位的亲和力明显增强,从而降低其迁移与生物有效性^[11,19].Lucchini等^[20]生物炭连续添加实验指出,非污染有机原料制成的生物炭即使重复大量添加也不会明显增加土壤重金属含量,生物炭可能是解决大面积土壤Cd污染颇具推广潜力的有效修复措施.然而,生物炭大量施入土壤后,附着大量有机无机污染物的生物炭颗粒迁移归趋,及其可能带来的生态系统风险尚不清楚^[21].石灰以往主要用于改良酸性土壤,但石灰在提高土壤pH值的同时可利用Ca²⁺的拮抗机理减弱污染土壤中的Cd、Zn等离子的生物活性.石灰被认可为无二次污染风险的土壤改良剂,而其优化添加量及Ca²⁺浓度的大幅升高对植物的土壤N、P、Fe、Zn等速效养分吸收利用效率影响需给予关注.

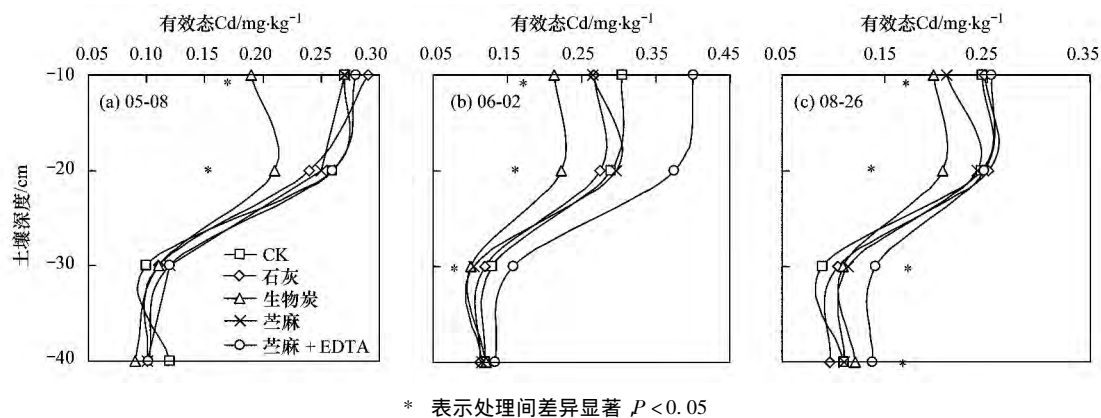


图3 不同修复措施下有效态Cd在土壤剖面运移特征

Fig. 3 Movement characteristics of available Cadmium in soil profile under different remediation measures

超富集植物修复技术因成本低,生态友好等特点被广泛关注成为重金属污染土壤修复研究热点,然而,生长周期长,生物量低,修复缓慢等是植物修复面临的主要困境^[8,22],运用各种生物理化手段强化植物修复效率具有一定潜力,如添加可降解有机酸提高土壤重金属有效性可明显增强富集植物的修复能力.本研究发现,苜蓿添加EDTA处理10d后,0~20cm土层有效Cd含量显著高于其他处理(图3),耕层以下土壤Cd活性明显增强(图3),EDTA添加后5月29日有降雨发生(表3),因此导致这一结果可能是EDTA与有效态Cd共同随降雨下渗所致.实验期结束8月26日样品分析结果显示,EDTA添加处理耕层土壤有效态Cd含量依然最高,但与生物炭除外的对照等其他处理已无明显差异,而20~40cm土层有效态Cd含量明显高于其他处理,单一苜蓿处理0~20cm土层有效态Cd含量有较为明显的降低(图3),因为8月苜蓿依然处在生

长较为旺盛时期,这些可能与苜蓿对表层有效态Cd的吸收富集有关.白薇扬等^[23]采用室内土壤培养研究得出EDTA及其更易降解的替代品EDDS(乙二胺二琥珀酸)对重金属Cd有明显活化效果,并通过淋溶实验初步探讨了有机整合剂添加重金属活化后潜在的水环境风险.Wang等^[24]原位实验研究指出EDDS添加在短期内可显著增加土壤表层溶解态重金属浓度,但25cm以下土壤层溶解态重金属浓度增加不明显.而本研究中EDTA添加3个月后对20~40cm土层Cd活化效果依然较为明显(图2),可能因EDTA较难降解土壤滞留时间更久所致,EDDS则在添加36d(3mmol·kg⁻¹)后即可完全降解^[24].盆栽土壤因不具有原位大田所特有的犁底层可能也是导致本研究EDTA添加20~40cm土层有效态Cd明显升高的另一个因素(图3),可见添加EDTA强化植物修复措施导致深层土壤的重金属超标风险要大于易降解的EDDS,因此通过添加固化

剂以及优化组配多种固化剂研究日渐增多^[25, 26]。

3 结论

(1) 自然降雨、酸性土壤双重酸性环境条件下, 生物炭等碱性材料添加可有效降低土壤有效态 Cd 含量, 且未发现次表层土壤 Cd 离子活性增强现象。同次降雨事件中, 相比对照, 生物炭处理可显著降低径流水样中水溶态 Cd 质量浓度。石灰可能因添加量不足, 对土壤 pH、有效态 Cd 含量、径流中水溶态 Cd 质量浓度均无明显影响。

(2) 苕麻通过根系的吸收富集功能在一定程度上降低了土壤有效态 Cd 含量, EDTA 强化植物修复措施对 Cd 离子活化作用明显, 显著增加 0~20 cm 表层土壤有效态 Cd 含量及降雨径流中水溶态 Cd 质量浓度, 可见 EDTA 添加可能会增加地表接纳水体 Cd 超标风险, 同时研究发现 EDTA 添加后降雨会导致 20~40 cm 土层有效态 Cd 含量升高。因此, 有机酸添加强化植物修复措施在大田推广应用时应充分考虑有机酸的降解难易与周期, 同时需考虑添加时间和气象因子, 避免添加后短期内连续降雨导致大量有效态 Cd 向深层土壤和径流水相迁移, 进而增加地表接纳水体、深层土壤 Cd 超标风险。

参考文献:

- [1] 顾继光, 周启星, 王新. 土壤重金属污染的治理途径及其研究进展[J]. 应用基础与工程科学学报, 2003, 11(2): 143-151.
- [2] 张小敏, 张秀英, 钟太洋, 等. 中国农田土壤重金属富集状况及其空间分布研究[J]. 环境科学, 2014, 35(2): 692-703.
- [3] 郭朝晖, 肖细元, 陈同斌, 等. 湘江中下游农田土壤和蔬菜的重金属污染[J]. 地理学报, 2008, 63(1): 3-11.
- [4] 刘春早, 黄益宗, 雷鸣, 等. 湘江流域土壤重金属污染及其生态环境风险评价[J]. 环境科学, 2012, 33(1): 260-265.
- [5] Zhang Z, Tao F L, Du J, *et al.* Surface water quality and its control in a river with intensive human impacts—a case study of the Xiangjiang River, China [J]. *Journal of Environmental Management*, 2010, 91(12): 2483-2490.
- [6] 章强, 辛琦, 朱静敏, 等. 中国主要水域抗生素污染现状及其生态环境效应研究进展[J]. 环境化学, 2014, 33(7): 1075-1083.
- [7] 朱永官, 陈保冬, 林爱军, 等. 珠江三角洲地区土壤重金属污染控制与修复研究的若干思考[J]. 环境科学学报, 2005, 25(12): 1575-1579.
- [8] 黄益宗, 郝晓伟, 雷鸣, 等. 重金属污染土壤修复技术及其修复实践[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(3): 409-417.
- [9] Kumpiene J, Lagerkvist A, Maurice C. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments—a review [J]. *Waste Management*, 2008, 28(1): 215-225.
- [10] 张晓熹, 罗泉达, 郑瑞生, 等. 石灰对重金属污染土壤上镉形态及芥菜镉吸收的影响[J]. 福建农业学报, 2003, 18(3): 151-154.
- [11] Houben D, Evrard L, Sonnet P. Mobility, bioavailability and pH-dependent leaching of cadmium, zinc and lead in a contaminated soil amended with biochar [J]. *Chemosphere*, 2013, 92(11): 1450-1457.
- [12] 郭文娟, 梁学峰, 林大松, 等. 土壤重金属钝化修复剂生物炭对镉的吸附特性研究[J]. 环境科学, 2013, 34(9): 3716-3721.
- [13] 赵中秋, 朱永官, 蔡运龙. 镉在土壤-植物系统中的迁移转化及其影响因素[J]. 生态环境, 2005, 14(2): 282-286.
- [14] 陈莉娜, 葛滢, 张春华, 等. 淹水还原作用对红壤镉生物有效性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(11): 2333-2337.
- [15] 刘坤, 李光德, 张中文, 等. EDTA 及低分子量有机酸对土壤 Cd 活性的影响研究[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(3): 894-897.
- [16] 夏汉平, 余清发, 张德强. 鼎湖山 3 种不同林型下的土壤酸度和养分含量差异及其季节动态变化特性[J]. 生态学报, 1997, 17(6): 645-653.
- [17] 刘艳, 周国逸, 褚国伟, 等. 鼎湖山针阔叶混交林土壤酸度与土壤养分的季节动态[J]. 生态环境, 2005, 14(1): 81-85.
- [18] 陆泗进, 王业耀, 何立环. 湖南省某地农田土壤重金属生态风险评价研究[J]. 环境科学与技术, 2014, 37(12): 100-105.
- [19] 刘孝利, 曾昭霞, 陈求稳, 等. 生物炭与石灰添加对稻田土壤重金属面源负荷影响[J]. 水利学报, 2014, 45(6): 682-690.
- [20] Lucchini P, Quilliam R S, DeLuca T H, *et al.* Does biochar application alter heavy metal dynamics in agricultural soil? [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2014, 184: 149-157.
- [21] Wang D J, Zhang W, Hao X Z, *et al.* Transport of biochar particles in saturated granular media: effects of pyrolysis temperature and particle size [J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(2): 821-828.
- [22] 廖晓勇, 陈同斌, 阎秀兰, 等. 提高植物修复效率的技术途径与强化措施[J]. 环境科学学报, 2007, 27(6): 881-893.
- [23] 白薇扬, 高焕方, 赵清华. 生物螯合剂 EDDS 与非生物螯合剂 EDTA 联合施用下植物提取土壤重金属及潜在环境风险[J]. 地球与环境, 2013, 41(6): 631-637.
- [24] Wang A G, Luo C L, Yang R X, *et al.* Metal leaching along soil profiles after the EDDS application—A field study [J]. *Environmental Pollution*, 2012, 164: 204-210.
- [25] 曾卉, 周航, 邱琼瑶, 等. 施用组配固化剂对盆栽土壤重金属交换态含量及在水稻中累积分布的影响[J]. 环境科学, 2014, 35(2): 727-732.
- [26] 吴烈善, 曾东梅, 莫小荣, 等. 不同钝化剂对重金属污染土壤稳定化效应的研究[J]. 环境科学, 2015, 36(1): 309-313.