

不同菊科植物耐铅性和富集特征比较研究

宣斌,王济*,蔡雄飞,胡丰青,段志斌
(贵州师范大学地理与环境科学学院,贵阳 550025)

摘要: 采用盆栽实验方法,研究了6种菊科植物(三脉紫菀、黑心菊、硫华菊、血皮菜、金盏菊、三叶鬼针草)在不同浓度胁迫下的耐铅性和富集特征。结果表明:随着Pb含量的增加,6种植物地上部干重呈现不断下降的趋势;硫华菊、血皮菜和金盏菊在所有浓度处理下,耐性指数(TI)均大于0.5且根系耐性指数(RTI)均大于0.9,对Pb胁迫具有较好的耐性;黑心菊地上部Pb含量最大为1783 mg/kg,且富集和转运系数均大于1;最后综合富集系数、转运系数和修复潜力指数,黑心菊可作为低浓度Pb污染土壤的修复植物。

关键词: 重金属;菊科;耐铅性;富集特征
中图分类号: S502.4 **文献标识码:** A

A comparative study of Pb tolerance and enrichment characteristics of different species of compositae

XUAN Bin, WANG Ji*, CAI Xiong-fei, HU Feng-qing, DUAN Zhi-bin
(School of Geographic and Environmental Science, Guizhou Normal University, Guiyang 550025, China)

Abstract: A pot experiment was conducted to study the Pb-resistance and enrichment characteristics of six species of Compositae plants (*Aster ageratoides*, *Rudbeckia hirta*, *Cosmos sulphureus*, *Gynura bicolor*, *Calendula officinalis* and *Bidens pilosa*) in different lead concentrations. The result showed that the dry weight of the six species all decreased with the increase of Pb concentration. The three of them, *Cosmos sulphureus*, *Gynura bicolor* and *Calendula officinalis*, showed good resistance to Pb stress under all concentrations, with tolerance index (TI) greater than 0.5 and the root tolerance index greater than 0.9. Among the six, *Rudbeckia hirta* showed the best resistance to Pb stress, with Pb content in shoot amounting to the maximum 1783 mg/kg, and the enrichment and transport coefficients all greater than 1. Based on the integrated observation of the enrichment coefficient, transport factor, the paper believes that *Rudbeckia hirta* can be used to remediate Pb contaminated soil at low concentrations.

Key words: Heavy metal; Compositae; Pb tolerance; Enrichment characteristics

铅(Pb)是造成重金属污染的元素之一,且可能是人类致癌物质之一^[1]。土壤铅污染会使生态系统的正常功能遭到破坏,对人类健康和生态系统造成巨大威胁,治理和修复铅污染土壤迫在眉睫。近年来,植物修复以其低成本、土壤生态破坏小、不造成二次污染等优点而成为国际环境修复学界的研究热点^[2-4]。植物修复技术的基础和关键是重金属耐性植物和超富集植物(Hyper-accumulators)的筛选。花卉植物在污染土壤修复方面具有广阔的应用前景^[5]。与非观赏性植物相比,利用花卉植物进行铅污染土壤修复,不仅能降低土壤中铅含量,同时还能达到美化环境的目的。菊科植物作为草本类花卉植物有着见效快、投入低、存活率高、适种面广、收益大等优势,将成为未来Pb污染土壤修复的首选植物^[6]。

目前,对于不同菊科植物在铅胁迫条件下的耐性及富集特征尚缺乏系统的对比研究。本研究通过室

收稿日期:2017-09-22

基金项目:贵州省科技支撑计划项目[黔科合支撑(2017)2580];贵州省科学技术基金重点项目[黔科合JZ字(2014)2012号]

作者简介:宣斌(1992—),男,在读硕士,从事土壤重金属污染与生态修复研究。E-mail:xuanbin216@126.com

*通信作者,E-mail:wangji@gznu.edu.cn

内盆栽胁迫试验,比较6种菊科植物对铅的耐性及富集特性,既可以筛选净化铅污染环境的景观化材料,又可以积累铅植物毒理资料,充实耐铅植物基因库,为未来基因工程强化植物修复技术提供科学参考。

1 材料与方 法

1.1 试验材料

于2016年4月在贵州师范大学相宝山采集三脉紫菀(*Aster ageratoides* Turcz.)、黑心菊(*Rudbeckia hirta* L.)、硫华菊(*Cosmos sulphureus* Cav.)、血皮菜(*Gynura bicolor* (Roxb. ex Willd.) DC.)、金盏菊(*Calendula officinalis* L.)、三叶鬼针草(*Bidens pilosa* L.)6种植物种子。供试土壤的基本理化性质为pH 7.36,有机质31.24 g/kg,全氮213.52 mg/kg,有效磷4.53 mg/kg,速效钾4.27 mg/kg。

1.2 试验方法

设置Pb(NO₃)₂含量分别为0(CK)、500 mg/kg、1 000 mg/kg、1 500 mg/kg、2 000 mg/kg,按2%加入生物肥拌匀,与土样充分混匀后,装入15 cm×18 cm(直径×高)的花盆中,保持田间持水量80%,老化2个月用于盆栽试验。将采集的植物种子置于4℃冰箱中低温催化,播种前,用体积分数10%的H₂O₂浸泡10 min,去离子水冲洗后置于培养皿中在(25±1)℃培养箱里催芽。选用萌发整齐的种子栽植在穴盘中,每孔1株,待长出两片真叶后,选取长势均匀的幼苗,移栽进花盆中,每盆5株为1个处理,设5个重复,其间进行常规肥水管理。

1.3 项目测定与数据处理

生物量测定:将生长3个月的植物样品按地上部和地下部分离,先用自来水冲洗去除黏附于植物样品上的泥土和污物,再用蒸馏水冲洗2—3遍,滤纸吸干表面水分后在105℃下杀青30 min,然后70℃烘干至恒重。

铅含量测定:将烘干后的植物样品粉碎备用,过100目(孔径为0.143 mm)尼龙筛,混匀。采用HNO₃/HClO₄(V/V=5/1)在高温、高压下(180℃和160 Pa)用密闭的聚四氟乙烯罐消煮至澄清。消煮后的溶液洗至100 mL容量瓶中,用高纯水定容,采用原子吸收分光光度计(ZEEnit700P)测定植物铅含量。

数据分析采用SPSS 22.0和Excel 2007,显著性差异检测采用Duncan's新复极差法,图表制作用Origin 9.0完成。相应的富集系数(Enrichment coefficient, EC)和转运系数(Translocation factors, TF)计算公式如下:富集系数=植物体重金属含量/土壤中重金属含量;转运系数=植物地上部重金属含量/植物地下部同种重金属含量。

2 结果与分析

2.1 6种菊科植物对Pb的耐性分析

6种植物在土壤铅含量为500 mg/kg时,地上部干重没有显著变化,说明此处理下植株未受到Pb毒害。三脉紫菀、黑心菊、硫华菊在土壤铅含量为1 000 mg/kg处理下,血皮菜、金盏菊和三叶鬼针草在土壤铅含量为2 000 mg/kg处理下,植物地上部干重显著减少,而三脉紫菀在土壤铅含量为2 000 mg/kg处理时已死亡(表1)。结果表明:随着基质Pb含量的增加,6种菊科植物地上部干重呈现下降的趋势。

表1 不同Pb含量处理对6种植物地上部分干重的影响
Table 1 Shoot dry weight under different Pb concentrations

处理/mg·kg ⁻¹	三脉紫菀	黑心菊	硫华菊	血皮菜	金盏菊	三叶鬼针草
CK	2.31±0.25 a	3.97±0.23 a	2.03±0.02 a	1.51±0.09 a	2.56±0.24 a	5.53±0.39 a
500	2.07±0.12 a	2.19±0.04 ab	1.86±0.16 a	1.36±0.17 a	2.10±0.31 a	5.68±0.32 a
1 000	1.82±0.13 b	1.32±0.12 b	1.21±0.06 b	1.25±0.03 a	1.83±0.06 a	6.33±0.45 a
1 500	0.98±0.31 c	1.61±0.17 b	1.09±0.24 b	1.1±0.26 a	1.95±0.28 a	5.10±0.27 a
2 000	-	1.13±0.18 c	1.31±0.07 b	0.96±0.19 b	1.69±0.32 b	4.17±0.19 b

注:同列不同字母表示同一植物不同处理之间具有显著性差异(P<0.05, n=5)

耐性指数(TI)为处理组与对照组地上部干重的比值,一般认为TI>0.5时,植物在此条件下长势良好,对胁迫具有较好的耐受性^[7]。根系耐性指数(RTI)为各处理与对照组根系平均长度的比值,一般而言在中毒浓度下,RTI>0.9表明植物根系没有受到明显的抑制作用^[8]。因此,TI和RTI可作为衡量植物重金属耐性的重要指标。

计算不同 Pb 含量处理下植物地上部和根系耐性指数(表 2),发现硫华菊、血皮菜和金盏菊在所有含量处理下, TI 均大于 0.5, 且 RTI 均大于 0.9, 说明以上 3 种植物对 Pb 胁迫具有较好的耐性。6 种植物 TI 和 RTI 具有一致性, 均随着含量浓度的增加而不断减小。黑心菊在处理含量为 1 000 mg/kg 时其 TI 值逐渐小于 0.5, 而在处理含量为 2 000 mg/kg 时, 其 TI 和 RTI 值均小于标准值, 说明其受 Pb 胁迫较为严重。

表 2 不同 Pb 含量处理下 6 种植物地上部和根系耐性指数
Table 2 Shoot and Root tolerance indexes under different Pb concentration treatments

处理 /mg·kg ⁻¹	三脉紫菀		黑心菊		硫华菊		血皮菜		金盏菊		三叶鬼针草	
	TI	RTI	TI	RTI								
500	0.90	0.98	0.55	1	0.92	1.02	0.90	0.99	0.82	1	0.98	1
1 000	0.79	0.98	0.33	0.96	0.60	1.05	0.83	0.98	0.71	0.96	1.14	1.03
1 500	0.42	0.93	0.41	0.93	0.54	0.96	0.73	0.95	0.76	0.95	0.92	0.98
2 000	-	-	0.28	0.89	0.65	0.91	0.64	0.95	0.66	0.92	0.75	0.86

2.2 6 种菊科植物对 Pb 吸收的分异特性

对 6 种植物地上部和地下部 Pb 含量进行方差分析(图 1), 发现硫华菊、三脉紫菀、血皮菜和三叶鬼针草地上部分 Pb 含量均随着土壤 Pb 含量的增加而增加, 表现出明显的浓度效应。从金盏菊和黑心菊地上部 Pb 含量先增加后下降的趋势来看, 这种浓度效应并不是一直增长, 而是随着土壤 Pb 含量增加到一定浓度, 植物开始出现抑制效应, 体内 Pb 含量增速变缓甚至出现负增长。在初始含量处理时, 地上部 Pb 含量与地下部 Pb 含量差异不显著, 随着土壤 Pb 含量增加, 大部分植物的地下部 Pb 含量远远大于地上部 Pb 含量, 植物器官积累 Pb 表现出明显的根 > 茎 > 叶的分异特性^[9]。

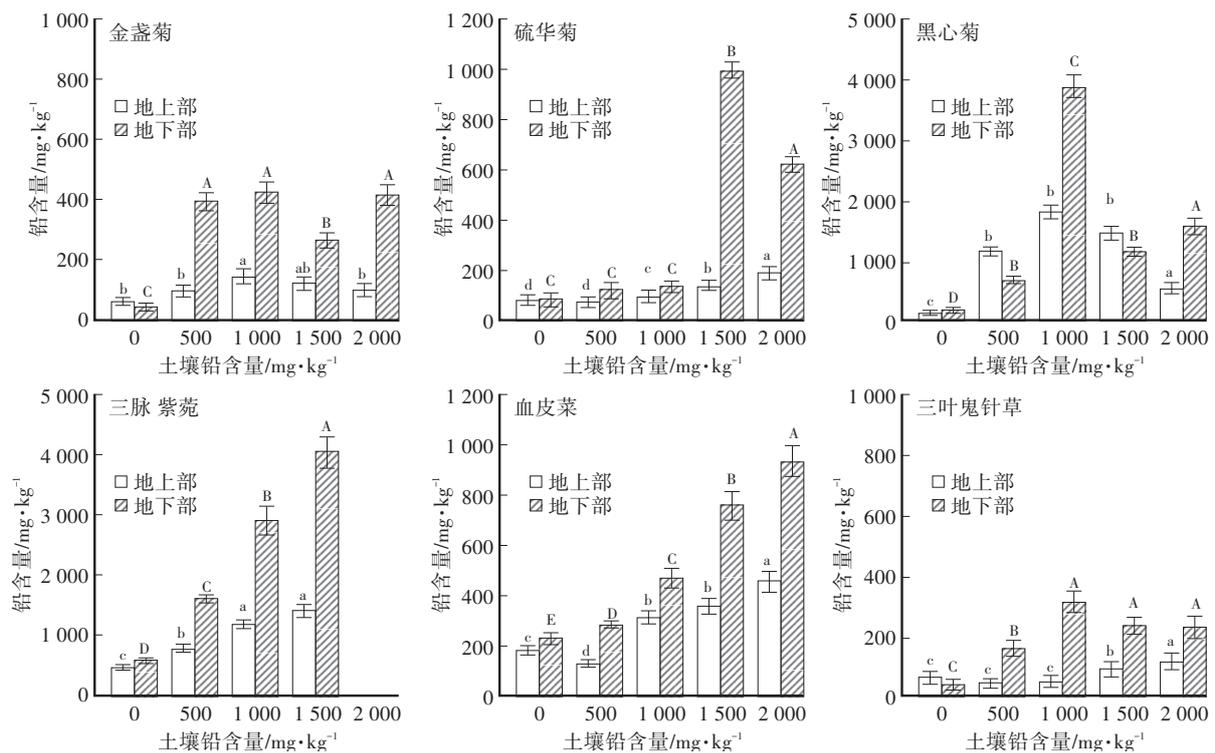


图 1 不同 Pb 含量处理下 6 种植物地上部和地下部铅含量

Fig. 1 Shoot and root Pb accumulation under different Pb concentration treatments

除硫华菊和三叶鬼针草, 金盏菊、黑心菊、三脉紫菀和血皮菜在土壤铅含量 1 000 mg/kg 和 1 500 mg/kg 处理下的植株地上部 Pb 含量没有显著变化; 硫华菊在土壤 Pb 含量大于 500 mg/kg, 三叶鬼针草在土壤 Pb 含量大于 1 000 mg/kg 时, 地上部 Pb 含量与对照组相比显著增加。金盏菊、黑心菊和三叶鬼针草地下部 Pb 含量在 1 000 mg/kg 处理时开始下降, 而三脉紫菀和血皮菜随着 Pb 含量的增加, 地下部 Pb 含量呈现不断上升的趋势, 说明其根系具有较强的 Pb 吸收能力。

Pb 超富集植物必须满足地上部 Pb 吸收量临界值大于 1 000 mg/kg, 而 6 种植物中只有黑心菊和三脉紫菀满足条件。三脉紫菀在 1 500 mg/kg 时地上部 Pb 含量才超过临界值, 且其在土壤 Pb 含量为

2 000 mg/kg时已死亡;而黑心菊在土壤 Pb 含量为 500 mg/kg 处理下,地上部 Pb 含量已超过临界值,在土壤 Pb 含量为 1 000 mg/kg 处理下达到最大,最大含量值为 1 783 mg/kg。

2.3 6 种菊科植物对 Pb 的富集和转运特性

富集系数(EC)常用来衡量植物重金属积累能力和修复潜力的大小,是指植株地上部与土壤中相应重金属含量的比值,富集系数越大,植物富集能力越强^[10]。从表 3 可以看出,随着 Pb 处理含量的不断增大,6 种植物的富集系数呈现下降的趋势。黑心菊在 Pb 处理为 500 mg/kg 和 1 000 mg/kg 时富集系数均 > 1,说明其对低浓度 Pb 具有较强的富集作用;而其他 5 种植物地上部 Pb 富集系数均 < 1,表明这些植物会通过自身的排斥机制来阻止 Pb 元素上移,以减少对植物生理系统的伤害。转运系数(TF)则是地上部与地下部重金属含量的比值,代表了植物向上转移重金属的能力^[11]。在处理为 500 mg/kg 时,黑心菊和血皮菜的转运系数较高,分别为 1.72 和 1.22,这是因为植物在 Pb 低含量环境下,根部的 Pb 主要分布在细胞壁上,通过植株内的离子转运蛋白能把根系暂时存储的 Pb 装载到木质部导管,使 Pb 易向上运输和富集^[12]。而其他植物的转运系数普遍在 0.3 左右,向上转移重金属的能力普遍不强。

表 3 不同 Pb 含量处理下植物 Pb 富集和转运系数
Table 3 Enrichment coefficient and translocation factors under different Pb concentration treatments

处理 /mg · kg ⁻¹	三脉紫菀		黑心菊		硫华菊		血皮菜		金盏菊		三叶鬼针草	
	EC	TF	EC	TF								
500	0.79	0.31	2.29	1.72	0.15	0.59	0.27	1.22	0.16	0.21	0.09	0.28
1000	0.83	0.31	1.78	0.46	0.05	0.39	0.32	0.67	0.13	0.31	0.05	0.16
1500	0.71	0.27	0.97	1.30	0.09	0.14	0.24	0.48	0.07	0.42	0.06	0.39
2000	-	-	0.27	0.34	0.10	0.31	0.23	0.49	0.04	0.20	0.06	0.50

3 结论与讨论

超富集植物是指能超量吸收重金属并能将其不断转移到地上部的植物^[13-14],一般具有 3 个特征:1) 临界含量特征,植物体内重金属临界含量定为:Zn、Mn 为 10 000 mg/kg,Pb、Cu、Ni、Co、As 为 1 000 mg/kg,Cd 为 100 mg/kg; 2) 具有富集和转运系数特征,即富集和转运系数均大于 1;3) 具有一定的耐性能力。

本次试验的 6 种植物中,只有黑心菊在 500 mg/kg Pb 处理下能同时满足以上条件。以往发现的超富集植物生物量小,生长缓慢,重金属迁移总量相对不高。植物地上部重金属的累积总量是评价植物修复重金属污染土壤潜力的重要指标^[15-16]。土壤修复潜力指数即植物重金属地上部累积总量,是指植株地上部重金属含量与该植株地上部生物量之积^[17]。通过修复潜力指数计算可知,当土壤 Pb 含量为 500 mg/kg 时,黑心菊地上部 Pb 累积总量最高为 2.507 mg/株。而王红旗等^[18]对铅超富集植物羽叶鬼针草的研究表明,地上部 Pb 累积总量最高仅为 0.3262 mg/株,说明黑心菊作为 Pb 超富集植物具有更佳的修复潜力。

有研究表明,植物对细胞内重金属解毒的主要方式是通过螯合作用固定金属离子或降低其生物毒性^[19-20]。随着 Pb 处理浓度的增加,黑心菊的富集和转运系数分别从 2.29、1.72 降至 0.27、0.34,说明耐性植物对重金属的累积存在耐受阈值,这可能与植物自身的解毒机制相关。重金属在植物组织水平上主要分布在表皮细胞、亚表皮细胞和表皮毛中,在细胞水平上主要存在于质外体和液泡中^[21],一旦外界重金属浓度超过叶片细胞结构和生理功能所能承受的极限,就会对细胞质和细胞器以及抗氧化酶保护系统中各种生理代谢活动产生危害,从而抑制植物生长。因此,当前的铅超富集植物研究急需破解植物铅解毒机制,从而找到合理的对抗植物铅毒害的方法,并增强超富集植物的铅吸收能力。对于已筛选出的重金属耐性植物,可以进一步研究植物重金属强耐受性关键基因及关键基因的克隆,从而构建植物转基因体系,使超富集植物在重金属土壤污染的修复中发挥更大的作用。

参 考 文 献

- [1] OZKAN M H,GURKAN R,OZKAN A,et al. Determination of manganese and lead in roadside soil samples by FAAS with ultrasound Assisted leaching[J]. Journal of Analytical Chemistry,2005,60(5):469-474.
- [2] MAHDAVIAN K,GHADERIAN S M,TORKZADEH M M. Accumulation and phytoremediation of Pb,Zn,and Ag by plants growing on Koshk lead-zinc mining area,Iran[J]. Journal of Soils & Sediments,2017,17:1310-1320.

- [3] BHARGAVA A, CARMONA F F, BHARGAVA M, et al. Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals[J]. *Journal of Environmental Management*, 2012, 105:103-120.
- [4] GUPTA A K, VERMA S K, KHAN K, et al. Phytoremediation Using Aromatic Plants: A Sustainable Approach for Remediation of Heavy Metals Polluted Sites[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(18):10115-10116.
- [5] ZHANG Z G, YAO D X, ZHENG Y H, et al. The phytoremediation potential of six compositae plants to soil pollution of heavy metal in coal mine collapse and reclaimed area[J]. *Journal of China Coal Society*, 2010, 35(10):1742-1747.
- [6] YAMATO M, YOSHIDA S, IWASE K. Cadmium accumulation in *Crassocephalum crepidioides*, (Benth.) S. Moore (Compositae) in heavy-metal polluted soils and Cd-added conditions in hydroponic and pot cultures[J]. *Soil Science & Plant Nutrition*, 2008, 54(5):738-743.
- [7] 吴彬艳, 邵冰洁, 赵惠恩, 等. 11 种广义景天属植物对 Cd 的耐性和积累特性[J]. *环境科学学报*, 2017, 37(5):1947-1956.
- [8] CHEHREGANI A, NOORI M, YAZDI H L. Phytoremediation of heavy-metal-polluted soils: screening for new accumulator plants in *Angouran mine* (Iran) and evaluation of removal ability[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2009, 72(5):1349-1353.
- [9] 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.
- [10] XU W H, KACHENKO A G, SINGH B. Effect of soil properties on arsenic hyperaccumulation in *Pteris vittata* and *Pityrogramma calomelanos* var. *austramericana* [J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2009, 12(2):174-187.
- [11] 朱光旭, 肖化云, 郭庆军, 等. 铅锌尾矿污染区 3 种菊科植物体内重金属的亚细胞分布和化学形态特征[J]. *环境科学*, 2017, 38(7):3054-3060.
- [12] JARVIS M D, LEUNG D W M. Chelated lead transport in *Pinus radiata*: an ultrastructural study[J]. *Environmental & Experimental Botany*, 2002, 48(1):21-32.
- [13] BROOKS R R, LEE J, REEVES R D. Detection of nickeliferous rocks by analysis of indicator plants[J]. *Journal Geochemical Exploration*, 1997, 7:49-77.
- [14] 秦丽, 祖艳群, 李元, 等. 会泽铅锌矿渣堆周边 7 种野生植物重金属含量及累积特征研究[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(8):1558-1563.
- [15] LASAT M M, FUHRMANN M, EBBS S D, et al. Phytoremediation of a radiocesium-contaminated soil: evaluation of cesium-137 bioaccumulation in the shoots of three plant species[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1998, 27(1):165-169.
- [16] MONNI S, SALEMAA M, WHITE C, et al. Copper resistance of *Calluna vulgaris*, originating from the pollution gradient of a Cu-Ni smelter, in southwest Finland[J]. *Environmental Pollution*, 2000, 109(2):211-219.
- [17] 王济, 王世杰. 土壤中重金属环境污染元素的来源及作物效应[J]. *贵州师范大学学报(自然科学版)*, 2005(2):113-120.
- [18] 王红旗, 李华, 陆泗进. 羽叶鬼针草对 Pb 的吸收特性及修复潜力[J]. *环境科学*, 2005, 26(6):143-147.
- [19] RASCIO N, NAVARIIZZO F. Heavy metal hyperaccumulating plants; how and why do they do it? And what makes them so interesting? [J]. *Plant Science*, 2011, 180(2):169-181.
- [20] MEHARGA A. Mechanisms of plant resistance to metal and metalloid ions and potential biotechnological applications[J]. *Plant and Soil*, 2005, 274(1/2):163-174.
- [21] 张富运, 陈永华, 吴晓芙, 等. 铅锌超富集植物及耐性植物筛选研究进展[J]. *中南林业科技大学学报*, 2012, 32(12):92-96.

(责任编辑:郭娇)