

庄静静,周君丽,王晓冰,等. Pb、Cd 复合胁迫下美人蕉的生长及富集特征[J]. 江苏农业科学,2022,50(7):140-145.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2022.07.021

Pb、Cd 复合胁迫下美人蕉的生长及富集特征

庄静静¹,周君丽¹,王晓冰¹,徐小博²,王选年²,郭 晖²

(1. 新乡学院土木工程与建筑学院,河南新乡 453003; 2. 新乡学院生命科学与基础医学学院,河南新乡 453003)

摘要:以美人蕉幼苗为材料,通过盆栽试验研究不同含量 Pb(0、100、500、1 000 mg/kg)和 Cd(0、1、5、10 mg/kg)单一及复合胁迫对美人蕉幼苗株高、根长和生物量等的影响,以及 Pb、Cd 在美人蕉地下部分和地上部分的富集和迁移,探索美人蕉对修复 Pb、Cd 污染土壤的潜能。结果表明:(1)低含量 Pb(≤ 500 mg/kg)对美人蕉幼苗株高、根长和生物量会产生促进作用,当含量升高时转为抑制作用,且复合污染对美人蕉株高、根长和生物量的抑制作用要大于单一污染;(2)Pb、Cd 主要积累于美人蕉地下部分,地上部分和地下部分的 Pb 含量均随着处理 Cd 浓度升高而显著增加;而地上部分和地下部分的 Cd 含量均随着 Pb 处理浓度升高呈现先上升后下降的趋势。(3)当 Pb、Cd 含量升高时,美人蕉的 Pb 富集系数呈下降趋势;Cd 的富集系数与对照相比,呈现先上升后下降的趋势。美人蕉对 Pb、Cd 的迁移系数与对照相比,也呈先上升后下降的趋势,且富集系数和迁移系数均 < 1 。总的来说,美人蕉不属于超富集植物,但对低含量 Pb、Cd 富集及迁移系数较高,且在单一 Pb 胁迫下,低含量 Pb(≤ 500 mg)会促进美人蕉生长,因此可在低含量 Pb、Cd 污染土壤中种植美人蕉进行土壤重金属污染修复。

关键词:铅镉污染;美人蕉;复合胁迫;富集特征;生长

中图分类号:S184;S682.2⁺20.1

文献标志码:A

文章编号:1002-1302(2022)07-0140-05

近年来,随着工业和农业现代化的快速发展,工业“三废”和农药的不合理排放,我国部分地区土壤出现了一定程度的重金属污染。铅(Pb)是土壤污染中主要的重金属元素,受其毒害严重的作物不能正常生长,且会显著影响植物的生物量^[1]。镉(Cd)是一种剧毒重金属元素,极易通过食物链在人体内积累,危害人体健康^[2]。因此,开展 Pb 和 Cd 污染环境的修复研究具有重要的现实意义,并已受到一定的关注^[3]。植物修复是指直接或间接利用植物或植物组织培养物在原位去除或控制耕地土壤、大气水体沉积物、固体废弃物、地表水、地下水、污泥和大气等环境介质中的如重金属、类金属、放射性元素和有机污染物等有毒有害物质,从而最大限度地降低或消除其环境风险的环境友好修复技术^[4]。但目前铅、镉污染土壤植物修复中多以非观

赏性植物为研究对象,包括经济作物^[5]、粮食作物^[6-7]、蔬菜作物^[8-10]等。观赏植物除了观赏价值高和美化环境外,还具有生长快、生物量较大、可反复收割利用等优点,且对 Pb、Cd 有一定的积累和耐受能力,具备修复重金属污染土壤的优势^[11]。在现实环境中,土壤重金属污染往往是多种重金属并存的复合污染,并伴随元素间的相互作用和生态效应的综合响应圈^[12]。多种污染物交互作用形成的联合毒性效应的研究已成为环境科学发展的重要方向之一^[13]。因此,本研究以美人蕉(*Canna indica* L.)为对象,研究在铅、镉单一及复合体系下的生长状况和积累特性,以期为进一步探讨植物对重金属耐性和铅镉富集植物的选择提供参考。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试植物选取长势基本一致的美人蕉,均采购于河南省新乡市花卉市场。盆栽供试土壤采自新乡学院校区内的裸露空地,取回土壤后将其风干、过筛,用作盆栽用土^[14]。土壤类型为黄潮土,土壤 pH 值为 7.65,有机质含量为 8.27 g/kg,碱解氮含量为 58.85 mg/kg,速效磷含量为 1.85 mg/kg,速效钾含量为 125.88 mg/kg。经测定,土壤重金属铅背景

收稿日期:2021-07-07

基金项目:河南省自然科学基金(编号:212300410219);河南省高等学校重点科研项目(编号:20B180014);河南省新乡市软科学研究计划(编号:RKK2020015)。

作者简介:庄静静(1988—),女,河南洛阳人,博士,讲师,从事污泥重金属修复和土壤碳循环研究。E-mail:zhuangjingnd@126.com。

通信作者:郭 晖,硕士,副教授,从事植物抗逆性及污泥重金属修复研究。E-mail:290711657@qq.com。

值为 12.87 mg/kg, 重金属镉背景值为 0.03 mg/kg (与添加 Pb、Cd 含量差异较大, 可忽略不计)。重金属试剂为 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 、 $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$ 。

1.2 试验方法

2019 年 6 月, 将供试土壤剔除杂物后自然风干, 装至 50 cm × 35 cm (直径 × 高) 的培养盆内, 每盆装土 50 kg, 厚度约 10 cm。选择长势健壮和高度基本一致的美人蕉幼苗移植盆内进行培养, 并按表 1 中对应的铅、镉浓度以溶液形式加入供试土壤中, 以加入去离子水为对照。试验共设置 16 个处理。2019 年 7 月开始试验, 于 2019 年 8 月结束试验, 试验历经 60 d。

表 1 Pb、Cd 复合胁迫含量

Pb 含量 (mg/kg)	处理			
	0 mg/kg	1 mg/kg	5 mg/kg	10 mg/kg
0	P1C1	P1C2	P1C3	P1C4
100	P2C1	P2C2	P2C3	P2C4
500	P3C1	P3C2	P3C3	P3C4
1 000	P4C1	P4C2	P4C3	P4C4

注: P1、P2、P3、P4 表示 Pb 含量分别为 0、100、500、1 000 mg/kg, C1、C2、C3、C4 表示 Cd 含量分别为 0、1、5、10 mg/kg。

1.3 测定指标与方法

2019 年 8 月, 将美人蕉整株取出, 并用去离子水清洗干净, 用直尺测量和计算美人蕉的高度和根系的平均长度。随后将地上部、根系放入烘箱在

120 °C 下干燥 30 min, 然后在 75 °C 下烘干 24 h, 称质量, 计算其生物量^[15]。美人蕉中重金属含量采用 $\text{HNO}_3 - \text{HClO}_4$ 混合酸湿法进行消解^[14]。采用 TAS-990 火焰型原子吸收光谱仪(北京普析通用仪器有限责任公司)测定植物体内铅、镉含量^[14]。

1.4 数据处理

迁移系数(TF) = 植物地上部重金属含量/根部该元素含量; 富集系数(BCF) = 植物地上部(或根)重金属含量/土壤中该元素含量。

1.5 数据统计分析

数据采用 Excel 2013 预处理, 采用 SPSS 21.0 软件进行单因素方差分析, 图形采用 Origin 9.0 绘制。

2 结果与分析

2.1 铅-镉复合胁迫对美人蕉株高和根长的影响

如表 2 所示, 在 Pb 单一胁迫下, 美人蕉株高随 Pb 含量升高表现出先上升后下降的趋势, 最高值为 P3C1 处理(86.31 cm), 比 P1C1 处理株高(80.01 cm)增加 7.87%; 美人蕉株高的最低值为 P4C1 处理(65.71 cm), 显著低于其他处理($P < 0.05$)。在 Cd 单一胁迫下, 随 Cd 含量升高美人蕉的株高逐渐下降, 最低值为 P1C4 处理(60.37 cm), 比 P1C1 处理株高下降 24.55%。所有 Pb-Cd 复合胁迫处理下美人蕉的株高都低于 P1C1 处理组。

表 2 Pb、Cd 对美人蕉株高的影响

Pb 处理	株高(cm)			
	C1	C2	C3	C4
P1	80.01 ± 0.32c	79.63 ± 0.64a	68.38 ± 0.89a	60.37 ± 0.10a
P2	83.20 ± 0.34b	78.64 ± 0.43a	65.65 ± 0.14b	58.25 ± 0.08b
P3	86.31 ± 0.19a	70.55 ± 0.29b	53.58 ± 0.11c	50.24 ± 0.06c
P4	65.71 ± 0.55d	63.39 ± 0.19c	50.10 ± 0.02d	45.46 ± 0.21d

注: 同列数据后不同小写字母表示差异显著($P < 0.05$)。下表同。

由表 3 可知, 在 500 mg/kg Pb 单一胁迫下, 美人蕉的根长比 P1C1 处理显著长 18.86%; 但 P4C1 处理美人蕉根长与 P1C1 处理差异不显著。在 Cd 单一胁迫下, 随 Cd 含量升高, 美人蕉根长表现出逐渐下降的趋势, 分别较 P1C1 降低 8.26%、28.55% 和 41.65%, 表明 Cd 单一胁迫显著抑制了美人蕉根长的生长。在 Pb-Cd 复合胁迫下, P2C2 处理美人蕉的根长较 P1C1 处理短 9.35%, 且其他 Pb-Cd 复合胁迫下(P2C3、P3C3、P4C3、P2C4、P3C4、P4C4 处理)美人蕉的根长明显短于 P1C1, 说明 Pb-Cd 复合胁迫对美人蕉根长的生长有一定的影响。

2.2 铅-镉复合胁迫对美人蕉生物量的影响

如表 4 所示, 在 Pb 单一胁迫下, 美人蕉生物量随 Pb 含量上升表现出先升高后降低的趋势, 生物量最高的为 P3C1 处理(97.71 mg), 显著高于 P1C1 处理($P < 0.05$), 比对照增加 10.01%; 生物量最低的为 P4C1 处理, 显著低于 P1C1 处理, 比 P1C1 处理(88.82 mg)下降 3.02%。在 Cd 单一胁迫下, 美人蕉生物量随 Cd 浓度升高呈现出逐渐降低的现象, 最低的为 P1C4 处理, P1C4 处理生物量(59.44 mg)比 P1C1 处理下降 33.08%。在 Pb-Cd 复合胁迫下, 美人蕉生物量最高的为 P2C2 处理, 比 P1C1 处

表 3 Pb、Cd 对美人蕉根长的影响

项目	根长 (cm)			
	C1	C2	C3	C4
P1	11.98 ± 0.68b	10.99 ± 0.78a	8.56 ± 0.46a	6.99 ± 0.14a
P2	12.37 ± 0.20b	10.86 ± 0.15a	7.71 ± 0.28b	5.81 ± 0.14b
P3	14.24 ± 0.30a	10.59 ± 0.13b	6.61 ± 0.26c	4.82 ± 0.22c
P4	11.86 ± 0.13b	10.23 ± 0.68b	4.63 ± 0.30d	2.88 ± 0.21d

表 4 Pb、Cd 对美人蕉生物量的影响

项目	生物量 (mg)			
	C1	C2	C3	C4
P1	88.82 ± 0.59c	87.82 ± 0.51a	71.37 ± 0.25a	59.44 ± 0.47a
P2	92.81 ± 0.79b	77.81 ± 0.49a	59.81 ± 0.82b	42.32 ± 0.31b
P3	97.71 ± 0.64a	76.35 ± 0.64b	47.98 ± 0.81c	34.76 ± 0.53c
P4	86.14 ± 0.60d	74.47 ± 0.37c	39.57 ± 0.74d	29.67 ± 0.64d

理下降 12.40%。随 Pb、Cd 含量升高,美人蕉生物量均呈现下降趋势,其中 P4C4 处理生物量 (29.67 mg) 比 P1C1 处理下降 66.60%。

2.3 美人蕉对铅、镉吸收积累特性

由图 1 可知,在 Pb 单一胁迫下,美人蕉地上部分和地下部分 Pb 含量随土壤中 Pb 浓度提升而增加,Pb 含量表现为地下部分 > 地上部分。由此可知,Pb 主要存储于根系中。在 Pb - Cd 复合胁迫下,地上部分和地下部分的 Pb 含量随 Cd 含量上升呈现下降趋势,Cd 离子的存在抑制了美人蕉对 Pb 的吸收。由图 2 可知,在 Cd 单一胁迫下,美人蕉地上部分和地下部分 Cd 含量随土壤中 Cd 含量增加而上升。在 Pb - Cd 复合胁迫下,P2 处理组地上部分

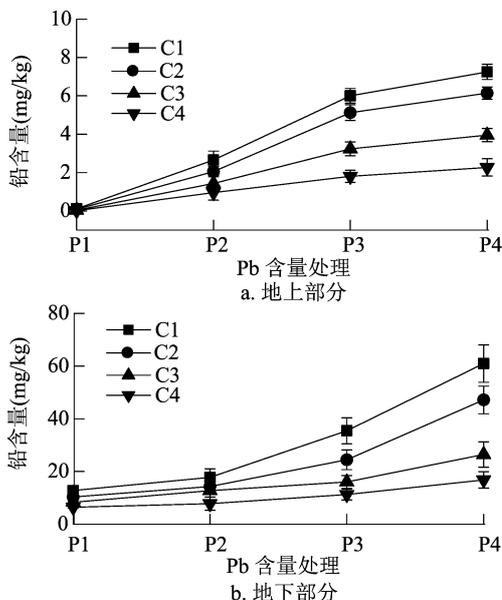


图 1 美人蕉地上部分和地下部分铅含量

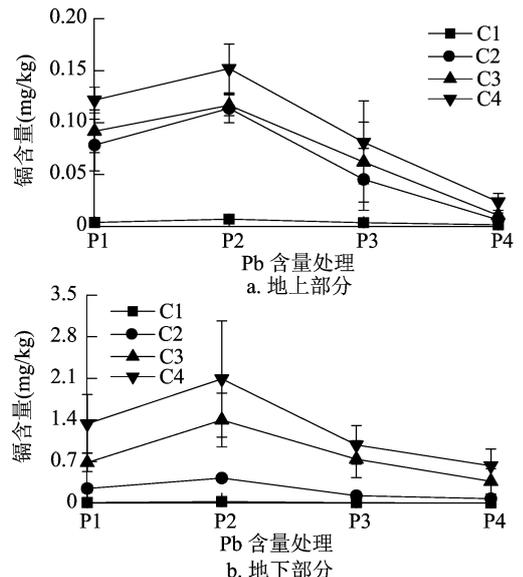


图 2 美人蕉地上部分和地下部分镉含量

和地下部分 Cd 含量高于 P1C1 处理,这说明低含量的 Pb (100 mg/kg) 促进了美人蕉对 Cd 的吸收,但 Pb 含量达到 500 mg/kg 之后,美人蕉地上部分和地下部分 Cd 含量迅速下降。

2.4 美人蕉对铅、镉的富集和迁移

富集系数是评价植物吸收积累重金属能力的重要指标^[16],它是植物体内的重金属含量与土壤中的重金属含量的比值,比值越大则表示该植物对重金属的富集能力越强^[17]。如图 3 所示,在 Pb 单一胁迫下,Pb 的富集系数为 0.08 ~ 0.19,且随土壤中 Pb 含量升高而降低。在 Pb - Cd 复合胁迫下,同一 Pb 含量下,Pb 富集系数随 Cd 含量升高而降低。在 Cd 单一胁迫下,Cd 富集系数为 0.16 ~ 0.38,且随土壤中 Cd 含量升高而逐渐降低,说明低浓度的 Cd 胁迫

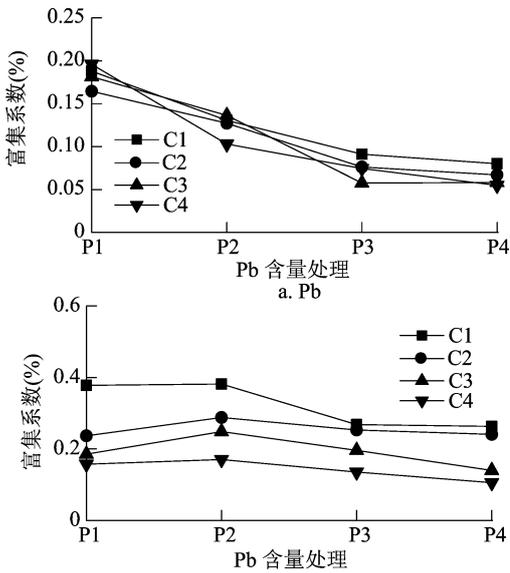


图3 Pb、Cd的富集系数

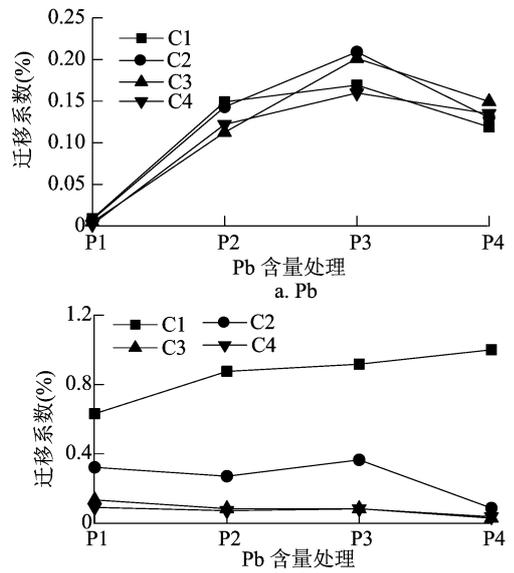


图4 Pb、Cd的迁移系数

迫有助于美人蕉对 Cd 的富集。在 Pb - Cd 复合胁迫下, P2C2 处理(100 mg/kg) Cd 富集系数高于其他处理, 其余处理 Cd 富集系数随 Cd 含量升高而降低。

迁移系数是植株地上部组织重金属含量/植株根部重金属含量^[18], 表征植物根部向地上组织运输重金属的能力^[16]。TF 越大, 说明植物对重金属的吸收效果越好。由图 4 可知, 在单一胁迫下, Pb、Cd 的迁移系数为 0.01 ~ 0.17、0.09 ~ 0.63。Pb 的迁移系数随土壤中铅含量的增加而先上升后下降, 说明高浓度的铅胁迫不利于美人蕉对 Pb 的转移。Cd 的迁移系数则随土壤中镉含量的增加而逐渐下降, 这是由于 Cd 在植物体内的运输是借 ATP 的主动运输方式, 随 Cd 浓度的增大, ATP 活性降低, 从而抑制了 Cd 由根系向地上部分的转运^[19]。在 Pb - Cd 复合胁迫下, Cd 的迁移系数均随铅含量增加呈先上升后下降, 而随镉含量的增加逐渐下降。

3 讨论

本研究发现, 不同含量的 Pb、Cd 单一或复合胁迫均会抑制美人蕉的生长, 且复合胁迫抑制作用强于单一胁迫。当 Pb、Cd 在植物中积累到一定含量时, 会影响植物生长, 严重时会导致植物死亡^[20]。在本研究中, 低含量 Pb (≤ 500 mg/kg) 会促进美人蕉株高和根长的生长, 但当 Pb 含量上升为 1 000 mg/kg 时, 则抑制美人蕉株高和根长的生长, 且复合胁迫抑制作用强于单一胁迫。在镉单一胁迫下, 美人蕉的株高和根长随镉浓度的增加而降低。孙博文等发现, Pb 浓度大于 200 mg/L、Cd 浓度大于 20 mg/L, 均

会不同程度地抑制白花蛇舌草幼苗的主根长、株高、生物量及叶绿素含量, 且复合胁迫的抑制作用强于单一胁迫^[21]; 刘大林等发现, 低含量铅 (< 100 mg/kg)、镉 (< 50 mg/kg) 能明显促进饲用高粱的生长^[22]; 乔永等发现, 低含量 Pb (250 mg/kg)、Cd (0.2 mg/kg) 会对桑树幼苗株高、生物量产生促进作用, 当含量升高时转为抑制作用^[17]。

地上部分生物量是衡量植物修复能力的重要指标之一^[23]。在本研究中, 低含量 Pb、Cd 处理对美人蕉生物量基本没有影响, 但伴随重金属含量升高美人蕉生物量逐渐减小, 其中 P3C1 处理的生物量最高, 复合胁迫抑制作用强于单一胁迫, 这与许多试验植物对重金属的生理响应结果类似。王鸿燕等发现, 在 500 mg/L Pb 单一胁迫下, 溪荪幼苗地下部分干质量比对照显著降低 18.20%^[3]。这是因为根部细胞壁大量固定的 Pb^{2+} 会影响 Ca^{2+} 跨膜运输, 使 Ca - ATP 酶与钙调素 CAM 无法激活, 影响根尖细胞的有丝分裂, 减少植物根系对其他营养成分的吸收, 最终抑制植株地上部分的生长^[24]。

随着污染处理中 Pb、Cd 含量的增加, 美人蕉地上部分和地下部分的 Pb、Cd 含量也逐渐增加, 且表现为地下部分 $>$ 地上部分, 这与大多数植物在重金属环境中的组织积累结果一致。王天顺等发现, 对于 Cd 和 Pb 来说, 植物组织内的 Pb、Cd 含量顺序为根 $>$ 茎 $>$ 叶^[18]; 李萧萧等发现, 复羽叶栎树对 Pb 吸收表现出就近积累的特性, 即其体内的 Pb 含量表现为根 $>$ 茎 $>$ 叶^[25]; 周强英等发现, 秋枫对 Pb 和

Cd的富集表现为根部多于地上部,且Pb和Cd间具有协同效应^[26]。说明植物体内地上部分和地下部分的重金属含量与复合污染土壤中重金属的含量密切相关。总的来讲,植株地上部分和地下部分重金属含量随着土壤重金属含量的增大而增大。

富集系数是评价植物吸收积累重金属能力的重要指标,一般来说,系数越大,植物的富集效率越高^[16]。本研究中美人蕉对Cd的富集和迁移能力高于Pb,与乔永等对Pb、Cd复合胁迫对桑树、美人蕉生长的影响研究结果^[17,27]一致。在本研究中,Pb和Cd的富集系数最大的均为P1C1处理,分别为0.19和0.38,表明美人蕉根部对Pb、Cd吸收累积能力大于地上部。迁移系数是指植株地上部组织重金属含量/植株根部重金属含量^[28],可以表征植物根部向地上组织运输重金属的能力^[18]。本研究表明,在所有污染处理条件下美人蕉对Pb和Cd的迁移系数均小于1,且Pb、Cd在不同处理之间的迁移系数不同,但总体随着Pb、Cd污染浓度的增加逐渐下降。这与张呈祥等的研究结果^[19,29-30]一致,由此可知,美人蕉吸收的Cd主要积累在根系中,运输到地上部分的相对较少。美人蕉虽然没有达到超富集植物的标准($BCF > 1$ 、 $TF > 1$),但针对目前发现的超富集植物富集浓度极大,而生物量小、富集总量低的缺点,美人蕉具有自身的优势^[31]:(1)美人蕉在低浓度铅镉污染土壤中有较强的富集能力,且具有生物量大的特点。(2)美人蕉是多年生球根花卉,其形态优美、花色艳丽、适应性强、管理粗放,作为当前城市节约型绿化的重要地被材料被广泛应用。因此,将美人蕉种植在污染较轻的区域,不仅是一种利用价值高的修复植物,同时可获得很好的绿化效果。

4 结论

Pb、Cd单一及复合胁迫均对美人蕉幼苗生长具有抑制作用,复合胁迫抑制作用强于单一胁迫。低含量(≤ 500 mg/kg)Pb胁迫会促进美人蕉生长和生物量累积,高含量则转为抑制作用。土壤中的Pb、Cd进入美人蕉后主要富集在地下部分,美人蕉对低含量的Pb、Cd具有较高的富集能力,复合胁迫抑制作用强于单一胁迫。美人蕉对Pb、Cd富集及迁移系数均小于1,不属于超富集植物。可在Pb、Cd含量较低(< 500 、 < 5 mg/kg)的土壤中开展种植美人蕉污染修复模式,同时实现经济效益和生态效益。

参考文献:

- [1] 王丽燕,郑世英. 镉、铅及其复合污染对小麦种子萌发的影响[J]. 麦类作物学报,2009,29(1):146-148.
- [2] 吴曼,徐明岗,张文菊,等. 土壤性质对单一及复合污染下外源镉稳定化过程的影响[J]. 环境科学,2012,33(7):2503-2509.
- [3] 王海燕,黄苏珍,原海燕,等. Pb和Cd单一及复合胁迫条件下溪荪(*Iris sanguinea*)生长及金属离子积累特征分析[J]. 植物资源与环境学报,2011,20(3):24-28.
- [4] 冯鹏,孙力,申晓慧,等. 多年生黑麦草对Pb、Cd胁迫的响应及富集能力研究[J]. 草业学报,2016,25(1):153-162.
- [5] 杨金凤,卜玉山,邓红艳. 镉、铅及其复合污染对油菜部分生理指标的影响[J]. 生态学杂志,2009,28(7):1284-1287.
- [6] 黄芳,辜娇峰,周航,等. 不同马铃薯品种对Cd、Pb吸收累积的差异[J]. 水土保持学报,2019,33(6):370-376.
- [7] 刘大林,曹喜春,张华,等. 铅、镉胁迫对饲用高粱部分生理指标的影响[J]. 草地学报,2014,22(1):122-125.
- [8] 朱娜,李富荣,李敏,等. 铅镉复合污染对不同品种蔬菜生长和重金属累积特性的影响[J]. 热带农业科学,2016,36(6):66-70.
- [9] 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):107-112,118.
- [10] 王林,史衍玺. 镉、铅及其复合污染对萝卜生理生化特性的影响[J]. 中国生态农业学报,2008,16(2):411-414.
- [11] 付佳佳,韩玉林,李亚亚,等. Pb、Cd单一及复合胁迫对花蔺蒲幼苗生长及部分生理指标的影响[J]. 植物资源与环境学报,2010,19(3):23-27.
- [12] 姚天月,王丹,李泽华. U、Cd单一及复合污染对水芹生长和生理特性影响[J]. 农业环境科学学报,2016,35(5):871-877.
- [13] 湛灵芝,铁柏清. Cd²⁺、Cr⁶⁺单一及其复合污染对少根紫萍生理生化特性的影响[J]. 中国农学通报,2014,30(17):272-278.
- [14] 郭晖,靳筠,庄静静. 3种水生植物铅积累及运移差异性研究[J]. 河南农业大学学报,2019,53(2):227-235.
- [15] 郭晖,庄静静. 3种水生植物对铅污染水体的抗性研究[J]. 西南林业大学学报(自然科学),2019,39(2):52-59.
- [16] 吴运东,王炜玮,栗萍. 苘麻对Cd和Pb复合污染土壤的修复潜力研究[J]. 广东化工,2020,47(18):135-137.
- [17] 乔永,周金星,王小平. Pb、Cd复合胁迫对桑树种子萌发及幼苗生长的影响[J]. 北京林业大学学报,2020,42(4):32-40.
- [18] 王天顺,陈伟,蒋文艳,等. Cd、Zn、Pb、Cu复合污染对斑茅生长及吸收富集的影响[J]. 河南农业科学,2020,49(5):97-103.
- [19] 张呈祥,陈为峰. 美人蕉对镉的胁迫反应及积累特性[J]. 植物生态学报,2012,36(7):690-696.
- [20] 黄仁志,李一平,蒋勇兵,等. 镉铅复合胁迫对桑苗生长与桑叶重金属含量的影响[J]. 蚕业科学,2018,44(5):665-671.
- [21] 孙博文,王乾鑫,杨远祥,等. Cd、Pb单一及复合胁迫对白花蛇舌草幼苗生长状况的影响[J]. 四川农业大学学报,2019,37(6):792-798,884.
- [22] 刘大林,曹喜春,张华,等. 铅、镉胁迫对饲用高粱生长及铅、镉吸收和累积的影响[J]. 草地学报,2014,22(4):776-782.

李悦,张庆怡,董佳伟,等. 外源脱落酸缓解 UV-B 胁迫对牛皮杜鹃气孔及光合特性的影响[J]. 江苏农业科学,2022,50(7):145-151.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2022.07.022

外源脱落酸缓解 UV-B 胁迫对牛皮杜鹃气孔及光合特性的影响

李悦,张庆怡,董佳伟,徐洪伟,周晓馥

(吉林师范大学/吉林省植物资源科学与绿色生产重点实验室,吉林四平 136000)

摘要:为探讨外源脱落酸(abscisic acid,简称 ABA)缓解紫外线-B(UV-B)胁迫对植物气孔及光合特性的影响。本试验以牛皮杜鹃(*Rhododendron chrysanthum* Pall)为试验材料,共设 PAR、UV-B、ABA+PAR 及 ABA+UV-B 等 4 组处理,测定气孔、花青素(anthocyan)含量以及叶绿素荧光参数,并进行对比分析。结果表明,UV-B 胁迫使牛皮杜鹃气孔特征、花青素含量、 F_m 、 F_v/F_m 、 F_v'/F_m' 、 F_v/F_0 、 q_p 显著降低($P < 0.05$), q_p 快速光响应曲线下降幅度增大,ABA 预处理显著提高了花青素的含量、 F_m 、 F_v/F_m 、 F_v'/F_m' 、 F_v/F_0 、 q_p ($P < 0.05$),且使 q_p 、NPQ 快速光响应曲线呈现出最佳状态。这些结果证实了外源 ABA 能缓解 UV-B 对牛皮杜鹃光合系统造成的损伤,提高了其光合能力,从而提高了牛皮杜鹃对 UV-B 的耐受能力。

关键词:牛皮杜鹃;UV-B;外源脱落酸;花青素;叶绿素荧光参数

中图分类号:S685.210.1 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2022)07-0145-07

牛皮杜鹃(*Rhododendron chrysanthum* Pall),别称牛皮茶,是一种具有重要观赏和药用价值的濒危物种,是我国长白山的特有物种,也是研究植物耐逆性的重要植物资源^[1]。长白山环境恶劣,空气稀薄,太阳辐射强烈,其中紫外线-B(UV-B)辐射是该地区主要的非生物胁迫因子^[2]。

UV-B 胁迫会对植物的生理代谢造成影响^[3]。孟凡来等都指出,UV-B 辐射胁迫可造成叶绿体结

构的破坏或使叶绿素发生光氧化,从而导致叶绿素含量的下降^[4-5];徐超群表示,UV-B 辐射会导致叶绿素和类胡萝卜素上的杂环与共轭双键产生活性氧,进而破坏细胞稳态,与此同时,类胡萝卜素的含量在 UV-B 的辐射下,也会发生显著变化^[6]。研究显示,类胡萝卜素分子所含有的共轭双键既能参与光能的捕获又可耗散过剩光能,能够防御光氧化对叶绿素的不利影响,同时也导致了自身含量的减少^[4-5,7]。

脱落酸(abscisic acid,简称 ABA)具有引起休眠、抑制生长、促进脱落的生理作用。研究证明,ABA 在植物遭受干旱、低温、盐渍等不良环境胁迫时可快速做出响应,其含量的增加能很好地增强植物的防御能力,因此又称 ABA 为“胁迫激素”^[8-9]。王娟通过研究发现,外源 ABA 可以改善在干旱条件下的烟草幼苗的叶黄素循环,从而耗散了过剩的激

收稿日期:2021-07-09

基金项目:吉林省科技发展计划(编号:20190301059NY);中央指导地方科技发展资金吉林省基础研究专项(编号:202002016JC)。

作者简介:李悦(1998—),女,吉林白城人,硕士研究生,研究方向为植物遗传学。E-mail:13194363751@163.com。

通信作者:周晓馥,博士,教授,博士生导师,主要从事植物分子生物学研究。E-mail:zhouxiaofu@jlnu.edu.cn。

[23]景俏丽. 紫花苜蓿对土壤 Cd、Pb 重金属污染的修复研究[D]. 西安:长安大学,2019.

[24]曲同宝,杨滕希,马文育,等. 铅(Pb²⁺)和镉(Cd²⁺)对火炬树种子萌发及幼苗生长的影响[J]. 中南林业科技大学学报,2020,40(1):30-36.

[25]李萧萧,冯丽涵,李凌. 复合胁迫下复羽叶栎对 Cd 和 Pb 的吸收富集研究[J]. 西南师范大学学报(自然科学版),2020,45(5):103-108.

[26]周强英,黄泽梅,陈瑶,等. 秋枫对 Pb 和 Cd 复合胁迫的耐受及累积特性[J]. 西南师范大学学报(自然科学版),2020,45(7):42-46.

[27]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.

[28]王怡璇,刘杰,唐云舒,等. 硅对水稻镉转运的抑制效应研究[J]. 生态环境学报,2016,25(11):1822-1827.

[29]廖琴,王胜利,南忠仁,等. 干旱区绿洲土壤中 Cd、Pb、Zn、Ni 复合污染对芹菜的影响及其富集迁移规律[J]. 干旱区资源与环境,2011,25(7):173-177.

[30]林诗悦,冯义彪. 镉铅复合污染土壤的超富集植物修复能力研究[J]. 环境工程,2017,35(3):168-173.

[31]吴双桃. 美人蕉在镉污染土壤中的植物修复研究[J]. 工业安全与环保,2005,31(9):13-15.