

重金属镉胁迫下臭牡丹的生理响应及富集研究

张建新¹, 张婷婷^{2,3}, 龙昌莲^{2,3}, 崔乐怡^{2,3}, 张航^{2,3}, 苟秋^{2,3}, 吴玉环⁴, 刘鹏^{2,3*}

(1. 丽水职业技术学院, 丽水 323000; 2. 浙江师范大学生态学研究所, 金华 321004;

3. 浙江师范大学植物学实验室, 金华 321004; 4. 杭州师范大学生命与环境科学学院, 杭州 310036)

摘要: 为探究镉胁迫对臭牡丹生理响应及各部位镉富集特征的影响, 进行盆栽试验, 设置不同浓度 (0.00、0.10、0.30、0.60 和 0.90 mmol·L⁻¹) 镉梯度, 测定 12、24 和 36 d 后植物抗氧化酶活性、叶绿素含量、叶绿素荧光参数及各部位镉含量。结果表明, SOD、CAT 活性随胁迫浓度增加总体先升后降, POD 活性在高浓度下变化显著, 前期增强, 后期减弱; 短时间、低浓度的镉污染会刺激臭牡丹提高叶绿素 a、叶绿素 b、叶绿素总量和叶绿素 a/b 以适应不良环境, 长时间、高浓度的胁迫则产生较强的抑制效应; 叶片 F_v/F_m 在高浓度后期明显减小, ETR 先升后降; 臭牡丹各器官镉富集能力存在显著差异, 表现为根>茎>叶, 其富集系数与各部位镉富集量呈负相关, 表明胁迫加深会阻碍根部镉富集过程从而产生毒害效果。

关键词: 臭牡丹; 生理变化; 镉富集; 抗逆性

中图分类号: S567.1; Q945.78

文献标识码: A

文章编号: 1672-352X (2018)04-0703-07

Physiological response and bioconcentration of *Clerodendrum bungei* Steud. to cadmium

ZHANG Jianxin¹, ZHANG Tingting^{2,3}, LONG Changlian^{2,3}, CUI Leyi^{2,3},
ZHANG Hang^{2,3}, GOU Qiu^{2,3}, WU Yuhuan⁴, LIU Peng^{2,3}

(1. Lishui Vocational and Technical College, Lishui 323000;

2. Key Laboratory of Botany, Zhejiang Normal University, Jinhua 321004;

3. Research Institute of Ecology, Zhejiang Normal University, Jinhua 321004;

4. School of Life and Environmental Sciences, Hangzhou Normal University, Hangzhou 310036)

Abstract: To determine the effect of cadmium on the physiological response and enrichment characteristic of *Clerodendrum bungei* seedlings, different concentrations of cadmium (0.00, 0.10, 0.30, 0.60 and 0.90 mmol·L⁻¹) were sprayed on *Clerodendrum bungei* leaves. The antioxidant enzyme activity, chlorophyll content, chlorophyll fluorescence parameters, and cadmium content in the leaves, roots, and stems were measured on the 12th day, 24th day and 36th day after cadmium treatment. The results showed that cadmium had different effects on peroxidase (POD), superoxide dismutase (SOD), and catalase (CAT). The activities of SOD and CAT generally rose firstly and then fell with the increase of the stress concentration of cadmium, while POD activity changed significantly at high concentrations, increasing firstly and then fell. Short-term and low-concentration cadmium treatment improved the contents of chlorophyll a, chlorophyll b, total chlorophyll, and chlorophyll a/b for adapting to the adverse environment, while long-term and high-concentration stress had a strong inhibitory effect. Leaves' F_v/F_m significantly declined in the late period under high-cadmium pollution, while photosynthetic electron transfer rate (ETR) firstly rose and then dropped. There were significant differences in enrichment ability of cadmium among organs of *Clerodendrum bungei*, with the strongest in roots and the weakest in leaves. Bioconcentration factors were negatively correlated with enrichment amount of Cd in different organs, suggesting deepened stress could hinder the enrichment of Cd in the roots and thus produced toxic effect.

Key words: *Clerodendrum bungei* Steud.; physiological changes; cadmium enrichment; resistance against stress

收稿日期: 2017-12-22

基金项目: 国家自然科学基金 (41571049, 41461010), 浙江省公益技术应用研究计划项目(2015C32127)和丽水市重点科技创新团队 (2012cxt08) 共同资助。

作者简介: 张建新, 副教授。E-mail: 13666568927@126.com

* 通信作者: 刘鹏, 博士, 教授。E-mail: sky79@zjnu.cn

重金属污染被列为全球最严重的环境问题之一, 据统计, 世界每年向环境中释放镉达 3×10^4 t, 其中约 82%~94% 进入土壤, 中国土壤中镉的点位超标率达 7.0%, 而浙江省镉超标土壤占 10.69%^[1-2]。镉 (Cd) 毒性强, 可通过植物吸收进入食物链^[3], 从而对人体健康和生命安全造成严重威胁^[4]。高浓度镉污染对植物造成严重伤害^[5], 其生理毒害作用主要表现为植株活性氧 (ROS) 积累、光合系统损伤、细胞代谢紊乱^[6-7]等。目前, 中国高镉稻米问题十分严重, 作物污染量高达 1 200 万 t, 年产量减少量达 1 000 万 t, 每年因作物减产而导致的经济损失超过 200 亿^[8-10], 镉污染治理刻不容缓。

臭牡丹 (*Clerodendrum bungei* Steud.) 别名大红袍、臭八宝, 马鞭草科大青属植物, 多分布于我国河北、陕西、浙江和江苏等地。它具有较强观赏性, 药用价值也十分突出, 根、茎、叶均可入药, 性温, 味苦, 具有活血化瘀、祛风除湿、清热解毒多种功效, 现代医学研究还表明其具有抗肿瘤、抗氧化、抑菌与镇痛催眠等作用^[11]。近年来酸雨导致土壤酸化程度加剧, 重金属溢出^[12], 植物修复技术作为治理重金属污染的重要方法受到了社会的广泛关注, 而现今对于镉富集植物的探究多集中于生物量较小的草本植物。臭牡丹作为一种生物量大、生长快、分布广的灌木, 目前国内外的相关研究主要集中在化学成分和药理作用方面^[13-14], 针对镉逆境下臭牡丹生理响应与镉富集的探究尚鲜见报道。因而作者研究镉处理下臭牡丹的生理生化指标和镉富集特征, 为进一步研究臭牡丹对镉胁迫的生理响应机制奠定基础, 并为其综合价值的开发和环境污染的植物修复提供必要的理论支撑。

1 材料与方法

1.1 供试材料

试验材料为江苏海门三厂镇的野生臭牡丹植株, 在本校生物园扦插繁殖培育 1 年后, 于 2017 年 6 月选取大小、长势一致的幼苗到主要合作单位浙江师范大学植物学实验室进行土培、生长和测定。

1.2 试验方法

土培试验所用土壤来自本校生物园, 风干、磨碎、过 100 目筛, 其速效氮、速效磷、速效钾含量分别为 30.57、18.47 和 4.03 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤镉含量为 2.83 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、土壤 pH 为 3.17。在土培试验中, 每盆装取土壤 2.5 kg, 每盆 2 株。试验设计 5 个镉浓度 ($\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$): 0.00 (CK)、0.10 (T1)、0.30 (T2)、0.60 (T3) 和 0.90 (T4) $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$, 各设

3 个重复组。试验期间观察茎、叶形态特征, 每隔 1 d 浇 40 mL Cd^{2+} 溶液, 每 3 d 测量株高, 适时补充水分。分别在第 12、24 和 36 天取顶端成熟叶片测定抗氧化酶活性、叶绿素含量、叶绿素荧光等生理指标, 同时分别取臭牡丹根茎叶进行镉含量测定。

1.3 测定指标及方法

试验进行至第 12、24 和 36 天时分别测定各植株的生理指标及镉含量。SOD 活性采用氯化硝基四氮唑蓝法 (NBT) 光化还原法^[15]测定; POD 活性采用愈创木酚法^[15]测定; CAT 活性采用紫外吸收法^[15]测定。植株根、茎、叶镉含量采用原子吸收法^[16]测定; 叶绿素含量采用分光光度法^[17]测定, 叶绿素荧光参数利用 PMA-210 叶绿素荧光仪进行测定: 测定前对植物活体叶片进行暗处理 10 min, 在叶片上选取中部区域, 进行测定。本试验探讨的主要参数为 F_v/F_m 和 ETR 。

1.4 数据处理

试验数据使用 Microsoft Excel 整理, 用 SPSS 20.0 统计软件通过单因素方差分析法 (one-way ANOVA) 和 Duncan 法计算平均值和标准误, 分析显著性差异 ($\alpha=0.05$), 用 Origin 8.5 软件作图。

2 结果与分析

2.1 不同浓度 Cd^{2+} 对臭牡丹叶片 SOD 活性的影响

抗氧化酶系统是植株遭受环境胁迫时重要的防御系统, 植物中的抗氧化酶主要包括 SOD、POD 和 CAT, 三者互相协调清除体内多余的活性氧自由基, 提高植物抗逆性^[18]。其中 SOD 是体内清除自由基的主要防御酶, 能够有效防止活性氧通过氧化应激反应损伤细胞大分子物质。由表 1 可以看出, 0.10 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 镉处理下, SOD 活性较 CK 组显著上升, 随着时间的延长其数值基本保持稳定。在 0.30~0.60 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度胁迫下, SOD 活性初期明显低于 T1 组, 随时间变化逐渐上升, 最终其数值均高于 T1 组, 增长率达 23.18% 和 34.34%, 这可能是臭牡丹对镉污染环境逐步适应的结果。而在 0.90 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度下, SOD 活性在第 1 周期小于 CK 组, 且随着时间延长持续降低, 抑制率达 13.84%, 可见当镉污染超过一定限度时, 臭牡丹 SOD 活性开始下降, 其抗氧化功能有所减弱。

2.2 不同浓度 Cd^{2+} 对臭牡丹叶片 POD 活性的影响

POD 作为植物细胞保护性酶, 可防止活性氧对细胞的伤害, 与植株代谢强度有密切联系。POD 含量越高、上升趋势越大, 其抗逆性越强^[19]。由表 1 可知, POD 活性随着时间的延长总体上呈现先升后降

的趋势。在 0.10~0.30 mmol·L⁻¹ 镉处理下, POD 活性初期小于 CK 组且变化幅度较小, 其增长率和抑制率分别为 20.55%、21.89% 和 0.45%、10.31%。在 0.60 mmol·L⁻¹ 浓度下, POD 活性在初期数值明显高于 CK 组, 且随时间变化其呈现出十分明显的先增

后减趋势, 其增长率与抑制率分别为 24.24% 与 41.17%。而在更高浓度镉处理下, POD 活性在前期上升趋势较为微弱, 后期则显著下降, 抑制率达 38.20%。这说明高浓度镉污染能刺激臭牡丹提高 POD 活性, 但长时间的胁迫则会达到相反的效果。

表 1 不同浓度 Cd 处理对臭牡丹 SOD、POD 和 CAT 活性的影响

Table 1 Effects of different Cd levels on SOD,POD and CAT activities of *Clerodendrum bungei* Steud.

处理时间/d Treatment time	Cd 浓度/mmol·L ⁻¹ Cd concentration	SOD/U·g ⁻¹ ·min ⁻¹ SOD activity	POD/U·g ⁻¹ ·min ⁻¹ POD activity	CAT/U·g ⁻¹ ·min ⁻¹ CAT activity
12	0.00	879.612±40.879 ^b	6 048.249±273.906 ^d	56.994±6.039 ^a
	0.10	1 269.138±85.129 ^a	5 058.987±362.887 ^{cd}	75.063±8.522 ^b
	0.30	1 004.337±88.766 ^b	5 293.422±169.649 ^c	80.680±4.508 ^a
	0.60	947.648±88.204 ^c	7 348.373±262.883 ^b	63.411±6.873 ^c
	0.90	864.744±33.564 ^a	8 648.527±114.023 ^a	71.029±9.411 ^a
24	0.00	851.486±34.273 ^c	6 003.410±62.174 ^d	67.180±6.683 ^c
	0.10	1 169.445±22.342 ^a	6 098.792±65.930 ^d	183.067±9.232 ^{ab}
	0.30	1 066.137±31.937 ^b	6 452.063±68.854 ^c	221.383±10.746 ^a
	0.60	1 118.704±25.275 ^{ab}	9 141.984±99.720 ^b	159.123±7.068 ^b
	0.90	777.211±25.243 ^c	8 703.447±134.247 ^a	141.467±10.192 ^b
36	0.00	869.916±24.556 ^b	6 448.841±99.578 ^a	61.993±3.167 ^d
	0.10	1 174.890±74.728 ^a	6 071.258±74.397 ^b	197.143±12.591 ^{ab}
	0.30	1 237.147±56.177 ^c	5 787.051±56.310 ^b	238.350±12.650 ^a
	0.60	1 273.073±48.357 ^a	5 378.539±71.361 ^c	174.788±8.856 ^{bc}
	0.90	749.478±21.710 ^b	3 340.359±158.825 ^d	147.762±6.381 ^c

注: 不同小写字母表示某指标差异显著 ($P<0.05$)。下同。

Note: Different small letters denote that the difference among treatments is significant ($P<0.05$). The same below.

表 2 不同浓度 Cd 处理对臭牡丹 F_v/F_m 和 ETR 的影响

Table 2 Effects of different Cd levels on F_v/F_m and ETR of *Clerodendrum bungei* Steud.

处理时间/d Treatment time	Cd 浓度/mmol·L ⁻¹ Cd concentration	F_v/F_m	ETR
12	0.00	0.769±0.010 ^{ab}	16.610±1.629 ^a
	0.10	0.770±0.009 ^b	16.767±1.247 ^a
	0.30	0.762±0.003 ^b	17.420±1.183 ^c
	0.60	0.768±0.007 ^b	21.233±1.948 ^b
	0.90	0.776±0.004 ^a	15.467±1.457 ^a
24	0.00	0.777±0.008 ^a	16.933±0.614 ^a
	0.10	0.772±0.004 ^a	25.234±1.668 ^b
	0.30	0.778±0.007 ^b	22.501±1.570 ^a
	0.60	0.763±0.008 ^c	21.873±1.696 ^c
	0.90	0.774±0.005 ^a	15.834±1.414 ^a
36	0.00	0.771±0.009 ^a	17.272±1.312 ^a
	0.10	0.776±0.006 ^a	23.938±1.442 ^{ab}
	0.30	0.772±0.005 ^c	19.236±0.331 ^{bc}
	0.60	0.782±0.004 ^a	16.126±1.844 ^a
	0.90	0.710±0.006 ^b	12.421±1.137 ^{ab}

2.3 不同浓度 Cd²⁺对臭牡丹叶片 CAT 活性的影响

过氧化氢酶 (CAT) 作为一种酶类清除酶, 又称触酶, 是生物防御体系的关键酶之一^[20]。由表 1

所示, CAT 活性整体上随镉浓度的提高表现出先升后降的特点。12 d 时, CAT 活性数值变化幅度略为平缓, 在 0.30 mmol·L⁻¹ 处理浓度下达到最大值, 相

较于CK组其增长率达41.56%。24和36d时,CAT活性随镉浓度变化显现出先增后减的态势,最大增长率分别为229.54%和284.48%,且其在0.90

mmol·L⁻¹条件下均明显超过CK组,这说明CAT在重金属Cd毒害后期发挥作用以防止细胞膜脂过氧化,但胁迫加剧会对叶片CAT活性产生抑制作用。

表3 不同浓度Cd处理下臭牡丹叶绿素含量与相对组成

Table 3 Chlorophyll content and relative composition of *Clerodendrum bungei* Steud. treated with different Cd concentrations

处理时间/d Treatment time	Cd 浓度/mmol·L ⁻¹ Cd concentration	叶绿素 a/mg·g ⁻¹ Chl a	叶绿素 b/mg·g ⁻¹ Chl b	叶绿素 a+b/mg·g ⁻¹ Chl(a+b)	叶绿素 a/b Chl a/b
12	0.00	0.650±0.021 ^{bc}	0.226±0.052 ^a	0.873±0.046 ^{bc}	2.972±0.230 ^{ab}
	0.10	0.738±0.032 ^b	0.263±0.059 ^a	1.010±0.077 ^{ab}	3.056±0.704 ^a
	0.30	0.844±0.039 ^a	0.268±0.059 ^a	1.112±0.088 ^a	3.359±0.565 ^a
	0.60	0.664±0.023 ^{bc}	0.232±0.044 ^a	0.896±0.051 ^{bc}	3.048±0.433 ^b
	0.90	0.563±0.042 ^c	0.205±0.014 ^a	0.768±0.055 ^c	2.747±0.102 ^a
24	0.00	0.912±0.051 ^a	0.320±0.024 ^a	1.232±0.075 ^a	2.861±0.077 ^a
	0.10	0.795±0.079 ^{ab}	0.285±0.032 ^{ab}	1.080±0.110 ^{ab}	2.832±0.061 ^a
	0.30	0.791±0.015 ^{ab}	0.280±0.006 ^{ab}	1.071±0.022 ^{ab}	2.828±0.021 ^a
	0.60	0.752±0.017 ^b	0.279±0.002 ^{ab}	1.031±0.019 ^{ab}	2.790±0.041 ^a
	0.90	0.697±0.040 ^b	0.254±0.011 ^b	0.951±0.051 ^b	2.736±0.043 ^a
36	0.00	1.343±0.074 ^a	0.563±0.049 ^a	1.906±0.104 ^a	2.411±0.197 ^a
	0.10	1.091±0.066 ^b	0.527±0.035 ^a	1.618±0.100 ^{ab}	2.170±0.024 ^b
	0.30	1.027±0.091 ^b	0.491±0.023 ^a	1.518±0.113 ^b	2.088±0.090 ^{ab}
	0.60	1.025±0.053 ^{ab}	0.487±0.015 ^b	1.512±0.045 ^{ab}	2.082±0.008 ^{ab}
	0.90	1.013±0.065 ^b	0.484±0.030 ^a	1.497±0.093 ^b	1.897±0.048 ^b

表4 Cd在臭牡丹体内的累积和分布情况

Table 4 Accumulation and distribution of Cd in *Clerodendrum bungei* Steud.

时间/d Time	镉浓度/ mmol·L ⁻¹ Cd concentration	镉含量/mg·kg ⁻¹ Cadmium content			生物富集系数 Bioconcentration factor			转运系数 Translocation factor
		根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	
12	0.00	9.341±0.506 ^d	3.394±0.275 ^c	0.171±0.0340 ^c	/	/	/	/
	0.10	96.798±1.829 ^c	13.719±1.315 ^d	3.149±0.162 ^b	7.780±0.163 ^a	0.918±0.117 ^a	0.264±0.014 ^a	15.21
	0.30	102.417±0.964 ^b	20.645±0.922 ^c	3.527±0.031 ^b	2.760±0.029 ^b	0.512±0.027 ^b	0.100±0.001 ^b	22.14
	0.60	133.139±1.144 ^a	37.223±1.064 ^b	6.457±0.263 ^a	1.835±0.017 ^c	0.502±0.016 ^b	0.093±0.004 ^b	32.40
	0.90	129.211±2.332 ^a	52.027±2.192 ^a	6.561±0.132 ^a	1.118±0.023 ^d	0.481±0.022 ^b	0.063±0.001 ^c	45.90
24	0.00	10.194±0.772 ^d	4.200±0.328 ^c	0.218±0.024 ^c	/	/	/	/
	0.10	107.767±1.870 ^c	18.091±1.309 ^d	3.061±0.073 ^d	8.680±0.166 ^a	1.236±0.116 ^a	0.253±0.006 ^a	17.15
	0.30	154.009±2.485 ^b	34.899±3.059 ^c	5.848±0.057 ^c	4.265±0.074 ^b	0.910±0.091 ^b	0.167±0.002 ^b	25.26
	0.60	171.239±4.413 ^a	49.729±1.570 ^b	10.387±0.034 ^b	2.388±0.065 ^c	0.675±0.023 ^b	0.151±0.005 ^c	34.59
	0.90	160.791±2.760 ^b	59.641±0.541 ^a	9.809±0.142 ^a	1.488±0.027 ^d	0.548±0.005 ^c	0.095±0.001 ^d	43.18
36	0.00	13.441±0.677 ^c	3.990±0.2450 ^c	0.178±0.022 ^c	/	/	/	/
	0.10	112.432±1.902 ^b	20.725±0.830 ^d	3.880±0.088 ^b	8.806±0.169 ^a	1.489±0.077 ^a	0.329±0.008 ^a	20.65
	0.30	160.307±4.136 ^a	39.754±3.312 ^c	4.553±0.249 ^b	4.355±0.123 ^b	1.060±0.098 ^b	0.130±0.007 ^c	27.33
	0.60	169.468±3.209 ^a	56.414±2.486 ^b	10.598±0.175 ^a	2.313±0.344 ^c	0.778±0.037 ^c	0.154±0.003 ^b	40.28
	0.90	145.187±6.258 ^b	79.112±1.397 ^a	11.251±0.582 ^a	1.302±0.111 ^d	0.472±0.014 ^c	0.109±0.006 ^c	65.43

2.4 不同浓度Cd²⁺对臭牡丹叶绿素荧光参数影响

叶绿素荧光与植物的光合效率密切相关,叶绿素荧光参数的变化体现植物对光能的吸收利用效率^[21]。最大光化学量子效率(F_v/F_m)是研究植物逆

境响应的理想参数之一,其值大小可反映叶绿体光系统(PSII)受损程度。抗逆性强的植株通常能在重金属污染中保持较高的 F_v/F_m 值,表观电子传递速率(ETR)与光合速率呈正相关。表2显示, F_v/F_m

数值在低浓度胁迫下比较稳定,波动幅度略微平缓,在高浓度处理后期有较为明显的下降走势,降幅达 9.21%。对于不同周期的臭牡丹叶片,ETR 均随胁迫程度的加深先升后降,且 T4 组数据均小于 CK 组。12 d 时,ETR 数值在 $0.60 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度处达到最大值,其增长率为 27.91%。24 和 36 d 时,ETR 在 $0.10 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 处理下达到最大值,增长率分别达 49.02% 和 38.59%,且镉浓度大于 $0.10 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时 ETR 数值下降趋势显著。由此可见臭牡丹对 Cd 具有一定抵抗作用,但高浓度镉会在一定程度上影响植株对光能的捕获和有效利用。

2.5 不同浓度 Cd^{2+} 对臭牡丹叶绿素含量的影响

叶绿素含量是光合作用能力的指示器,反映了植株在逆境下的生长状态,可作为植物抗逆性评价的一项重要指标^[22]。重金属胁迫下,植株表现出叶绿素降解、叶片黄化和光合效率降低等反应,植物正常生长受阻。从表 3 中可以看出,12 d 时,随着镉处理浓度的增加,臭牡丹叶绿素 a、叶绿素 b、叶绿素 a+b 和叶绿素 a/b 总体先增后减,且均在 $0.30 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 处达到最大值,相较于 CK 组增幅分别为 29.85%, 18.58%, 27.38% 和 13.02%。24 和 36 d 时,叶绿素 a、叶绿素 b 和叶绿素总量随着处理浓度的变化呈现出明显的下降趋势,而叶绿素 a/b 下降趋势较为平缓,这 4 个指标在第 2 周期相对于 CK 组的最大抑制幅度分别达 23.57%、20.63%、22.81% 和 4.37%,在第 3 周期为 24.57%、14.03%、21.46% 和 21.31%,这说明随着镉胁迫程度的加深,臭牡丹的叶绿素合成受到阻碍,叶片光合能力降低。

2.6 镉胁迫下臭牡丹根茎叶的镉含量特征与其相关系数

不同程度的镉胁迫下,臭牡丹根、茎、叶的镉积累量见表 4。总体而言,同浓度下各部位的镉积累量差异较大,对 Cd 的吸收能力表现为:根>茎>叶,且地下部分镉含量显著高于地上部分(茎和叶)。随着时间的推移,臭牡丹各器官的镉积累量总体呈上升趋势,36 d 时各组臭牡丹体内镉含量分别为 CK 组的 7.78、11.62、13.43 和 13.38 倍。

生物富集系数(bioconcentration factor, BCF)可以反映植物吸收重金属的难易程度,系数越大,积累能力越强;转运系数(translocation factor, TF)表征植物将重金属由根部转移到地上部分的能力,可间接衡量植物对重金属的耐性^[23]。臭牡丹根部的富集系数均大于 1,表明臭牡丹对镉有较强的富集能力,但是伴随镉浓度的增大,臭牡丹各器官的富集系数总体上呈下降的态势,这与杨海涛等^[24]探测

出曼陀罗(*Datura stramonium* L.)镉富集的特点相同,且浓度越高,下降程度越大,相较于各周期 T1 处理组,根富集系数依次下降了 55.31%、74.21%、84.57%。而臭牡丹转运系数随镉浓度提升不断增大,在 36 d 时由 20.65% 上升至 65.43%。这表明臭牡丹根系滞留镉的能力较强,但镉胁迫加剧同样会促使根部镉转运系数升高,从而对地上部分产生毒害效应。

3 讨论与结论

在正常生长环境中,植物体内活性氧保持着合成与分解之间的动态平衡。在遭受胁迫时,植物体内活性氧代谢平衡被打破,活性氧分子累积,引起细胞氧化应激反应,植物体生理生化功能紊乱。为克服不良环境的影响,植物调整体内抗氧化酶活性来清除活性氧物质,从而维持正常的生理状态^[25]。本次试验中,SOD、CAT 活性随镉浓度升高呈现出先升后降的态势,其中 CAT 活性的变化趋势更为明显,这表明低浓度镉刺激臭牡丹提高 SOD、CAT 活性以清除活性氧自由基,但氧化胁迫加剧时,过多的活性氧物质不能及时消解,导致细胞质膜受损,抗氧化酶系统紊乱,这与玉米(*Zea mays* L.)^[26]和烟草(*Nicotiana tabacum* L.)^[27]的研究结果相同。在不同浓度镉胁迫对 POD 活性的影响方面,陈凤清等^[28]在对野生龙葵(*Solanum nigrum* L.)的探究中发现,高浓度镉可以促使龙葵 POD 活性显著提升。在本试验中,高浓度镉胁迫下臭牡丹 POD 活性在前期同样显著提高,这与上述野生龙葵研究的趋势吻合,说明臭牡丹 POD 对于高浓度镉胁迫具有较强的抗逆性,但长时间镉污染同样会使得 POD 活性受损。

叶绿素作为参与光合作用的重要色素,其含量是反映植物光合能力的重要指标。叶绿素 a、叶绿素 b 能够有效地捕获光能并将光能传递至反应中心,而叶绿素 a/b 则与光能的利用效率密切相关。探索结果显示,在低浓度镉处理前期,植株叶绿素 a、叶绿素 b、叶绿素总量、叶绿素 a/b 均有不同程度的提高,这与黄运湘等^[29]的试验结果一致,也说明一定范围内的外源性 Cd^{2+} 能刺激叶绿素 a、叶绿素 b 的合成,提高植株光能转化效率。另外试验结果表明,试验中后期高浓度镉胁迫会使得臭牡丹叶绿素含量与叶绿素 a/b 持续下降,叶绿素合成受阻,反应中心电子传递速率减弱。关于对其相关原因的探讨,有研究指出高浓度镉会损伤叶绿体超微结构,使叶绿体膜系统完整性受到破坏^[30]。与此同

时, 分解叶绿素的酶活性升高导致叶绿素降解, 类囊体等的结构破坏使得合成叶绿素的酶失去骨架而不能正常发挥作用。叶绿素荧光是植物 PSII 光化学过程的指示器, 能够灵敏地反映逆境对植物光合作用各个过程的影响, 同时也是衡量植株光合作用强弱的一项重要指标。其中, F_v/F_m 能够反映 PSII 系统的原初光能转化率, 在胁迫条件下其值通常会有所减小。本试验中, 叶片 F_v/F_m 在高浓度胁迫后期明显下降, 而 ETR 随镉浓度的升高先增后减, 这同样证明镉污染会影响臭牡丹 PSII 反应中心活性, 降低电子传递效率, 致使光合效率降低, 但镉胁迫如何作用于臭牡丹 PSII 反应中心致使其活性减弱尚且不明, 其作用机理仍有待进一步探究。

镉作为一种非必需金属元素, 能够被植物较好的吸收与转运, 且在植物体内的分布不均匀。试验结果显示, 在重金属镉胁迫下, 臭牡丹地上部分镉含量并未达到 $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 根、茎、叶的镉累积量随胁迫程度的加深总体呈逐渐上升的态势, 且分布特征为: 根>茎>叶, 这与马缨丹 (*Lantana camara* L.) 盆栽试验结果相一致^[31]; 赵艳玲等^[32]指出植物根系的细胞壁、细胞膜和细胞器对 Cd 具有识别能力, 能通过沉淀、络合、区域化等作用, 将其固定于根内, 继而抑制其向地上部分转运, 可以为臭牡丹与马缨丹相关原因的深入探究提供一定的基础。这也是减轻植物的光合作用及新陈代谢毒害的一种策略^[33], 表明其对镉毒害表现出较强的耐受性, 是具有镉富集能力的先决条件。而木质素是细胞次生壁的主要成分之一, 有研究指出镉胁迫致使与木质素合成相关的 POD 基因表达上调^[34], 这与本试验高镉浓度下 POD 活性显著提高相符合。试验结果表明臭牡丹各部位的转运系数均小于 1, 这与张丽等^[35]的结果有所不同, 其原因可能是该试验所培育的臭牡丹长期生长在重金属污染区, 具有很强的耐受能力。臭牡丹根系富集系数均大于 1, 但是系数随镉含量增高而降低, 这与对早熟禾 (*Poa annua* L.) 相关探索的结果^[36]相近, 说明臭牡丹有较好的镉富集能力, 虽然它存在一定的饱和现象, 但可以通过根部滞留的方式减少镉的向上运输, 这可能是臭牡丹对镉的耐受机制之一。

臭牡丹具有一定耐镉性, 在镉胁迫环境中提高叶绿素含量, 加快光能转化效率, 体内抗氧化酶之间相互协调, 抵制镉诱导的氧化损伤, 来维持机体功能的正常运行。高镉胁迫导致臭牡丹光合作用受损, 抗氧化酶系统紊乱, 植物的正常生理代谢活动受到影响。在耐镉性方面, 臭牡丹生物量大、根系

发达、对镉的积累能力较强, 可作为一种治理 Cd 污染的潜在植物。至于其耐镉机制与镉富集的机理, 则需要进行更加深入的探究。

参考文献:

- [1] LIAO Q L, LIU C, WU H Y, et al. Association of soil cadmium contamination with ceramic industry: A case study in a Chinese town[J]. *Sci Total Environ*, 2015, 514:26-32.
- [2] 环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[R]. [2014-04-17].
- [3] INGWERSEN J, STRECK T. A regional-scale study on the crop uptake of cadmium from sandy soils: measurement and modeling[J]. *J Environ Qual*, 2005, 34(3): 1026-1035.
- [4] SATO A, TAKEDA H, OYANAGI W, et al. Reduction of cadmium uptake in spinach (*Spinacia oleracea* L.) by soil amendment with animal waste compost [J]. *J Hazard Mater*, 2010, 181(1/2/3): 298-304.
- [5] LIU J N, ZHOU Q X, SUN T, et al. Growth responses of three ornamental plants to Cd and Cd-Pb stress and their metal accumulation characteristics[J]. *J Hazard Mater*, 2008, 151(1):261-267.
- [6] HENDERSON I R, JACOBSEB S E. Epigenetic inheritance in plants[J]. *Nature*, 2007, 447(7143):418-424.
- [7] VERMA S, DUBEY R S. Effect of cadmium on soluble sugars and enzymes of their metabolism in rice [J]. *Biol Plantarum*, 2001, 44(1):117-123.
- [8] WANG X C, YAN W D, AN Z, et al. Status of trace elements in paddy soil and sediment in Taihu Lake region [J]. *Chemosphere*, 2003, 50(6): 707-710.
- [9] WONG S C, LI X D, ZHANG G, et al. Heavy metals in agricultural soils of the Pearl River Delta, South China [J]. *Environ Pollut*, 2002, 119(1):33-44.
- [10] 程旺大, 姚海根, 吴伟, 等. 土壤-水稻体系中的重金属污染及其控制[J]. *中国农业科技导报*, 2005, 7(4): 51-54.
- [11] MOTOOY, SAWABU N. Antitumor effects of saikosaponins, baicalin and baicalein on human hepatoma cell lines[J]. *Cancer Lett*, 1994, 86(1):91-95.
- [12] MOSAD S M, GHANEM A A, EL-FALLAL H M, et al. Lens cadmium, lead, and serum vitamins C, E, and beta carotene in cataractous smoking patients[J]. *Curr Eye Res*, 2010, 35(1):23-30.
- [13] NAGAO T, ABE F, OKABE H. Antiproliferative constituents in the plants 7. leaves of *Clerodendron bungei* and leaves and bark of *C. trichotomum* [J]. *Biol Pharm Bull*, 2001, 24(11): 1338-1341.
- [14] 张立文. 臭牡丹有效成分的提取及其细胞保护和抗炎机制研究[D]. 长沙:中南大学, 2013.
- [15] 张志良, 瞿伟菁, 李小方. 植物生理学实验指导[M]. 4版. 北京:高等教育出版社, 2009.
- [16] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京:中国农业科技出版社, 2000.
- [17] 李合生. 植物生理生化试验原理与技术[M]. 北京:高等教育出版社, 2000.

- [18] ANDRE C M, LARONDELLE Y, EVERS D. Dietary antioxidants and oxidative stress from a human and plant perspective: a review[J]. *Curr Nutr Food Sci*, 2010, 6(1): 2-12.
- [19] 吴建勋, 张姗姗. Cr、Co、Pb 单一胁迫对浮萍 SOD、POD、MDA 的影响[J]. *中国农学通报*, 2013, 29(15): 188-194.
- [20] AHMAD P. *Oxidative damage to plants*[M]. New York: Academic Press, 2014.
- [21] 曹林, 吴玉环, 章艺, 等. 外源水杨酸对铝胁迫下菊芋光合特性及耐铝性的影响[J]. *水土保持学报*, 2015, 29(4): 260-266.
- [22] 钱永强, 周晓星, 韩蕾, 等. Cd²⁺胁迫对银芽柳 PS II 叶绿素荧光光响应曲线的影响[J]. *生态学报*, 2011, 31(20): 6134-6142.
- [23] CHANEY R L, MALIK M, LI Y M, et al. Phytoremediation of soil metals[J]. *Curr Opin Biotech*, 1997, 8(3): 279-284.
- [24] 杨海涛, 张彪, 杨素勤, 等. 镉胁迫对苗期曼陀罗生长及镉富集的影响[J]. *江苏农业科学*, 2015, 43(10): 309-311.
- [25] 张玉秀, 张红梅, 黄智博, 等. 商陆耐重金属 Cd 关键酶抗氧化酶的研究[J]. *环境科学*, 2011, 32(3): 896-900.
- [26] 汪洪, 赵士诚, 夏文建, 等. 不同浓度镉胁迫对玉米幼苗光合作用、脂质过氧化和抗氧化酶活性的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2008, 14(1): 36-42.
- [27] 袁祖丽, 吴中红. 镉胁迫对烟草根抗氧化能力和激素含量的影响[J]. *生态学报*, 2010, 30(15): 4109-4118.
- [28] 陈凤清, 张紫瑶, 冯钰益, 等. 镉胁迫对野生龙葵抗逆指标的影响[J]. *湖北农业科学*, 2017, 56(11): 2076-2078.
- [29] 黄运湘, 廖柏寒, 肖浪涛, 等. 镉处理对大豆幼苗生长及激素含量的影响[J]. *环境科学*, 2006, 27(7): 1398-1401.
- [30] 宇克莉, 孟庆敏, 邹金华. 镉对玉米幼苗生长、叶绿素含量及细胞超微结构的影响[J]. *华北农学报*, 2010, 25(3): 118-123.
- [31] 方继宇, 贾永霞, 张春梅, 等. 马缨丹对镉的生长响应及其富集、转运和亚细胞分布特点研究[J]. *生态环境学报*, 2014, 23(10): 1677-1682.
- [32] 赵艳玲, 张长波, 刘仲齐. 植物根系细胞抑制镉转运过程的研究进展[J]. *农业资源与环境学报*, 2016, 33(3): 209-213.
- [33] ZURAYK R, SUKKARIYAH B, BAALBAKI R. Common hydrophytes as bioindicators of nickel, chromium and cadmium pollution[J]. *Water Air Soil Poll*, 2001, 127(1/2/3/4): 373-388.
- [34] YANG Y J, CHENG L M, LIU Z H. Rapid effect of cadmium on lignin biosynthesis in soybean roots[J]. *Plant Sci*, 2007, 172(3): 632-639.
- [35] 张丽, 彭重华, 王莹雪, 等. 14 种植物对土壤重金属的分布、富集及转运特性[J]. *草业科学*, 2014, 31(5): 833-838.
- [36] 张呈祥, 陈为峰. 草地早熟禾对镉胁迫的反应及积累特性[J]. *中国草地学报*, 2012, 34(4): 61-67.