



郭荣慧,范铭,陶月,等.铅和镉胁迫下洋甘菊的根系活力及重金属迁移规律[J].黑龙江农业科学,2020(5):42-46.

# 铅和镉胁迫下洋甘菊的根系活力及重金属迁移规律

郭荣慧,范 铭,陶 月,吴恒梅,姜 成

(佳木斯大学 生命科学学院,黑龙江 佳木斯 154007)

**摘要:**为探究重金属污染治理及重金属污染植物修复,选用洋甘菊为试验材料,通过室内土培试验,研究不同浓度 Pb-Cd 处理对洋甘菊的根系活力、土壤中重金属含量和花卉中重金属含量的影响。结果表明:当镉浓度达到  $80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时根系活力明显下降;浓度在  $100 \sim 500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  的铅处理时对根系活力有促进现象;铅和镉复合处理浓度达到  $60+300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时对根系活力有抑制现象。在不同浓度重金属污染下,重金属浓度越高,土壤中重金属的剩余量就越多,说明洋甘菊对重金属铅和镉的吸收具有一定的限度。当铅处理浓度达到  $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,洋甘菊吸收铅的含量明显下降;当镉处理浓度达到  $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,洋甘菊吸收镉的含量明显下降;当铅和镉复合处理浓度达到  $100+500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,洋甘菊吸收铅和镉的含量均降低。洋甘菊对外界铅和镉胁迫具有一定的耐性,对修复铅和镉污染的土壤具有一定意义。

**关键词:**Pb-Cd 胁迫;洋甘菊;根系活力;重金属含量

环境污染与人类的吃穿住行息息相关,重金属的污染使水体、大气、土壤、农作物等受到不同程度的损害,通过食物链富集进入人体内,严重危害人类身体健康,其中镉、铅复合污染具有毒性大、隐蔽性好和不易降解等特点<sup>[1]</sup>,二者均不是植物生长的必需元素,过量会导致植物幼苗的根系活力降低,影响植物吸收养分,导致植物无法生长,因此,重金属污染土壤修复,尤其是进行植物修复,越来越引起广大学者的重视。

目前关于镉、铅复合污染植物种子的萌发及幼苗生长的研究,已有不少报道,大多数研究集中在对水稻、小麦、大豆、黄瓜等方面<sup>[2-5]</sup>,而对药用花卉植物的研究较少。洋甘菊包括了两个品种,一个是母菊(*Matricaria chamomilla* L.),属菊科母菊属,为一年生或多年生草本植物,母菊是常用的药用植物和香料植物。二是罗马洋甘菊,为多年生,高约 30 cm,中心黄色,花瓣为白色,叶片有茸毛<sup>[6]</sup>。本文以罗马洋甘菊作为试验材料,研究铅和镉单一及复合污染对洋甘菊根系活力的影响,以及在不同浓度的铅和镉污染后花卉中重金属的含量和土壤中重金属的剩余量,通过重金属

铅和镉复合胁迫对洋甘菊根系活力的影响以及重金属铅和镉在洋甘菊体内迁移规律进行研究,对提出科学有效的重金属污染治理及重金属污染植物修复具有十分重要的理论及实际的指导意义。

## 1 材料与方法

### 1.1 材料

供试洋甘菊种子是由佳木斯大学科技园实验中心提供,主要试剂:铅和镉处理分别采用硝酸铅  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  和氯化镉  $\text{CdCl}_2$ 。土壤为风干田园土。

### 1.2 方法

#### 1.2.1 重金属铅和镉复合以及单一浓度的设置

试验设置单一铅处理、单一镉处理和铅和镉复合处理,铅处理浓度为 0, 100, 200, 300, 400,  $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,镉处理浓度为 0, 20, 40, 60, 80,  $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,铅和镉处理浓度为  $0+0$ ,  $20+100$ ,  $40+200$ ,  $60+300$ ,  $80+400$ ,  $100+500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

**1.2.2 土壤的处理** 将各浓度梯度的重金属溶液与土壤充分混合,放置阴凉处处理 30~50 d。挑选饱满的洋甘菊种子每盆播种 50 粒,6 次重复,5 个处理。每天适当补充水分。

**1.2.3 测定项目及方法** 种子发芽后第 30 天用 TTC 法测量根系活力。第 60 天用原子吸收光谱法测定土壤及供试花卉植株重金属 Pb、Cd 含量。

**1.2.4 数据分析** 试验数据均用 WPS 2019 统计、处理,采用 SPSS 22.0 进行统计学分析,采用单因素进行显著性差异比较。

收稿日期:2020-03-26

基金项目:黑龙江省大学生创新创业基金(201910222027)。

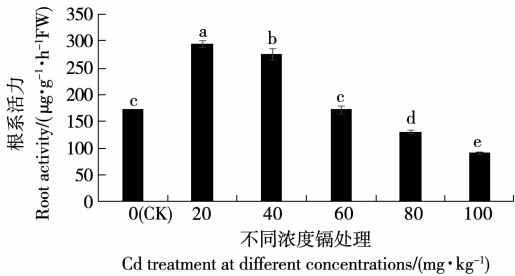
第一作者:郭荣慧(2000-),女,在读学士,专业方向:重金属污染生物修复及植物生理生化。E-mail:1449775595@qq.com。

通信作者:姜成(1978-),男,硕士,副教授,从事重金属生物修复及植物生理生化。E-mail:jiang780920@163.com。

2 结果与分析

2.1 铅和镉复合胁迫和单一胁迫对洋甘菊根系活力的影响

根系是植物吸收营养和水分的主要器官,重金属对植物根系的毒害作用往往是最直接的。根系活力的大小直接影响洋甘菊对铅和镉的吸收。由图 1 可知,与 CK 对比,浓度为 20~100  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  的镉处理洋甘菊根系活力呈逐渐下降的趋势,在较低的浓度 20 和 40  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  处理时显著的高于 CK,当浓度为 60  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时与 CK 没有显著差异,随着浓度的继续升高到达 80 和 100  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时显著低于 CK。重金属镉处理浓度在 20~100  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时,根系活力呈下降趋势。由图 2 可知,100~500  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  的铅处理洋甘菊根系活力呈先上升后下降的趋势,浓度在 100~500  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时的根系活力都显著高于 CK。重金属铅处理浓度在 100~300  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时根系活力是逐渐上升的,当重金属铅处理浓度达到 500  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时洋甘菊根系活力有下降趋势。由图 3 可知,铅和镉复合胁迫时随着浓度的升高根系活力呈先上升后逐渐下降的趋势,浓度为 20+100  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、40+200  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时显著高于 CK,当浓度达到 60+300  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、80+400  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、100+500  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时显著低于 CK。重金属铅和镉处理浓度在 20+100  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  至 100+500  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时,根系活力呈下降趋势。所以,结合 CK,镉处理和铅和镉复合处理时对洋甘菊根系活力有低促高抑的现象,铅处理时对洋甘菊根系活力有促进现象。



不同小写字母表示 0.05 水平差异显著。下同。  
Different lowercase letters indicate significant difference at 0.05 level. The same below.

图 1 镉对洋甘菊根系活力的影响

Fig. 1 Effects of Cd on chamomile root activity

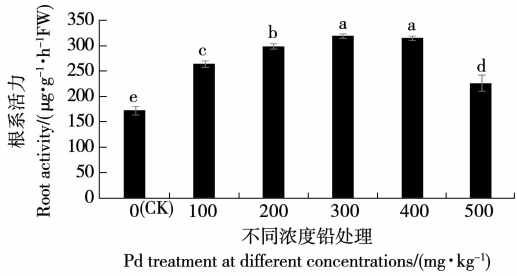


图 2 铅对洋甘菊根系活力的影响

Fig. 2 Effects of Pb on chamomile root activity

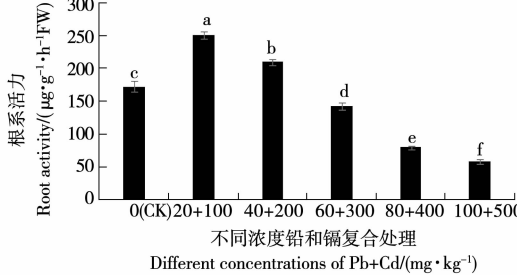


图 3 铅和镉复合对洋甘菊根系活力的影响

Fig. 3 Effects of Pb and Cd on chamomile root activity

2.2 洋甘菊吸收重金属量

2.2.1 铅和镉单一及复合处理洋甘菊吸收 Pb 的量 由图 4 可知,不同浓度镉处理对洋甘菊吸收铅的含量无显著差异( $P>0.05$ ),即不同浓度镉处理时对洋甘菊吸收铅并无明显的影响。由图 5 可知,不同浓度铅处理时,随着浓度增加,洋甘菊吸收铅的含量呈先升后降的趋势,浓度在 100~500  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时显著高于 CK。重金属铅在 100~400  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时洋甘菊吸收铅的含量呈上升趋势,当重金属铅的浓度达到 500  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时洋甘菊吸收铅的含量有下降趋势。由图 6 可知,不同浓度铅和镉复合处理时,随着浓度增加,洋甘菊吸收铅的含量呈先升后降的趋势,在 20+100  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  至 100+500  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  的浓度时显著高于 CK。重金属铅和镉在 20+100  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  至 80+400  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时洋甘菊吸收铅的含量呈上升趋势,当重金属铅和镉的浓度达到 100+500  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时洋甘菊吸收铅的含量有下降趋势。

2.2.2 铅和镉单一及复合处理洋甘菊吸收 Cd 的量 由图 7 可知,不同浓度的镉处理洋甘菊时,随着镉的浓度增高,洋甘菊吸收镉的含量呈先升后降的趋势,浓度在 20~100  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时显著高于 CK。镉处理浓度在 20~80  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时,洋甘菊吸收镉的含量呈上升趋势,当处理浓度达到 100  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

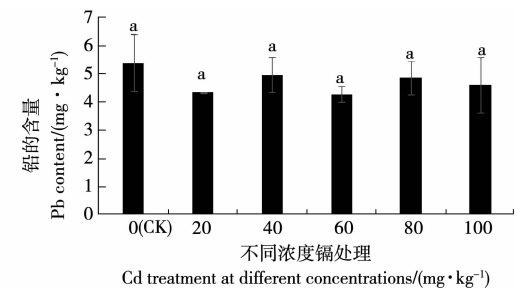


图 4 镉处理洋甘菊吸收铅的含量

Fig. 4 Effects of Cd on Pb absorption of chamomile

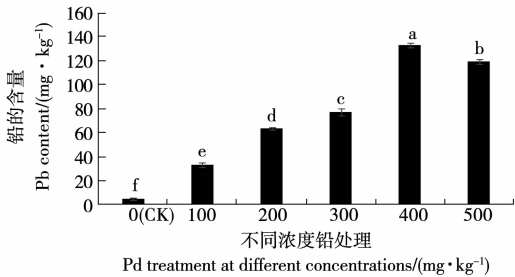


图 5 铅处理影响洋甘菊吸收铅的含量

Fig. 5 Effects of Pb on Pb absorption of chamomile

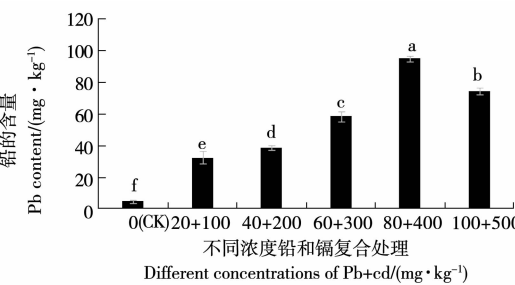


图 6 铅和镉复合处理影响洋甘菊吸收铅的含量

Fig. 6 Effects of Pb and Cd on Pb absorption of chamomile

时洋甘菊吸收镉的含量有下降趋势。由图 8 可知,100,200  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  分别与 400 和 500  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  浓度铅处理洋甘菊对镉吸收含量无显著差异( $P>0.05$ ),400 和 500  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  浓度铅处理洋甘菊对镉吸收含量间差异显著,且这 4 个处理与 CK 差异显著,300  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  浓度铅处理洋甘菊对镉吸收含量与 CK 差异不显著( $P>0.05$ )。由图 9 可知,不同浓度铅和镉复合处理洋甘菊时,随着浓度的升高,洋甘菊吸收镉的含量呈先升后降的趋势,浓度在 20+100  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  至 100+500  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时显著高于 CK。铅和镉复合处理浓度在 20+100  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  至 80+400  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时洋甘菊吸收镉的含量呈上升趋势,当浓度达到 100+500  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时洋甘菊吸收镉的含量有下降趋势。

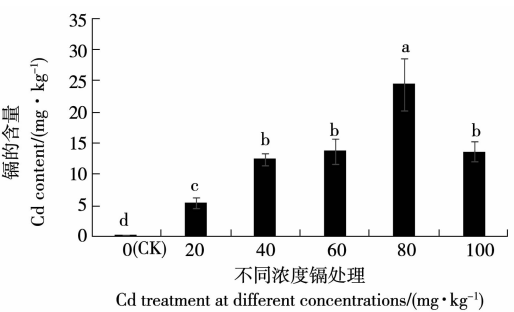


图 7 镉处理影响洋甘菊吸收镉的含量

Fig. 7 Effects of Cd on Cd absorption of chamomile

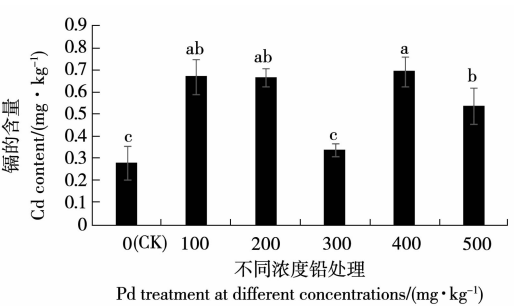


图 8 铅处理影响洋甘菊吸收镉的含量

Fig. 8 Effects of Pb on Cd absorption of chamomile

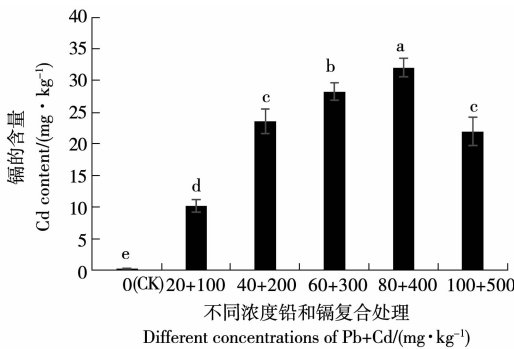


图 9 铅和镉复合处理影响洋甘菊吸收镉的含量

Fig. 9 Effects of Pb and Cd on Cd absorption of chamomile

2.3 土壤中 Pb 和 Cd 剩余量

由表 1 可知,随着铅的浓度逐渐增加,土壤中铅的剩余量也逐渐增加;随着镉的处理浓度增加,土壤中镉剩余量也逐渐增加。铅处理浓度在 100~500  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时以及铅和镉处理浓度在 20+100  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  至 100+500  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,土壤中剩余铅的含量呈上升趋势。镉处理浓度在 20~100  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时以及铅和镉处理浓度在 20+100  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  至 100+500  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,土壤中镉处理浓度呈上升趋势。由此表明洋甘菊对铅和镉的吸收具有一定限度。

表 1 土壤中 Pb 和 Cd 剩余量

Table 1 Residual amounts of Pb and Cd in soil

处理浓度 Concentration/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	土壤中 Pb 剩余量 Residual Pb in soil/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	土壤中 Cd 的剩余量 Residual Cd in the soil/(mg·kg <sup>-1</sup> )
CK	12.14±1.77 k	1.39±0.17 j
Cd20	10.59±0.56 k	12.85±0.67 h
Cd40	11.39±1.14 k	17.48± 0.97 g
Cd60	11.06±2.21 k	21.05± 2.34 f
Cd80	10.47±1.09 k	37.35± 2.10 d
Cd100	10.76±1.02 k	63.65± 3.66 b
Pb100	62.64±2.27 j	1.44± 0.28 j
Pb200	125.72±1.30 h	2.12± 0.50 j
Pb300	172.63±1.45 f	2.14± 0.78 j
Pb400	245.34±2.23 d	2.37± 0.69 j
Pb500	311.06±4.12 b	2.07±0.34 j
Pb+Cd/20+100	67.59±1.57 i	8.21± 0.32 i
Pb+Cd/40+200	141.85±1.44 g	12.09± 2.92 h
Pb+Cd/60+300	180.39±1.15 e	28.69± 1.13 e
Pb+Cd/80+400	251.63±0.84 c	43.05± 1.62 c
Pb+Cd/100+500	384.45±3.03 a	70.42± 2.56 a

注:结果以平均值±标准差表示,同一列中标有不同小字母表示差异显著( $P<0.05$ )。

Note: The results are expressed as average±standard deviation, with significant difference indicated by different small letters in the same column( $P<0.05$ )。

3 结论与讨论

在重金属胁迫下往往是根系最先感知到,根系在植物对重金属胁迫的响应过程中发挥重要作用,当根系感受到环境中重金属有毒元素后根据胁迫状况做出适应性反应,保持较高的根系活力是植物耐重金属能力强的表现<sup>[7]</sup>。研究表明0~100 mg·kg<sup>-1</sup>的镉处理下洋甘的根系活力随着浓度的升高呈先上升后下降的趋势,在浓度为20 mg·kg<sup>-1</sup>时根系活力达到最高值,说明低浓度的镉处理能够刺激根系组织代谢水平的提高,使洋甘菊根系活力大大提高。浓度达到80 mg·kg<sup>-1</sup>时显著低于CK,所以过高浓度的镉处理会抑制洋甘菊的根系活力。在浓度为100~500 mg·kg<sup>-1</sup>的铅处理下对洋甘菊根系活力有促进作用。在浓度为20+100 mg·kg<sup>-1</sup>至100+500 mg·kg<sup>-1</sup>的铅和镉复合处理下洋甘的根系活力随着浓度的升高呈

先上升后下降的趋势,在浓度为20+100 mg·kg<sup>-1</sup>时达到最高值,当浓度达到60+300 mg·kg<sup>-1</sup>时显著低于CK,所以过高浓度的铅和镉复合处理也会抑制洋甘菊的根系活力。

重金属污染土壤植物的修复非常重要,研究表明不同浓度重金属处理时对洋甘菊积累重金属的含量有一定影响,铅处理洋甘菊时,随着浓度的升高洋甘菊积累铅的含量也逐渐增高,但当浓度达到500 mg·kg<sup>-1</sup>时洋甘菊积累铅的含量有下降的趋势;镉处理时对洋甘菊积累铅的含量无明显差异( $P>0.05$ );复合处理时对洋甘菊积累铅的含量也是呈先上升后下降的趋势。同理,洋甘菊中积累镉的含量也是随着浓度的升高呈先上升后下降的趋势;铅处理时,洋甘菊积累镉的含量无显著差异( $P>0.05$ )。徐晓寒<sup>[8]</sup>研究的不同品种柳树幼苗对重金属镉、铅富集能力与耐性机理里提到在Cd、Pb复合胁迫下,4种柳树幼苗对Cd和Pb的吸收会互相影响,提高Pb浓度会减少Cd在地上部的积累。此外,除黄皮柳1号外,提高Cd浓度会增加Pb在地上部的积累,同时也减少了4种柳树对Pb在地下部的积累。本试验通过检测花卉中积累的重金属含量和土壤中剩余的重金属含量发现重金属的转移规律。二者具有一定的相似性。

传统的物理修复和化学修复<sup>[9]</sup>有许多不足,如开展费用高、易产生二次污染。而植物修复<sup>[10]</sup>经济性较高,对土壤的生态环境破坏小,可以使环境更加优化,降低二次污染。姜成等<sup>[10]</sup>研究的凤仙花种子对重金属铅的耐性表明了凤仙花种子对铅胁迫有很强的耐性,即使在高浓度铅溶液下仍有很强的生命力。余俊<sup>[11]</sup>研究的单一及复合污染下美人蕉对重金属铜、镉、铅的富集与耐性表明了美人蕉能够去除水体中的Cu<sup>2+</sup>、Cd<sup>2+</sup>、Pb<sup>2+</sup>等重金属污染物,对Cu、Cd、Pb单一及复合污染表现出了不一样的耐性与去除效果。与本研究具有一定相似性。二者均采用单一和复合的方法去处理植物,并研究不同浓度下植物对重金属的耐性以及积累特性,从而发现植物对去除重金属污染具有一定的效果。

洋甘菊在不同浓度镉、铅、铅和镉复合处理时,根系活力呈低促高抑的现象,以适应重金属的胁迫,与对照组均有显著差异( $P<0.05$ )。根据

铅和镉的处理浓度不同,根系活力也随之发生改变,无论是过高的镉还是过高的铅亦或是铅和镉复合,均会使植物的根系活力下降,铅和镉在洋甘菊体内积累过多达到毒害水平,对植物根系直接产生了伤害;但在一定程度上洋甘菊可以积累一定量的铅和镉,从而减少土壤中的重金属含量,不同浓度铅与铅和镉复合对洋甘菊积累铅的含量有显著影响( $P < 0.05$ );不同浓度镉与铅和镉复合对洋甘菊积累镉的含量也有显著影响( $P < 0.05$ )。所以,洋甘菊对铅和镉以及铅和镉复合具有一定的耐性,为实现植物修复提供了一定的基础。

#### 参考文献:

- [1] 齐玉强,杨洪升,吴恒梅,等. 铅和镉复合胁迫对三色堇种子萌发及幼苗生长的影响[J]. 黑龙江农业科学,2018(9):62-64,67.
- [2] 王锦文,边才苗,陈珍. 铅、镉胁迫对水稻种子萌发、幼苗生长及生理指标的影响[J]. 江苏农业科学,2009(4):77-79.

- [3] 肖昕. 重金属复合污染对小麦的毒理效应及其微观机制[D]. 徐州:中国矿业大学,2009.
- [4] 赵玉红,拉巴曲吉,罗布,等. 铜、镉、铅、锌对4种豆科植物种子萌发的影响[J]. 种子,2017,36(1):22-28.
- [5] 陈新红,叶玉秀,庞国瑾. 镉、铅及其互作对黄瓜种子发芽及幼根生长的影响[J]. 北方园艺,2009(5):13-16.
- [6] 廖翌扬. 洋甘菊(*Matricaria chamomilla* L.)对汞胁迫的生理生化响应及营养积累特性研究[D]. 雅安:四川农业大学,2015.
- [7] 田小霞,毛培春,郭强,孟林. 镉胁迫对马蔺根系活力和矿质营养元素吸收的影响[J]. 西南农业学报,2019,32(9):2090-2096.
- [8] 徐晓寒. 不同品种柳树幼苗对重金属镉、铅富集能力与耐性机理研究[D]. 济南:济南大学,2019.
- [9] 朱玉斌. 土壤重金属污染现状与修复技术比较[J]. 中国资源综合利用,2017,35(5):56-58.
- [10] 姜成,申晓慧,程艳. 凤仙花种子对重金属铅的耐性研究[J]. 种子,2009,28(9):16-19.
- [11] 余俊. 单一及复合污染胁迫下美人蕉对重金属铜、镉、铅的富集与耐性研究[D]. 广州:广东工业大学,2012.

## Root Activity and Heavy Metal Migration of Chamomile Under Pb and Cd Stress

GUO Rong-hui, FAN Ming, TAO Yue, WU Heng-mei, JIANG Cheng

(Life Sciences College of Jiamusi University, Jiamusi 154007, China)

**Abstract:** In order to explore the treatment of heavy metal pollution and phytoremediation of heavy metal pollution, chamomile was selected as the experimental material, the effects of Pb-Cd treatment on root activity, heavy metal content in soil and heavy metal content in flowers of chamomile were studied. The results showed that the root activity decreased when the concentration of cadmium reached  $80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , and promoted when the concentration of cadmium was  $100-500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ . When the concentration of Pb and Cd reached  $60+300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , the root activity was inhibited. Under different concentrations of heavy metals pollution, the higher the concentration of heavy metals, the more the residual heavy metals in the soil, which indicates that the absorption capacity of chamomile to lead and cadmium is limited. When the concentration of Pb was  $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , the absorption of Pb by chamomile decreased obviously; when the concentration of Cd was  $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , the absorption of Cd by chamomile decreased obviously; when the combined concentration of Pb and Cd was  $100+500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , the absorption of lead and cadmium in chamomile decreased. Chamomile has a certain tolerance to external lead and cadmium stress, and has a certain significance for remediation of lead and cadmium contaminated soil.

**Keywords:** Pb-Cd stress; chamomile; root vigor; heavy metal content

### 致 读 者

为适应我国信息化建设,扩大本刊及作者知识信息交流渠道,本刊现被《中国学术期刊网络出版总库》及CNKI等系列数据库收录,其作者文章著作权使用费与本刊稿酬一次性给付。如作者不同意文章被收录,请在来稿时声明,本刊将做适当处理。

《黑龙江农业科学》编辑部