

两种基因型龙葵对镉胁迫的生理响应及镉吸收差异

曾秀存¹, 许耀照^{1,2}, 张芬琴^{1*}

(1.河西学院 农业与生物技术学院, 甘肃 张掖 734000; 2.河西生态与绿洲农业研究院, 甘肃 张掖 734000)

摘要:采用盆栽试验,通过研究不同浓度镉(0、5、25、50、100 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)胁迫下红果龙葵和少花龙葵幼苗根、茎和叶的生物量变化、镉吸收量、镉转移率、镉富集系数和叶片抗氧化酶(SOD、POD)活性、叶片可溶性蛋白和游离脯氨酸含量等指标的变化,比较2种基因型龙葵富集镉的差异。结果表明,2种基因型龙葵富集重金属镉存在明显差异。与对照相比,在Cd胁迫浓度 $\geq 25 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 时,2种龙葵的生物量显著下降($P<0.05$),而少花龙葵的下降趋势较红果龙葵小;随着Cd胁迫浓度的增加,2种龙葵根、茎和叶的Cd吸收量显著上升($P<0.05$),且根部Cd含量高于茎和叶,而少花龙葵的根、茎和叶中的Cd含量均高于红果龙葵,2种龙葵的镉转移率和富集系数除5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Cd胁迫外,均小于1,且少花龙葵对镉转移率和镉富集系数均大于红果龙葵。2种龙葵叶片可溶性蛋白、游离脯氨酸含量以及抗氧化酶(SOD、POD)活性均表现为先上升后下降,均表现为少花龙葵上升幅度大而下降幅度较小。综合各项指标表明,2种龙葵均不是Cd的超积累植物,少花龙葵的耐Cd胁迫能力较红果龙葵强。

关键词:镉胁迫;龙葵;生物量;可溶性蛋白;游离脯氨酸;SOD; POD; Cd吸收量

中图分类号:X173 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2012)05-0885-06

Difference of Cadmium Absorption and Physiological Responses to Cadmium Stress in Two Different *Solanum Nigrum*

ZENG Xiu-cun¹, XU Yao-zhao^{1,2}, ZHANG Fen-qin^{1*}

(1.College of Agriculture and Biotechnology, Hexi University, Zhangye 734000, China; 2.Institute of Hexi Ecology and Oasis Agriculture, Zhangye 734000, China)

Abstract: The influence of different cadmium concentrations (0, 5, 25, 50, 100 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) on the biomass, Cd absorption, Cd transfer frequency, Cd bioaccumulation coefficient, activity of antioxidant enzymes (SOD, POD) and other physiological characteristics of two *Solanum Nigrum* varieties were studied to compare the difference of cadmium enrichment by a pot experiment. The results showed that two *Solanum Nigrum* varieties had obvious difference in Cd absorption. Compared with controls, the biomass of two varieties decreased significantly ($P<0.05$) when Cd concentration $\geq 25 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, and within the two varieties, the biomass reduction of *S. nigrum* L. var. *flavovirens* S. Z exceeded that of *S. photeinocarpum* Nakamura. With the increasing Cd concentration, Cd absorption in root, stem and leaf of two varieties increased significantly ($P<0.05$), but Cd absorption in root was higher than that in stem and leaf, and Cd concentration by *S. photeinocarpum* Nakamura was higher than that by *S. nigrum* L. var. *flavovirens* S. Z. Only under 5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Cd stress were Cd transfer frequency and Cd bioaccumulation coefficient of two varieties higher than 1, besides, Cd transfer frequency and Cd bioaccumulation coefficient in *S. photeinocarpum* Nakamura were greater than in *S. nigrum* L. var. *flavovirens* S. Z. With the increasing of Cd concentration, soluble protein, free Pro and activity of antioxidant enzymes (SOD, POD) were significantly increased under lower Cd concentration and decreased under higher Cd concentration. Compared with controls, these physiological characteristics of *S. photeinocarpum* Nakamura displayed obvious rise and not obvious decline than that of *S. nigrum* L. var. *flavovirens* S. Z. In conclusion, two varieties were not the Cd hyperaccumulator and *S. photeinocarpum* Nakamura had a higher tolerance to cadmium stresses.

Keywords: cadmium stresses; *Solanum Nigrum*; biomass; soluble protein; free Pro; SOD; POD; Cd absorption

收稿日期:2011-10-03

基金项目:国家自然科学基金资助项目(31160053);甘肃省高等学校研究生导师科研资助项目(1109-02)

作者简介:曾秀存(1978—),女,甘肃民勤人,在读博士,主要从事作物遗传与生理生化研究。E-mail:xiucunzeng@126.com

* 通讯作者:张芬琴 E-mail:Fenqinzh@hxy.edu.cn

镉(Cd)是广泛存在于环境中毒性最强的重金属之一,与其他植物非必需元素相比,具有很强的从土壤向植物迁移的能力^[1],土壤中镉含量过多将会使植物受到严重毒害,表现为生长缓慢、植株矮小、褪绿等中毒症状,其细胞的膜透性、光合代谢、呼吸代谢、酶代谢、遗传效应发生改变,生物量下降^[2-5]。因此,对修复镉污染的土壤研究一直是生态和环境保护的难点和研究的热点^[6]。

植物修复是 20 世纪 80 年代初期发展起来的环境污染治理技术,它广泛利用绿色植物的新陈代谢活动来固定、降解、提取和挥发环境中的污染物质,从而对污染环境进行彻底的治理。重金属污染土壤的植物修复主要是指利用超富集植物(Hyperaccumulator)的提取作用将土壤中超量的重金属去除,从而达到清洁污染土壤的目的,利用超积累植物的超量富集作用以去除污染土壤中超标重金属的植物提取修复技术具有操作简单,经济上和技术上能够大面积实施等优点,是一项十分有前途的修复技术^[7]。魏树和等^[7-8]研究发现龙葵具有镉超积累的特性,在 Cd 投加质量浓度为 $25 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 时,根部的 Cd 含量仅为 $59.9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,而茎和叶中 Cd 含量都超过了超积累植物应达到的临界含量标准 $100 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 。Xu J 等^[9]研究了脯氨酸对龙葵 Cd 毒害保护作用,表明脯氨酸降低了活性氧的水平,从而保证了细胞膜的完整性,因而提高了龙葵的耐镉性。本文研究了不同浓度 Cd 胁迫下,2 种不同基因型龙葵根、茎和叶的生物量、Cd 吸收量、Cd 转移率、Cd 富集系数的变化以及 Cd 吸收差异,旨在进一步探讨不同龙葵对 Cd 累积的差异和耐性机制,为重金属污染土壤的植物修复研究提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试材料为采自甘肃省张掖市甘州区郊区农田地的红果龙葵(*S. nigrum* L. var. *flavovirens* S. Z.)种子和采自湖南省长沙市李梅矿山的少花龙葵(*S. photeinocarpum* Nakamura)种子。供试土壤类型为灌漠土,采自河西学院农业与生物技术学院科研与教学示范基地的试验田耕层(0~20 cm)的土壤,土壤基础养分及 Cd 含量为:pH 值 8.13,有机质 $13.26 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,碱解 N $85.45 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,速效 P $8.28 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,速效 K $148.68 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,总 Cd 含量为 $0.11 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,经 10 目筛子过筛后,以沙/土为 1/2 的比例混匀。

1.2 镉胁迫方法

试验共设 5 个 Cd 胁迫浓度,重复 3 次,不同胁迫投加的 Cd 浓度分别为 0、5、25、50、 $100 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,投加的 Cd 以 $\text{CdCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 的固态形式加入到沙土中,并充分混匀,用蒸馏水浇透平衡 10 d 后装入可盛 4 kg 土的塑料花盆中,待用。

选取完整、健康、饱满的 2 种龙葵种子,用 0.1% 的 HgCl_2 消毒 5 min,去离子水反复冲洗,在 25 ℃避光条件下催芽 7 d 后,播种于盛有蛭石的营养钵中,每钵 6 粒种子,并将营养钵放入盛有木村 B 培养液的塑料盆中(口径 30 cm)室温条件下培养,每 3 d 换 1 次木村 B 培养液;待幼苗生长至第 3 片真叶全展时,选长势良好且整齐一致的幼苗,移栽到 Cd 胁迫的盆中,自然光下培养,从移栽后第 2 d 起每日用称重法测定每盆失水量,并用完全营养液补充,待植株生长 120 d 时收获并进行有关指标的测定。

1.3 测定项目与方法

土壤基础养分的测定参照张薇等^[10]方法。植株生物量和 Cd 含量的测定:将龙葵根、茎和叶分别用自来水充分冲洗后,再用去离子水洗净,105 ℃下杀青 30 min,然后在 65 ℃下烘至恒重,测定其干物质量,将烘干的样品磨碎过 60 目筛后,采用 $\text{HNO}_3\text{--HClO}_4$ (体积比为 5:1)法消化,原子吸收分光光度计测定 Cd 的含量^[11]。超氧化物歧化酶(SOD)的测定用氮蓝四唑(NBT)光还原法^[12];过氧化物酶(POD)的测定用愈创木酚法^[12];可溶性蛋白的测定采用考马斯亮蓝法^[12];游离脯氨酸含量测定参照李合生等^[12]方法。

1.4 数据分析

采用统计分析软件 SPSS 13.0 对实验数据进行单因素方差分析(one-way ANOVA)。多重比较采用 Duncan 法进行。文中所有数据为 3 次重复的平均值。用 Microsoft Excel 2003 软件作图。

2 结果与分析

2.1 镉胁迫对龙葵幼苗生物量的影响

地上部和根系生物量的变化可作为植物对重金属耐性的指标。本研究结果显示,随着 Cd 胁迫浓度的增加,2 种龙葵根、茎和叶中的生物量总体呈下降趋势(表 1)。与 CK 相比,在低浓度 Cd 胁迫($5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)下,2 种龙葵根、茎、叶的生物量无显著差异($P>0.05$);在 $25 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 的 Cd 胁迫时,红果龙葵根和茎以及少花龙葵茎的生物量显著下降($P<0.05$);在高浓度 Cd 胁迫($100 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)下,红果龙葵根、茎、叶生物量较 CK 依

次下降46.4%、32.8%和 33.3%，而少花龙葵较 CK 依次下降 30.3%、27.6%和 21.2%，均差异显著 ($P<0.05$)。说明高浓度的 Cd 对龙葵生长具有一定的毒害作用,且少花龙葵耐 Cd 毒害性较红果龙葵强。

2.2 不同龙葵幼苗对镉吸收量的差异

从龙葵幼苗对 Cd 的积累特点来看(表 2),随着 Cd 胁迫浓度的增加,2 种龙葵根、茎和叶中的 Cd 含量较 CK 显著增加($P<0.05$),且根部 Cd 含量明显高于茎和叶中含量,说明根部是 Cd 积累的主要器官,这表明 2 种龙葵不具备重金属超积累植物的一般特征,也与其他大部分植物对重金属积累的特点相似^[10,13]。比较不同基因型龙葵体内 Cd 积累的差异表明,少花龙葵根、茎和叶中的 Cd 含量均高于红果龙葵相应组织中 Cd 的含量。在 Cd 胁迫浓度 $\geq 25\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 时,少花

龙葵的茎、叶中的 Cd 含量均超过 $100\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,这一浓度是评价一种植物是否为超积累植物应达到的阈值浓度,由此可以说明少花龙葵对 Cd 的积累及其向地上部转移率均大于红果龙葵。

2.3 不同龙葵幼苗对镉富集系数的差异

富集系数是衡量植物对重金属积累能力大小的一个重要指标,富集系数越大,其富集能力越强,越利于植物提取修复。富集系数小于 1,表明该植物对重金属积累能力一般的植物,富集系数大于 1,表明为重金属高积累的植物^[14]。从龙葵幼苗对 Cd 的富集系数来看(表 3),2 种龙葵的富集系数在 $5\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Cd 胁迫下大于 1 外,其他 Cd 胁迫下富集系数均小于 1,且少花龙葵的富集系数均大于红果龙葵。由此表明 2 种龙葵均不是 Cd 的超积累植物,少花龙葵对 Cd 污染土

表 1 不同浓度 Cd 胁迫下龙葵根、茎、叶的生物量

Table 1 Biomass of root, shoot and leaf of *S. nigrum* L. under different concentration Cd stress

处理/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Treatment	红果龙葵/ $\text{g}\cdot\text{株}^{-1}$			少花龙葵/ $\text{g}\cdot\text{株}^{-1}$		
	根 Root	茎 Shoot	叶 Leaf	根 Root	茎 Shoot	叶 Leaf
CK	0.84±0.06a	3.29±0.09a	2.22±0.03a	0.76±0.02a	3.22±0.01a	2.40±0.04a
5	0.79±0.04a	3.20±0.02a	2.18±0.03a	0.70±0.05a	3.18±0.08a	2.42±0.04a
25	0.68±0.04b	2.89±0.01b	2.02±0.10a	0.67±0.06a	3.04±0.06b	2.38±0.01a
50	0.50±0.07c	2.71±0.03b	1.71±0.23b	0.56±0.06b	2.82±0.02c	2.10±0.02b
100	0.45±0.05c	2.21±0.03c	1.48±0.08c	0.53±0.05b	2.33±0.09d	1.89±0.04c

注:同列不同小写字母表示胁迫间在 0.05 水平差异显著。下同。

表 2 Cd 胁迫下龙葵根、茎、叶对 Cd 吸收量及 Cd 转移率的差异

Table 2 Difference of Cd accumulation and Cd transfer frequency in root, stem, leaf of *Solanum nigrum* L. under Cd stress

处理/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Treatment	红果龙葵/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$				少花龙葵/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$			
	根 Root	茎 Shoot	叶 Leaf	Cd 转移率	根 Root	茎 Shoot	叶 Leaf	Cd 转移率
CK	0.53±0.07e	ND	ND	—	0.4±0.48e	ND	ND	—
5	63.32±6.94d	22.43±0.28d	42.17±0.70d	1.020	41.35±3.79d	46.85±0.48d	42.45±0.66d	2.160
25	257.30±7.99c	44.37±0.57c	91.74±4.25c	0.529	292.83±3.89c	139.44±2.88c	117.99±2.80c	0.879
50	322.97±17.81b	63.82±3.85b	106.54±7.73b	0.527	343.93±7.68b	162.95±6.08b	134.52±5.73b	0.865
100	438.52±12.28a	93.60±2.31a	134.55±8.93a	0.520	467.35±12.97a	213.52±3.43a	157.05±2.49a	0.793

注:ND 表示低于检测限;Cd 转移率=植株地上部 Cd 含量/根中 Cd 含量。

表 3 不同龙葵幼苗对 Cd 富集系数的差异

Table 3 Differences of bioaccumulation coefficient of *Solanum Nigrum* seedlings under cadmium stress

处理 / $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Treatment	沙土中 Cd 总量/ mg	红果龙葵		少花龙葵	
		Cd 累积量/ μg	富集系数	Cd 累积量/ μg	富集系数
CK	0	0.45	—	0.30	—
5	20	213.73	1.07	280.66	1.40
25	100	488.51	0.49	900.91	0.90
50	200	516.62	0.26	934.61	0.47
100	400	603.32	0.15	1 042.02	0.26

注:龙葵植株 Cd 累积量= 植株 Cd 含量×植株干重;沙土中的 Cd 总量= Cd 含量×土壤干重;富集系数(Bioaccumulation coefficient, BC)=植物体内 Cd 含量/土壤中 Cd 含量。

壤的修复能力强于红果龙葵。

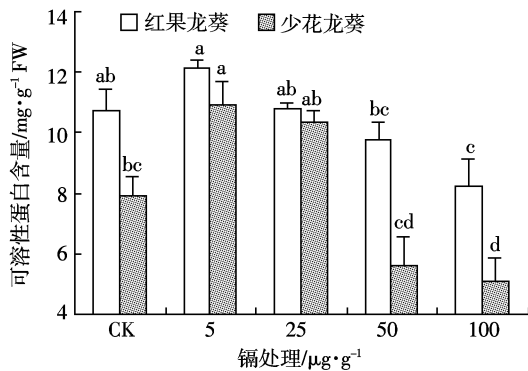
2.4 镉胁迫对龙葵幼苗叶片游离脯氨酸和可溶性蛋白含量的影响

可溶性蛋白质含量是衡量植物体总代谢的一个重要指标,重金属毒害刺激蛋白酶的水解活性,使可溶性蛋白变性和降解,从而使酶参与的许多重要生理活动紊乱。随着 Cd 胁迫浓度的升高,2 种龙葵叶片中可溶性蛋白均呈先升高后降低的趋势(图 1)。在 $5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Cd 胁迫下,红果龙葵可溶性蛋白较对照显著升高 ($P<0.05$),而少花龙葵与对照无显著差异 ($P>0.05$);在 $100 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Cd 胁迫下,红果龙葵和少花龙葵可溶性蛋白较 CK 分别下降 35.8% 和 23.1%,均呈现显著差异 ($P<0.05$);随着 Cd 浓度的增加,2 种龙葵游离脯氨酸(Pro)含量与 CK 相比总体呈显著上升趋势 ($P<0.05$)(图 1)。当 Cd 浓度达到 $25 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 时,Pro 含量均达到峰值,红果龙葵和少花龙葵 Pro 含量分别为 15.39 、 $21.02 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,且少花龙葵 Pro 含量为 CK 的 3.7 倍。这表明 Cd 胁迫下,少花龙葵叶片具有较强的渗透调节能力,以减弱重金属 Cd 的毒害。

2.5 镉胁迫对龙葵幼苗叶片抗氧化酶活性的影响

随着 Cd 胁迫浓度的增加,2 种龙葵幼苗叶片中 POD、SOD 活性均呈先升高后降低趋势,但不同浓度胁迫下 POD 活性均高于对照。在 $5\sim 100 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Cd 胁迫下,红果龙葵 POD 活性均显著高于 CK ($P<0.05$),依次为对照的 2.87、2.20、1.74 倍和 2.55 倍,不同胁迫浓度间无显著差异 ($P>0.05$);少花龙葵 POD 活性较 CK 也呈显著差异 ($P<0.05$),依次为对照的 3.32、4.12、3.87 倍和 2.70 倍(图 2)。说明少花龙葵体内 POD 活性变化大于红果龙葵。低浓度 Cd 胁迫促进植物体内 POD 活性的增强,这是植物对低浓度胁迫的主动适应方式之一,但当 Cd 胁迫达到一定浓度时,植物的各项生理机能降低,POD 活性逐渐降低,含量也随之降低。

在 $5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Cd 胁迫下,2 种龙葵 SOD 活性均达到最大值,其中少花龙葵为 CK 的 1.57 倍,红果龙葵为 CK 的 1.21 倍,与 CK 均无显著差异 ($P>0.05$);而后随着 Cd 浓度的增加,龙葵体内清除自由基的能力减弱,SOD 活性下降,在 $100 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ Cd 胁迫时红果龙



同一品种不同字母表示不同胁迫间差异显著 ($P<0.05$)。下同

图 1 不同浓度 Cd 胁迫对 2 种龙葵幼苗叶片可溶性蛋白含量和游离脯氨酸含量的影响

Figure 1 Effect of different concentrations cadmium on soluble protein and free proline in two different *Solanum Nigrum*

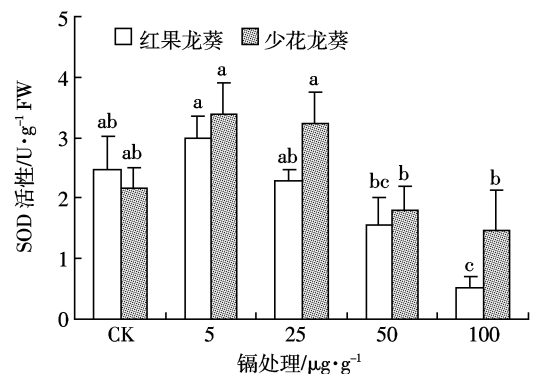
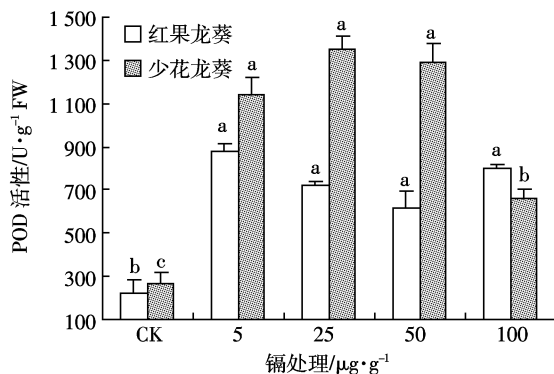
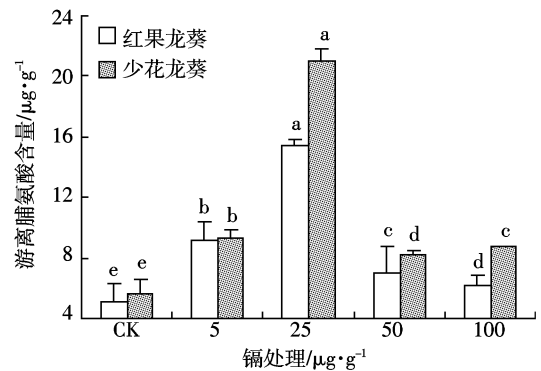


图 2 不同浓度 Cd 胁迫对 2 种龙葵幼苗叶片 POD 和 SOD 活性的影响

Figure 2 Effect of different concentrations cadmium on POD and SOD in two different *Solanum Nigrum*

葵中 SOD 活性下降幅度大, 较 CK 呈显著差异 ($P < 0.05$), 而少花龙葵 SOD 活性与 CK 相比(图 2)下降幅度不显著($P > 0.05$)。由此可见, 从保护酶活性变化来看, 少花龙葵的耐 Cd 毒害能力较红果龙葵强。

3 讨论

魏树和等通过盆栽试验并设置 5 个不同浓度(10、25、50、100、200 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)的 CdCl_2 胁迫, 研究了龙葵对 Cd 的富集特性。结果发现龙葵具有很强的从根部向地上部运输 Cd 的能力, 在不同浓度胁迫下, 根中的 Cd 含量均低于茎和叶中的含量。尤其在 CdCl_2 浓度为 25 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 时, 根部的 Cd 含量仅为 59.9 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, 而茎和叶中的 Cd 含量分别为 103.8、124.6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 。这一结果符合 Cd 超积累植物应具备的特征, 即茎或叶 Cd 含量大于 100 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (这一浓度是评价某种植物是否为超积累植物的均达到 Cd 超积累植物应达到的阈值浓度), 且地上部分的重金属含量大于根部的重金属含量^[14-15]。而在本研究中发现, 红果龙葵和少花龙葵植株对 Cd 吸收后, 大量 Cd 滞留在根部, 向地上部转运较少, 在 Cd 浓度为 25 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 时, 红果龙葵根中 Cd 含量高达 257.30 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, 明显高于已有研究, 但茎和叶中的含量却均低于 100 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (表 2), 因此, 红果龙葵不满足 Cd 超积累植物的特征; 少花龙葵尽管根、茎和叶中的 Cd 含量均大于 100 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (表 2), 但根中的 Cd 含量高于茎和叶中的 Cd 含量以及茎和叶中 Cd 含量之和, 因此少花龙葵也不是 Cd 的超积累植物。本试验的 2 种龙葵并非镉超富集植物, 这与前人的报道不一致^[7-8], 其原因可能是由于试验所选用的龙葵存在基因型和生长环境差异, 致使对 Cd 的吸收存在一定差异。Kelly 等^[16]认为植物吸收的镉主要集中在根部, 其迁移到植物地上部分的数量因植物种类不同而异, 本试验结果支持这一观点。

魏树和等^[8]通过研究植物地上部分重金属含量与生物量关系, 发现植物地上部分生物量较高的植物, 其地上部分也可能富集较高量的重金属, 王松良等^[17]认为植物茎叶干物质是筛选重金属耐性指标之一。本研究中随着 Cd 胁迫浓度的增加, 2 种不同基因型龙葵茎、叶以及根部生物量均下降, 其中少花龙葵茎、叶和根部生物量下降幅度较红果龙葵小, 表明少花龙葵生长受 Cd 胁迫影响较小。

脯氨酸作为植物重要的渗透调节物质, 它的积累有对逆境适应性的意义。在重金属污染下, 其含量的变化可作为监测植物抗逆性的指标之一。本研究发现

在 Cd 胁迫下, 两种龙葵的 Pro 含量均高于对照, 这样可以降低细胞水势, 维持植物体内的水分平衡, 保持植物正常生长, 提高植物的抗逆性, 在高 Cd 浓度胁迫下, 游离 Pro 的上升趋势较低浓度 Cd 胁迫有所下降, 可能是由于细胞膜过氧化损伤而对 Pro 含量具有一定的抑制作用, 其中少花龙葵 Pro 变化幅度更大, 说明少花龙葵叶片具有较强的渗透调节能力。

重金属胁迫下, 植物含水量降低, 水势下降, 细胞主要通过主动增加溶质, 降低渗透势, 提高吸水 and 保水能力以维持细胞正常的生理活动。可溶性蛋白为另一种重要的细胞内渗透调节物质, 当植物受到胁迫时, 可通过提高可溶性蛋白的浓度来保护细胞免受伤害, 维持正常的生理代谢。Cd 能够诱导植物产生 Cd 结合蛋白, 从而降低 Cd 的毒性^[18]。可溶性蛋白含量的增加, 还会增加细胞渗透物质浓度和功能蛋白的数量, 有助于维持细胞正常的代谢^[19]。随着 Cd 胁迫浓度的增高, 2 种龙葵叶片内可溶性蛋白含量均上升, 说明龙葵体内可能存在有解毒作用的特定蛋白, 这是龙葵抵抗 Cd 毒害的一种解毒机制, 但在高浓度 Cd 胁迫下, 2 种龙葵体内蛋白含量降低, 且红果龙葵下降幅度大于少花龙葵, 说明 Cd 抑制红果龙葵生长能力较少花龙葵强, 使红果龙葵光合能力减弱, 合成可溶性蛋白的能力降低。

在正常条件下, 植物体内活性氧产生和清除处于平衡中, 当在逆境条件下, 有利于活性氧的产生, 植物体内自由基积累, 加剧膜脂过氧化, 使膜的结构和功能遭受破坏, 进而引起一系列生理生化代谢紊乱, 导致伤害发生。然而, 植物体内也同时存在防止自由基伤害的保护系统, 以清除逆境条件下细胞中产生的自由基。SOD、POD 是细胞中清除自由基的重要的保护酶, 逆境条件下, 其活性的提高, 表明保护能力增强, 使植物具有一定的适应和抵御伤害的能力。龙葵不仅具有耐受 Cd 等多种重金属污染土壤的能力, 而且能最大限度地将它们富集在体内, 通过自身的解毒方式, 减轻重金属对自身造成的离子毒害及氧化胁迫^[20]。本试验结果表明, 随着 Cd 浓度的升高, SOD 和 POD 均表现为先升高后降低的趋势, 其中少花龙葵较对照升高幅度大于红果龙葵, 而下降幅度小于红果龙葵, 尤其在高浓度 Cd(100 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)胁迫下, 红果龙葵的 SOD 活性与对照比显著下降($P < 0.05$), 其原因可能是由于在 Cd 胁迫下, 植物会自动调整自身这些保护酶活性, 从而使植物在一定程度上忍受、减缓或抵抗逆境胁迫, 但这种维持作用是有一定限度的, 当

细胞发生实质性损伤时,其活性发生不可逆下降,说明少花龙葵的耐Cd性较红果龙葵强。少花龙葵具有较强的耐Cd性与它的生存环境有关,矿山地区具有高浓度的重金属污染源,致使该地区生存的植物长期以来对重金属产生一定的适应性。

4 结论

不同浓度Cd胁迫下,2种基因型龙葵生物量变化差异较大,对Cd的吸收累积能力也不同,表现为少花龙葵耐Cd胁迫能力和Cd的富集能力大于红果龙葵。对同一品种而言,尽管在Cd浓度 $\geq 25 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 时,地上部分(茎和叶)Cd含量达到超富集植物的临界值 $100 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,但由于根部对Cd的富集能力高于茎和叶,不符合超积累植物的标准。本试验中龙葵叶片中可溶性蛋白、游离脯氨酸及抗氧化酶(SOD、POD)活性)均表现为先上升后下降,但变化趋势为少花龙葵上升幅度大而下降幅度较小。因此,本研究的2种龙葵均不是Cd的超积累植物,少花龙葵的耐Cd胁迫能力强于红果龙葵。需进一步探讨龙葵的耐Cd机理,需从龙葵生存环境和基因型方面进一步研究。

参考文献:

- [1] Satarug S, Baker J R, Urbenjapol S, et al. A global perspective on cadmium pollution and toxicity in non-occupationally exposed population [J]. *Toxicology Letters*, 2003, 137: 65-83.
- [2] 秦丽, 祖艳群, 李元. Cd对超累积植物续断菊生长生理的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(增刊): 48-52.
QIN Li, ZU Yan-qun, LI Yuan. Effects of Cd on the physiological characteristics and growth of the *Sonchus asper* L. Hill [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(Sup.): 48-52.
- [3] 方晓航, 曾晓雯, 于方明, 等. 镉胁迫对白菜生理特征及元素吸收的影响研究[J]. *农业环境科学学报*, 2006, 25(1): 25-29.
FANG Xiao-hang, ZENG Xiao-wen, YU Fang-ming, et al. Physiological characteristic and uptake of Cd, nutritious elements in cabbage grown on Cd-contaminated soils [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(1): 25-29.
- [4] 刘建新. 镉胁迫下玉米幼苗生理生态的变化[J]. *生态学杂志*, 2005, 24(3): 265-268.
LIU Jian-xin. Physiological and ecological responses of maize seedlings to cadmium stress [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2005, 24(3): 265-268.
- [5] 陈志良, 莫大伦, 仇荣亮. 镉污染对生物有机体的危害及防止对策[J]. *环境保护科学*, 2001, 27(4): 37-39.
CHEN Zhi-liang, MO Da-lun, QIU Rong-liang. Biological damage of soil cadmium (Cd) pollution and its control [J]. *Environmental Protection Science*, 2001, 27(4): 37-39.
- [6] 黄长干, 邱业先. 植物对环境重金属污染的修复技术研究进展[J]. *江西农业大学学报*, 2003, 25(5): 676-680.
HUANG Chang-gan, QIU Ye-xian. Research progress in phytoremediation of polluted environment by heavy metal [J]. *Acta Agriculture University Jiangxiensis*, 2003, 25(5): 676-680.
- [7] 魏树和, 周启星, 王新. 18种杂草对重金属的超积累特性研究[J]. *应用基础与工程科学学报*, 2003, 11(2): 152-159.
WEI Shu-he, ZHOU Qi-xing, WANG Xin. Characteristics of 18 species of weed hyperaccumulating heavy metals in contaminated soils [J]. *Journal of Basic Science and Engineering*, 2003, 11(2): 152-159.
- [8] 魏树和, 周启星, 王新. 超积累植物龙葵及其对镉的富集特征[J]. *环境科学*, 2005, 26(3): 167-171.
WEI Shu-he, ZHOU Qi-xing, WANG Xin. Cadmium-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and its accumulating characteristics [J]. *Environmental Science*, 2005, 26(3): 167-171.
- [9] Jin Xu, Heng Xia Yin, Xia Li. Protective effects of proline against cadmium toxicity in micropropagated hyperaccumulator, *Solanum nigrum* L [J]. *Plant Cell Rep*, 2009, 28: 325-333.
- [10] 张微, 吕金印, 柳玲. 不同基因型番茄幼苗对镉胁迫的生理响应及镉吸收差异[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(6): 1065-1071.
ZHANG Wei, LÜ Jin-yin, LIU Ling. Different of cadmium absorption and physiological responses of different varieties of tomatoes to cadmium stress [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(6): 1065-1071.
- [11] 魏树和, 周启星, 王新, 等. 杂草中具重金属超积累特征植物的筛选[J]. *自然科学进展*, 2003, 13(12): 1259-1265.
WEI Shu-he, ZHOU Qi-xing, WANG Xin, et al. Identification of weed species with hyper-accumulative characteristics of heavy metals [J]. *Prog Natl Sci*, 2003, 13(12): 1259-1265.
- [12] 李合生. 植物生理生化实验原理和技术[M]. 北京: 高等教育出版社, 2000.
LI He-sheng. Principle and technology of plant physiology and biochemistry experiment [M]. Beijing: Higher Education Press, 2000.
- [13] 王松良, 陈选阳, 陈辉, 等. 小白菜镉耐性形成的生理生化机理研究[J]. *中国生态农业学报*, 2007, 15(5): 120-124.
WANG Song-liang, CHEN Xuan-yang, CHEN Hui, et al. Physio-chemical mechanism of cadmium tolerance of Chinese cabbage (*Brassica chinensis*) [J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2007, 15(5): 120-124.
- [14] Mattina M I, Lannucci Berger W, Musante C, et al. Concurrent plant uptake of heavy metals and persistent organic pollutant a from soil [J]. *Environmental Pollution*, 2003, 124(3): 375-378.
- [15] Salt D E. Phytoextraction: present applications and future promise [C] // Wise D L, et al (eds). *Bioremediation of Contaminated Soils*, New York, Marcel Dekker, 2000.
- [16] Kelly J M, Parker G R, Mc Fee W W. Heavy metal accumulation and growth of seedlings of five forest species as influenced by soil cadmium level [J]. *Journal of Environmental Quality*, 1979, 8(1): 361-364.
- [17] Chaney R L, Malik M, Li Y M, et al. Phytoremediation of soil metals [J]. *Current Opinions in Biotechnology*, 1997, 8(3): 279-284.
- [18] Bartolf M, Brennan E, Price C A. Partial characterization of a cadmium-binding protein from the roots of Cadmium-treated tomato [J]. *Plant Physiology*, 1980, 66: 438-441.
- [19] 李俊明, 耿庆汉. 低温下玉米不同耐冷类型自交系的生理生化变化[J]. *华北农学报*, 1989, 4(2): 15-19.
LI Jun-ming, GENG Qing-han. Physiological changes of different types of inbred lines of cold tolerance corn low temperature [J]. *Acta Agriculturae Boreali-sinica*, 1989, 4(2): 15-19.
- [20] PENG Kejian, LUO Chunling, CHEN Yahua, et al. Cadmium and other metal uptake by *Lobelia chinensis* and *Solanum nigrum* from contaminated soils [J]. *Bull Environ Contam Toxicol*, 2009, 83(2): 260-264.