

DOI:10.13718/j.cnki.xsxb.2019.01.013

黄葛树对土壤铅、镉污染耐受性的研究^①

张思悦，张晴，李凌

西南大学 园艺园林学院，重庆 400715

摘要：以黄葛树为实验材料，通过盆栽实验研究梯度浓度土壤外源铅胁迫($0, 250, 500, 900 \text{ mg/kg}$)、外源镉胁迫($0, 5, 10, 20, 30 \text{ mg/kg}$)对黄葛树形态生长、生理生化特征的影响，旨在综合评价黄葛树对土壤铅、镉污染的适应性，为黄葛树对土壤铅、镉污染的修复潜力研究提供基础。结果表明： 250 mg/kg 铅污染胁迫与 5 mg/kg 镉胁迫对黄葛树株高、地径净生长量、可溶性糖质量分数、SOD 活性均无显著影响； $250, 500 \text{ mg/kg}$ 铅污染与 $5, 10 \text{ mg/kg}$ 镉污染显著增加了黄葛树叶片叶绿素质量比；实验组 MDA 浓度均显著高于对照；实验设置污染浓度内， 900 mg/kg 铅胁迫与 30 mg/kg 镉胁迫对黄葛树生长的抑制作用最强。研究说明：土壤铅、镉污染对黄葛树生长的影响具有“低促高抑”的特点， $500, 10 \text{ mg/kg}$ 是铅、镉胁迫对黄葛树生长产生抑制作用的临界质量比，此临界质量比与土壤污染标准相比较可得黄葛树对镉胁迫的耐受性更强。

关 键 词：黄葛树；铅胁迫；镉胁迫；生理耐性

中图分类号：S718.45

文献标志码：A

文章编号：1000-5471(2019)01-0079-05

铅(Lead, Pb)和镉(Cadmium, Cd)是引起土壤重金属污染的两种常见元素，生物毒性大，微量即会对植物产生毒害效应，且雨水淋溶会使土壤表层的铅、镉污染地下水。存留在植物体内可食用部分及淋溶至地下水的铅、镉通过食物链富集在人体内，危害人类健康^[1-2]。国家环保部的数据显示，2009年至2015年间，我国已有30多起特大重金属污染事件，导致4035人血铅超标，182人镉超标，共引发32起群体性事件^[3]。

现阶段各国主要采取物理修复、化学修复与生物修复3种方式治理重金属污染土壤，植物修复是生物修复的主要类型之一，修复成本低、对环境干扰小。超积累植物是最常见的植物修复材料，虽具有超强的重金属富集能力，但生物量小，根际深度与范围小且具有进入食物链的风险，实际应用中超积累植物很难解决大面积土壤重金属污染的问题^[4]。

木本植物的富集作用虽不及超积累植物，但生物量大，根系发达，生长周期长。若将木本植物用于植物修复领域，有利于实现污染土壤资源化，能够产生大量木材及生物再生能源且产品不易进入食物链^[5]，筛选出一些对重金属污染土壤有修复潜力的木本植物有利于推动植物修复技术的发展与应用。

黄葛树(*Ficus virens* Aiton)属桑科榕属大乔木，生长速度快，易繁殖，根系发达，地上部与根系生物量大，是一种抗性强的经济木本植物。本实验以黄葛树为研究对象，通过株高净生长量、可溶性糖含量、抗氧化酶等生长生理指标分析黄葛树对铅、镉污染土壤的耐受性，为黄葛树对土壤铅、镉污染的修复潜力研究提供基础。

1 材料与方法

1.1 实验材料

实验材料为黄葛树一年生实生苗，种子采集于西南大学，于2016年4月开始在西南大学三号温室进行

① 收稿日期：2017-11-04

基金项目：中央高校基本科研业务费专项(XDK2017D094)。

作者简介：张思悦(1992-)，女，硕士研究生，主要从事园林植物育种与栽培研究。

幼苗培育。供试土壤采集于西南大学园艺园林学院试验田, 土壤理化性质及铅、镉含量见表 1。

表 1 土壤基本理化性质

有机质 /%	全氮 /(g · kg ⁻¹)	pH	速效氮 /(mg · kg ⁻¹)	速效磷 /(mg · kg ⁻¹)	速效钾 /(mg · kg ⁻¹)	总镉 /(mg · kg ⁻¹)	总铅 /(mg · kg ⁻¹)
1.52	0.812	6.52	69.3	66.5	231.7	0.18	17.4

1.2 实验设计

2017 年 3 月选取株高 15 cm、地径 6 mm 左右, 生长状况近似的幼苗在西南大学园艺园林学院试验田进行盆栽实验。盆栽容器为口径 26 cm、深 18 cm 的圆形花盆, 每盆装 8 kg 供试土壤, 盆内移栽 3 株黄葛树幼苗, 盆下垫托盘。移栽后进行常规培养, 待幼苗恢复生长后以添加 $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$, $\text{Pb}(\text{CHCOO})_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 溶液的形式对供试材料进行重金属浇灌处理。土壤外源铅的质量比为: 0, 250, 500, 700, 900 mg/kg, 外源镉的质量比为: 0, 5, 10, 20, 30 mg/kg, 每种处理设 3 组重复, 以不添加重金属实验组为对照。处理后的苗木每次用等量的水浇灌进行养护, 并及时将渗到托盘的溶液倒回盆中。

1.3 实验方法

实验处理当天及处理 30 d 后测定黄葛树幼苗株高与地径, 计算幼苗株高、地径净生长量。处理 30 d 后采集处理组幼苗从上到下第 3 片或第 4 片完全展开叶进行生理指标测定, 用氮蓝四唑(NBT)法测定超氧化物歧化酶(SOD)活性, 硫代巴比妥酸法测定丙二醛(MDA)浓度, 丙酮—乙醇提取法测定叶绿素质量比, 蔗糖比色法测定可溶性糖质量分数^[6]。

1.4 数据分析

本实验采用 Microsoft Excel 2010 和 SPSS 22.0 进行数据分析, 采用 Origin 软件进行图表制作。

2 结果与分析

2.1 土壤铅、镉胁迫对黄葛树幼苗株高、地径净生长量的影响

由表 2 可知, 铅胁迫质量比为 500 mg/kg 时, 黄葛树株高、地径净生长量开始显著降低, 900 mg/kg 时降至最低, 较对照减少了 64.7%, 58.4%, 差异具有统计学意义($p < 0.05$)。镉胁迫下, 黄葛树株高净生长量与地径净生长量较对照显著降低的临界质量比分别为 10, 20, 30 mg/kg, 分别较对照下降了 55.9%, 69.9%, 差异具有统计学意义。

表 2 土壤铅、镉污染对黄葛树幼苗株高、地径净生长量的影响

重金属种类	外源重金属质量比 /(mg · kg ⁻¹)	株高净 生长量/cm	地径净 生长量/mm
Pb	0	2.38 ± 0.35 AA	1.73 ± 0.23 AA
	250	2.25 ± 0.07 ABa	1.79 ± 0.21 Aa
	500	1.71 ± 0.18 BCb	1.47 ± 0.25 ABb
	700	1.24 ± 0.17 CDc	0.91 ± 0.26 BCc
	900	0.84 ± 0.25 Dc	0.72 ± 0.19 Cd
Cd	0	2.38 ± 0.35 AA	1.73 ± 0.23 AA
	5	1.92 ± 0.26 ABa	1.53 ± 0.39 Aa
	10	1.36 ± 0.13 BCbc	1.48 ± 0.19 Aa
	20	1.49 ± 0.28 BCc	0.79 ± 0.06 Bb
	30	1.05 ± 0.12 Cc	0.52 ± 0.19 Bb

注: 数据 = 平均值土标准差, A, B, C 表示数值在 $p < 0.01$ 水平上差异极具有统计学意义; a, b, c 表示数值在 $p < 0.05$ 水平上差异具有统计学意义。

2.2 土壤铅、镉胁迫对黄葛树幼苗叶绿素的影响

由图 1 可知, 低质量比铅、镉污染下, 幼苗叶片叶绿素质量比显著高于对照, 铅、镉质量比大于 700, 20 mg/kg 时, 叶绿素质量比开始显著降低, 至 900, 30 mg/kg 时降至最低, 较对照分别减少 22.1%, 12.9%。铅污染质量比为 900 mg/kg 时, 叶绿素 a/b 值较对照显著降低, 其余处理对 a/b 值无显著影响,

镉污染质量比为 10 mg/kg 时, 叶绿素 a/b 值减小, 30 mg/kg 时降至最低。

2.3 土壤铅、镉胁迫对黄葛树幼苗可溶性糖质量分数的影响

由图 2 可知, 黄葛树幼苗在铅胁迫下, 可溶性糖的质量分数随胁迫浓度的增加而增加, 除 250 mg/kg 以外的处理组植株可溶性糖质量分数均显著大于对照, 900 mg/kg 时达到最大值, 较对照增加了 33.2%。镉胁迫下, 黄葛树叶片可溶性糖质量分数以 20 mg/kg 为转折, 呈先增加后减小的趋势, 20 mg/kg 时达到最大值, 较对照增加了 34.9%, 差异具有统计学意义 ($p < 0.05$)。

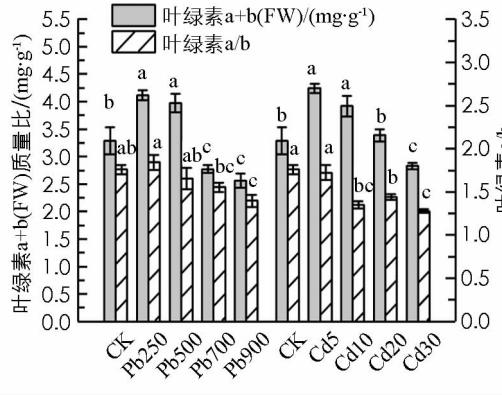


图 1 铅、镉污染对黄葛树叶片
叶绿素的影响

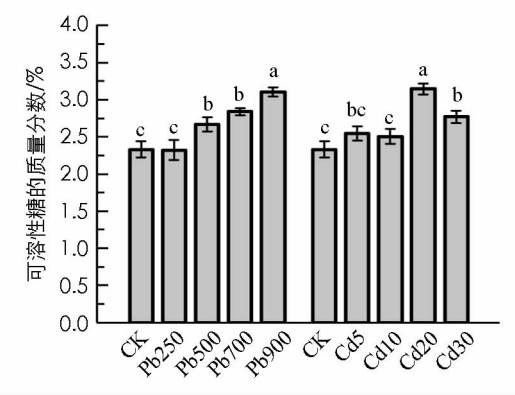


图 2 铅、镉污染对黄葛树叶片
可溶性糖质量分数的影响

2.4 土壤铅、镉胁迫对黄葛树叶片丙二醛(MDA)浓度的影响

由图 3 可知, 铅胁迫下, 黄葛树叶片 MDA 浓度随铅胁迫浓度的增加而增大, 900 mg/kg 时达到最大值, 为对照的 2.13 倍。镉胁迫下, 叶片 MDA 浓度随镉污染质量比的增加呈先增加后减小的趋势, 在 20 mg/kg 时达到最大值, 为对照的 1.56 倍。

2.5 土壤铅、镉胁迫对黄葛树叶片超氧化物歧化酶(SOD)活性的影响

由图 4 可知, 中低质量比的铅胁迫对黄葛树 SOD 活性无显著影响, 高质量比的铅胁迫下 SOD 活性随铅胁迫质量比增加而缓慢增加, 说明在低质量比铅污染下, 黄葛树叶片活性氧的清除系统能够保持一个相对稳定的状态。镉胁迫下, 以 10 mg/kg 为转折, SOD 活性随镉污染质量比的增加呈先增加后减小的趋势, 变化幅度不明显。

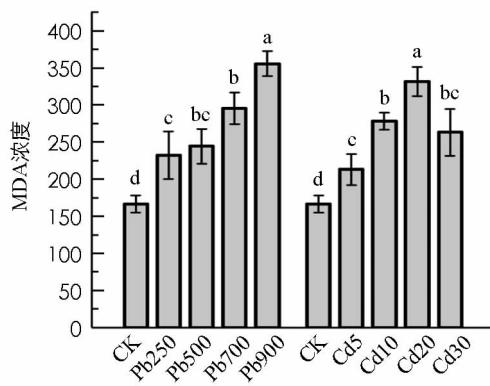


图 3 铅、镉污染对黄葛树叶片
丙二醛质量分数的影响

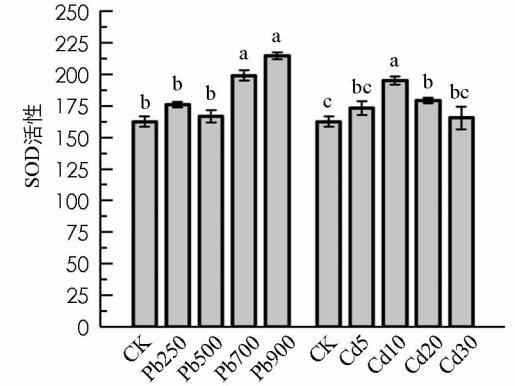


图 4 铅、镉污染对黄葛树叶片
SOD 活性的影响

3 讨论

重金属浓度超过了植物耐受范围时, 会对植物形态结构、生理代谢、遗传等方面产生毒害作用, 严重影响植物的生长发育。本实验设置浓度范围内, 对黄葛树株高、地径生长产生显著抑制作用的铅胁迫临界质量比为 500 mg/kg; 镉处理中, 株高净生长量的反映比地径净生长量更加敏感, 出现差异显著性的质量

比更低; 高质量比铅、镉胁迫会严重抑制黄葛树地上部的伸长生长与径向生长。

叶绿素 a、b 是植物进行光合作用的主要色素, 质量分数高低反映光合作用水平的强弱, 比值是衡量叶片衰老的重要指标^[7]。本研究中, 铅镉质量比小于 700, 20 mg/kg 时, 实验组叶绿素质量分数显著高于对照, 大于 700, 20 mg/kg 时叶片叶绿素质量比开始下降, 也许是因为叶绿素合成的相关酶类被抑制或者重金属引起的植物氧化伤害损害了叶绿体结构与功能, 导致叶绿素质量比降低^[8]。相同污染镉胁迫下, 叶绿素质量比高于对照, 叶绿素 a/b 值低于对照, 说明叶绿素 a/b 值对镉污染的反映更敏感。

重金属胁迫会扰乱植株内原有的离子平衡系统, 阻碍正常代谢进行, 植物通过改变体内的脯氨酸、可溶性糖可溶蛋白等渗透调节物质的质量分数提高细胞质浓度, 维持液泡和细胞质水势平衡而维持正常细胞代谢环境^[9~10]。本实验中, 250 mg/kg 铅处理与 5, 10 mg/kg 镉处理对黄葛树可溶性糖质量分数无显著影响。黄葛树叶片可溶性糖质量分数随铅处理浓度的增加缓慢增加, 这说明一定范围内重金属胁迫会导致植物体内水分亏缺使叶片淀粉水解加强, 光合产物输出减慢, 从而引起糖类累积^[11]。当镉处理质量比为 30 mg/kg 时, 可溶性糖质量分数降低, 也许是因为高浓度镉胁迫导致植物体水分亏缺, 叶绿体类囊体结构被破坏、光合速率等受到抑制效应的影响加剧, 光合作用减弱, 光合产物减少, 叶片内可溶性糖的积累趋于减慢和停止^[12]。

重金属破坏植物体内活性氧平衡后, 过量的活性氧使植物细胞发生脂膜过氧化反映, 使细胞膜受到伤害, 细胞膜稳定性下降, MDA 浓度能够反映膜脂过氧化程度, 间接显示重金属胁迫下膜系统的受损程度以及植物的抗逆性^[13~14]。本实验中, 实验组 MDA 值均大于对照组, 说明实验设置的铅镉污染会对黄葛树叶片膜系统造成过氧化损害。高质量比的(30 mg/kg)镉污染导致叶片 MDA 值在达到最大值后下降, 可能是因为随着重金属胁迫浓度增加, 植物清除活性氧自由基的能力和修复氧伤害的能力被诱导后加强, 表现出 MDA 浓度反而下降^[15]。

重金属胁迫可以使植物产生过多的活性氧自由基, 当氧自由基生成量超出植物体内清除酶清除能力时, 就会使植物生长发育受到影响, 严重时会导致植物死亡^[16]。本研究中, 幼苗叶片 SOD 活性随铅胁迫质量比的增加而增加, 这说明黄葛树通过增强 SOD 活性清除铅胁迫产生的过量活性氧以维持植物体内氧自由基的产生、清除平衡。SOD 活性随镉胁迫质量比增加而先升后降, 可能是因为在一定浓度镉胁迫下黄葛树体内活性氧清除系统保持平衡状态, 当镉胁迫持续加强或高浓度下, 重金属诱导的活性氧自由基积累量远远大于的歧化能力极限时, 就会破坏细胞多种生理功能从而抑制活性, 呈现出 SOD 活性缓慢或急剧降低。

4 结 论

1) 土壤铅、镉污染对黄葛树的影响具有“低促高抑”的特点, 幼苗在 250 mg/kg 铅胁迫以及 5 mg/kg 镉胁迫下能保持正常生长状态, 500 mg/kg 以上的铅胁迫以及 10 mg/kg 以上镉胁迫会对黄葛树幼苗光合系统、抗氧化系统等生理生化反映造成伤害, 抑制黄葛树幼苗的正常生长。

2) 根据《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)^[17], 为保障农业生产, 保障农林业生产和植物正常生长的土壤铅临界质量比为 350 mg/kg、维护人体健康的土壤镉临界质量比为 1 mg/kg, 本实验结果显示铅、镉胁迫对黄葛树生长产生抑制作用的临界质量比为 500, 10 mg/kg, 分别是临界质量比的 1.43, 10 倍, 由此说明, 黄葛树对镉污染的耐受性强于铅。

参考文献:

- [1] 薛永, 王苑嫄, 姚泉洪, 等. 植物对土壤重金属镉抗性的研究进展 [J]. 生态环境学报, 2014, 23(3): 528—534.
- [2] 段德超, 于明革, 施积炎. 植物对铅的吸收、转运、累积和解毒机制研究进展 [J]. 应用生态学报, 2014, 25(1): 287—296.
- [3] 环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报 [J]. 国土资源通讯, 2014(5): 10—11.
- [4] SYLVIA T M, SAMUEL R C, MARCUS M F. Heavy Metal Contaminated Industrial Soil Uptake Assessment in Native Plant Species from Brazilian Cerrado [J]. International Journal of Phytoremediation, 2016, 18(8): 832—838.

- [5] 张东为, 崔建国, 戈素芬, 等. 土壤镉污染对不同品种杨树生长状况的影响 [J]. 水土保持通报, 2008, 28(3): 59—64.
- [6] 高俊凤. 植物生理学实验指导 [M]. 北京: 高等教育出版社, 2015: 71—211.
- [7] 王红霞, 施国新, 徐勤松, 等. Cr⁶⁺ 胁迫对槐叶苹叶片光合生理特征及超微结构的影响 [J]. 西北植物学报, 2008, 28(11): 2244—2250.
- [8] 鲁艳, 谌月, 李凌. 香樟、君迁子实生苗对土壤 Cd²⁺ 污染的修复潜力研究 [J]. 西南师范大学学报(自然科学版), 2017, 42(11): 44—51.
- [9] 李玉全, 张海艳, 沈法富. 作物耐盐性的分子生物学研究进展 [J]. 山东科学, 2002, 15(2): 8—14.
- [10] 王秀娟, 杨会青. 盐碱胁迫下西伯利亚白刺的渗透调节物质的变化 [J]. 热带农业科学, 2010, 30(2): 34—36.
- [11] 谌金吾. 三叶鬼针草(*Bidens pilosa* L.)对重金属 Cd、Pb 胁迫的响应与修复潜能研究 [D]. 重庆: 西南大学, 2013.
- [12] 覃光球, 严重玲, 韦莉莉. 秋茄幼苗叶片单宁、可溶性糖和脯氨酸含量对 Cd 胁迫的响应 [J]. 生态学报, 2006(10): 3366—3371.
- [13] MAHRUKH Z, MEHAK S, QURBAN A, et al. Rhizobacteria and Phytoremediation of Heavy Metals [J]. Environmental Technology Reviews, 2016, 5(1): 112—119.
- [14] 于方明, 汤叶涛, 仇荣亮, 等. Cd 胁迫下超富集植物圆锥南芥抗氧化机理 [J]. 环境科学学报, 2010, 30(02): 409—414.
- [15] 任艳芳, 何俊瑜, 刘畅, 等. 镉胁迫对莴苣幼苗生长及抗氧化酶系统的影响 [J]. 生态环境学报, 2009, 18(2): 494—497.
- [16] 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(S1): 48—52.
- [17] 中国环境保护局. 土壤环境质量标准: GB 15618—1995 [S]. 北京: 中国标准出版社, 1995.

On Tolerance of *Ficus Virens* Aiton in Soil Contaminated by Pb and Cd

ZHANG Si-yue, ZHANG Qing, LI Ling

School of Horticulture and Landscape Architecture, Southwest University, Chongqing 400715, China

Abstract: The aim of this study is to evaluate the tolerance of *Ficus virens* Aiton to soil contamination by lead (Pb) and cadmium (Cd) in pot experiment, in order to provide the basis for the research of the potential for phytoremediation of Pb and Cd pollution. With *Ficus virens* Aiton as the experimental material, and contaminated soil was treated by Pb and Cd in five concentrations respectively. The plant behavior was assessed by the changes of its physiological activity. Results show that when the concentrations of Pb and Cd was 250, 5mg/kg, the plant height, net diameter, soluble sugar content and SOD activity of *Ficus virens* Aiton had no significant effect. The stress concentrations of Pb and Cd which was 250, 500 and 5,10 mg/kg increased photosynthetic pigment of *Ficus virens* Aiton. And the malondialdehyde content of experimental group was all higher than control. The damage to the *Ficus virens* Aiton could reach up to their maximum when concentrations of Pb and Cd was 900, 30mg/kg. It is indicated that the critical concentrations of Pb and Cd inhibited the growth of *Ficus virens* Aiton was 500, 10mg/kg, and low stress could promote the growth of *Ficus virens* Aiton. Compared with Pb stress, the tolerance to Cd was better.

Key words: *Ficus virens* Aiton; lead; cadmium; physiological tolerance