

## Pb、Cd复合污染对辣椒生长及其吸收重金属的影响

谭诗敏, 寇萌, 李明, 熊娟, 汪明霞, 谭文峰

### 引用本文:

谭诗敏, 寇萌, 李明, 等. Pb、Cd复合污染对辣椒生长及其吸收重金属的影响[J]. 农业环境科学学报, 2025, 44(8): 2097-2109.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2024-0806>

## 您可能感兴趣的其他文章

### Articles you may be interested in

#### 硫铁矿区污染土壤镉铅高富集蓖麻品种筛选

鲍广灵, 陶荣浩, 张慧敏, 叶文玲, 胡兆云, 周彩玲, 马友华

农业环境科学学报. 2021, 40(12): 2693-2703 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0449>

#### 小叶榕对土壤铅镉污染的抗性和修复潜力研究

彭维新, 庄玉婷, 梁智淇, 俞政男, 吴道铭, 张学平, 曾曙才

农业环境科学学报. 2021, 40(8): 1707-1717 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0241>

#### 重金属耐性芽孢杆菌的筛选及其对辣椒吸收镉铅的阻控效应

杨丽, 燕传明, 贺卓, 盛下放, 何琳燕

农业环境科学学报. 2018, 37(6): 1086-1093 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1473>

#### 大宝山污灌区土壤-蔬菜系统重金属污染现状及其风险评价

曹春, 张松, 张鹏, 刘雨晨, 陈勋文, 王俊坚

农业环境科学学报. 2020, 39(7): 1521-1531 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0001>

#### 四种盐生植物对Cd Pb复合污染提取修复效果比较研究

陈柯罕, 张科, 李取生, 胡妮, 徐智敏, 魏佳

农业环境科学学报. 2017, 36(3): 458-465 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-1252>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

谭诗敏, 寇萌, 李明, 等. Pb、Cd复合污染对辣椒生长及其吸收重金属的影响[J]. 农业环境科学学报, 2025, 44(8): 2097–2109.

TAN S M, KOU M, LI M, et al. Effects of combined pollution of Pb and Cd on the growth of chili peppers (*Capsicum annuum* L.) and their absorption of heavy metals[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2025, 44(8): 2097–2109.



开放科学 OSID

# Pb、Cd 复合污染对辣椒生长及其吸收重金属的影响

谭诗敏, 寇萌, 李明, 熊娟, 汪明霞\*, 谭文峰

(华中农业大学资源与环境学院, 生态环境部土壤健康诊断与绿色修复重点实验室, 武汉 430070)

**摘要:**为探究 Pb、Cd 复合污染对辣椒 (*Capsicum annuum* L.) 生长及其吸收 Pb、Cd 的影响, 采用盆栽试验, 设置 Pb、Cd 交互共 16 个处理, 结合辣椒植株各部位 Pb、Cd 含量, 探讨土壤-辣椒体系中 Pb、Cd 复合污染对辣椒富集转运重金属的影响。结果表明, 土壤中重金属硝酸提取率 > 氯化钙提取率, 低 Pb、Cd 复合污染促使硝酸提取率上升, Cd 降低氯化钙-Pb 提取率, 而 Pb 提高氯化钙-Cd 提取率。Pb、Cd 复合污染下辣椒根、茎、叶鲜质量在特定 Pb 含量下随 Cd 含量增加而增加; 而随复合污染程度增加, 辣椒果实鲜质量降低。Pb 抑制低 Cd 处理下的根伸长, 但促进高 Cd 处理下的根伸长。辣椒果实中 Cd 含量最高, 其次是根、茎、叶, 根中 Cd 含量随 Pb 含量增加而增加,  $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  Cd 处理下果实中 Cd 含量超过食品质量安全标准限值 ( $0.05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ); 辣椒中 Pb 含量排序为根 > 茎 > 叶 > 果实, 各含量处理下果实 Pb 含量均未超标 ( $0.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )。辣椒中 Cd 转运系数 (TF) 以  $TF_{\text{Cd茎-果}}$  最大, 其值均大于 5,  $TF_{\text{Cd茎-叶}}$  和  $TF_{\text{Cd茎-根}}$  随 Pb 含量增大而增大, Pb 转运系数排序为  $TF_{\text{Pb根-茎}} > TF_{\text{Pb茎-叶}} > TF_{\text{Pb茎-果}}$ , Pb 促进 Cd 在辣椒地上部的转运, 但 Cd 对 Pb 无影响。研究表明, 辣椒在不同重金属复合污染下响应不同, 辣椒种植在高 Cd 复合污染土壤中对人体健康造成危害的风险极大, 但在高含量 Pb 复合污染土壤中风险较低。

**关键词:**复合污染; 交互作用; 转运系数; 辣椒; 重金属

中图分类号: S641.3; X53; X173 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2025)08-2097-13 doi:10.11654/jaes.2024-0806

## Effects of combined pollution of Pb and Cd on the growth of chili peppers (*Capsicum annuum* L.) and their absorption of heavy metals

TAN Shimin, KOU Meng, LI Ming, XIONG Juan, WANG Mingxia\*, TAN Wenfeng

(Key Laboratory of Soil Health and Green Remediation, Ministry of Ecology and Environment, College of Resources and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China)

**Abstract:** To explore the effects of combined pollution of Pb and Cd on chili pepper growth and their absorption, pot experiment was conducted with 16 treatments involving Pb and Cd interactions. By analyzing the contents of Pb and Cd in various parts of chili pepper plants, the effects of combined Pb and Cd in the soil-chili pepper system on the accumulation and transport of heavy metals in chili peppers were discussed. The results showed that the nitric acid extraction rate of heavy metals in soil was higher than that of the calcium chloride extraction rate. The combination of low level Pb and Cd promoted the extraction rate by nitric acid. Cd reduced the calcium chloride-Pb extraction rate in soil, while Pb increased the calcium chloride-Cd extraction rate. Under specific Pb concentrations, the fresh weights of roots, stems and leaves of chili pepper increased with the increase of Cd concentration. However, as the combined concentrations increased, the fresh weight of chili pepper fruits decreased. Pb inhibited root elongation at low Cd concentration but promoted root elongation at high Cd concentration. The highest Cd concentration was found in chili pepper fruits, followed by roots, stems and leaves. The

收稿日期: 2024-09-26 录用日期: 2024-11-27

作者简介: 谭诗敏 (2000—), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为重金属污染修复。E-mail: tsm020820@163.com

\*通信作者: 汪明霞 E-mail: wangmx@mail.hzau.edu.cn

基金项目: 国家自然科学基金项目 (42277299); 湖北省重点研发计划项目 (2022BBA0044)

**Project supported:** National Natural Science Foundation of China (42277299); Key Research and Development Program of Hubei Province, China (2022BBA0044)

content of Cd in roots increased with the increase of Pb concentration. Under the treatment of  $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  Cd, the content of Cd in fruits exceeded the limit of food quality and safety standards ( $0.05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ). The Pb concentration in chili peppers followed the order: root>stem>leaf>fruit, with the Pb content in fruits not exceeding the standard limit ( $0.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) at any studied concentration. The translocation factor (TF) of Cd in chili peppers, specially  $TF_{\text{Cd stem-fruit}}$  was the highest, exceeding 5 in all cases. Both  $TF_{\text{Cd stem-leaf}}$  and  $TF_{\text{Cd stem-fruit}}$  increased with increasing Pb concentration. In contrast, the translocation factor for Pb were ranked as:  $TF_{\text{Pb root-stem}} > TF_{\text{Pb stem-leaf}} > TF_{\text{Pb stem-fruit}}$ . Pb promoted the redistribution and translocation of Cd in the aboveground part of chili peppers, but Cd had no effect on Pb translocation. Consequently, growing chili peppers in soil with high concentrations of combined Cd poses a significant risk to human health, while the risk is lower in soil with high concentrations of combined Pb.

**Keywords:** combined pollution; interaction; translocation factor; chili pepper; heavy metal

2014年的全国土壤污染调查结果表明,我国土壤总点位超标率为16.1%,耕地点位超标率为19.4%,且重金属等无机污染物占总超标点位的82.8%,其中Cd、Pb点位超标率分别为7.0%、1.5%,Pb、Cd污染较为严重<sup>[1]</sup>。土壤Cd、Pb等重金属污染具有隐蔽性、不可逆性和长期性等特点,其进入植物体后不仅会抑制植物生长和正常代谢功能,造成作物减产甚至绝收,还会经由级联放大和累积作用通过食物链进入人体,危害人体健康<sup>[2-7]</sup>。重金属通常不是单一存在,多是多种重金属共同影响<sup>[8-10]</sup>。与单一重金属污染相比,复合污染对植物造成的危害更为严重、复杂,这是因为重金属之间的交互作用影响了其对植物毒害的强度。朱秀红等<sup>[11]</sup>的研究表明,Cd、Zn复合时Zn会缓解Cd对白花泡桐[*Paulownia fortune* (Seem.) Hemsl.]幼苗叶片造成的脂质过氧化损伤,二者存在拮抗作用,但二者对根部的毒害表现为协同作用。梁瑞等<sup>[12]</sup>研究发现Pb-Cd复合污染时,低含量Pb促进水稻(*Oryza sativa* L.)对Cd的吸收,加剧对水稻生长的抑制。谢素等<sup>[13]</sup>的研究表明,复合污染时Cd和Cu抑制芥菜[*Brassica juncea* (L.) Czern.]对Pb的吸收,同时Cd促进Cu向芥菜地上部转移,Cd-Pb复合污染促进Cd在芥菜体内的累积,Cu-Pb复合污染抑制Cu的累积,而促进Cd的累积。

不能简单地用重金属总量来说明其在土壤-植物间的迁移转化,学者们认为重金属有效态更能体现植物对重金属的吸收和利用情况<sup>[14-15]</sup>。有效态化学提取剂主要有中性盐、稀酸、络合剂3类。中性盐类提取剂如 $\text{CaCl}_2$ 、 $\text{MgCl}_2$ 、 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ 等不改变土壤pH,也不与硅酸盐及氢氧化物反应,离子强度和土壤溶液相似,接近土壤自然状态下对重金属的溶解能力,此类提取剂提取的Pb、Cd含量与植物重金属含量相关性较好<sup>[16-17]</sup>,主要置换土壤中的水溶态和交换态重金属。稀酸类提取剂如稀HCl、稀 $\text{HNO}_3$ 等自身pH较低、溶解能力强,易将土壤中的有机结合态、碳酸

盐结合态等非有效态重金属提取出来,且稀酸增加酸性土壤中 $\text{H}^+$ 的含量,使其对金属阳离子的置换能力增强,因此提取率高。络合剂类提取剂如DTPA、EDTA等与金属离子形成稳定络合物,这一过程在一定程度上模拟了作物根系分泌物对金属的活化、络合机制,主要提取的是土壤中碳酸盐结合态和部分有机结合态、铁锰氧化物结合态重金属,因此络合剂提取剂应用较广,但络合剂类提取剂适用于中性和碱性土壤<sup>[18-22]</sup>。

菜地一般靠近城市,是农田中受重金属影响较多的一类土壤<sup>[23-24]</sup>。我国南方菜地土壤Cd污染最为严重,较水田、旱地明显,其次是Pb,且Pb积累程度最高,蔬菜摄入Pb的风险较Cd的高<sup>[25-28]</sup>。辣椒(*Capsicum annuum* L.)属于茄科作物,营养丰富,是我国诸多地区的主要经济作物,同时也是全球具有良好发展前景的主要经济作物之一。目前我国辣椒产量居全球首位,国内辣椒种植主要集中在湖南、四川和贵州等地<sup>[29]</sup>。辣椒种植土壤中的重金属易被植株富集吸收,已有研究表明辣椒果实对Cd的富集能力较强<sup>[30]</sup>,长期食用Cd超标的辣椒易危害人体健康。因此,本研究以辣椒为材料,在不同含量Pb、Cd处理下进行盆栽试验,探究在土壤-辣椒体系中Pb、Cd的交互作用及其对辣椒生长和各部位转运能力的影响,以期对辣椒安全生产及复合污染下农产品安全的风险管控提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试材料

供试辣椒品种为杭椒一号,由安徽省鹏程蔬菜种苗研究所提供。供试土壤为棕红壤,采自湖北省咸宁市咸安区( $29^{\circ}55' \text{N}$ ,  $114^{\circ}24' \text{E}$ )耕作层(0~20 cm)土壤,其基本理化性质和Pb、Cd含量如表1所示。供试Cd和Pb为 $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 和 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ ,二者均为分析纯试剂。

表1 土壤理化特征

Table 1 Physicochemical characteristics of soil

土壤类型 Soil type	pH	有机质 Organic matter/ (g·kg <sup>-1</sup> )	全氮 Total nitrogen/ (g·kg <sup>-1</sup> )	全磷 Total phosphorus/ (g·kg <sup>-1</sup> )	全钾 Total potassium/ (g·kg <sup>-1</sup> )	阳离子交换量 Cation exchange capacity/(cmol·kg <sup>-1</sup> )	全Cd Total cadmium/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	全Pb Total lead/ (mg·kg <sup>-1</sup> )
棕红壤	5.37	29.48	1.81	0.39	9.59	9.81	0.14	25.54

## 1.2 试验设计

依据《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618—2018),Cd、Pb各设置4个单一含量处理,分别为Cd 0、0.3、0.6、3 mg·kg<sup>-1</sup>和Pb 0、125、250、500 mg·kg<sup>-1</sup>,并设置两两交互处理16个,以(Cd,Pb)表示复合污染,分别为(0,0)、(0,125)、(0,250)、(0,500)、(0.3,0)、(0.3,125)、(0.3,250)、(0.3,500)、(0.6,0)、(0.6,125)、(0.6,250)、(0.6,500)、(3,0)、(3,125)、(3,250)、(3,500),每个处理4次重复。通过向土壤添加Cd(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>·4H<sub>2</sub>O和Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>溶液模拟不同程度的Pb/Cd复合污染土壤,每3 d对各处理进行称质量补充超纯水,保证土壤含水量保持在田间持水量的80%,于大棚老化平衡3个月后测定其中Pb、Cd含量。盆栽试验前每盆分装老化土壤5 kg,施入尿素0.32 g·kg<sup>-1</sup>、磷酸钙0.11 g·kg<sup>-1</sup>、硫酸钾0.18 g·kg<sup>-1</sup>,并搅拌均匀。辣椒种子经过浸泡、清洗和催芽后播种,待6月上旬幼苗有3~4片真叶时,选择长势相近的幼苗移栽至各处理土壤中,每盆两株。辣椒盆栽试验于华中农业大学温室大棚内进行,辣椒生长全程采用超纯水浇灌,以保证无外源Pb、Cd污染,辣椒于10月下旬收获,分部位采集根、茎、叶和果实。

## 1.3 指标测定

植物样品:收获苗期和采收期辣椒植株后,用超纯水冲洗干净,沥干水分后称量各部位鲜质量。辣椒根系置于缓冲液中保存。使用数字化根系扫描仪(Epson Perfection V700 Photo,印度尼西亚)采集根构型后保存图像,用WinRhizo PRO 2016根系分析系统软件(Regent Instruments,加拿大)定量分析图像。将植株的根、茎、叶、辣椒果实分别装入牛皮袋中,105℃杀青30 min,65℃烘干至质量恒定,粉碎后过100目筛待用。杀青前准确称取辣椒果实鲜质量,烘至恒质量后称干质量。准确称取0.200 0 g植物干样和标准植物样品GBW10014(GSB-5),加入8 mL HNO<sub>3</sub>,置于微波加热高压聚四氟乙烯消解罐中,微波消解(Mars,美国)至液体澄清。消解结束后,对样品进行赶酸处理并定容至50.0 mL,过0.45 μm滤膜后采用石墨炉原子吸收分光光度计(Agilent AA 240Z,美

国)测定植物中Cd、Pb含量。辣椒果实中Pb、Cd含量按下列公式计算:

$$C = \frac{\rho \times m_{干}}{m_{鲜}}$$

式中:C为辣椒果实中Pb(或Cd)含量,mg·kg<sup>-1</sup>(以鲜质量计);ρ为称取一定量(0.200 0g)果实干质量下测得的Pb(或Cd)含量,mg·kg<sup>-1</sup>;m<sub>鲜</sub>为辣椒果实鲜质量,g;m<sub>干</sub>为辣椒果实烘干后的干质量,g。

土壤样品全Cd、全Pb含量测定:土壤样品自然风干、研磨,过100目筛。分别准确称取0.200 0 g过100目筛的土样和标准土样GBW07403(GSS-3),置于微波加热高压聚四氟乙烯消解罐中,依次加入6.0 mL HNO<sub>3</sub>、2.0 mL HCl和2.0 mL HF,微波消解(Mars,美国)土样。消解结束后Cd、Pb含量测定方法同植物样品。

土壤样品有效态Cd、Pb含量测定:分别准确称取过2 mm筛的土样5.00 g于100 mL离心管中,按固液比为1:5(m/V)分别加入0.43 mol·L<sup>-1</sup> HNO<sub>3</sub>、0.01 mol·L<sup>-1</sup> CaCl<sub>2</sub>溶液,25℃恒温下以180 r·min<sup>-1</sup>速度振荡2 h后,再以5 000 r·min<sup>-1</sup>离心8 min获取浸提液,浸提后Cd、Pb含量测定方法同植物样品。

## 1.4 数据分析

转运系数(TF)反映重金属在植物体内由根部向茎、叶、果实等器官的转移能力,能展现重金属在植物体内的迁移和分布规律。Pb、Cd的转运系数:TF<sub>根-茎</sub>为茎Pb(或Cd)含量与根Pb(或Cd)含量的比值;TF<sub>茎-叶</sub>为叶Pb(或Cd)含量与茎Pb(或Cd)含量的比值;TF<sub>茎-果</sub>为果Pb(或Cd)含量与茎Pb(或Cd)含量的比值。

所有试验数据采用Excel 2016计算平均值,SPSS 20.0进行方差分析、显著性分析,Origin 2023绘图。采用邓肯检验法检验各处理间的差异显著性。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同处理土壤Pb、Cd的形态

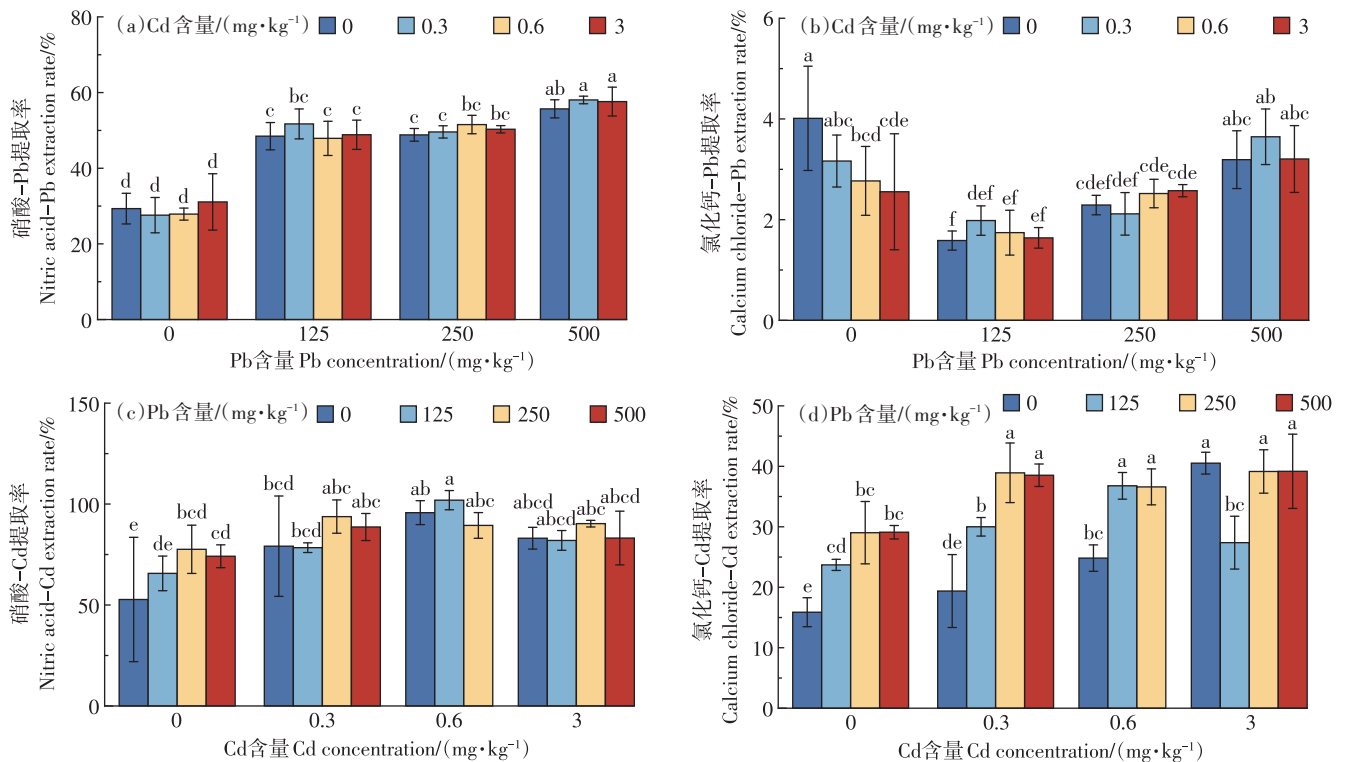
不同复合处理下硝酸和氯化钙提取土壤Pb、Cd的效率见图1,整体来看,硝酸提取率>氯化钙提取

率。125 mg·kg<sup>-1</sup>和250 mg·kg<sup>-1</sup> Pb处理下的硝酸-Pb提取率大致相同,均在50%左右;500 mg·kg<sup>-1</sup> Pb处理下硝酸-Pb提取率随Cd含量(0.3、3 mg·kg<sup>-1</sup>)增加而增加,分别较(0,500)处理增加了4.22%和3.46%,但无显著性差异(图1a)。氯化钙-Pb提取率在无Pb处理下随着Cd含量的增加呈现降低的趋势,特别在0.6、3 mg·kg<sup>-1</sup> Cd处理下比(0,0)显著降低了30.97%和36.36% ( $P < 0.05$ ),而在125、250、500 mg·kg<sup>-1</sup> Pb处理下随Cd含量的增加均无显著性变化(图1b)。硝酸-Cd提取率>氯化钙-Cd提取率,(0.6,125)处理为最高(图1c和图1d)。硝酸-Cd提取率在无Cd处理下随着Pb含量的增加分别增加了24.50% ( $P > 0.05$ )、47.11% ( $P < 0.05$ )和40.57% ( $P < 0.05$ ),但是在0.3、0.6、3 mg·kg<sup>-1</sup> Cd处理下各Pb含量间无显著性差异(图1c)。氯化钙-Cd提取率在(3,125)处理较(3,0)显著降低32.45% ( $P < 0.05$ ),但是在0、0.3、0.6 mg·kg<sup>-1</sup> Cd处理下均是随着Pb含量的增加而显著增加 ( $P < 0.05$ ) (图1d)。

### 2.2 Pb、Cd交互作用下辣椒各部位鲜质量

不同Pb、Cd含量交互对辣椒生物量的影响见图

2。未添加外源Pb时,根鲜质量随着Cd含量的增加呈现先增加后降低的趋势 ( $P < 0.05$ ),不同Pb含量复合处理时,根鲜质量随着Cd含量的增加而增加,高Pb、Cd复合污染下增加显著 ( $P < 0.05$ ,图2a)。茎、叶及果实鲜质量在未添加外源Pb时随Cd含量增加的变化趋势均为先增加后降低(图2b至图2d)。125 mg·kg<sup>-1</sup> Pb处理下茎鲜质量随着Cd含量增加先增加后降低,(0.6,125)和(3,125)较(0.3,125)分别显著降低了20.64%和22.24% ( $P < 0.05$ ),而在250 mg·kg<sup>-1</sup>和500 mg·kg<sup>-1</sup> Pb处理下则均随着Cd含量的增加而增加(图2b)。叶鲜质量在125、250 mg·kg<sup>-1</sup> Pb处理时随着Cd含量的增加而增加,在500 mg·kg<sup>-1</sup> Pb处理时呈降低趋势(图2c)。随着复合污染含量的增加,果实鲜质量降低 ( $P < 0.05$ ) (图2d)。(0.3,500)与(0,500)处理相比,辣椒根、茎的鲜质量均增加,而叶、果实鲜质量则降低,说明低Cd和高Pb交互作用对辣椒根、茎的鲜质量有促进作用,而对叶、果实的鲜质量有抑制作用。而(0.6,125)、(3,125)与(0,125)处理相比,辣椒的根、茎和果实鲜质量均降低,这表明低Pb和中、高Cd交互作用对辣椒各部位的鲜质量均有抑制



不同小写字母表示处理间在0.05水平下差异显著。(0.6,500)组数据缺失。下同。

Different lowercase letters indicate significant differences between treatments at the 0.05 level. The data for the group (0.6,500) is missing. The same below.

图1 交互作用下Pb和Cd的硝酸和氯化钙的提取率

Figure 1 Extraction rates of nitric acid and calcium chloride from Pb and Cd under different Pb and Cd interactions

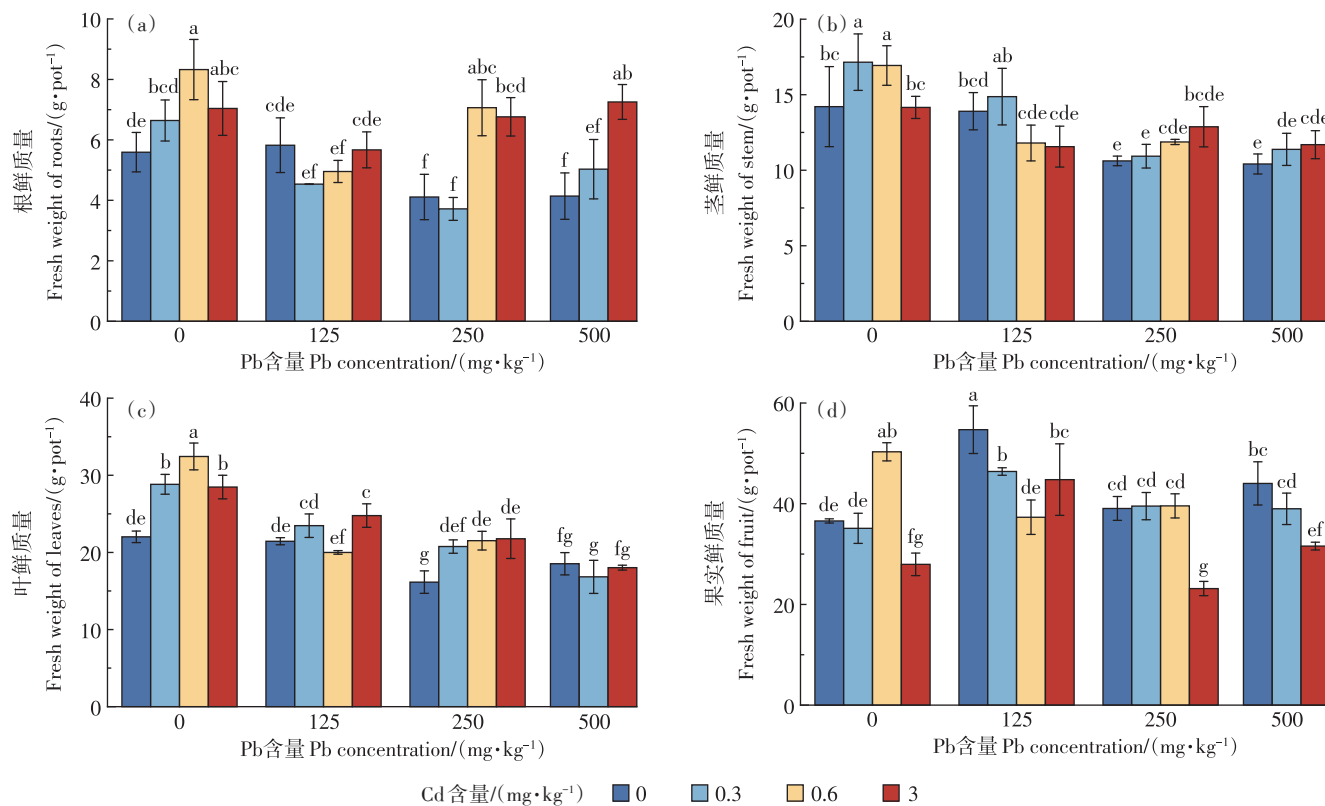


图2 不同Pb、Cd含量下辣椒各部位鲜质量

Figure 2 Fresh weight of each part of pepper under different concentrations of Pb and Cd was composite

作用。

### 2.3 Pb、Cd交互作用下辣椒的根长

不同Pb、Cd含量交互对辣椒根长的影响见表2。相较于(0,0)处理,单Pb、单Cd均促进根系生长,根伸长呈先增加后降低的趋势,0.3 mg·kg<sup>-1</sup>和0.6 mg·kg<sup>-1</sup> Cd处理下的根长均显著大于(0,0)处理的( $P < 0.05$ ),各Pb含量处理的根长均显著大于(0,0)处理的( $P < 0.05$ ),且(0,125)处理下的根长最长。加入Pb后根系的伸长变化不一,(0.3,125)、(0.6,125)的根长比(0.3,0)、(0.6,0)相应减少了21.45%、22.37% ( $P < 0.05$ ),而(3,125)处理根长则比(3,0)处理略长,即加

入125 mg·kg<sup>-1</sup> Pb抑制0.3、0.6 mg·kg<sup>-1</sup> Cd处理的根系伸长,却促进3 mg·kg<sup>-1</sup> Cd处理的根系伸长。所有复合处理下,(0.6,250)处理的根长最长。(0.3,250)处理的根长比(0.3,0)处理的短,(0.6,250)、(3,250)处理的根长比(0.6,0)、(3,0)处理的长( $P < 0.05$ ),即加入250 mg·kg<sup>-1</sup> Pb抑制0.3 mg·kg<sup>-1</sup> Cd处理的根系伸长,但促进0.6、3 mg·kg<sup>-1</sup> Cd处理的根系伸长。(0.3,500)处理的根长比(0.3,0)处理的减少20.64%,(3,500)处理的根长比(3,0)处理的增长13.22% ( $P < 0.05$ ),即加入500 mg·kg<sup>-1</sup> Pb抑制0.3 mg·kg<sup>-1</sup> Cd处理的根系伸长,却促进3 mg·kg<sup>-1</sup> Cd处理的根系伸长。0、250 mg·

表2 不同Pb、Cd含量下辣椒的根长(cm)

Table 2 Effects of different concentrations of Pb and Cd on root length of pepper (cm)

Pb/(mg·kg <sup>-1</sup> )	Cd/(mg·kg <sup>-1</sup> )			
	0	0.3	0.6	3
0	546.26±29.85f	953.50±25.60b	982.21±5.96b	597.04±4.49ef
125	1 084.49±73.59a	748.96±2.30c	762.50±10.56c	605.69±4.64e
250	602.55±21.53e	682.12±0.26d	1 037.82±24.46a	936.08±14.18b
500	752.78±20.21c	756.67±40.98c	—	675.97±1.79d

注:不同小写字母表示处理间在0.05水平差异显著,—表示数据缺失。下同。

Note: Different lowercase letters indicate significant differences between treatments at the 0.05 level, and — indicates that data is missing. The same below.

$\text{kg}^{-1}$  Pb处理随着Cd含量的增加,根长呈现先增加后降低的趋势,而 $125 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Pb处理时根长随Cd含量的增加而降低。

#### 2.4 Cd在辣椒中的累积分配

不同Pb含量下Cd在辣椒各部位的累积见图3。辣椒果实中Cd的含量最高,为 $0.0027\sim 0.0830 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,其次是根、茎、叶。根中Cd的含量随着Pb含量的增加而增加(图3a),茎中Cd含量则与根中多呈现相反趋势(图3b),叶中Cd含量随着Pb含量增加呈先增加后降低的趋势(图3c),上述结果表明Pb的加入促进根吸收累积Cd,但是抑制茎对Cd的吸收累积,在叶中表现出的则是低、中Pb和Cd复合污染起到协同作用,而高Pb和Cd复合污染起到拮抗作用。3  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Cd处理时辣椒茎、叶中的Cd含量随着Pb含量的增加均呈现先增加后降低的趋势,(3,500)处理下茎和叶中Cd含量比(3,125)处理的分别显著降低了28.78%和18.23%,比(3,250)处理的分别显著降低了19.44%和14.01%(图3b和图3c)。同一Cd含量处理下,果实中Cd含量随着Pb的变化无显著变化,且除(3,0)、(3,125)、(3,250)和(3,500)4个处理外,其余处理的辣椒果实中Cd含量均未超过食品质量安全

标准限值( $0.05 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,GB 2762—2022)(图3d)。

#### 2.5 Pb在辣椒中的累积分配

不同Cd含量下Pb在辣椒各部位的累积见图4。辣椒根中Pb的含量最高,为 $4.00\sim 496.95 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,其次是茎、叶、果实。 $125, 250 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Pb处理时根中Pb的含量均随Cd含量的增加先降低后增加,(0.3, 125)、(0.3, 250)较(0, 125)、(0, 250)相应降低了24.28%、22.00% ( $P<0.05$ ),而在 $500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Pb处理下则随着Cd的增加先增加后降低( $P<0.05$ ,图4a),说明Cd的加入对辣椒根吸收Pb起拮抗作用,但是随着Pb、Cd复合含量的增加,拮抗作用减弱甚至转为协同作用。 $125 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $250 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Pb处理下茎中Pb的含量呈现先增加后降低的趋势,而 $500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Pb处理时茎中Pb随着Cd含量的增加而降低( $P<0.05$ ,图4b),说明高Pb、Cd复合污染对茎中Pb的吸收起到拮抗作用。叶中Pb的含量在0、 $125 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Pb处理下随着Cd含量的增加而降低,在 $250 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Pb处理下先增加后降低(图4c)。果实中的Pb含量在无Pb处理下随着Cd含量的增加而增加,在 $125 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $250 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Pb处理下先增加后降低,而在 $500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Pb处理下先降低后增加。各含量处理的果实Pb

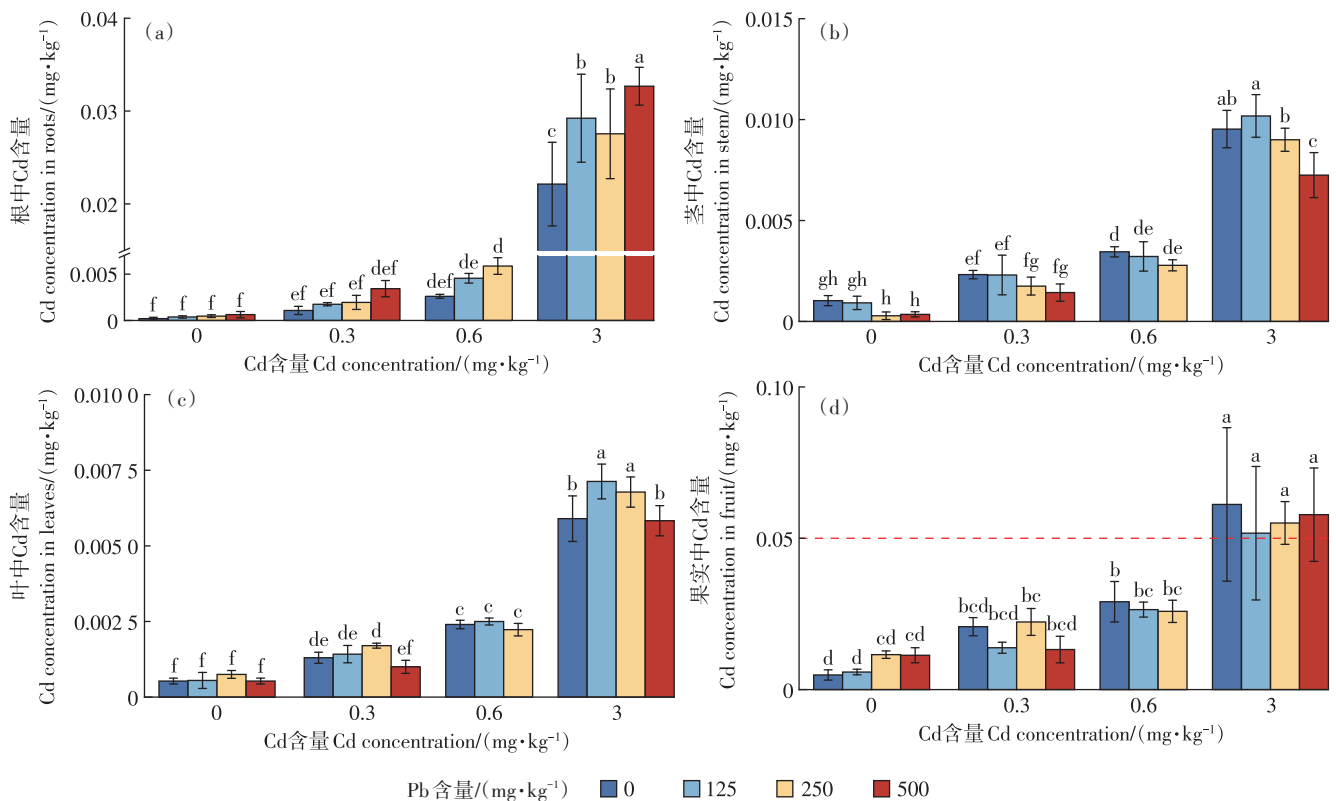


图3 不同Pb、Cd含量下辣椒各部位Cd含量

Figure 3 Content of Cd in each part of pepper under different concentrations of Pb and Cd

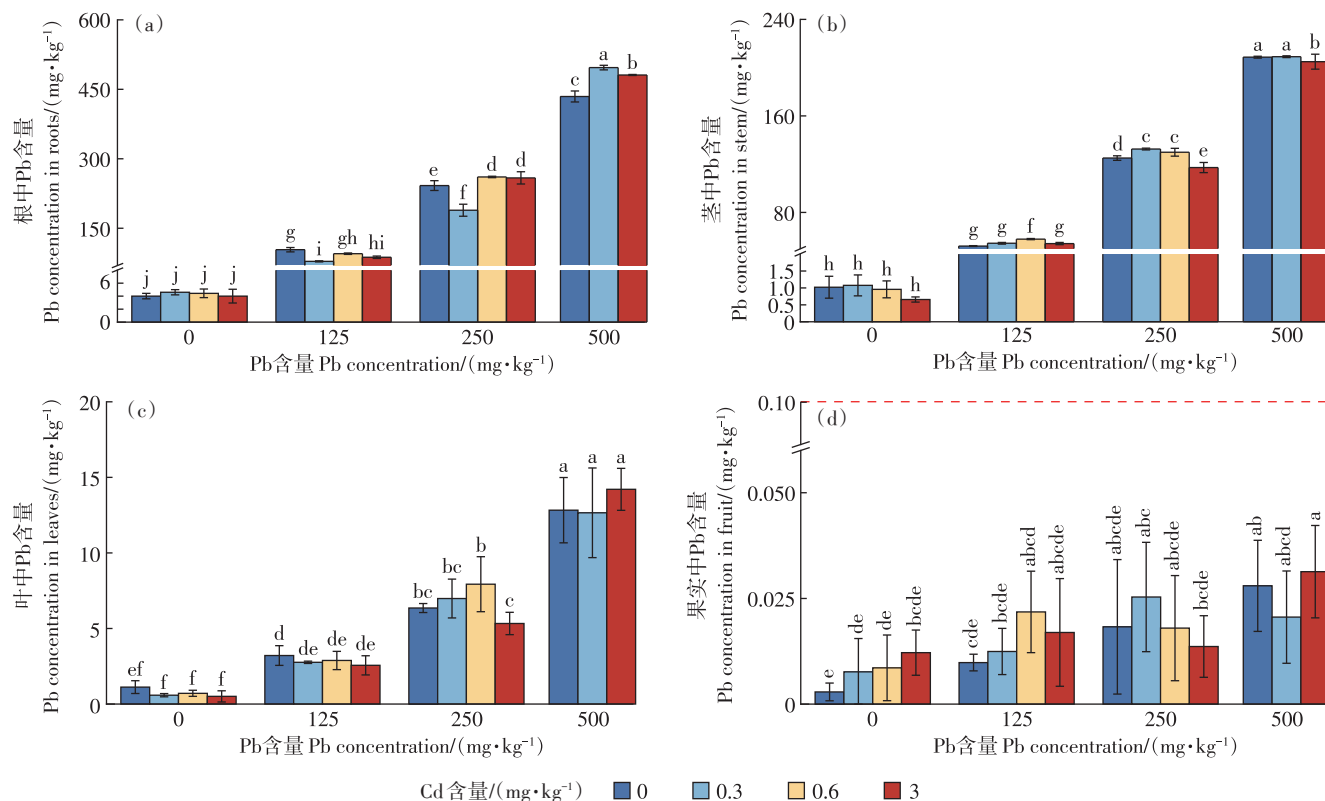


图4 不同Pb、Cd含量下辣椒各部位Pb含量

Figure 4 Content of Pb in each part of pepper under different concentrations of Pb and Cd

含量均未超过食品质量安全标准限值( $0.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , GB 2762—2022)(图4d)。未添加外源Pb时,辣椒根、茎中Pb含量并未随Cd含量改变而发生显著变化,但果实中Pb的含量则随着Cd含量的增加而增加。

### 3 讨论

#### 3.1 Pb、Cd交互对辣椒生理的影响

由辣椒各部位鲜质量和根长可看出,Pb在辣椒植株中的累积以根部最高,在果实中的累积最低,这与Wang等<sup>[31]</sup>的研究结果相符。单Pb胁迫会对辣椒生长产生毒害作用,抑制辣椒正常生长,但Pb、Cd复合污染对这种毒害作用影响程度有所不同。Pb、Cd复合污染对根的鲜质量及根长起到促进作用,但对茎、叶鲜质量的促进减缓,且对果实的鲜质量起到抑制作用(图2和表2),辣椒生长能力强弱可归因于光合作用效率高<sup>[32]</sup>。本研究前期结果<sup>[33]</sup>显示,Pb、Cd复合污染下辣椒的净光合速率、气孔导度和胞间二氧化碳浓度均高于(0,0)处理,这表明Pb、Cd联合胁迫可以增强辣椒光合作用效率,促进辣椒生长。本研究与王林等<sup>[34]</sup>的结果部分相符,即Pb、Cd复合污染对地上部的抑制作用较根部强,但是本研究复合处理对根部起到促进作用,而

王林的研究处理对根部起到抑制作用,其原因可能是王林采用水培复合且Cd浓度较高,与本试验采用土培复合且Cd含量相对较低不同,因而造成Pb、Cd复合污染对根、茎、叶起到不同的作用效果。

重金属胁迫会产生过量 $\text{H}_2\text{O}_2$ 、 $\text{O}_2^-$ 、 $\text{OH}^-$ 等活性氧(ROS),植物的抗氧化防御系统在受到重金属胁迫时会作出反应以消除ROS,从而避免氧化损伤<sup>[35]</sup>。Pb、Cd联合胁迫时,脯氨酸(Pro)含量随着Pb含量增加而增加,而过氧化氢酶(CAT)和过氧化物酶(POD)的活性较(0,0)处理均增加<sup>[33]</sup>。抗氧化酶活性的提高说明辣椒体内ROS清除效率较高,在Pb、Cd联合胁迫下吸收了更多的重金属,对Pb、Cd的耐受性较强,本研究得出的结果与大部分研究结论相符。例如王大州等<sup>[36]</sup>和Liu等<sup>[37]</sup>的研究结果均表明辣椒是富Cd作物,张建等<sup>[38]</sup>关于辣椒对13种重金属的迁移累积特征的研究表明,辣椒对Cd的生物富集系数最高,为1.138。Angelova等<sup>[39]</sup>的研究表明,在土壤Pb含量为 $421.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Cd含量为 $6.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时辣椒仍发育正常,这是因为作物的自我保护机制,辣椒通过增强自身的根系活力来维持根系的正常生理功能,从而减缓重金属的毒害作用<sup>[40]</sup>。本试验复合处理下大部分果实的鲜

质量较(0,0)高,这与 Olko 等<sup>[41]</sup>、Heckenroth 等<sup>[42]</sup>和 Wójcik 等<sup>[43]</sup>的研究结果大致相符,上述研究均表明许多植物在暴露于相同金属污染水平期间,与来自未污染地区相同物种的植物相比,适应重金属生境的植物生长发育得更好。

重金属间的交互作用主要表现为两个方面:一方面是一种金属促进另一种金属吸收,表现出协同作用,如 Qiu 等<sup>[44]</sup>研究发现 Zn、Cd 复合污染分别增加了柔毛委陵菜(*Potentilla griffithii* Hook. f.)根、叶柄和叶中 Zn 和 Cd 的累积;另一方面是一种金属抑制另一种金属吸收,表现出拮抗作用,如 Huang 等<sup>[45]</sup>对单一及复合 Cu、Cd 和 Pb 污染在水稻中累积的研究发现,Cu 会抑制根部对 Cd 和 Pb 的吸收。本研究结果显示,低、中含量 Pb、Cd 复合污染时,根中 Cd 含量随着 Pb 含量增加而增加,即 Pb 促进 Cd 的累积,辣椒根鲜质量受到抑制(图 3a 和图 2a),而高含量复合污染时,根中 Pb 含量有所降低,即 Cd 抑制 Pb 的累积,此时根鲜质量增加(图 4a 和图 2a),即随着 Pb、Cd 交互作用不断增强,抑制作用减弱甚至起到促进作用,说明在低、中含量下 Pb、Cd 起协同作用,而在高含量下起拮抗作用,促进根生长(图 2a 和表 2)。这可能是由于 Pb 较 Cd 更容易与细胞壁上的果胶等组分结合,更容易被吸持在根部<sup>[46]</sup>,当 Pb、Cd 共存时,Pb 会和 Cd 竞争土壤以及根表皮细胞上的吸附位点,使得更多的 Cd 游离或者与植物螯合蛋白结合,Cd 有效性较高,更容易在植物体内运输,增强了 Cd 的毒性,但当较高含量 Pb、Cd 复合时,植物根系为了减缓毒害而不得不向上转移部分重金属<sup>[47-48]</sup>,从而使得辣椒根部能正常生长。本研究结果与部分学者研究结果相似,如:Pb 促进水稻根系和地上部 Cd 吸收<sup>[12]</sup>;Pb 对凤仙花地上部累积 Cd 有显著的促进作用,而 Cd 对地上部累积 Pb 有极显著的抑制作用,彼此对于根部却都没有显著影响<sup>[49]</sup>。但由于供试作物和环境条件不同,Pb、Cd 交互作用得出的结论并不一致;而同一重金属对不同作物、不同部位的影响不同,其复合产生的吸收效应类型和胁迫程度也会不同。

本研究以外源添加重金属来实现不同含量处理,虽然重金属以可溶性盐的游离态形式加入土壤,但随着重金属与土壤胶体颗粒等吸附解吸,以及辣椒种植期间根际环境的改变等,游离态重金属会转变为其他形态以此影响植物对其吸收。氯化钙提取率随复合含量增加而增加,即复合含量越大,Pb、Cd 的活性越强,对植株伤害越大。125 mg·kg<sup>-1</sup> Pb 处理下的 4 个

Cd 含量处理间氯化钙-Pb 提取率无显著差异(图 1b),即此含量下有效态 Pb 含量相近,均值为 2.5 mg·kg<sup>-1</sup>,说明 Cd 的加入对 125 mg·kg<sup>-1</sup> Pb 的活性无影响,但由于 Cd 的含量增大,活性增强,氯化钙-Cd 含量最大为(3,125)处理下的 0.84 mg·kg<sup>-1</sup>(图 1d),此时也抑制了根系伸长(表 2)。250 mg·kg<sup>-1</sup> Pb 处理下氯化钙-Pb 提取率在 4 个 Cd 含量间亦无显著差异(图 1b),即此含量下有效态 Pb 含量相近,均值为 6.9 mg·kg<sup>-1</sup>,同时随 Cd 含量的增大,氯化钙-Cd 活性增强,其含量最大值为(3,250)处理下的 0.91 mg·kg<sup>-1</sup>(图 1d),此时却促进根系伸长(表 2)。与(3,125)处理相比,(3,250)处理在有效态 Cd 含量相近、有效态 Pb 含量相差约 3 倍情况下促进根系生长,是因为土壤中的 Pb 大部分被土壤吸附固定,而 Cd 的流动性强,此时能被植物直接吸收利用的有效态 Cd、Pb 的含量均较低,反而促进植物生长。该结果与部分学者的结果相似,如任继凯等<sup>[50]</sup>发现土壤 Cd 含量为 5 mg·kg<sup>-1</sup> 时水稻糙米产量不降反升,Begonia 等<sup>[51]</sup>发现 100 mg·L<sup>-1</sup> Pb 溶液直接施入基质中对印度芥菜根系生长稍有促进。重金属复合污染加大了单一重金属对植物的危害,降低了植物对重金属的耐受能力,进而影响植物吸收重金属的效率。同时,植物吸收重金属不仅受重金属交互作用的影响,还与植物本身的生理生化特征造成的不同部位对不同重金属的吸收、迁移特性存在较大差异,以及土壤的理化性质、施肥状况以及根际环境等有关。

### 3.2 Pb、Cd 在辣椒中的转运特性

表 3 为辣椒不同部位 Pb、Cd 转运系数。 $TF_{Cd}$  随着 Pb 含量变化呈现不同的变化趋势。辣椒中 Cd 的转运系数以  $TF_{Cd根-果}$  最大,在低 Pb、Cd 复合处理下  $TF_{Cd根-茎} > TF_{Cd茎-叶}$ ,但在低 Pb 和中、高 Cd 复合以及中、高 Pb 处理下  $TF_{Cd根-茎} < TF_{Cd茎-叶}$ 。 $TF_{Cd根-茎}$  随着 Pb、Cd 含量的增大而减小,在中、高 Pb 含量处理下无显著差异; $TF_{Cd茎-叶}$  在 0、0.3 mg·kg<sup>-1</sup> Cd 处理下随 Pb 的增加先增加后降低,0.6、3 mg·kg<sup>-1</sup> Cd 处理下随 Pb 含量改变无显著变化; $TF_{Cd茎-叶}$  和  $TF_{Cd茎-果}$  在 250、500 mg·kg<sup>-1</sup> Pb 处理下随着 Cd 含量增大而减小,(0,250)、(0.3,250)、(0,500)处理  $TF$  值较大,且单 Pb 处理的  $TF_{Cd茎-果}$  随 Pb 含量的增加呈先增后降的趋势。除无外源 Pb 添加处理时  $TF_{Pb根-茎} < TF_{Pb茎-叶}$  外,Pb 的转运系数大小顺序为  $TF_{Pb根-茎} > TF_{Pb茎-叶} > TF_{Pb茎-果}$ 。 $TF_{Pb根-茎}$  随着 Pb 含量增大呈先增后降的趋势,且在同一 Pb 处理下无显著差异。无外源 Pb 添加处理下的  $TF_{Pb茎-叶}$  和  $TF_{Pb茎-果}$  显著大于 125、250、500 mg·kg<sup>-1</sup> Pb 处理,且  $TF_{Pb茎-果}$  随

表3 辣椒各部位的Pb、Cd转运系数

Table 3 Pb and Cd transport coefficients of each part of pepper

Pb/(mg·kg <sup>-1</sup> )	Cd/(mg·kg <sup>-1</sup> )	$TF_{Cd根-茎}$	$TF_{Cd茎-叶}$	$TF_{Cd茎-果}$	$TF_{Pb根-茎}$	$TF_{Pb茎-叶}$	$TF_{Pb茎-果}/10^{-3}$
0	0	4.38±2.22a	0.55±0.22d	5.99±1.69d	0.25±0.07d	0.80±0.19a	2.88±1.94c
	0.3	1.53±0.13bc	0.56±0.09d	8.93±1.69cd	0.23±0.06d	0.57±0.15a	7.61±9.18bc
	0.6	1.33±0.12bc	0.71±0.09cd	8.53±2.29cd	0.22±0.07d	0.80±0.34a	11.31±13.26b
	3	0.44±0.07c	0.62±0.09cd	6.34±2.57d	0.17±0.05d	0.75±0.47a	19.43±10.99a
125	0	2.59±0.31b	0.64±0.24cd	7.32±3.81d	0.59±0.19ab	0.07±0.02b	0.20±0.05c
	0.3	1.27±0.02bc	0.73±0.36cd	6.85±2.64d	0.67±0.11a	0.05±<0.01b	0.23±0.10c
	0.6	0.64±0.01c	0.81±0.14cd	8.44±1.34cd	0.57±0.06ab	0.05±0.01b	0.40±0.17c
	3	0.37±0.01c	0.70±0.08cd	5.04±1.86d	0.58±0.08ab	0.05±0.01b	0.34±0.25c
250	0	0.94±0.20c	2.39±0.24a	32.17±2.95a	0.51±0.08bc	0.05±<0.01b	0.15±0.13c
	0.3	1.22±0.10bc	1.02±0.25c	13.31±3.79c	0.60±0.12ab	0.06±0.01b	0.20±0.09c
	0.6	0.55±0.03c	0.82±0.10cd	9.32±0.96cd	0.51±0.06bc	0.06±0.01b	0.14±0.09c
	3	0.28±<0.01c	0.76±0.08cd	6.16±1.15d	0.56±0.10abc	0.04±<0.01b	0.11±0.06c
500	0	0.26±0.01c	1.90±0.73b	22.46±8.58b	0.43±0.06c	0.06±0.01b	0.14±0.06c
	0.3	0.53±0.02c	0.75±0.23cd	10.00±4.46cd	0.43±0.04c	0.06±0.01b	0.10±0.05c
	0.6	—	—	—	—	—	—
	3	0.22±0.01c	0.81±0.10cd	7.92±1.54d	0.47±0.03bc	0.07±0.01b	0.14±0.05c

Cd含量增大而增大。 $TF_{Cd根-茎}>1$ 说明辣椒地上部分具有一定的Cd富集能力,(0,250)、(0.3,250)、(0,500)处理的 $TF_{Cd茎-叶}>1$ ,说明低Cd和中、高Pb复合污染会提高辣椒的Cd再分配转运能力,即中、高含量Pb会促进Cd在辣椒地上部的分配转运。

随着土壤Pb、Cd含量的增加,辣椒各部位的Pb、Cd含量均增加,不同部位Pb、Cd含量均为根>茎>叶,果实中Pb含量为最小,但Cd含量最大(图3、图4)。辣椒果实中Pb含量最低,根部含量最高,与多数学者得到的结论相符,这与辣椒体内Pb的转运机制以及植物自身耐性机制有关。Pb首先进入根部并在根尖细胞中沉积,再通过质外体途径或者Ca<sup>2+</sup>通道进入根冠,最终被植物天然屏障Casparian条带阻隔以及被细胞壁上的大量交换位点固定,从而阻止Pb进一步向地上部转移而大部分固存于根部<sup>[52]</sup>,特别是皮层和内皮层的细胞壁有效地减少了重金属向中柱和维管束的运输<sup>[43,53]</sup>,故即使在500 mg·kg<sup>-1</sup> Pb土壤上辣椒果实中Pb含量仍未超标。有研究表明,辣椒果实中Cd含量与根系吸收Cd能力无关,而与根向地上部以及茎、叶向果实的转运呈显著正相关,Cd可通过木质部直接转运到辣椒果实,也可通过韧皮部从茎、叶转运到果实<sup>[54]</sup>。本研究中 $TF_{Cd根-茎}$ 和 $TF_{Cd茎-果}$ 较大,其中(0,250)、(0.3,250)、(0,500)处理的 $TF_{Cd茎-果}$ 较大,其果实中Cd含量在同一Cd含量下较高(图3d)。3 mg·kg<sup>-1</sup> Cd处理的 $TF_{Cd茎-果}$ 均大于5(表3),此含量处理下

果实中Cd含量均超标(图3d),说明辣椒在高Cd污染土壤上种植Cd超标风险较大,而0.3、0.6 mg·kg<sup>-1</sup> Cd处理下果实Cd含量均未超标,说明辣椒在低、中Cd污染土壤上种植风险较低,上述结论与前人研究结果相符,同时也说明农用地土壤污染风险管控标准中设置的筛选值和管制值对于大部分作物是适用的。

本研究结果显示 $TF_{Cd}>TF_{Pb}$ ,说明Cd比Pb更容易迁移,更易被辣椒吸收,这与多数报道一致<sup>[55-56]</sup>。主要原因是外源Pb、Cd进入土壤后,Cd<sup>2+</sup>与Cl<sup>-</sup>和OH<sup>-</sup>络合,增强了Cd<sup>2+</sup>活性,使其便于移动,而Pb<sup>2+</sup>与CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>络合后形成沉淀,降低了其移动性。同一Cd含量处理下,随着Pb含量的增加, $TF_{Cd根-茎}$ 降低而 $TF_{Cd茎-叶}$ 、 $TF_{Cd茎-果}$ 增加,说明Pb的存在抑制Cd向上运输但促进Cd在地上部的再分配,进而影响果实对Cd的累积。Pb含量比Cd高,会争夺土壤胶体上Cd的吸附位点,提高Cd的活性(图1c和图1d),使得更多的Cd进入植物体内,当Cd含量增加时二者竞争加剧,使得有效态Pb含量增加(图1a和图1b);同时进入根部的Pb、Cd含量升高后,Pb会取代根中吸附的Cd<sup>[57]</sup>,而二者在木质部会竞争Ca<sup>2+</sup>、Mg<sup>2+</sup>以及ZIP、NRAMP、植物螯合素等转运蛋白<sup>[58]</sup>,Cd有效态含量增加会诱导根部PCS等基因表达提高,诱导根部合成更多植物螯合素,将大部分Cd固定在根系<sup>[59]</sup>。 $TF_{Cd茎-叶}$ 和 $TF_{Cd茎-果}$ 在Pb、Cd复合污染下均大于(0,0)处理,其原因可能是Pb、Cd联合胁迫增强了辣椒光合作用效率,

进而加快体内各类反应的进行,同时也会促进物质与能量的代谢,从而促进Cd的转运。

本研究中果实Cd含量较高且Cd在地上部转运系数较高,可能因为辣椒各部位的可溶性部分Cd占主导,移动性较强。重金属在植物体内亚细胞中的分布是决定其毒性和移动性的重要因素。有研究显示,辣椒根、叶和果中各亚细胞组分Cd含量均表现为细胞质>细胞壁>细胞器,在根系细胞中的可溶性Cd相对含量较多,则该植株地上部分累积的Cd也会较多<sup>[60-61]</sup>。细胞中可溶性组分大部分储存在液泡中,液泡内含富硫肽和有机酸。有机酸是低分子量化合物,参与细胞(细胞质和液泡)中的重金属解毒、植物中的长距离运输和储存<sup>[62-63]</sup>,被认为是重金属最强大的阳离子螯合剂之一,也是木质部微量营养素的主要转运体<sup>[64-65]</sup>。许多研究发现,柠檬酸(CA)与重金属螯合形成的稳定可溶性络合物,可促进难溶性重金属的释放以及重金属离子从土壤颗粒上解吸,以此增加重金属的溶解度从而增强植物对重金属的吸收,而在茎、叶木质部中累积的CA与重金属螯合可增加植物对Cd的耐受性<sup>[66-69]</sup>。在本研究中 $TF_{Cd茎-叶}$ 、 $TF_{Cd茎-果}$ 随着Pb含量增加而增加,即Pb促进Cd的迁移(表3)。Cd与有机酸结合形成络合物的稳定常数高于Pb,因此Pb、Cd共存时,Cd会与Pb竞争与有机酸结合,从而提高其有效性,又因Cd的强流动性,导致更多的Cd向上迁移<sup>[70]</sup>。然而,较高剂量的重金属可能会导致根部CA减少,这可能是随着复合含量增加 $TF_{Cd根-茎}$ 和 $TF_{Pb根-茎}$ 降低的原因,同时伴随CA在木质部中的累积, $TF_{Cd茎-叶}$ 和 $TF_{Pb茎-叶}$ 升高。

## 4 结论

(1)土壤中重金属硝酸提取率>氯化钙提取率,低Pb、Cd复合污染促使硝酸提取率上升,Cd降低氯化钙-Pb提取率,而Pb提高氯化钙-Cd提取率。

(2)低Cd和高Pb交互对辣椒根、茎鲜质量起促进作用,而对叶、果实鲜质量起抑制作用;而低Pb和中、高Cd交互对辣椒各部位的鲜质量均起抑制作用。Pb抑制低Cd处理下的根伸长,但促进高Cd处理下的根伸长。

(3)辣椒各部位Cd含量排序为果实>根>茎>叶,Pb促进根累积Cd,茎则相反,而果实中Cd含量不受Pb影响,3 mg·kg<sup>-1</sup> Cd处理下果实中Cd含量超过食品安全标准限值(0.05 mg·kg<sup>-1</sup>);辣椒中Pb含量排序为根>茎>叶>果实,Cd抑制茎、叶中Pb的累积,各

含量处理下果实中Pb含量均未超标(0.1 mg·kg<sup>-1</sup>)。

(4)辣椒中Cd转运系数以 $TF_{Cd茎-果}$ 最大,Pb转运系数排序为 $TF_{Pb根-茎}>TF_{Pb茎-叶}>TF_{Pb茎-果}$ ,Pb促进Cd在辣椒地上部的转运,但Cd对Pb的转运无影响。

## 参考文献:

- [1] 环境保护部和国土资源部发布全国土壤污染状况调查公报[J]. 资源与人居环境, 2014(4): 26-27. Ministry of Environmental Protection and the Ministry of Land and Resources issued a communique on a national survey of soil pollution[J]. *Resources and Habitant Environment*, 2014(4):26-27.
- [2] FRY K L, WHEELER C A, GILLINGS M M, et al. Anthropogenic contamination of residential environments from smelter As, Cu and Pb emissions: implications for human health[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 262: 114235.
- [3] VASSEGHIAN Y, ALMOMANI F, DRAGOI E N. Health risk assessment induced by trace toxic metals in tap drinking water: condorcet principle development[J]. *Chemosphere*, 2022, 286: 131821.
- [4] HUANG Y N, DANG F, LI M, et al. Environmental and human health risks from metal exposures nearby a Pb-Zn-Ag mine, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 698: 134326.
- [5] ZHANG X Y, ZHONG T Y, LIU L, et al. Impact of soil heavy metal pollution on food safety in China[J]. *PLoS One*, 2015, 10(8): e0135182.
- [6] PANDEY R, SHUBHASHISH K, PANDEY J. Dietary intake of pollutant aerosols via vegetables influenced by atmospheric deposition and wastewater irrigation[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2012, 76: 200-208.
- [7] 黎佳佳, 胡红青, 付庆灵, 等. Cd Pb单一与复合污染对辣椒生物量及重金属残留的影响[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(1): 49-53. LI J J, HU H Q, FU Q L, et al. Impact of single cadmium, lead and their combination pollution on pepper biomass and residues of heavy metals[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(1): 49-53.
- [8] LIU X F, YIN H, LIU H, et al. Multicomponent adsorption of heavy metals onto biogenic hydroxyapatite: surface functional groups and inorganic mineral facilitating stable adsorption of Pb(II)[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 443: 130167.
- [9] CAO Q, HU Q H, KHAN S, et al. Wheat phytotoxicity from arsenic and cadmium separately and together in solution culture and in a calcareous soil[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, 148(1/2): 377-382.
- [10] WU Q H, LEUNG J Y S, GENG X H, et al. Heavy metal contamination of soil and water in the vicinity of an abandoned e-waste recycling site: implications for dissemination of heavy metals[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 506: 217-225.
- [11] 朱秀红, 程红梅, 季柳洋, 等. 锌、镉及其复合胁迫下白花泡桐幼苗的生理及富集特征[J]. 生物工程学报, 2021, 37(7): 2463-2473. ZHU X H, CHENG H M, JI L Y, et al. Physiological and enrichment characteristics of *Paulownia fortunei* seedlings under zinc, cadmium and their combined stress[J]. *Chinese Journal of Biotechnology*, 2021, 37(7): 2463-2473.

- [12] 梁瑞, 陈慧茹, 刘斌美, 等. 重金属复合污染对水稻镉吸收积累的影响[J]. 生物学杂志, 2019, 36(3):42-46. LIANG R, CHEN H R, LIU B M, et al. Effect of heavy metal compound pollution on Cd uptake and accumulation in rice[J]. *Journal of Biology*, 2019, 36(3): 42-46.
- [13] 谢素, 寇士伟, 吴鹏辉, 等. Cd-Cu-Pb复合污染对芥菜吸收Cd、Cu和Pb及矿质元素的影响[J]. 环境科学研究, 2012, 25(4):453-459. XIE S, KOU S W, WU P H, et al. Effects of Cd-Cu-Pb compound contamination on absorption of Cd, Cu, Pb and mineral elements in mustard[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2012, 25(4): 453-459.
- [14] NI W Z, LONG X X, YANG X E. Studies on the criteria of cadmium pollution in growth media of vegetable crops based on the hygienic limit of cadmium in food[J]. *Journal of Plant Nutrition*, 2002, 25(5): 957-968.
- [15] NOLAN A L, MCLAUGHLIN M J, MASON S D. Chemical speciation of Zn, Cd, Cu, and Pb in pore waters of agricultural and contaminated soils using Donnan dialysis[J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37(1):90-98.
- [16] 肖振林, 王果, 黄瑞卿, 等. 酸性土壤中有效态镉提取方法研究[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(2):795-800. XIAO Z L, WANG G, HUANG R Q, et al. Extraction method for available cadmium in acid soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(2):795-800.
- [17] MA Q, ZHAO W F, GUAN D X, et al. Comparing CaCl<sub>2</sub>, EDTA and DGT methods to predict Cd and Ni accumulation in rice grains from contaminated soils[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 260:114042.
- [18] 李海涛, 杨柳, 方丽, 等. 茶园土壤有效态镉的提取方法[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(1):75-83. LI H T, YANG L, FANG L, et al. Extraction method of available cadmium in tea garden soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(1):75-83.
- [19] 陈莹, 刘汉焱, 刘娜, 等. 农地土壤重金属Pb和Cd有效性测定方法的筛选与评价[J]. 环境科学, 2021, 42(7):3494-3506. CHEN Y, LIU H Y, LIU N, et al. Screening and evaluation of methods for determining available lead (Pb) and cadmium (Cd) in farmland soil [J]. *Environmental Science*, 2021, 42(7): 3494-3506.
- [20] 鄂倩, 赵玉杰, 刘潇威, 等. 不同土壤镉提取方法预测稻米富集镉性能评估[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(5):1000-1009. E Q, ZHAO Y J, LIU X W, et al. Screening and evaluation of soil cadmium extraction methods for predicting cadmium accumulation in rice[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(5):1000-1009.
- [21] 贺建群, 许嘉琳, 杨居荣, 等. 土壤中有态Cd、Cu、Zn、Pb提取剂的选择[J]. 农业环境保护, 1994, 13(6):246-251. HE J Q, XU J L, YANG J R, et al. Study of the extractants for available Cd, Cu, Zn and Pb in soils[J]. *Agro-environmental Protection*, 1994, 13(6):246-251.
- [22] 贾双琳, 李长安. 土壤中重金属有效态分析技术研究进展[J]. 贵州地质, 2021, 38(1):79-84. JIA S L, LI C A. Advances of researches on analytical techniques for available state heavy metals in soil[J]. *Guizhou Geology*, 2021, 38(1):79-84.
- [23] 杜俊杰, 李娜, 吴永宁, 等. 蔬菜对重金属的积累差异及低积累蔬菜的研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(6):1193-1201. DU J J, LI N, WU Y N, et al. Variation in accumulation of heavy metals in vegetables and low accumulation vegetable varieties: a review[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(6):1193-1201.
- [24] MANZOOR J, SHARMA M, AHMAD WANI K. Heavy metals in vegetables and their impact on the nutrient quality of vegetables: a review[J]. *Journal of Plant Nutrition*, 2018, 41(13):1744-1763.
- [25] 赵小虎, 王富华, 张冲, 等. 南方菜地重金属污染状况及蔬菜安全生产调控措施[J]. 农业环境与发展, 2007, 24(3):91-94. ZHAO X H, WANG F H, ZHANG C, et al. Heavy metal pollution in southern vegetable fields and regulation measures for vegetable safety production[J]. *Agro-Environment & Development*, 2007, 24(3):91-94.
- [26] 魏秀国, 何江华, 陈俊坚, 等. 广州市蔬菜地土壤重金属污染状况调查及评价[J]. 土壤与环境, 2002, 11(3):252-254. WEI X G, HE J H, CHEN J J, et al. Investigation and evaluation on heavy metal pollution of vegetable farm soils in Guangzhou[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2002, 11(3):252-254.
- [27] 袁波, 傅瓦利, 蓝家程, 等. 北碚区菜地规划区内不同土地利用方式下土壤铅、镉研究[J]. 水土保持学报, 2011, 25(6):202-206. YUAN B, FU W L, LAN J C, et al. Research on the lead, cadmium of soil under different land-use types in vegetable field planning area of Beibei[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2011, 25(6):202-206.
- [28] 师荣光, 刘凤枝, 郑向群, 等. 不同土地利用类型下土壤-作物铅的积累特征及其健康风险分析[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(3):481-486. SHI R G, LIU F Z, ZHENG X Q, et al. Lead accumulation characteristics in soil-crop system under different land use types and health risk analysis[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(3):481-486.
- [29] 王立浩, 张宝玺, 张正海, 等. “十三五”我国辣椒育种研究进展、产业现状及展望[J]. 中国蔬菜, 2021(2):21-29. WANG L H, ZHANG B X, ZHANG Z H, et al. Status in breeding and production of *Capsicum* spp. in China during ‘The Thirteenth Five-Year Plan’ Period and future prospect[J]. *China Vegetables*, 2021(2):21-29.
- [30] 柴冠群, 杨娇娇, 秦松, 等. 朝天椒果实Cd富集特征及原因分析[J]. 现代园艺, 2023(12):1-3. CHAI G Q, YANG J J, QIN S, et al. Characteristics and causes of Cd enrichment in Chaotian pepper fruit [J]. *Contemporary Horticulture*, 2023(12):1-3.
- [31] WANG Y F, SU Y, LU S G. Cd accumulation and transfer in pepper (*Capsicum annuum* L.) grown in typical soils of China: pot experiments[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(36):36558-36567.
- [32] MESNOUA M, MATEOS-NARANJO E, BARCIA-PIEDRAS J M, et al. Physiological and biochemical mechanisms preventing Cd-toxicity in the hyperaccumulator *Atriplex halimus* L.[J]. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2016, 106:30-38.
- [33] KOU M, XIONG J, LI M, et al. Interactive effects of Cd and Pb on the photosynthesis efficiency and antioxidant defense system of *Capsicum annuum* L. [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2022, 108(5):917-925.

- [34] 王林, 史衍玺. 镉、铅及其复合污染对辣椒生理生化特性的影响[J]. 山东农业大学学报(自然科学版), 2005, 36(1): 107-112. WANG L, SHI Y X. Effects of cadmium, lead and their combined pollution on the physiological and biochemical characteristics of *Capsicum annuum*[J]. *Journal of Shandong Agricultural University*, 2005, 36(1): 107-112.
- [35] AI Y M, WANG Y, SONG L P, et al. Effects of biochar on the physiology and heavy metal enrichment of *Vetiveria zizanioides* in contaminated soil in mining areas[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 448: 130965.
- [36] 王大州, 林剑, 王大霞, 等. 根际土-辣椒系统中重金属的分布及食物安全风险评价[J]. 地球与环境, 2014, 42(4): 546-549. WANG D Z, LIN J, WANG D X, et al. Distribution of heavy metals in the rhizospheric soil-Capsicum system and risk assessment[J]. *Earth and Environment*, 2014, 42(4): 546-549.
- [37] LIU H Y, PROBST A, LIAO B H. Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China) [J]. *Science of the Total Environment*, 2005, 339(1/2/3): 153-166.
- [38] 张建, 杨瑞东, 陈蓉, 等. 贵州喀斯特地区土壤-辣椒体系重金属元素的生物迁移累积特征[J]. 食品科学, 2017, 38(21): 175-181. ZHANG J, YANG R D, CHEN R, et al. Bioconcentration of heavy metals in soil-Capsicum annuum L. system in Karst areas of Guizhou Province[J]. *Food Science*, 2017, 38(21): 175-181.
- [39] ANGELOVA V R, BABRIKOV T D, IVANOV K I. Bioaccumulation and distribution of lead, zinc, and cadmium in crops of Solanaceae family[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2009, 40(13/14): 2248-2263.
- [40] 白彦真, 谢英荷, 陈灿灿, 等. 铅对14种本土草本植物根系生长及根系活力的影响[J]. 灌溉排水学报, 2012, 31(3): 75-77. BAI Y Z, XIE Y H, CHEN C C, et al. Effects of Pb on root's growth and activity of 14 native herbaceous plants[J]. *Journal of Irrigation and Drainage*, 2012, 31(3): 75-77.
- [41] OLKO A, ABRATOWSKA A, ŻYŁKOWSKA J, et al. *Armeria mariuina* from a calamine heap—initial studies on physiologic—metabolic adaptations to metal—enriched soil[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2008, 69(2): 209-218.
- [42] HECKENROTH A, RABIER J, DUTOIT T, et al. Selection of native plants with phytoremediation potential for highly contaminated Mediterranean soil restoration: tools for a non-destructive and integrative approach[J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, 183: 850-863.
- [43] WÓJCIK M, TUKIENDORF A. Accumulation and tolerance of lead in two contrasting ecotypes of *Dianthus carthusianorum*[J]. *Phytochemistry*, 2014, 100: 60-65.
- [44] QIU R L, THANGAVEL P, HU P J, et al. Interaction of cadmium and zinc on accumulation and sub-cellular distribution in leaves of hyperaccumulator *Potentilla griffithii*[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 186(2/3): 1425-1430.
- [45] HUANG Y Z, HU Y, LIU Y X. Heavy metal accumulation in iron plaque and growth of rice plants upon exposure to single and combined contamination by copper, cadmium and lead[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(6): 320-326.
- [46] ZHAO F J, TANG Z, SONG J J, et al. Toxic metals and metalloids: uptake, transport, detoxification, phytoremediation, and crop improvement for safer food[J]. *Molecular Plant*, 2022, 15(1): 27-44.
- [47] 王艳霞, 郑武扬, 侯磊, 等. 镉、铅、锌复合胁迫对滇杨幼苗富集及转运镉的影响[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(2): 310-318. WANG Y X, ZHENG W Y, HOU L, et al. Effects of Cd, Pb, and Zn combined stress on Cd accumulation and translocation in *Populus yunnanensis* seedlings[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2023, 42(2): 310-318.
- [48] 郭晖, 金振锐, 周君丽, 等. 铅、镉单一及复合污染对3种观赏植物生长的影响及其积累特性研究[J]. 西北林学院学报, 2022, 37(3): 64-71. GUO H, JIN Z R, ZHOU J L, et al. Growth and accumulation characteristics of three ornamental plants under single and combined pollution of Pb and Cd[J]. *Journal of Northwest Forestry University*, 2022, 37(3): 64-71.
- [49] 刘家女, 周启星, 孙挺. Cd-Pb复合污染条件下3种花卉植物的生长反应及超积累特性研究[J]. 环境科学学报, 2006, 26(12): 2039-2044. LIU J N, ZHOU Q X, SUN T. Growing responses and hyperaccumulating characteristics of three ornamental plants to Cd-Pb combined pollution[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2006, 26(12): 2039-2044.
- [50] 任继凯, 陈清朗, 陈灵芝, 等. 土壤镉污染与作物[J]. 植物生态学与地植物学丛刊, 1982, 6(2): 131-141. REN J K, CHEN Q L, CHEN L Z, et al. The soil contaminated by cadmium and crop[J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 1982, 6(2): 131-141.
- [51] BEGONIA G B, DAVIS C D, BEGONIA M F T, et al. Growth responses of Indian mustard [*Brassica juncea* (L.) Czern.] and its phytoextraction of lead from a contaminated soil[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1998, 61(1): 38-43.
- [52] WANG H H, SHAN X Q, WEN B, et al. Effect of indole-3-acetic acid on lead accumulation in maize (*Zea mays* L.) seedlings and the relevant antioxidant response[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2007, 61(3): 246-253.
- [53] BARANOWSKA-MOREK A, WIERZBICKA M. Localization of lead in root tip of *Dianthus carthusianorum*[J]. *Acta Biologica Cracoviensis Series Botanica*, 2004, 46: 45-56.
- [54] XIN J L, HUANG B F, LIU A Q, et al. Identification of hot pepper cultivars containing low Cd levels after growing on contaminated soil: uptake and redistribution to the edible plant parts[J]. *Plant and Soil*, 2013, 373(1): 415-425.
- [55] ZHU Y, YU H, WANG J L, et al. Heavy metal accumulations of 24 *Asparagus* bean cultivars grown in soil contaminated with Cd alone and with multiple metals (Cd, Pb, and Zn)[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2007, 55(3): 1045-1052.
- [56] 肖青青, 王宏镛, 赵宾, 等. 云南个旧市郊农作物重金属污染现状及健康风险[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(2): 271-281. XIAO Q Q, WANG H B, ZHAO B, et al. Heavy metal pollution in crops growing in suburb of Gejiu City, Yunnan Province, China: present situation and health risk[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(2): 271-281.

- [57] 夏增禄, 穆从如, 孟维奇, 等. Cd、Zn、Pb及其相互作用对烟草、小麦的影响[J]. 生态学报, 1984, 4(3): 231–236. XIA Z L, MU C R, MENG W Q, et al. The effects of cadmium, zinc and lead in the soil on tobacco and wheat[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 1984, 4(3): 231–236.
- [58] CHANG J D, GAO W P, WANG P, et al. OsNRAMP5 is a major transporter for lead uptake in rice[J]. *Environmental Science & Technology*, 2022, 56(23): 17481–17490.
- [59] HU X T, LI T, XU W H, et al. Distribution of cadmium in subcellular fraction and expression difference of its transport genes among three cultivars of pepper[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, 216: 112182.
- [60] 邵晓庆, 贺章咪, 徐卫红. 辣椒果实高中低镉积型对镉的富集、转运特性及在亚细胞分布特点比较[J]. 环境科学, 2021, 42(2): 952–959. SHAO X Q, HE Z M, XU W H. Comparison of enrichment and transport of cadmium in the fruit of high and low enrichment pepper varieties and its distribution in subcells[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(2): 952–959.
- [61] XIN J, ZHAO X H, TAN Q L, et al. Comparison of cadmium absorption, translocation, subcellular distribution and chemical forms between two radish cultivars (*Raphanus sativus* L.)[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, 145: 258–265.
- [62] MATHYS W. The role of malate, oxalate, and mustard oil glucosides in the evolution of zinc-resistance in herbage plants[J]. *Physiologia Plantarum*, 1977, 40(2): 130–136.
- [63] RAUSER W E. Structure and function of metal chelators produced by plants: the case for organic acids, amino acids, phytin, and metallothioneins[J]. *Cell Biochemistry and Biophysics*, 1999, 31(1): 19–48.
- [64] TIFFIN L O. Translocation of iron citrate and phosphorus in xylem exudate of soybean[J]. *Plant Physiology*, 1970, 45(3): 280–283.
- [65] LÓPEZ-BUCIO J, NIETO-JACOBO M F, RAMÍREZ-RODRÍGUEZ V, et al. Organic acid metabolism in plants: from adaptive physiology to transgenic varieties for cultivation in extreme soils[J]. *Plant Science*, 2000, 160(1): 1–13.
- [66] ITRICH N R, MCDONOUGH K M, VAN GINKEL C G, et al. Widespread microbial adaptation to l-glutamate-N, N-diacetate (L-GLDA) following its market introduction in a consumer cleaning product[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(22): 13314–13321.
- [67] GUO D, ALI A, REN C Y, et al. EDTA and organic acids assisted phytoextraction of Cd and Zn from a smelter contaminated soil by potherb mustard (*Brassica juncea*, Coss) and evaluation of its bioindicators[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 167: 396–403.
- [68] YANG Z H, DONG C D, CHEN C W, et al. Using poly-glutamic acid as soil-washing agent to remediate heavy metal-contaminated soils [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(6): 5231–5242.
- [69] MNASRI M, GHABRICHE R, FOURATI E, et al. Cd and Ni transport and accumulation in the halophyte *Sesuvium portulacastrum*: implication of organic acids in these processes[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2015, 6: 156.
- [70] 王林. 蔬菜对镉铅的吸收累积特征与生理响应研究[D]. 泰安: 山东农业大学, 2005. WANG L. Absorption and accumulation characteristics and physiological response of different vegetables to cadmium and lead[D]. Tai'an: Shandong Agricultural University, 2005.

(责任编辑: 李丹)