

文章编号: 1000-5862(2017)01-0093-06

重金属镉、铅胁迫下湿地植物丁香蓼的 生理生化特征研究

简敏菲, 史雅甜, 陈 涛, 何琦瑜, 崔 妍, 杜恺翔

(江西师范大学生命科学学院, 江西省亚热带植物资源保护与利用重点实验室, 江西 南昌 330022)

摘要: 为了研究乡土湿地植物对重金属污染的生理响应特征, 并以此作为乡土植物修复湿地土壤重金属污染的可行性依据, 以分布于乐安河上游重金属污染区域的优势湿地植物丁香蓼(*Ludwigia prostrata*)为研究对象, 采用土培实验, 设置不同浓度重金属镉、铅及其复合污染胁迫处理各盆栽中的土壤, 经历2个不同培养周期后, 分别测定不同重金属污染胁迫下丁香蓼的生长状况、叶绿素含量、抗氧化酶活性等指标。研究表明: Cd、Pb单因素污染或其复合污染均能抑制丁香蓼的生长, 且抑制作用随着各污染物浓度的增加而增强; 无论是Cd、Pb单因素或其双因素污染物对丁香蓼的胁迫均呈显著负相关; 丁香蓼叶片的叶绿素a、b及叶绿素a+b的含量则随着重金属污染物胁迫浓度的增加而呈下降趋势; 重金属Cd、Pb的单因素污染或其复合污染对丁香蓼叶片的超氧化物歧化酶(Superoxide Dismutase, SOD)活性的影响表现出不同的趋势。

关键词: 镉; 铅; 重金属污染; 丁香蓼; 生长指标; 叶绿素; 超氧化物歧化酶(SOD)

中图分类号: Q 945; X 173 **文献标志码:** A **DOI:** 10.16357/j.cnki.issn1000-5862.2017.01.18

0 引言

丁香蓼(*Ludwigia prostrata*)属于柳叶菜科丁香蓼属植物, 一年生草本, 是一种常见的杂草, 常生长于湿地、水边或田间, 对铜、锌等重金属的胁迫表现出较强的耐性或富集性^[1]。随着鄱阳湖及其流域的经济发展与资源的开发利用, 鄱阳湖湿地的环境污染问题也日益突出, 尤其是重金属污染问题较为突出, 其污染源主要是矿山酸性废水和冶炼工业废水^[2-3]。根据调查发现, 鄱阳湖土壤中的Cd、Pb主要以有机态和残渣态为主^[4], 水溶态和离子交换态等生物有效性态含量较少; 而Cd则主要以水溶态和离子交换态等生物有效性态为主, 因此, 一定程度上讲, Cd的生态危害更为严重^[5]。土壤中过量的重金属不仅限制植物的正常生长, 甚至可通过食物链对人体的健康造成严重威胁^[6]。这种污染往往以复合污染出现, 而重金属元素之间的复合污染是当前

重金属污染研究的重点领域之一^[7-8]。

本文研究镉、铅及其复合物胁迫下对丁香蓼生理、生化响应及抗性机理, 从生理生态学的角度揭示镉、铅及其复合物的污染对丁香蓼的生理毒性, 探索丁香蓼的抗金属机制, 为进一步补充湿地污染生态学的研究提供资料, 为湿地保护及湿地植物的应用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 实验材料

盆栽供试基质为土壤与沙子混合物, 均采自江西师范大学校园内, 泥土与沙子按体积比例2:1充分混匀。

供试植物为采自乐安河上游重金属污染极度严重区域(大坞河两岸及上游与大坞河交汇后的沽口、下沽口至香屯水文站等区域)的河岸带优势物种丁香蓼。

收稿日期: 2016-10-16

基金项目: 国家自然科学基金(41461042)和江西省自然科学基金(20142BAB204007)资助项目。

作者简介: 简敏菲(1969-), 女, 江西高安人, 教授, 博士, 主要从事鄱阳湖湿地生态与环境污染生态修复研究。E-mail: jian-minfei0914@163.com

供试药品为 $(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Pb} \cdot \text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$.

1.2 实验方案

盆栽土壤中重金属胁迫实验控制条件包括不添加污染物的对照处理组(CK)和添加不同浓度重金属 Pb、Cd 胁迫处理组. 根据研究者前期对乐安河上游河岸带重金属污染的研究结果^[9-10], 参考土壤环境质量标准(GB 15618—1995), 盆栽土壤中的重金属元素分别选择 Cd、Pb, 并按 Cd、Pb 单因素与 Pb + Cd 双因素等不同胁迫条件, 设置轻度、中度、强度(均含 2 个不同浓度)等 6 个不同强度等级的胁迫条件, 采用一次性浇灌的方式按组分别向土壤中加入配置好的 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 溶液, Cd^{2+} 溶液用 $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$ 配置, Pb^{2+} 溶液用 $(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Pb}$ 配置. 设置不同盆栽土壤中单因素 Cd 污染胁迫组的质量浓度 $\omega(\text{Cd})$ 分别为 5、10、20、40、80 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 5 个浓度等级; 单因素 Pb 污染胁迫组的质量浓度 $\omega(\text{Pb})$ 分别为 100、200、400、800、1 600 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 5 个浓度等级, Cd + Pb 的复合污染胁迫浓度 $\omega(\text{Cd}) + \omega(\text{Pb})$ 分别设置为 (5 + 100)、(10 + 200)、(20 + 400)、(40 + 800)、(80 + 1 600) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

称量每个实验花盆中的基质质量, 并按要求分组分别加入配置好的定量重金属溶液, 保证各组实验基质中的不同重金属含量满足上述不同胁迫浓度要求, 重金属被加入到实验基质后经人工充分混合, 静置培养 1~2 周. 在此期间, 将野外采集到的丁香蓼植株新鲜活体在低温保温桶中保存运输带回实验室, 并及时栽种处理. 将每株植物单株植于装满基质的大型培养盆中, 待植株恢复正常生长状态后, 再适应性培养 7 d, 从大盆中筛选出个体大小基本一致、长势相同的丁香蓼植株移栽至事先采用不同浓度重金属污染物处理过的实验花盆土壤中, 每 2 d 浇水 1 次, 保证植株土壤水饱和. 胁迫实验处理周期 8 周, 每种植物每个处理均 5 个重复, 编号并记录. 实验期间, 每个处理均不添加任何养分, 每周至少浇水 5 次.

1.3 测定方法

采用目视估计法观察植株受害症状^[11]; 选择株高、根长、根质量等生长、形态学指标进行测定^[12]; 采用分光光度法测定光合色素^[13]; 采用氮蓝四唑法测定超氧化物歧化酶(Superoxide Dismutase, SOD)^[14].

1.4 数据处理方法

采用统计软件 SPSS 20.0 进行单因素方差分析(One-way ANOVA)和最小显著性差异法(LSD), 对丁香蓼在不同重金属胁迫水平下的指标测定数据进行差异性比较, 并采用 Origin 9.0 进行制图.

2 结果与分析

2.1 重金属 Cd、Pb 不同胁迫对丁香蓼生长的影响

Cd 或 Pb 单因素及其双因素复合胁迫下, 丁香蓼的形态指标变化情况见表 1. 在实验生长周期, 高浓度的 Cd 或 Pb 单因素及其双因素复合胁迫下, 各组丁香蓼根、茎、叶均表现出明显的毒害症状, 根部大多腐烂呈黑褐色, 茎变细, 叶片泛黄卷曲, 有些叶尖甚至泛黑.

由表 1 可知, 随着 Cd 或 Pb 单因素及其双因素复合胁迫浓度的升高, 丁香蓼的株高、根长、根质量等生理指标均呈下降趋势, 说明 Cd 或 Pb 单因素及 Cd + Pb 双因素复合胁迫均能抑制丁香蓼的生长, 并随各胁迫浓度的升高其抑制作用也增大. 同时, 由表 1 中可以得出, 单因素 Cd 胁迫浓度 $\omega(\text{Cd})$ 分别为 5、10、20、40、80 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 各组株高与空白对照分别降低了 14.7%、24.0%、31.8%、40.3%、47.3%, 而各组根长与空白对照则分别降低了 22.7%、29.5%、43.2%、57.1%、72.7%, 并且在 Pb 单因素及 Cd + Pb 双因素复合胁迫下, 根长降低率也比株高的降低率大, 说明 Cd 或 Pb 单因素及 Cd + Pb 双因素复合胁迫对根部的抑制作用比对株高的抑制作用更强. 但 Cd 或 Pb 单因素胁迫与 Cd + Pb 复合胁迫之间的差异显著性并不高, 即 Cd 或 Pb 单因素胁迫对丁香蓼生长的抑制作用和复合胁迫的作用相似.

2.2 Cd、Pb 不同胁迫对丁香蓼叶片色素含量的影响

叶绿素是植物进行光合作用的物质基础, 是衡量叶片衰老的重要指标, 各种环境可导致叶绿素的破坏与降解. Cd、Pb 单因素或其双因素的不同胁迫浓度对丁香蓼叶片色素含量的影响结果见表 2. 从表 2 可知, 无论是 Cd、Pb 单因素还是其双因素复合胁迫, 各胁迫条件下丁香蓼叶片中的叶绿素 a、b 和 a + b 含量均随重金属胁迫浓度的增大而呈不断下降的趋势, 胁迫浓度与叶绿素含量之间均呈显著负

相关性. 其中以 $\omega(\text{Cd})$ 为 $80\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $\omega(\text{Pb})$ 为 $1\ 600\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 以及 $\omega(\text{Cd}) + \omega(\text{Pb})$ 为 $(40 + 800)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 等 3 个处理组的下降最明显,最大降幅分别达 44.7%、43.2%、34.7%.

植物体内摄入过量的重金属很有可能是与叶绿素合成的某些酶(原叶绿素酸酯还原酶、 δ -氨基乙酰丙酸合成酶、胆色素原脱氨酶)相结合^[15]. 但 Cd + Pb 最高复合胁迫浓度 $\omega(\text{Cd}) + \omega(\text{Pb})$ 为 $(80 + 1\ 600)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 对丁香蓼的胁迫反而下降,为 16.9%,可能原因是出现离子拮抗,或者是该浓度培养的植株获得了抗性.

根据表 2 还可发现,随着不同金属胁迫浓度的增加,叶绿素 a 含量比叶绿素 b 含量下降更快,说明叶绿素 a 对抗逆反应比叶绿素 b 更敏感,而叶绿素 a/b 值均比对照组降低.

表 1 Cd、Pb 不同胁迫处理对丁香蓼生长的影响

土壤重金属浓度 $\omega/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$		株高/cm	根长/cm	根质量/g
CK	0	21.500 ± 0.500Aa	7.333 ± 0.577Aa	1.287 ± 0.483AHa
	5	18.333 ± 0.577BG	5.667 ± 0.577B	0.717 ± 0.006BF
	10	16.333 ± 0.577CH	5.167 ± 0.289B	1.123 ± 0.025CGH
	20	14.667 ± 0.289DI	4.167 ± 0.764CG	0.627 ± 0.038DG
	40	12.833 ± 0.764EJ	3.333 ± 0.577CG	0.503 ± 0.015BD
	80	11.333 ± 0.577FK	2.000 ± 0.500DF	0.503 ± 0.055BD
Cd	100	18.667 ± 0.577bf	6.000 ± 0.000b	1.147 ± 0.211ac
	200	16.333 ± 0.577cg	4.500 ± 0.500c	1.067 ± 0.080ac
	400	14.000 ± 1.000dh	3.667 ± 0.289df	0.797 ± 0.055bc
	800	11.833 ± 0.289ei	3.500 ± 0.500df	0.563 ± 0.071b
	1 600	10.789 ± 0.234ei	3.432 ± 0.324df	0.456 ± 0.045b
	5 + 100	16.667 ± 1.155Gf	3.667 ± 0.577EGdf	1.160 ± 0.430EHac
Pb	10 + 200	14.667 ± 0.577Hg	3.500 ± 0.500EGdf	0.910 ± 0.036EFGabc
	20 + 400	14.500 ± 0.500Ih	2.000 ± 0.000Fe	0.850 ± 0.180EFDcb
	40 + 800	12.667 ± 0.577Ji	4.167 ± 0.764Gfc	0.777 ± 0.076FDCbc
	80 + 1 600	10.667 ± 0.289Kj	4.000 ± 0.000Gfc	0.660 ± 0.118FDb
Cd + Pb				

注: 表中大写英文字母表示 Cd 与 Cd + Pb 复合物之间的差异显著水平($P < 0.05$),小写字母表示 Pb 与 Cd + Pb 复合物之间的差异显著水平($P < 0.05$),表 2 同此.

表 2 Cd、Pb 不同胁迫处理对丁香蓼叶片光合色素含量的影响

土壤重金属浓度 $\omega/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$		叶绿素 a	叶绿素 b	叶绿素 a + b	叶绿素 a/b
CK	0	1.836 ± 0.015Aa	0.628 ± 0.022Aa	2.464 ± 0.013Aa	2.924 ± 0.083Aa
	5	1.762 ± 0.037B	0.611 ± 0.037A	2.374 ± 0.055B	2.891 ± 0.032AB
	10	1.607 ± 0.028C	0.560 ± 0.028BF	2.166 ± 0.047C	2.875 ± 0.134AB
	20	1.301 ± 0.036D	0.492 ± 0.007CG	1.794 ± 0.030D	2.645 ± 0.111B
	40	1.429 ± 0.063EKH	0.550 ± 0.036DF	1.980 ± 0.026E	2.609 ± 0.292BC
	80	0.934 ± 0.078F	0.427 ± 0.037E	1.361 ± 0.026F	2.609 ± 0.292BC

表 2(续)

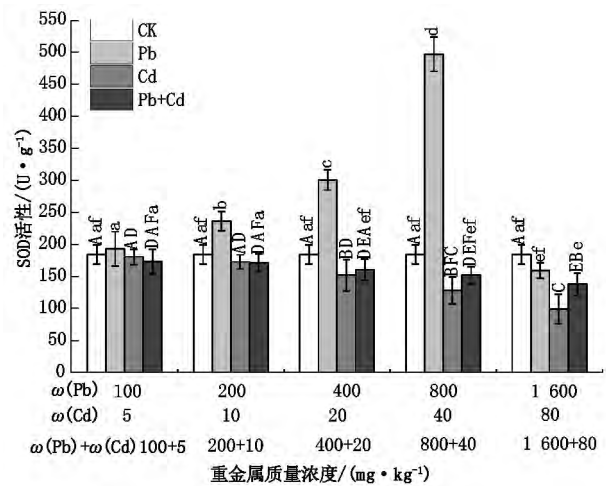
土壤重金属浓度 $\omega/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	叶绿素 a	叶绿素 b	叶绿素 a + b	叶绿素 a/b	
Pb	100	1.470 ± 0.052bj	0.513 ± 0.008bf	2.002 ± 0.046bj	2.768 ± 0.132a
	200	1.347 ± 0.023ch	0.513 ± 0.013bf	1.878 ± 0.031ch	2.538 ± 0.054b
	400	1.148 ± 0.040di	0.468 ± 0.020cg	1.616 ± 0.059di	2.451 ± 0.039ce
	800	1.502 ± 0.024egb	0.554 ± 0.016dhb	2.055 ± 0.0158ej	2.715 ± 0.116c
	1 600	1.016 ± 0.083f	0.383 ± 0.018e	1.399 ± 0.0946f	2.593 ± 0.145db
Cd + Pb	5 + 100	1.457 ± 0.018GEgj	0.540 ± 0.027Ffh	1.997 ± 0.041EIgj	2.700 ± 0.114Be
	10 + 200	1.386 ± 0.024Hlh	0.526 ± 0.018FGfh	1.912 ± 0.006Fh	2.684 ± 0.056Be
	20 + 400	1.331 ± 0.167DIh	0.521 ± 0.016FGf	1.852 ± 0.005Gh	2.559 ± 0.109BCd
	40 + 800	1.131 ± 0.017Ji	0.477 ± 0.022Gg	1.609 ± 0.033Hi	2.372 ± 0.089Df
	80 + 1 600	1.491 ± 0.030KGje	0.557 ± 0.020HFhb	2.048 ± 0.046Ij	2.680 ± 0.081Bd

2.3 Cd、Pb 不同胁迫对丁香蓼 SOD 活性的影响

由图 1 可见,与 CK 组相比,单因素 Cd 胁迫对丁香蓼叶片 SOD 活性的影响不显著,但随胁迫强度的增加总体呈下降趋势($P < 0.05$),在 $\omega(\text{Cd})$ 为 $80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时 SOD 活性达最低值,仅为 CK 组的 54.95%。数据分析结果表明,丁香蓼叶片的 SOD 活性与 Cd 胁迫浓度 ω 间的相关系数 r 为 -0.977 ($P < 0.01$),呈现极显著的负相关性。

与 CK 组相比,单因素 Pb 胁迫对丁香蓼叶片 SOD 的活性则产生了明显影响,且随着 $\omega(\text{Pb})$ 升高,丁香蓼的 SOD 活性呈先升后降趋势。在 $\omega(\text{Pb})$ 为 $800 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时 SOD 活性最高,之后随着 $\omega(\text{Pb})$ 的继续升高, SOD 活性则开始呈下降趋势。其原因可能是当 Pb 胁迫的毒害作用超出丁香蓼的耐受力时,可能会抑制 SOD 的活性,所以出现先升后降的趋势。

Pb、Cd 2 种重金属的单因素及其复合污染胁迫引起丁香蓼叶片 SOD 活性的变化表现出不同趋势。与 CK 组相比, Pb + Cd 复合污染胁迫下,丁香蓼叶片的 SOD 活性变化也不显著,但随复合污染物胁迫浓度的增加总体呈下降趋势,与单因素 Cd 胁迫下丁香蓼叶片的 SOD 活性变化规律具有相似性,但 Pb + Cd 复合污染胁迫下丁香蓼叶片 SOD 活性的下降更趋缓和, SOD 活性在 Pb + Cd 复合胁迫浓度 $\omega(\text{Cd}) + \omega(\text{Pb})$ 为 $(80 + 1\,600) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时达最低, SOD 值高于单因素 Cd 胁迫浓度 $\omega(\text{Cd})$ 为 $80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 下丁香蓼叶片的 SOD 值,但低于 Pb 胁迫浓度 $\omega(\text{Pb})$ 为 $1\,600 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 下丁香蓼叶片的 SOD 值。



注:图中大写英文字母表示 Cd 与 Cd、Pb 复合物之间的差异显著水平($P < 0.05$),小写字母表示 Pb 与 Cd、Pb 复合物之间的差异显著水平($P < 0.05$)。

图 1 Cd、Pb 不同胁迫处理对丁香蓼的 SOD 活性的影响

3 讨论与结论

众多研究表明,重金属对植物胁迫主要表现在生长状况、叶绿素含量及植物体内抗氧化酶活性等方面的影响^[16-17]。

研究结果表明,随着 Cd、Pb 单一及复合胁迫浓度的升高,丁香蓼的根、茎、叶形态指标均表现出明显的毒害症状。根部大多腐烂呈黑褐色,茎变细,叶片泛黄卷曲,有些叶尖甚至泛黑。丁香蓼的株高、根长、根质量等生理指标均出现下降的趋势,说明 Cd、Pb 单因素或其双因素复合胁迫均能不同程度地抑制丁香蓼的生长,且随浓度的提高产生的抑制作用

也增大。Cd 不是植物的必需营养元素, 不参与生物的结构和代谢活动, 过量的积累对植物具有明显的毒害作用^[18]。

研究结果还显示, Cd、Pb 单因素或其双因素复合胁迫导致丁香蓼叶片的叶绿素含量降低, 并影响其组分变化。导致叶绿素含量下降的原因可能是由于 Cd、Pb 与相关酶作用, 抑制叶绿素前体的合成, 促进叶绿素分解^[19], 或直接破坏叶绿体结构, 从而降低叶绿素含量。随着不同金属胁迫浓度的增加, 叶绿素 a 含量的下降比叶绿素 b 更快, 说明叶绿素 a 对抗逆反应比叶绿素 b 更敏感, 同时叶绿素 a/b 值均比对照组降低。另外, 于革中等^[20]研究认为, 叶绿素 a/b 值随着叶片衰老而下降, 可以作为叶片衰老的指标, 说明 Cd、Pb 胁迫具有加速叶片衰老的作用。

在重金属对丁香蓼抗氧化酶系统胁迫方面, 在正常生长情况下, 植物体内活性氧代谢保持平衡。但当植物处于逆境时, 活性氧的产生和清除之间的平衡被破坏, 大量的活性氧产生和积累, 导致膜脂过氧化, 丙二醛(MDA)含量增加, 膜的功能和结构遭到破坏, 对植物造成伤害^[21]。因此, 在 Cd 或 Pb 胁迫下, 叶绿体内的氧活化成活性氧, 对叶绿体结构和功能产生不同程度的伤害。超氧化物歧化酶(SOD)在植物清除活化氧方面起到重要作用。林杰等^[22]研究表明, 在低浓度铅胁迫下, 香根草叶片 SOD 活性升高, 随着铅浓度的继续增加, SOD 活性开始降低。杨楠等^[23]研究也证明在较高铅胁迫时, 刺槐叶片 SOD 活性呈下降趋势。本研究表明, 丁香蓼对低浓度的铅、镉胁迫环境具有一定的适应能力, 且其对铅的适应能力要高于镉, 此结果可以为进一步探讨湿地植物铅、镉胁迫危害的发生及其缓解机理奠定一定的基础。

4 参考文献

- [1] 简敏菲, 宋玉斌, 倪才英, 等. 鄱阳湖湿地水生生物重金属污染的特征分析与评价 [J]. 江西师范大学学报: 自然科学版, 2006, 30(5): 504-508.
- [2] 弓晓峰, 黄志中, 张静, 等. 鄱阳湖湿地重金属形态分布及植物富集研究 [J]. 环境科学研究, 2013, 19(3): 34-40.
- [3] 简敏菲, 李玲玉, 徐鹏飞, 等. 鄱阳湖-乐安河湿地水士环境中重金属污染的时空分布特征 [J]. 环境科学, 2014, 35(5): 1759-1765.
- [4] 尚小龙, 余厚平, 陈朴青, 等. 乐安河-鄱阳湖段水环境因子对重金属 Cu、Pb、Cd 迁移转化的影响 [J]. 江西师范大学学报: 自然科学版, 2014(6): 650-655.
- [5] 宋宪强, 雷恒毅, 余光伟, 等. 重污染感潮河道底泥重金属污染评价及释放规律研究 [J]. 环境科学学报, 2008, 28(11): 2258-2268.
- [6] 吴迪, 杨秀珍, 李存雄, 等. 贵州典型铅锌矿区水稻土壤和水中重金属含量及健康风险评价 [J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(10): 1992-1998.
- [7] 曹心德, 魏晓欣, 代革联, 等. 土壤重金属复合污染及其化学钝化修复技术研究进展 [J]. 环境工程学报, 2011, 5(7): 1441-1453.
- [8] 傅海霞, 刘怡, 董志英, 等. 抗生素与重金属复合污染的生态毒理效应研究进展 [J]. 环境工程, 2016, 34(4): 60-63.
- [9] 简敏菲, 徐鹏飞, 熊建秋, 等. 鄱阳湖-乐安河段湿地底质重金属污染风险及其水生植物群落多样性的评价 [J]. 生态与农村环境学报, 2013, 28(4): 415-421.
- [10] 周雪玲, 熊建秋, 简敏菲, 等. 乐安河-鄱阳湖湿地优势水生植物对重金属污染物的富集作用 [J]. 江西师范大学学报: 自然科学版, 2013, 37(2): 97-102.
- [11] 刘凯, 陈兴帮, 商宏莉, 等. 13 种花卉植物受硫氧化物混合气体污染的伤害症状及其抗性表现 [J]. 四川环境, 2009, 28(6): 45-49.
- [12] 陈建勋, 王晓峰. 植物生理学实验 [M]. 广州: 华南理工大学出版社, 2002.
- [13] 王丹, 万春阳, 侯俊玲, 等. 盐胁迫对甘草叶片光合色素含量和光合生理特性的影响 [J]. 热带作物学报, 2014, 35(5): 957-961.
- [14] 马旭俊, 朱大海. 植物超氧化物歧化酶(SOD)的研究进展 [J]. 遗传, 2003, 25(2): 225-231.
- [15] Asgharipour M R, Khatamipour M, Razavi-Omrani M. Phytotoxicity of cadmium on seed germination, early growth, proline and carbohydrate content in two wheat varieties [J]. Iranian Journal of Medical Physics, 2014, 5: A16788-A16788.
- [16] 潘攀, 杨俊诚, 邓仕槐, 等. 土壤-植物体系中农药和重金属污染研究现状及展望 [J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(12): 2389-2398.
- [17] Osma E, Elveren M, Karakoyun G. Heavy metal accumulation affects growth of Scots pine by causing oxidative damage [J]. Air Quality Atmosphere & Health, 2017, 10(1): 85-92.
- [18] 徐君, 贾荣, 施国新, 等. 镉在水花生叶片中的亚细胞分布及其毒理学 [J]. 应用生态学报, 2012, 23(4): 1070-1076.
- [19] 张帆, 万雪琴, 翟晶. 镉处理下增施氮对杨树叶绿素合

- 成和叶绿体超微结构的影响 [J]. 核农学报, 2014, 28 (3): 485-491.
- [20] 于苹中, 廖柏寒, 宋稳成, 等. 模拟酸雨和 Cd 对小白菜、四季豆生理生化特性的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(1): 43-46.
- [21] Ahmad P, Ozturk M, Gucel S. Oxidative damage and antioxidants induced by heavy metal stress in two cultivars of mustard (*Brassica juncea* L.) plants [J]. Fresenius Environmental Bulletin, 2012, 21(10): 2953-2961.
- [22] 林杰, 柯金炼, 魏道军. 铅胁迫对香根草叶片膜系统及抗氧化系统的影响 [J]. 福建农业学报, 2009, 24(3): 254-257.
- [23] 杨楠, 王进鑫, 周芙蓉, 等. 铅胁迫对刺槐和紫穗槐抗氧化酶活性的影响 [J]. 干旱区资源与环境, 2012, 26(3): 168-171.

The Physiological and Biochemical Characteristics of the Wetland Plant *Ludwigia prostrata* Roxb under the Heavy Metal Pollution Stress of Cadmium and Lead

JIAN Minfei, SHI Yatian, CHEN Tao, HE Qiyu, CUI Yan, DU Kaixiang

(College of Life Science, Jiangxi Provincial Key Lab of Protection and Utilization of Subtropical Plant Resources, Jiangxi Normal University, Nanchang Jiangxi 330022, China)

Abstract: The aim of the study was to investigate the physiological responses of the native wetland plants to the heavy metals and provide feasible basis for the remediation of soil heavy metal pollution the native wetland plants. The dominant plant named *Ludwigia prostrata* Roxb were selected as the experimental materials which were collected in the upper reaches of Le'an River, where were polluted by heavy metals. Different concentrations of heavy metals of cadmium and lead as the contaminants stress condition were added to the potted soils of the plants by using pot experiment methods, and the growth, different Chlorophyll contents, antioxidant enzyme activity and other indicators of *L. prostrata* was determined under the different heavy metals pollution stress after two different growth cycles. The results show that both of the single pollution factor and the compound pollution factors of cadmium and lead could inhibit the growth of *L. prostrata*, and the inhibitory effects increased with the increase of the pollutant concentration. Both the single pollution factor and the compound pollution factors of cadmium and lead had a significant negative correlation with the stress of *L. prostrata*, but the contents of chlorophyll a, chlorophyll b and the total contents of chlorophyll in the leaves of *L. prostrata* showed a decreasing trend with the increase of heavy metal concentration, and it showed different effects on the activities of superoxide dismutase (SOD) in the leaves of *L. prostrata* under pollution stress of the single factor and the compound factors of cadmium and lead.

Key words: cadmium; lead; heavy metals pollution; *Ludwigia prostrata* Roxb; growth index; chlorophyll; superoxide dismutase (SOD)

(责任编辑: 刘显亮)