DOI:10.3724/j.issn.1004-3918.2026.090

芦竹联合低分子有机酸修复镉污染土壤效果研究

郝益民[1,2]， 施烈焰[1,2]， 李子昂[3]， 梁鹏翔[1,2]， 王珂珂[1,2]

（1. 河南省生态环境技术中心，郑州 450004； 2. 河南省生态环境损害鉴定评估与修复工程技术研究中心，郑州 450004； 3. 河南省地质科学研究所有限公司，郑州 450001）

摘 要： 为探讨芦竹(*Arundo donax* L.)及其与低分子有机酸(LMWOAs)联合修复镉(Cd)污染土壤的效果，采用为期180 d的盆栽试验，设置清洁对照(CK)、Cd污染对照(CDG)、低浓度柠檬酸(LC-CA)、高浓度柠檬酸(HC-CA)、低浓度酒石酸(LC-TA)、高浓度酒石酸(HC-TA)处理组，研究Cd胁迫下芦竹的生长响应以及不同处理对芦竹吸收、转运、富集和移除Cd的影响。结果显示：①在供试浓度的Cd胁迫下，芦竹生长受到轻微抑制作用，添加柠檬酸和酒石酸则可提升芦竹的生物量，增强芦竹对Cd的耐受性，且对芦竹根部生物量积累的促进作用最明显。②Cd在芦竹各器官的分布规律为根>茎>叶，地下部Cd含量是地上部的1.3~1.8倍，地下部Cd移除量占总移除量的58.1%~75.0%，证实地下部是Cd的主要累积器官。③添加LMWOAs提高了芦竹对Cd的提取效率。各LMWOAs处理组的植株Cd含量为3.36~4.49 mg·kg^{-1}，转运系数为0.34~0.51，富集系数为0.45~0.66。④不同有机酸的作用效果存在显著差异：低浓度柠檬酸对Cd的转运促进效果最优；高浓度酒石酸对Cd的富集促进效果最优；高浓度柠檬酸能有效提升Cd的总体移除量。综上，芦竹联合低分子有机酸修复Cd污染土壤具有良好的应用潜力。不同有机酸种类与浓度可实现差异化修复目标：高浓度柠檬酸适用于追求最大Cd移除量；低浓度柠檬酸适用于强化Cd向地上部转运，利于植物提取；高浓度酒石酸适用于强化Cd在根部的富集，利于植物稳定。实际应用中，可根据修复目标(提取、稳定或总量移除)及芦竹后续利用方式，择优选用适宜的有机酸种类及浓度配比。研究可为植物-化学联合修复重金属污染土壤提供参考。

关键词： 芦竹；低分子有机酸(LMWOAs)；植物-化学联合修复；镉污染土壤

中图分类号： X53 **文献标志码：** A **文章编号：**1004-3918(2026)04-0719-10

Effect of *Arundo donax* L. Combined with Low-Molecular-Weight Organic Acids in Remediation of Cadmium-Contaminated Soil

HAO Yimin[1,2], SHI Lieyan[1,2], LI Ziang[3], LIANG Pengxiang[1,2], WANG Keke[1,2]

(1. Henan Provincial Technical Center for Ecology and Environment, Zhengzhou 450004, China; 2. Henan Provincial Engineering Research Center of Eco-Environmental Damage Assessment and Restoration, Zhengzhou 450004, China; 3. Henan Institute of Geological Science Co. Ltd., Zhengzhou 450001, China)

Abstract: To investigate the remediation efficiency of *Arundo donax* L. alone and its combined application with low-molecular-weight organic acids (LMWOAs) for cadmium(Cd) contaminated soil, a 180 day pot experiment was conducted. Six treatments included clean control (CK), Cd-contaminated control (CDG), low concentration of citric acid (LC-CA), high concentration of citric acid (HC-CA), low concentration of tartaric acid (LC-TA) and high

收稿日期： 2026-01-08 **修回日期：** 2026-04-22 **接受日期：** 2026-05-12

基金项目： 河南省基本科研业务费项目(2024-HNSTHJ-JBKY-014)

作者简介： 郝益民(1981-)，男，高级工程师，硕士，主要研究方向为土壤污染防治，E-mail:18503718518@163.com

引用格式： 郝益民，施烈焰，李子昂，等. 芦竹联合低分子有机酸修复镉污染土壤效果研究[J]. 河南科学，2026，44(4)：719-728.

Hao Y M, Shi L Y, Li Z A, et al. Effect of *Arundo donax* L. combined with low-molecular-weight organic acids in remediation of cadmium-contaminated soil[J]. Henan Science, 2026, 44(4): 719-728.

concentration of tartaric acid (HC-TA) were set up. The growth response of *Arundo donax* L. under Cd stress, as well as the effects of different treatments on Cd uptake, translocation, accumulation and removal of Cd, were studied. The results showed that: ① At the tested Cd concentration, the growth of *Arundo donax* L. was slightly inhibited. The addition of citric acid and tartaric acid increased the biomass of *Arundo donax* L. and enhanced its Cd tolerance, with the most significant promoting effect on root biomass accumulation. ② Cd distribution in different organs of *Arundo donax* L. followed the order of root > stem > leaf. The Cd content in underground parts was 1.3~1.8 times that in aboveground parts, and the Cd removal amount of underground parts accounted for 58.1%~75.0% of the total removal amount, confirming that underground tissues were the main accumulation sites of Cd. ③ The application of LMWOAs improved the Cd extraction efficiency of *Arundo donax* L.. The Cd content in plants under LMWOAs treatments ranged from 3.36 to 4.49 $mg \cdot kg^{-1}$, the translocation factor (TF) was 0.34~0.51, and the bioconcentration factor (BCF) was 0.45~0.66. ④ Significant differences existed in the effects of different organic acids: low-concentration citric acid showed the best promotion effect of Cd translocation; high-concentration tartaric acid exhibited the optimal enhancement on Cd accumulation; high-concentration citric acid effectively increased the total removal amount of Cd. In conclusion, the combined remediation of Cd-contaminated soil by *Arundo donax* L. with LMWOAs has good application potential. Different types and concentrations of organic acids can achieve differentiated remediation objectives: high-concentration citric acid is suitable for maximizing total Cd removal; low-concentration citric acid is suitable for enhancing Cd translocation to aboveground parts, which is beneficial to phytoextraction; high-concentration tartaric acid is suitable for enhancing Cd accumulation in roots, which is conducive to phytostabilization. In practical application, appropriate type and concentration ratio of organic acid can be selected flexibly according to remediation targets and subsequent utilization mode of *Arundo donax* L.. This study can provide a reference for the combined phytochemical remediation of heavy metal-contaminated soils.

Key words: *Arundo donax* L.; low-molecular-weight organic acids (LMWOAs); combined phytochemical remediation; cadmium-contaminated soil

0 引言

重金属镉(Cd)是我国耕地土壤的主要污染物，其具有持久性、隐蔽性、高生物毒性等特点，不仅会对耕地质量与农产品质量构成严重威胁，还会危害民众身体健康。因此，耕地土壤重金属Cd污染已成为严重威胁我国粮食安全、生态环境及民众健康福祉的重大环境问题[1-2]。河南省存在一定数量的严格管控类污染耕地，受政策限制不能种植食用农产品，主要采取退耕还林还草、种植中药材等措施实施管控。但由于种植树木的成材周期长、经济效益差，部分地区存在返种粮食作物的苗头；此外，大部分中药材同时具有外用和内服的特性，且中药材专收专储难度大，因此收获的中药材仍然存在影响人体健康的风险。故如何安全、高效地修复耕地污染，已成为一项极为迫切且具有重要现实意义的科学命题。

目前修复重金属污染土壤的技术主要有物理修复、化学修复及生物修复三类[3]。物理修复虽可快速实现污染物的消除，但修复成本高、破坏土壤基质结构的特点限制了该技术的适用性；化学修复虽可通过离子交换与表面络合实现土壤重金属污染的原位修复，但其固定效率随时间逐步衰减，修复效果也随之降低，同时该技术对生态环境的影响较大[4]；相比之下，生物修复具有成本低、对环境友好、对土壤扰动小等优势，已成为治理重金属污染土壤的研究热点之一。其中植物修复是利用植物对重金属的吸收、富集、转运等能力来去除土壤中重金属的一项技术[5]，目前已被众多学者广泛关注。但植物修复技术的应用推广受限于两大瓶颈：一方面，具有高富集能力的超富集植物存在生物量低、生长周期长、环境适应性差等缺点[6]；另一方面，生长迅速、生物量大的植物的重金属富集能力较弱，导致其对重金属的提取效率偏低。为此，有学者提出，将植物修复与其他修复技术进行有机结合[7]，以实现协同增效、提升植物修复效果的目的。

低分子有机酸(LMWOAs)作为天然螯合剂，能

够通过以下几种机制来提升植物修复重金属污染土壤的效果[8]:其一,LMWOAs可通过调控植物发育、增加植物生物量来强化植物对重金属的富集效果;其二,LMWOAs可通过增强光合作用来提高植物抗性,进而有助于增强植物对重金属的耐受力;其三,LMWOAs可通过改变根际土壤性质或提高根际微生物活性来促进植物对重金属的吸收;其四,LMWOAs可通过酸化、络合与离子交换等作用改变土壤中的重金属元素形态,最终可提高植物对重金属的转运效率。目前已有学者研究了LMWOAs对东南景天、龙葵、苎麻等植物修复重金属的强化效果[8],然而关于LMWOAs强化芦竹对重金属污染土壤修复的研究还十分罕见。芦竹是一种适应性强、繁殖能力快的能源植物,其不仅是一种优良的造纸原料[9],还可用于生物质发电或火电掺烧[10]。芦竹因其繁殖能力快、耐盐碱、对多种重金属耐受性好等特点,已在重金属污染修复领域展现出巨大潜力[11-12]。

鉴于此,本研究通过盆栽控制试验,系统探索了芦竹联合不同种类(柠檬酸和酒石酸)及不同质量浓度(1.25 mmol·kg^{-1}和5 mmol·kg^{-1})的LMWOAs对Cd污染土壤的修复效果。研究可为筛选高效、环保的植物-化学联合修复组合提供参考,对推动Cd污染土壤的绿色可持续治理具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 试验地点

在河南省开封市祥符区大棚内(103°49′15″E,36°26′30″N)开展盆栽试验。区域气候类型属于暖温带半湿润大陆性季风气候,全年主导风向为东北风、次主导风向为南风,年均气温约14.1 ℃,年均降水量约685.7 mm。

1.2 供试材料

芦竹(*Arundo donax* L.)幼苗购自海南省儋州市牧春菌草研究中心,品种为"绿洲1号"。供试柠檬酸(Citric Acid,CA)采购自天津市凤船化学试剂科技有限公司,分析纯;供试酒石酸(Tartaric Acid,TA)采购自天津市科密欧化学试剂有限公司,分析纯;供试复合肥和尿素均采购自湖北三宁化工股份有限公司,均为固态颗粒,其中复合肥为N-P_2O_5-K_2O,总养分质量分数≥45%,尿素的总氮质量分数>46.0%。

1.3 试验方法

1.3.1 试验土壤的制备

清洁土壤取自大棚内耕作层,属碱性潮土,Cd质量分数为0.12 mg·kg^{-1},pH为7.97,有机碳质量分数为1.39 g·kg^{-1},阳离子交换量为4.72 cmol(+)·kg^{-1}。

将清洁土壤去除石子、根茎等杂质后自然晾干,过5 mm筛后混匀,分成18份备用,每份37 kg。取18份土壤,加入配制好的镉离子溶液,并加入复合肥作为底肥,其中复合肥与土壤的质量比为1∶1000,拌合均匀后得到模拟的Cd污染土壤(Cd初始质量分数为(4.07±0.08) mg·kg^{-1}),将上述土壤稳定30 d,期间喷洒去离子水以保持土壤湿润。

1.3.2 试验设计

试验共设置6个处理组(表1),每组设置3个平行,芦竹种植周期为180 d。首先将土壤装入试验盆(长30 cm、宽30 cm、高60 cm)中,装填高度40 cm。然后统一移栽大小一致的芦竹幼苗,每盆3棵。在移栽后的第74、115、149 d分别在4个有机酸处理组的试验盆中加入不同类型及浓度的有机酸,并分别在移栽后的第74、85、149 d对各处理组添加2 g复合肥及1 g尿素。试验期间适时加水以保持土壤湿润,夏季高温时可酌情增加水量。最后在芦竹幼苗移栽后的第180 d,收获植株,并采集土壤样品备用。

1.4 测定指标与方法

1.4.1 土壤理化性质

土壤pH采用电位法测定[13];土壤阳离子交换量采用三氯化六氨合钴浸提-分光光度法测定[14];土壤有机碳含量采用重铬酸钾氧化-分光光度法测定[15]。

表1 试验设计

Tab.1 Experiment design

处理组名称	处理组编号	处理方式
清洁对照组	CK	清洁土壤,不添加Cd、有机酸
对照组	CDG	Cd污染土壤,不添加有机酸
低浓度柠檬酸组	LC-CA	Cd污染土壤,添加1.25 mmol·kg^{-1}柠檬酸
高浓度柠檬酸组	HC-CA	Cd污染土壤,添加5.00 mmol·kg^{-1}柠檬酸
低浓度酒石酸组	LC-TA	Cd污染土壤,添加1.25 mmol·kg^{-1}酒石酸
高浓度酒石酸组	HC-TA	Cd污染土壤,添加5.00 mmol·kg^{-1}酒石酸

1.4.2 土壤Cd含量及形态

芦竹收获后采集土壤样品，将盆内土壤按照高度均分为表层土（0~20 cm）、底层土（20~40 cm），分别晾干土壤样品。采用多点混合采样法采集测试土壤，每个处理组每层取土样500 g，送实验室测试土壤中Cd总含量及水溶态Cd含量。土壤Cd总含量采用石墨炉原子吸收分光光度法测定[16]。测定土壤中水溶态Cd含量时，首先按照《土壤和沉积物13个微量元素形态顺序提取程序》（GB/T 25282—2010）中的方法对土壤中水溶态Cd进行提取[17]，然后采用石墨炉原子吸收分光光度法测定水溶态Cd含量。

1.4.3 植物生长指标及Cd含量

收获芦竹前，记录盆栽中芦竹的株数。收获芦竹时，按根、茎、叶3部分分别收获。先后用自来水、蒸馏水将植株反复冲洗干净，再用吸水纸擦干后，分别称量根、茎、叶的鲜样质量。然后将植株置于105 ℃烘箱中杀青0.5 h，再将样品剪成细片，置于70 ℃烘箱中烘干至恒重，分别称量根、茎、叶的干样质量。植株中Cd含量采用电感耦合等离子体质谱法测定[18]。

1.4.4 数据分析与计算

分别利用Microsoft Excel 2019和Origin Pro 2024b软件进行数据分析和作图，所有结果均以均值±标准差表示。主要指标计算公式如下。

$$w_W = \frac{w_f - w_d}{w_f} \times 100\%, \quad (1)$$

式中：w_W为某一器官或全植株含水率，%；w_f为某一器官或全植株鲜重，kg；w_d为某一器官或全植株干重，kg。

$$C_T = \frac{C_L W_{Ld} + C_S W_{Sd} + C_R W_{Rd}}{W_{Tf}(1 - W_{TW})}, \quad (2)$$

式中：C_T为全植株Cd质量分数，mg·kg^{-1}；C_L、C_S、C_R分别为叶、茎、根中Cd质量分数，mg·kg^{-1}；W_{Ld}、W_{Sd}、W_{Rd}分别为叶、茎、根干重，kg；W_{Tf}为全植株鲜重，kg；W_{TW}为全植株含水率，%。

$$BCF = \frac{C_P}{C_S}, \quad (3)$$

$$TF = \frac{C_P}{C_R}, \quad (4)$$

式中：BCF为富集系数；TF为转运系数；C_P为植株地上部Cd质量分数，mg·kg^{-1}；C_R为植株地下部Cd质量分数，mg·kg^{-1}；C_S为土壤Cd质量分数，mg·kg^{-1}。

$$R_A = \frac{B_A C_A}{1000}, \quad (5)$$

$$R_T = \frac{B_T C_T}{1000}, \quad (6)$$

式中：R_A、R_T分别为单位面积的芦竹地上部和全植株对Cd的移除量，g·hm^{-2}；B_A、B_T分别为单位面积的芦竹地上部和全植株的生物量干重，kg·hm^{-2}；C_A、C_T分别为芦竹地上部和全植株中Cd的质量分数，mg·kg^{-1}。

2 结果与分析

2.1 芦竹生长状况分析

生物量是表征植物对重金属耐受性的关键指标，也是影响土壤重金属移除效果的重要因素。如图1所示，与清洁对照组（CK）相比，对照组（CDG）的芦竹植株数、全植株鲜重及干重分别降低了12.7%、6.9%、1.1%，说明Cd对芦竹生长有一定抑制作用；与对照组（CDG）相比，除了LC-CA处理组外，其余各处理组的芦竹植株数均有不同程度增加，LC-CA、HC-CA、LC-TA、HC-TA处理组全植株的鲜重和干重均有不同程度增加。对比发现，HC-CA处理组芦竹植株数、全植株鲜重及干重均高于LC-CA处理组，且HC-TA和LC-TA处理组有相似的变化规律。从图1（b）可以看出，与清洁对照组（CK）相比，CDG处理组中芦竹茎和叶的鲜重均有所减少，而根的鲜重则略有增加。整体来看，各低分子有机酸处理组芦竹的根、茎、叶的鲜重和干重大多高于CDG处理组，且根部的干鲜重增加幅度高于茎和叶。以上结果说明，在供试浓度的Cd胁迫下，芦竹生长受到轻微抑制作用，这与侯新村等[19]研究结论一致。分析原因可能是，芦竹可通过螯合作用与重金属离子结合形成无毒络合物，无毒络合物或存在于细胞质或被运输到液泡，从而可有效降低Cd在植物组织内的毒性[20]。添加了酒石酸和柠檬酸后，能够不同程度提升芦竹对Cd的耐受性，有助于促进芦竹在Cd胁迫下的生长，且添加的柠檬酸和酒石酸浓度越高，促进效果越好，这与杨青[21]通过试验得出的添加适量柠檬酸可显著促进植物生长和发育的结论一致。就不同器官而言，Cd在一定程度上会抑制芦竹各器官的生物量，但添加柠檬酸和酒石酸后，会增强芦竹各器官对Cd的耐受性，促进其各器官生物量的积累，其中对芦竹根部生物量积累的促进作用最好。

2.2 土壤Cd总含量及水溶态Cd含量分析

由图2（a）可知，与CDG组相比，LC-CA、HC-CA、LC-TA、HC-TA处理组土壤的Cd总含量大多有所下降，说明添加低分子有机酸后可促进芦竹对Cd

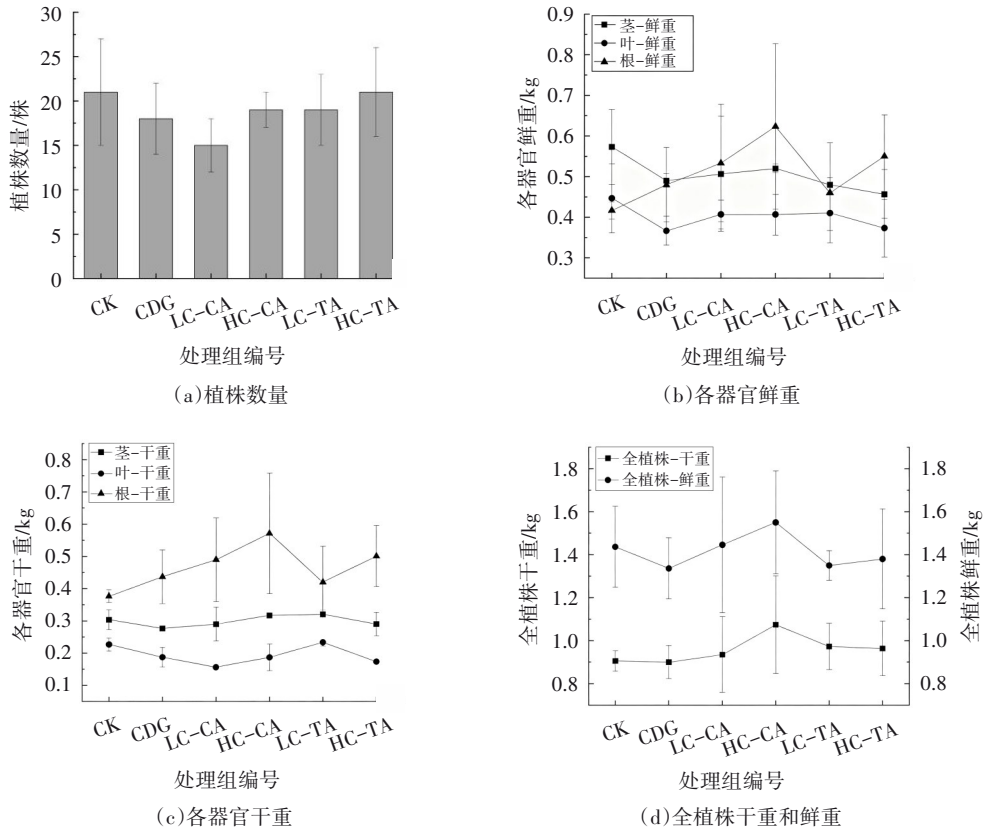


图1　不同处理对芦竹生长的影响

Fig.1　Influences of different treatments on growth of *Arundo donax* L.

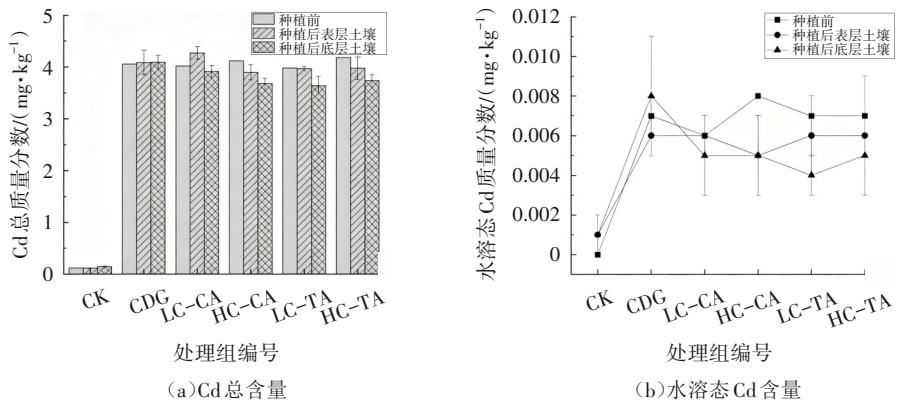


图2　不同处理组土壤的Cd总含量及水溶态Cd含量

Fig.2　Total Cd and water-soluble Cd contents in soils under different treatment groups

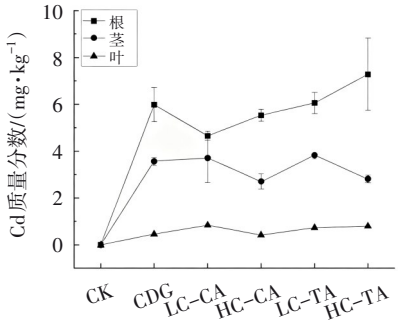
的吸收效果,提升芦竹对Cd的移除效果。各有机酸处理组表层土壤Cd含量均高于底层土壤Cd含量,与底层土壤相比,LC-CA、HC-CA、LC-TA、HC-TA处理组表层土壤中Cd含量分别高出8.9%、6.0%、8.8%、6.4%,反映出浇水及LMWOAs的淋滤作用小。这可能是因为供试土壤呈碱性,表层土壤中的Cd易与碳酸盐、氢氧化物结合形成沉淀,难以随重力水下渗到底层土壤,因此淋滤作用小;其次,芦竹根系较为发达,根系发育直至底层土壤,能够有效吸收底层土壤中的Cd;同时表层土壤受植物蒸腾作用影响,导致底层土壤水分向上运移,进而会携带部分水溶态Cd向表层土壤聚集,最终使底层土壤中的Cd含量低于表层土壤。

重金属水溶态是土壤中移动性最强、短期内最易被植物直接吸收的形态。由图2(b)可知,与CDG处理组相比,LC-CA、HC-CA、LC-TA、HC-TA处理

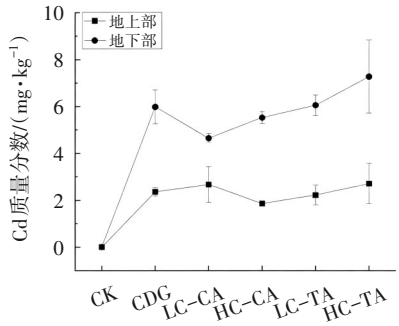
组底层土壤水溶态Cd含量均有所下降，表层土壤水溶态Cd含量则变化不大，且对比发现，LC-CA、HC-CA、LC-TA、HC-TA处理组底层土壤的水溶态Cd含量均低于表层土壤，说明LMWOAs既可促进Cd由难溶态向水溶态转化，又可促进芦竹对Cd的吸收转运，这是因为芦竹根系发达，直至底层土壤，其不仅会吸收底层土壤水溶态Cd，还会带动底层土壤中水溶态Cd向表层土壤移动，提高植物吸收效率，而添加低分子有机酸会促进芦竹根部生物量的积累，提升其对底层土壤水溶态Cd的吸收和运移量。

2.3 芦竹对Cd的富集和转运特征

不同处理组芦竹各器官Cd含量见图3(a)。可以看出，仅CK处理组芦竹各器官中未检测出Cd，其余所有处理组芦竹各器官Cd含量均表现出根>茎>叶的一致规律，且结合图3(b)可知，除CK处理组外，其余各处理组芦竹地下部(根)的Cd含量均大于地上部(茎和叶)的Cd含量，符合Cd经根吸收后逐步迁移至茎叶的常识，也说明芦竹地下部是Cd的主要累积器官。分析原因可能是，为了应对Cd胁迫，芦竹通过增加地下部(根)的生物量来强化根系对Cd的吸收与存储作用，同时通过减少Cd向地上部的转运积累来降低Cd对其光合器官的损伤，以保障植株正常的生命活动[22]。添加柠檬酸和酒石酸能够显著促进根系对Cd的吸收[23]，同时低分子有机酸通过络合溶解机制提高土壤中Cd的有效性且随LMWOAs浓度增加而增加，增强Cd在植物-土壤系统中的迁移能力，促进Cd在植物中富集[24]。



(a)各器官Cd含量



(b)地上部与地下部Cd含量

图3 不同处理组芦竹各器官的Cd含量

Fig.3 Cd content in different organs of *Arundo donax* L. under various treatments

富集系数与转运系数是评价植物对土壤中重金属吸收富集能力以及植物根系吸收的重金属向地上部转移能力的核心指标[25]。由图4可知，各处理组芦竹的转运系数在0.34~0.51之间，达不到超富集植物的标准。对比可知，除了HC-CA处理组芦竹的转运系数略低于CDG处理组外，LC-CA、LC-TA、HC-TA处理组芦竹的转运系数均高于CDG处理组，且LC-CA处理组芦竹的转运系数最高，为0.51。以上结果说明，虽然芦竹未达到超富集植物的标准，但添加不同类型或不同浓度的低分子有机酸能够不同程度地提高Cd向芦竹茎、叶的迁移效率，其中低浓度柠檬酸对Cd的转运促进效果最优，进一步验证了图3中的结果。

由图4可知，各处理组芦竹的富集系数在0.45~0.66之间，均未达到超富集植物的标准。相较而言，除HC-CA处理组芦竹的富集系数低于CDG组外，其他各低分子有机酸处理组芦竹的富集系数较CDG组均有提高，其中LC-CA和HC-TA组芦竹的富集系数较CDG组均提高25%以上。研究[24]指出，地上部分对重金属的吸收量比普通植物高10倍以上、转运系数与富集系数均大于1且生长不受影响的植物通常被称为超富集植物。以上情况证明，芦竹虽未达到超富集植物的标准，但添加低分子有机酸能够提高Cd在芦竹各器官中的富集效果，且添加的低分

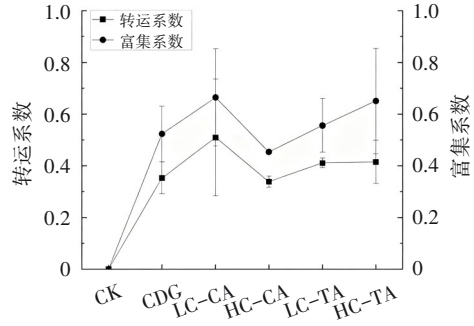


图4 不同处理组芦竹对Cd的转运系数和富集系数

Fig. 4 Transfer factors and bioconcentration factors of Cd for *Arundo donax* L. in different treatment groups

子有机酸类型不同或浓度不同时,对Cd的富集促进效果不同[11],其中添加高浓度酒石酸对Cd的富集促进效果最优。

2.4 不同处理下芦竹对Cd的移除效果分析

各处理组芦竹各器官对土壤中Cd的移除量见图5。各处理组芦竹地下部(根)对土壤中Cd的移除量大小为:HC-TA>HC-CA>CDG>LC-CA>LC-TA;各处理组芦竹地上部(茎和叶)对土壤中Cd的移除量大小为:LC-TA>LC-CA>HC-TA>CDG>HC-CA;各处理组芦竹全植株对土壤中Cd的移除量大小为:HC-CA>HC-TA>LC-TA>CDG>LC-CA。而所有处理组中芦竹各器官对土壤中Cd的移除量大小为:根>茎>叶。由此可知,低分子有机酸可通过螯合作用或降低土壤pH促进Cd从其他稳定形态向水溶态转变,提高Cd的迁移性和有效性[26],进而可促进芦竹吸收Cd并在体内迁移;相较而言,低浓度有机酸更利于芦竹地上部吸收迁移Cd,而高浓度有机酸更利于芦竹地下部吸收富集Cd。总的来说,芦竹根对土壤中Cd的移除量最大,进一步验证了芦竹地下部是Cd的主要累积器官这一结论。

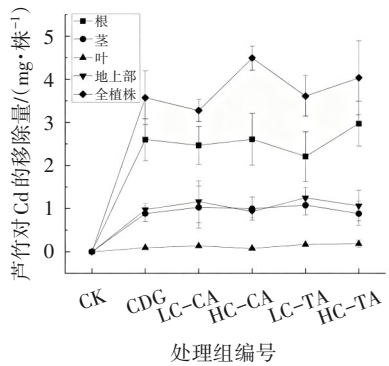


图5 各处理组芦竹不同器官对Cd的移除量

Fig.5 Cd removal amount by different organs of *Arundo donax* L. in different treatment groups

3 联合修复技术的应用潜力分析

河南省Cd污染耕地主要位于潮土区,土壤pH在7.5~9.0之间,区域多年平均降雨量600~700 mm。在利用植物修复重金属污染土壤的实践中,除需考虑植物富集的重金属含量、富集系数、转运系数外,还需要考虑植物种植操作难易、植株耐受性、植物地域生长差异性、肥料施用量、修复后植物的资源化利用等方面。相关研究表明,伴矿景天、东南景天、宝山堇菜、龙葵、印度芥菜等几种常见的超富集植物[27-32],均存在生物量低、种植难、水土不服、修复后植物难以处置等缺点,难以大规模推广应用。

本研究中,芦竹在碱性潮土、重金属Cd胁迫环境下仍生长良好,虽然其转运系数与富集系数未达到超富集植物的标准,但其对重金属Cd仍具有一定的富集能力。如果采用芦竹联合柠檬酸或酒石酸修复Cd污染土壤,在土壤中Cd质量分数为4~5 mg·kg^{-1}时(超过《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)规定的农用地土壤管制值),HC-TA处理组中芦竹地上部Cd含量可高达2.72 mg·kg^{-1}。按照每年芦竹地上部干重生物量为47.08 t·hm^{-2}计算[19],每年芦竹可移除Cd 128.1 g·hm^{-2}。芦竹属多年生草本植物,根系发达、分蘖多[22],可反复收割,实现一年种植、连续多年收获,按照种植3年计算,一次种植就可移除384.3 g·hm^{-2}重金属Cd,经18年种植,可将5 mg·kg^{-1}的Cd污染农用地修复至安全利用的水平(低于GB 15618—2018规定的农用地土壤管制值),如每3年移除一次芦竹根,重新种植,则修复时间能够缩短一半。可见,采用芦竹联合柠檬酸或酒石酸修复Cd污染土壤具有较好的应用潜力。

此外,用于修复重金属污染土壤的植物的资源化利用也是需要考虑的因素,修复后植物处置不当会造成二次污染。本研究通过无性扦插方式种植芦竹,种植期间只定期浇水施肥,保持土壤水分和肥力,未施用农药,种植方式简单、种植成本低。芦竹不仅可作为造纸、化纤、生物质能源等的原料,也可以用于制作活性炭,利用前景广泛。收获芦竹后,可以根据芦竹体内重金属含量多寡,选择合适的用途,例如含重金属高的芦竹可以用来制作活性炭,并被用于吸附废水和废气中的重金属,实现以废治废;重金属含量较低的芦竹可以用作畜禽饲料、化纤原料,用作造纸时可采取适当的治理措施实现废水达标排放。综上,采用芦竹联合柠檬酸或酒石酸修复Cd污染土壤后,可实现芦竹的资源化利用。

总之,芦竹联合低分子有机酸修复Cd污染土壤不仅具有较好的应用潜力,也具有绿色、可持续性等优点。本研究为Cd污染土壤的绿色、低成本原位修复技术研发提供了理论依据与技术示范,具有一定的学术参考价值与工程应用前景。

4 结论

1)芦竹生长受Cd胁迫的抑制作用总体较弱。在供试浓度Cd胁迫下,芦竹生长未受显著影响;添

加柠檬酸、酒石酸能够有效促进芦竹根部生物量的积累。

2)各处理组Cd在芦竹各器官的分布规律均为根>茎>叶,芦竹地下部与地上部Cd含量的比值为1.3~1.8;各处理组芦竹地下部对土壤中Cd的移除量占芦竹全植株对土壤中Cd的总移除量的比例均超过50%,最高达到75.0%。综上,芦竹地下部是Cd的主要积累器官。

3)芦竹各器官均有富集Cd的能力,富集能力为根>茎>叶。添加高浓度酒石酸增加了芦竹对Cd的吸收以及在根内的分布,添加其他浓度的低分子有机酸虽未提高植株对Cd的吸收效率,但改变了Cd在植株中的分布。添加LMWOAs提高了芦竹对Cd的提取效率,不同有机酸的作用效果存在显著差异:低浓度柠檬酸对Cd的转运促进效果最优;高浓度酒石酸对Cd的富集促进效果最优;高浓度柠檬酸能有效提升Cd的总体移除量。

4)芦竹联合低分子有机酸修复Cd污染土壤具有良好的应用潜力。不同有机酸种类与浓度可实现差异化修复目标:高浓度柠檬酸适用于追求最大Cd移除量;低浓度柠檬酸适用于强化Cd向地上部转运,利于植物提取;高浓度酒石酸适用于强化Cd在根部的富集,利于植物稳定。实际应用中,可根据修复目标(提取、稳定或总量移除)及芦竹后续利用方式,择优选用适宜的有机酸种类及浓度配比。

参考文献:

[1] 生态环境部. 2019年全国生态环境质量简况[J]. 环境保护,2020,48(10):8-10.
Ministry Ecology of and Environment of the People's Republic of China. Brief introduction of national ecological environment quality in 2019[J]. Environmental Protection,2020,48(10):8-10.

[2] 周建军,周桔,冯仁国. 我国土壤重金属污染现状及治理战略[J]. 中国科学院院刊,2014,29(3):315-320.
Zhou J J,Zhou J,Feng R G. Status of China's heavy metal contamination in soil and its remediation strategy[J]. Bulletin of the Chinese Academy of Sciences,2014,29(3):315-320.

[3] 刘翠,牟凤利,王吉秀,等. 低分子量有机酸对植物吸收和累积重金属的影响综述[J]. 江苏农业科学,2021,49(8):38-43.
Liu C,Mou F L,Wang J X,et al. Review on the effects of low-molecular-weight organic acids on heavy metal uptake and accumulation by plants[J]. Jiangsu Agricultural Sciences,2021,49(8):38-43.

[4] 田燕燕,李亚娜. 重金属镉污染农田修复技术研究进展[J]. 现代化工,2024,44(9):36-39.
Tian Y Y,Li Y N. Advances in remediation of cadmium polluted agricultural soil[J]. Modern Chemical Industry,2024,44(9):36-39.

[5] 张漾允. 镉污染农田土壤修复技术的研究进展[J]. 云南化工,2025,52(9):28-31.
Zhang Y Y. Research on remediation technologies for cadmium-contaminated farmland soils[J]. Yunnan Chemical Technology,2025,52(9):28-31.

[6] 李吉锋. 超累积植物修复矿区土壤重金属污染研究进展[J]. 矿产保护与利用,2020,40(5):138-143.
Li J F. Research progress of heavy metal pollution hyperaccumulator in mining area at home[J]. Conservation and Utilization of Mineral Resources,2020,40(5):138-143.

[7] 李非里,邵鲁泽,吴兴飞,等. 植物修复重金属强化技术和间套种研究进展[J]. 浙江工业大学学报,2021,49(3):345-354.
Li F L,Shao L Z,Wu X F,et al. Research progress of enhanced phytoremediation for heavy metals and intercropping technique[J]. Journal of Zhejiang University of Technology,2021,49(3):345-354.

[8] 方治国,谢俊婷,杨青,等. 低分子有机酸强化植物修复重金属污染土壤的作用与机制[J]. 环境科学,2022,43(10):4669-4678.
Fang Z G,Xie J T,Yang Q,et al. Role and mechanism of low molecular-weight-organic acids in enhanced phytoremediation of heavy metal contaminated soil[J]. Environmental Science,2022,43(10):4669-4678.

[9] 管全红,李树伦,孙晓慧. 芦竹——一种新的制浆原料[J]. 纸和造纸,2006,25(增刊1):28.
Guan Q H,Li S L,Sun X H. *Arundo donax*: A novel pulping raw material[J]. Paper and Paper Making,2006,25(S1):28.

[10] 倪维斗. 用超级芦竹培育战略性能源新产业——在2025年林业战略性新兴产业创新发展会上发言[J]. 中国林业产业,2025(12):26-27.
Ni W D. Cultivating new strategic energy industries with super *Arundo donax*: Speaking at the 2025 forestry strategic emerging industries innovation and development conference[J]. China Forestry Industry,2025(12):26-27.

[11] 韩志萍,胡晓斌,胡正海. 芦竹修复镉汞污染湿地的研究[J]. 应用生态学报,2005,16(5):945-950.
Han Z P,Hu X B,Hu Z H. Phytoremediation of mercury and cadmium polluted wetland by *Arundo donax*[J]. Chi-

nese Journal of Applied Ecology,2005,16(5):945-950.

[12] 韩志萍,王趁义.不同生态型芦竹对Cd、Hg、Pb、Cu的富集与分布[J].生态环境,2007,16(4):1092-1097.
Han Z P, Wang C Y. Accumulation and distribution of cadmium, lead, mercury, and copper in *Arundo donax* of different ecotype[J]. Ecology and Environment, 2007, 16(4):1092-1097.

[13] NY/T 1121.2—2006 土壤检测 第2部分:土壤pH的测定[S].
NY/T 1121.2—2006 Soil testing part 2: Method for determination of soil pH[S].

[14] HJ 889—2017 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[S].
HJ 889—2017 Soil quality—Determination of cation exchange capacity (CEC)—Hexamminecobalt trichloride solution-spectrophotometric method[S].

[15] HJ 615—2011 土壤 有机碳的测定 重铬酸钾氧化-分光光度法[S].
HJ 615—2011 Soil—Determination of organic carbon—Potassium dichromate oxidation spectrophotometric method[S].

[16] GB/T 17141—1997 土壤质量 铅、镉的测定 石墨炉原子吸收分光光度法[S].
GB/T 17141—1997 Soil quality—Determination of lead, cadmium—Graphite furnace atomic absorption spectrophotometry[S].

[17] GB/T 25282—2010 土壤和沉积物 13个微量元素形态顺序提取程序[S].
GB/T 25282—2010 Soil and sediment—Sequential extraction procedure of speciation of 13 trace elements[S].

[18] DZ/T 0253.1—2014 生态地球化学评价动植物样品分析方法 第1部分:锂、硼、钒等19个元素量的测定 电感耦合等离子体质谱(ICP-MS)法[S].
DZ/T 0253.1—2014 Analytic methods for biologic samples in eco-geochemistry assessment—Part 1: Determination of the content of 19 elements including lithium, boron, vanadium, etc.—Inductively coupled plasma mass spectrometry[S].

[19] 侯新村,范希峰,武菊英,等.草本能源植物修复重金属污染土壤的潜力[J].中国草地学报,2012,34(1):59-64,76.
Hou X C, Fan X F, Wu J Y, et al. Potentiality of herbaceous bioenergy plants in remediation of soil contaminated by heavy metals[J]. Chinese Journal of Grassland, 2012,34(1):59-64,76.

[20] Li T Q, Di Z Z, Jiang H, et al. Rhizosphere characteristics of zinc hyperaccumulator *Sedum alfredii* involved in zinc accumulation[J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 185(2/3):818-823.

[21] 杨青.外源植物激素和低分子有机酸强化三叶鬼针草修复镉污染土壤研究[D].杭州:浙江工商大学,2022.
Yang Q. Exogenous application of plant hormones and low molecular weight organic-acids improves phytoremediation by *Bidens pilosa* L. in cadmium contaminated soil[D]. Hangzhou: Zhejiang Gongshang University, 2022.

[22] 张丽丽.绿洲1号镉富集特征及其机制的初步研究[D].福州:福建农林大学,2019.
Zhang L L. Preliminary study on the characteristics and mechanism of cadmium enrichment in *Arund donax* cv. Lvzhou No.1[D]. Fuzhou: Fujian Agriculture and Forestry University, 2019.

[23] Zhang S L, Chen H C, He D N, et al. Effects of exogenous organic acids on Cd tolerance mechanism of *Salix variegata* Franch. under Cd stress[J]. Frontiers in Plant Science, 2020, 11:594352.

[24] 周柳婷,储薇,黄小云,等.植物修复重金属污染土壤机制研究进展[J].环境科学,2026,47(4):2580-2594.
Zhou L T, Chu W, Huang X Y, et al. Research progress on mechanism of phytoremediation for heavy metal contaminated soil[J]. Environmental Science, 2026, 47(4): 2580-2594.

[25] Tangahu B V, Sheikh Abdullah S R, Basri H, et al. A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation[J]. International Journal of Chemical Engineering, 2011, 2011:1-31.

[26] 杨龙,彭相英,容群,等.低分子有机酸对土壤镉影响机制研究[J].农业与技术,2025,45(21):79-84.
Yang L, Peng X Y, Rong Q, et al. Study on the mechanisms of low-molecular-weight organic acids on cadmium in soil[J]. Agriculture and Technology, 2025, 45(21):79-84.

[27] 张春华,毛亮,周培,等.超积累植物与非超积累植物吸收累积重金属的差异性研究[J].上海交通大学学报(农业科学版),2009,28(6):592-600.
Zhang C H, Mao L, Zhou P, et al. Accumulating characteristics of hyperaccumulators and non-hyperaccumulators under Pb-Cd combined pollution[J]. Journal of Shanghai Jiaotong University (Agricultural Science), 2009, 28(6): 592-600.

[28] 罗巧玉,王晓娟,林双双,等.AM真菌对重金属污染土壤生物修复的应用与机理[J].生态学报,2013,33(13):3898-3906.
Luo Q Y, Wang X J, Lin S S, et al. Mechanism and application of bioremediation to heavy metal polluted soil using arbuscular mycorrhizal fungi[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(13):3898-3906.

[29] 刘玲，吴龙华，李娜，等. 种植密度对镉锌污染土壤伴矿景天植物修复效率的影响[J]. 环境科学，2009，30(11)，3422-3426.
Liu L，Wu L H，Li N，et al. Effect of planting densities on yields and zinc and cadmium uptake by *Sedum plumbizincicola*[J]. Environmental Science，2009，30(11)：3422-3426.

[30] 朱凰榕，周良华，阳峰，等. 两种景天修复Cd/Zn污染土壤效果的比较[J]. 生态环境学报，2019，28(2)：403-410.
Zhu H R，Zhou L H，Yang F，et al. Phytoremediation effects and contrast of *Sedum alfredii* and *Sedum plumbizincicola* on Cd/Zn contaminated soil [J]. Ecology and Environmental Sciences，28(2)：403-410.

[31] 曾伟刚，梁义珍. 重金属污染土壤植物修复研究[J]. 环境与发展，2017，29(5)：132-133.
Zeng W G，Liang Y Z. Study on phytoremediation of heavy metal contaminated soil[J]. Environmental and Development，2017，29(5)：132-133.

[32] 包京姗，张国锋，宋宇鹏，等. 不同栽培密度对不同品系龙葵产量的影响[J]. 北方园艺，2017(17)：169-171.
Bao J N，Zhang G F，Song Y P，et al. Effects of different cultivation density on yield of two kinds of *Solanum nigrum* L.[J]. Northern Horticulture，2017(17)：169-171.

（编辑 杨晓燕）