

Pb 胁迫对藿香蓿(*Ageratum conyzoides*) 营养积累与分配的影响

刘碧英, 潘远智*, 赵杨迪, 蔡 蕾, 侯 艳, 杨 慧, 张建芳

(四川农业大学风景园林学院, 成都 611130)

摘 要: 为了解 Pb 胁迫对地被植物藿香蓿(*Ageratum conyzoides*) 生长特性的影响, 采用盆栽控制试验, 研究了不同 Pb 浓度(0、250、500、750、1 000、1 250、1 500 mg·kg⁻¹) 胁迫处理下藿香蓿植株生物生产量、生物量分配格局及 N、P、K、Mg 积累和分配特征。结果表明, 低浓度 Pb 胁迫处理明显增加了藿香蓿的生物量、根茎叶中 N、P、K、Mg 含量及养分积累, 改变了养分在植物体内的分配格局, 但高浓度 Pb 胁迫处理明显抑制了植物生长, 降低了根茎叶中 P、K 的含量和积累量。这说明藿香蓿能在一定程度上适应 Pb 污染土壤环境, 可用于轻度 Pb 污染区域的园林绿化。

关键词: 藿香蓿; 铅胁迫; 植物营养

中图分类号: Q945.78 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2011)03-0435-08

Effects of Pb Stress on Nutrient Accumulation and Allocation of *Ageratum conyzoides*

LIU Bi-ying, PAN Yuan-zhi*, ZHAO Yang-di, CAI Lei, HOU Yan, YANG Hui, ZHANG Jian-fang

(Landscape Architecture, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China)

Abstract: As a regional and global environmental issue, increasingly soil Pb pollution is threatening the health and survival of human beings, as well as urban plant growth and reproduction. As yet little information has been available on the effect of soil Pb pollution on urban cover plant nutrition. *Ageratum conyzoides* is a cover plant, which is widely used in urban landscape construction. In order to understand the effect of lead (Pb) stress on the growth and nutrition of *A. conyzoides*, therefore, a pot experiment was conduct to investigate the biomass allocation, and accumulation and allocation of nitrogen (N), phosphorus (P), potassium (K) and magnesium (Mg) of *A. conyzoides* under different soil Pb concentration treatments (0, 250, 500, 750, 1 000, 1 250, and 1 500 mg·kg⁻¹ dry soil). The results indicated that lower concentrations of soil Pb stress increased the plant biomass, and the concentrations and accumulations of N, P, K and Mg in root, stem and leaves of *A. conyzoides*, and changed the nutrient allocation pattern in plant tissues. However, higher concentrations of soil Pb stress inhibited the growth, and the concentrations and accumulations of P and K in root, stem and leaves of *A. conyzoides*. These results implied that *A. conyzoides* could adapt the Pb-contaminated soil environment to a certain extent, and could be used to urban landscaping in the slight Pb-contaminated area.

Keywords: *A. conyzoides*; Pb stress; plant nutrition

伴随着工业化与城市化的快速发展, 工业“三废”排放、汽车尾气排放、电子产品随意堆放等使城市土壤和道路周边的土壤 Pb 负荷不断增加, 严重威胁到发展中国家土壤环境和人类健康^[1-4]。Pb 不是植物生

长发育所必需的营养元素, 但常常积累在植物体内, 当超过一定浓度时会产生植物毒害效应 (phytotoxic effect)^[5]。Pb 能通过拮抗作用抑制植物对养分的吸收和转运^[6-8], 造成植物养分失调, 影响植物的生长^[9]。最近, Kibria 等研究表明, Pb 对植物体内养分含量的影响还与植物组织和养分元素本身有关, 大量元素和微量元素对 Pb 胁迫的响应存在一定的差异^[10]。但也有研究表明, 重金属胁迫对植物体内的养分含量没有显著影响, 或增加了植物体内养分元素的含量^[11]。因此, 进一步研究土壤 Pb 污染对植物不同组织和不同养分

收稿日期: 2010-10-12

基金项目: 四川省重点公益性项目 (2007NGY006); 四川省学术带头人培养基金 (2007-2010)

作者简介: 刘碧英 (1979—), 女, 四川遂宁人, 硕士研究生, 研究方向为园林植物栽培及应用。

E-mail: liubing9175@163.com; liubing9175@yahoo.com.cn

* 通讯作者: 潘远智 E-mail: scpyzls@163.com

元素积累与分配的影响可能为城市园林植物的选择提供重要的科学依据。

城市土壤 Pb 污染可能对城市园林植物生长发育产生不同程度的影响,已有研究主要集中在木本植物的形态发育、叶片保护酶系统和光合作用等生理方面^[12-13],而土壤 Pb 污染对地被植物营养的影响研究相对较少^[2]。园林植被生态系统是城市人工生态系统中极为重要的组成部分,利用花卉植物改善城市生态环境的热潮正在逐渐掀起^[14]。藿香蓟(*Ageratum conyzoides*)被广泛应用于城市园林绿化,但其生长发育是否受到 Pb 污染胁迫的影响尚无研究报道。本研究以藿香蓟为材料,采用盆栽控制试验,研究土壤 Pb 污染对藿香蓟根茎叶中大量养分元素(N、P、K)和中量养分元素(Mg)积累和分配的影响,以期为建设城市中地被植物的选择提供一定的科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试土壤为酸性紫色土。土壤采自四川农业大学柑桔园,自然风干,研磨,过 2 mm 筛,按照 1:1:3 比例将土壤、河沙、越西土(一类常用于花卉栽培的草炭)混合均匀制成培养基质,并将其按照每盆 5 kg 的标准装入直径 25 cm、高 30 cm 带托盘的陶土花盆中备用。培养基质理化性质如下:pH 为 6.5,土壤有机质含量为 225 g·kg⁻¹,全 N 4.5 g·kg⁻¹,全 P 6.1 g·kg⁻¹,全 K 37.3 g·kg⁻¹,总 Pb 含量为 14.28 mg·kg⁻¹。

供试植物藿香蓟(*Ageratum conyzoides*)为菊科藿香蓟属植物,多年生草本,常作一年生栽培。种子由农友种苗(中国)有限公司成都分公司提供。

1.2 试验方法

采用盆栽控制试验。2009年5月,将装有培养基质的带托盘陶土花盆置于温棚(温棚的透光率为 75%~80%;棚内空气温度与温棚外大气温度接近,控制在 20~30℃之间;空气相对湿度控制在 75%~80%)中,用自来水浇透土壤,6月20日采集预先培育的健壮、生长状况基本一致的藿香蓟幼苗,洗净根部泥土,按照每盆 3 苗的标准栽入花盆。盆栽养护管理,每天观察植物生长情况,浇水时浇透,并将溢出的水倒回盆内,使土壤湿度基本一致。同时拔掉杂草,将其放回盆中,减少水分与养分的流失,及时采用物理方法清除青虫与虫卵。为避免其他元素对试验结果造成干扰,盆栽过程中未喷施农药与追施化肥。待植物生长正常后,于 7 月 13 日开始施加硝酸铅[Pb(NO₃)₂]进行 Pb

胁迫试验。Pb 浓度梯度根据国家土壤环境质量标准 GB 15618—1995 进行处理^[15]。以纯 Pb 计算,Pb 浓度分别为 0[CK]、250[T1]、500[T2]、750[T3]、1 000[T4]、1 250[T5]、1 500 mg·kg⁻¹[T6],每处理 3 个重复。

Pb 处理 60 d 后收获植株,用自来水清洗粘附在样品上的泥土等杂质,将样品分为根(Root,R)、茎(Stem,S)、叶(Leaf,L)3 部分,分装在牛皮纸袋中于 105℃下杀青 30 min,然后在 65℃下烘干至恒重,由此计算单株藿香蓟根、茎、叶及单株生物量,称重后的样品使用不锈钢豆浆机粉碎以备。

用于测定 N、P、K 元素的样品采用 H₂SO₄-HClO₄ (体积比为 10:1)消煮法,准确称取 0.1 g 样品置于消煮管中,加去离子水湿润样品,再加入混合酸 8 mL,放置过夜,在消化器上消煮至液体变澄清,定容至 50 mL,过滤备用^[16]。

用于测定 Pb、Mg 元素的样品采用压力消解罐消解法消煮,准确称取 0.5 g 样品置于聚四氟乙烯内罐,加入 HNO₃-HClO₄ 混合液(体积比为 5:1)8 mL,放置过夜,分别于 80℃恒温 1 h、120℃恒温 1 h、160℃恒温 3 h 高压闷罐提取,原子吸收分光光度计(上海精密科学仪器有限公司,AA320N)测定植物样品中 Pb、Mg 含量^[16]。

所有样品测定均重复 3 次。

1.3 计算与统计分析

根据试验期间藿香蓟各组分生物量计算不同 Pb 处理条件下藿香蓟生物生产量;根据试验期间各组分生物生产量、Pb 含量与 N、P、K 及 Mg 含量计算藿香蓟 N、P、K 和 Mg 积累与分配特征^[17];单因素方差分析(One-Way ANOVA)和最小显著性差异法检验(LSD)比较不同 Pb 处理条件下藿香蓟生长特征、生物生产量、Pb 含量和 N、P、K 及 Mg 积累与分配特征。所有分析统计均用 SPSS11.5 统计软件进行。

2 结果与分析

2.1 土壤 Pb 污染对藿香蓟生物量的影响

表 1 显示,Pb 胁迫处理 60 d 后,藿香蓟各部位生物量变化明显,植株各部位生物量表现出在低浓度 Pb 胁迫下增加、高浓度 Pb 胁迫下降低的趋势。不同 Pb 浓度胁迫显著($P<0.05$)影响了藿香蓟根(R)生物量、茎(S)生物量、叶(L)生物量及总生物量。低浓度处理(T1、T2)下植物根、茎生物量及总生物量均显著高于对照,而叶生物量则是在处理 T1、T2 时略微上升,在处理 T3 时开始降低,T6 处理各部位生物量分别下

降 79.84%、60.69%、50.47%。同时,低浓度 Pb(<500 mg·kg⁻¹)胁迫处理增加了 R/S,高浓度 Pb(>750 mg·kg⁻¹)胁迫处理则降低了 R/S,T2 处理下 R/S 显著高于其他处理($P<0.05$)。

2.2 Pb 胁迫对藿香蓿体内 Pb 含量的影响

通过图 1 可以看出,在 Pb 污染土壤中生长的藿香蓿,其不同部位 Pb 含量均高于对照。在设计 Pb 胁迫浓度范围内,根系中 Pb 含量从低浓度为对照的 10.8 倍一直上升,最高浓度下 Pb 含量为对照的 42.48 倍;茎中 Pb 含量则为对照的 1.78~5.94 倍;叶中 Pb 含量为对照的 1.67~16.49 倍。结果显示,随着土壤中 Pb 浓度的逐渐增高,藿香蓿对 Pb 的吸收和累积也随之增加,表明植物体内 Pb 污染程度与土壤 Pb 污染程度具有一致性。结合植物的生物量来看,也同时说明了植物对 Pb 污染具有一定的耐受性。

从重金属 Pb 在藿香蓿各部位的含量情况看,其分布规律为根>叶>茎,各处理条件下,藿香蓿根中 Pb 含量均是最高,其次为叶中的含量,茎中 Pb 含量最低,从图 1 还可以看出,不同浓度 Pb 胁迫对藿香蓿不同组分间 Pb 含量的影响差异显著($P<0.05$)。

2.3 Pb 胁迫对藿香蓿体内 N、P、K、Mg 含量的影响

由图 2 可见,在试验设计浓度范围内,藿香蓿各

部位 N 含量随着 Pb 胁迫浓度增高而增加。相同 Pb 浓度处理下,藿香蓿根、茎、叶之间的 N 含量差异较明显,叶 N 含量最高,茎 N 含量最低。除 T4、T5 处理对藿香蓿叶 N 含量影响差异不显著($P>0.05$)外,其余各处理对各组分 N 含量差异影响均显著($P<0.05$)。藿香蓿各部位的 P 含量随 Pb 胁迫浓度增加而降低。与对照相比,不同浓度 Pb 胁迫下根的 P 含量除 T3 差异不显著($P>0.05$)外,其余各处理下 P 含量差异显著($P<0.05$);而茎的 P 含量各处理差异显著($P<0.05$),叶的 P 含量除 T5 和 T6 差异不显著($P>0.05$)外,其余各处理下差异显著($P<0.05$)。相似地,低浓度 Pb 胁迫(T1、T2)显著增加了藿香蓿根、茎、叶的 K 含量,但高浓度 Pb 胁迫(T3~T6)显著降低了藿香蓿根、茎、叶的 K 含量。相反,藿香蓿根、茎、叶的 Mg 含量均随着 Pb 浓度的增加而增加。

2.4 Pb 胁迫对藿香蓿体内 N、P、K 和 Mg 积累与分配的影响

Pb 胁迫下藿香蓿 N、P、K 和 Mg 积累表现如表 2 所示。植株叶 N 积累量和总 N 积累量随着 Pb 胁迫浓度的增高而增加,在 T2 处理达到最大积累量,随后随着 Pb 浓度的增高,积累量呈现递减趋势,根、茎部位 N 积累量则表现为总体下降。与对照相比较,各部位

表 1 不同 Pb 浓度处理下藿香蓿生物量分配特征

Table 1 Biomass allocation(Means±SD, n=5) in different components of *A. conyzoides* with different Pb treatments

项目	根生物量/g	茎生物量/g	叶生物量/g	总生物量/g	根/茎
CK	6.68±0.21	12.68±0.48	12.54±0.21	31.90±0.47	0.53±0.04
T1	7.21±0.03	13.28±0.11	13.41±0.07	33.90±0.09	0.54±0.01
T2	7.77±0.07	13.48±0.15	14.44±0.45	35.69±0.36	0.58±0.00
T3	6.29±0.31	11.92±0.14	13.12±0.13	31.33±0.30	0.53±0.02
T4	5.82±0.07	11.49±0.32	12.38±0.29	29.69±0.55	0.51±0.02
T5	5.53±0.23	11.49±0.33	11.35±0.67	27.47±0.75	0.51±0.03
T6	4.97±0.25	11.49±0.34	9.99±0.08	24.65±0.68	0.51±0.07

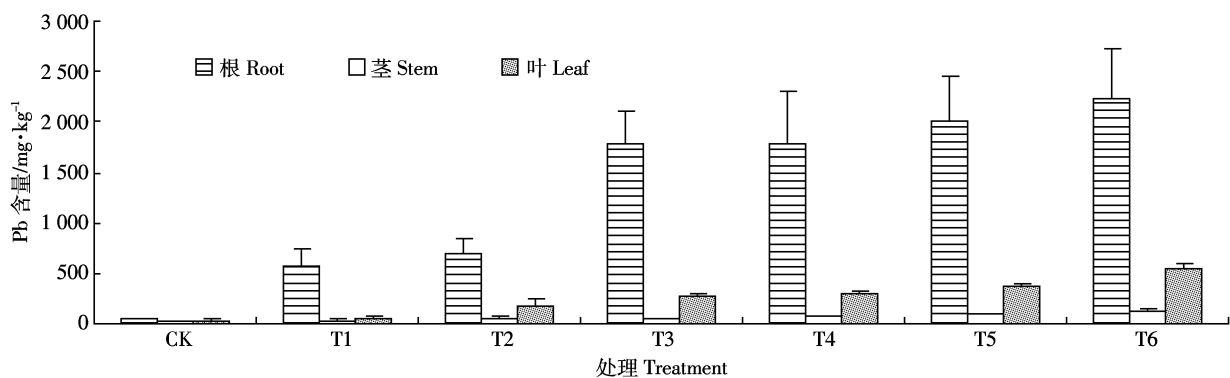


图 1 不同 Pb 浓度处理下藿香蓿各组分 Pb 含量

Figure 1 Differences of Pb concentrations in different components of *A. conyzoides* with different Pb treatments

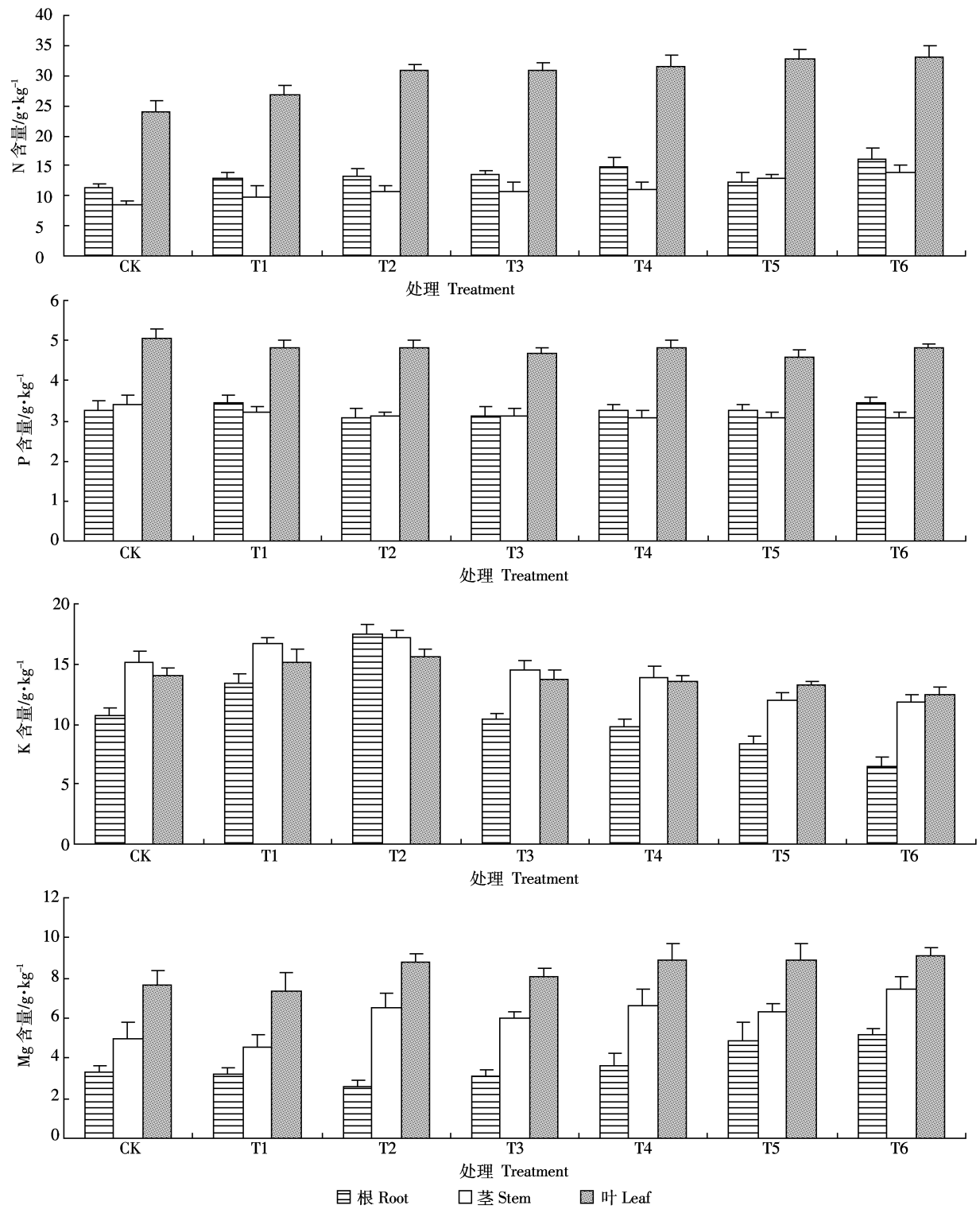


图 2 不同 Pb 浓度处理下藿香蓟各组分 N、P、K 和 Mg 含量

Figure 2 N, P, K and Mg concentrations in different component of *A. conyzoides* with different Pb treatments

N 积累量及总 N 积累量均高于对照。低浓度 Pb 处理 (T1、T2) 显著 ($P<0.05$) 增加了植物总 P、K 积累量及各部位 P、K 积累量, 高浓度处理下植物总 P、K 积累量及各部位 P、K 积累量则下降并低于对照各组分积累量。植物在 Pb 胁迫下总 Mg 积累量及根、茎、叶 Mg 积累量在低浓度处理 (T1、T2) 增加不显著 ($P>0.05$), 之后除在 T4 处理下积累量有所增加外, 各部位 Mg 积累量及植株总 Mg 积累量均呈显著 ($P<0.05$) 下降趋势。

势,但各部位积累量仍高于对照。

由图 3 可见,Pb 胁迫处理对藿香蓟不同部位的 N、P、K 和 Mg 的积累具有一定程度的影响。T2 处理明显增加了藿香蓟根部的 K 积累比例,但降低了叶和茎的积累比例。T2 至 T4 处理明显降低了根的 Mg 积累比例,但增加了茎的积累比例。其余 Pb 胁迫处理对藿香蓟不同组分的 N、P、K 和 Mg 的分配格局影响不显著。

3 讨论

植物常常通过改变资源分配与利用方式等生长适应机制以适应胁迫环境引起的资源限制^[17]。本项研究表明,低浓度的 Pb 处理增加了藿香蓟的生物量,但高浓度的 Pb 胁迫显著降低了藿香蓟生物量生产。这一方面说明藿香蓟在一定程度 Pb 污染地区具有较强的生长适应能力,另一方面也表明 Pb 污染可能降低

植物的生长,限制植物的分布范围。本试验中,在高浓度 Pb(1 500 mg·kg⁻¹)胁迫下,Pb 对藿香蓟根系的影响最显著($P<0.05$),生长量仅为对照的 74%,也充分说明高浓度 Pb 对藿香蓟植株生长的抑制性,这与多数研究结果相似^[18]。本研究表明,低浓度 Pb 胁迫刺激了藿香蓟植株的生长,各部位生物量均高于对照,但在高浓度 Pb 胁迫下植株生长受到抑制,随 Pb 胁迫浓度递进而降低。叶生物量比例在 Pb 胁迫条件下最大,表明植物在环境胁迫条件下最大限度增加光合产物以维持生存的适应机制^[17]。在盆栽试验过程中,所有受试植株均未出现枯萎、死亡现象,说明藿香蓟对 Pb 污染胁迫具有一定的耐性,可以考虑在 Pb 污染较轻土壤环境中种植。尽管本项研究中重度 Pb 污染(1 500 mg·kg⁻¹)下藿香蓟仍能维持一定的生物量生产,但土壤 Pb 污染仍然可以通过改变植物养分积累

表 2 不同 Pb 浓度处理下藿香蓟各部位 N、P、K 和 Mg 积累量

Table 2 N,P,K and Mg accumulations (Means±SD, n=5) in different components of *A. conyzoides* with different Pb treatments

项目		根积累量/mg	茎积累量/mg	叶积累量/mg	总积累量/mg
N	CK	76.40±1.49	107.34±7.10	299.32±27.84	483.05±32.60
	T1	93.77±3.50	137.20±33.27	359.15±22.98	590.11±14.61
	T2	105.76±12.00	144.28±12.25	445.01±27.83	695.05±30.58
	T3	85.57±6.39	129.41±13.16	405.39±12.08	620.37±18.42
	T4	81.61±12.15	133.04±17.16	392.74±15.96	607.40±38.40
	T5	68.69±11.26	138.64±8.30	366.47±21.67	573.80±13.68
	T6	80.66±13.01	135.21±10.02	333.09±15.25	548.96±15.25
P	CK	21.77±0.58	43.24±4.03	63.22±3.60	128.24±6.58
	T1	24.63±1.62	43.37±2.09	64.72±3.00	132.73±2.60
	T2	24.10±1.73	41.88±0.73	69.87±1.63	135.85±3.20
	T3	19.51±1.74	37.07±2.06	61.61±1.64	118.19±2.73
	T4	19.07±0.49	35.19±2.25	59.84±2.55	114.10±4.35
	T5	18.14±1.19	34.35±2.25	52.04±1.31	104.52±3.11
	T6	16.96±0.34	29.97±1.58	48.13±0.38	95.06±1.54
K	CK	63.71±8.42	188.81±14.95	171.12±7.25	423.64±27.80
	T1	87.19±16.87	211.49±18.86	196.68±10.35	495.36±41.26
	T2	116.42±30.65	220.45±20.51	219.06±3.28	555.93±48.34
	T3	60.30±12.87	168.69±13.07	176.46±4.99	405.46±27.77
	T4	52.37±9.03	150.95±9.52	165.51±4.24	368.84±1.87
	T5	43.86±6.79	127.32±7.72	143.50±7.89	314.69±20.72
	T6	30.44±5.16	106.79±16.51	117.85±11.98	255.09±31.78
Mg	CK	21.93±1.42	62.99±10.89	96.22±7.40	181.13±17.18
	T1	23.09±1.69	60.55±5.12	98.49±12.43	182.13±13.88
	T2	20.06±2.42	87.66±10.30	127.15±2.76	234.87±9.61
	T3	19.19±1.40	71.38±2.08	105.67±4.20	196.54±7.20
	T4	21.24±2.43	76.30±9.32	109.77±8.52	207.30±10.14
	T5	27.27±5.55	68.41±5.95	101.36±13.78	197.03±13.40
	T6	24.90±0.27	73.28±10.15	90.56±3.86	188.74±6.42

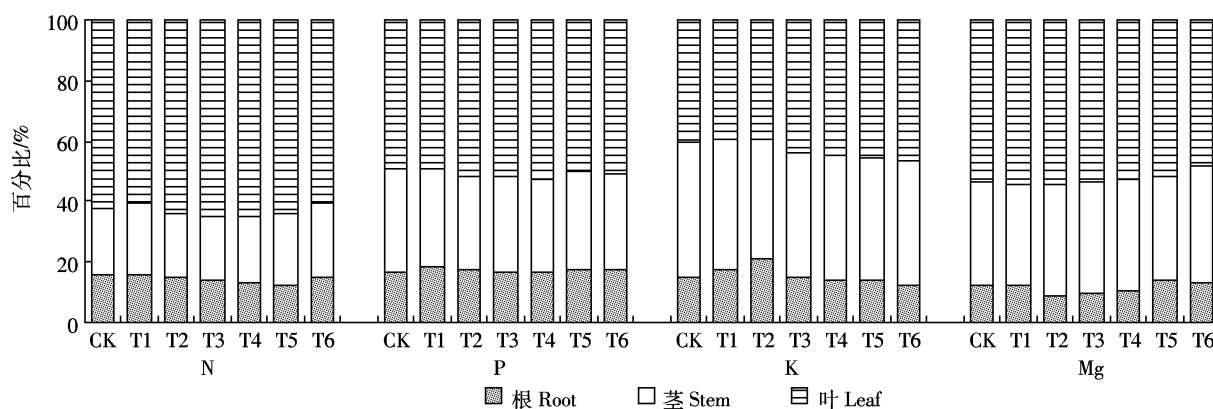


图3 不同Pb浓度处理下藿香蓟中N、P、K和Mg分配特征

Figure 3 Allocation of N, P, K and Mg in different components of *A. conyzoides* with different Pb treatments

与利用、限制藿香蓟的正常生长与分布。

已有研究表明,植物对重金属的富集能力主要与植物种类有关^[19-21],同时植物不同部位对Pb的吸收能力也有差异^[22-24]。根际环境中的重金属含量是影响根际土壤中重金属有效性和植物对重金属吸收的主要因素之一。在本试验所设计的Pb胁迫浓度范围内,藿香蓟对Pb的吸收随着土壤Pb含量的增加而递增,在土壤Pb浓度达到 $1\,500\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,藿香蓟根和叶中的Pb含量分别为 $2\,225.03\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $549.51\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,为对照的42.48倍和16.49倍。本试验结果表明,在Pb胁迫下,进入藿香蓟体内的Pb大部分被保留在藿香蓟根部,而迁移至其他部位的Pb则相对较少,这与前人的研究结果相似^[25]。由于大部分Pb积累在藿香蓟的根部,减轻了Pb对地上部各器官的毒害作用,在一定程度上提高了藿香蓟的耐Pb性。藿香蓟植株体内各部位Pb含量顺序是根>叶>茎。

N、P作为植物必需的矿质元素之一,与K一起在植物的生长过程中起着重要作用。K与植物的生长、蛋白质和细胞分裂素等代谢密切相关,调节着植物组织中的渗透压和膨压。本研究表明,藿香蓟不同部位N含量随着Pb胁迫浓度的增高而增加,可能是Pb胁迫刺激了藿香蓟植株对N元素的吸收;在浓度低于 $500\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时K含量增加,可能与植物通过对K的吸收以提高细胞内阳离子有效浓度,从而在一定程度上缓解Pb毒性有关。在Pb浓度高于 $500\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 胁迫下K含量降低,可能是植株细胞膜系统受到伤害导致K⁺外渗,降低了植物体内的K含量,从而导致植株对K元素吸收量的降低;而Pb胁迫对藿香蓟P积累影响较小。重金属通过干扰植物对养分的吸收来破坏植物体内的养分平衡,通常导致植物N、P、K等营养元素的缺乏,引起它们参与代谢和物质组织过程

紊乱、功能失调,导致植物品质和产量降低,出现相应的缺素症状,如Pb胁迫下芥菜(*Brassica juncea*)叶片由绿变紫等^[26],成为植株N、P、K等大量元素缺乏或有效性降低的主要原因。

作为植物生长发育的必需元素,Mg对调节植物体内渗透压、维持代谢平衡、物质合成等生理生化过程具有重要作用,但重金属胁迫通常会导致其参与代谢过程紊乱、功能失调。一般来说,Pb对植物Mg的积累和分配与植物的种类有关。试验中,Pb促进了藿香蓟对Mg的吸收,与高浓度重金属胁迫抑制植物体对Mg等矿质营养元素的吸收和转运能力相反,这是否与植物种类或重金属Pb胁迫有关,其机理尚未清楚,需做进一步探讨。

综上所述,虽然高浓度Pb胁迫处理明显抑制了藿香蓟的生物生产量和P、K积累量,促进了藿香蓟植株对N和Mg的吸收,但低浓度Pb胁迫处理对其影响并不显著。尽管这些结果并没有揭示Pb对藿香蓟生长及养分吸收、积累与利用的影响机制,但充分证明了藿香蓟对一定程度Pb污染具有抗性,可以较好地分布于轻度Pb污染的区域,同时也为Pb污染区域环境建设提供了重要科学依据。

重金属与营养元素之间的复杂关系相互影响着植物的生长发育,重金属与养分元素交互作用已成为重金属污染生态研究的前沿^[27]。尽管目前已有的科学研究对一些植物矿质元素的吸收机理做了一定报道,但对植物的抗重金属机理的关键因子还需要进一步探索。

4 结论

Pb污染土壤改变了养分在植物体内的分配格局,低浓度Pb胁迫使藿香蓟根茎叶中的N、P、K和

Mg 含量及养分积累增加,明显增加了藿香蓟的生物生长量,但高浓度的 Pb 处理明显抑制了植物生长,降低了根茎叶中 P、K 的含量和积累量。在 Pb 胁迫处理下,藿香蓟植株根部的 Pb 含量明显高于茎、叶部位,这一特性可能与藿香蓟植物本身的重金属解毒机制相关。

从土壤-植物系统来看,本试验设计的 Pb 处理对藿香蓟的养分含量及积累有一定程度的体现。其次,所采用的供试土壤有机质含量较高,由于络合作用而降低了土壤中有效态 Pb 的含量,对植物的影响也有可能减小^[28]。所以在以后的工作中,如何提高土壤重金属的有效态,促进植物对土壤重金属的吸收,发挥其美化环境、生态修复的作用值得进一步探讨。

参考文献:

- [1] Liu W H, Zhao J Z, Ouyang Z Y, et al. Impacts of sewage irrigation on heavy metal distribution and contamination in Beijing, China [J]. *Environment Int*, 2005, 31: 805-812.
- [2] Gür N, Topdemir A. Effects of some heavy metals on in vitro pollen germination and tube growth of apricot (*Armenica vulgaris* Lam.) and cherry (*Cerasus avium* L.) [J]. *World Applied Sciences Journal*, 2008, 4: 195-198.
- [3] Alexander P D, Alloway B J, Dourado A M. Genotypic variations in the accumulation of Cd, Cu, Pb and Zn exhibited by six commonly grown vegetables [J]. *Environmental Pollution*, 2006, 144: 736-745.
- [4] Mielke H W, Gonzales C R, Smith M K, et al. The urban environment and children's health: Soils as an integrator of lead, zinc, and cadmium in New Orleans, Louisiana, U. S. A [J]. *Environmental Research*, 1999, 81: 117-129.
- [5] Reddy A M, Kumar S G, Jyothsnakumari G, et al. Lead induced changes in antioxidant metabolism of horsegram (*Macrotyloma uniflorum* (Lam.) Verdc.) and bengalgram (*Cicer arietinum* L.) [J]. *Chemosphere*, 2005, 60: 97-104.
- [6] Islam E, Liu D, Li T, et al. Effect of Pb toxicity on leaf growth, physiology and ultrastructure in the two ecotypes of *Elsholtzia argyi* [J]. *J Hazard Mater*, 2008, 154: 914-926.
- [7] Kupper H, Kupper F, Spiller M. In situ detection of heavy metal substituted chlorophylls in water plants [J]. *Photosynthesis Research*, 1998, 58: 123-133.
- [8] Nieminen T, Helmisaari H S L. Nutrient retranslocation in the foliage of *Pinus sylvestris* L. growing along a heavy metal pollution gradient [J]. *Tree Physiology*, 1996, 16: 825-831.
- [9] 夏建国, 兰海霞, 吴德勇. 铅胁迫对茶树生长及叶片生理指标的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(1): 43-48.
XIA Jian-guo, LAN Hai-xia, WU De-yong. Lead stress on growth of tea trees and physiological index in leaves of tea [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(1): 43-48.
- [10] Kibria M G, Maniruzzaman M, Islam M, et al. Effects of soil-applied lead on growth and partitioning of ion concentration in *Spinacea oleracea* L. tissues [J]. *Soil & Environment*, 2010, 29: 1-6.
- [11] Fontes R L F, Cox F R. Iron deficiency and zinc toxicity in soybean grown in nutrient solution with different levels of sulfur [J]. *Journal of Plant Nutrition*, 1998, 21: 1715-1722.
- [12] 王慧忠, 张新全, 何翠屏. Pb 对匍匐剪股颖根系超氧化物歧化酶活性的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(3): 644-647.
WANG Hui-zhong, ZHANG Xin-quan, HE Cui-ping. Effects of lead on the activity of superoxide dismutase (SOD) in the roots of creeping bent seedlings [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(3): 644-647.
- [13] Küpper H, Küpper F, Spiller M. Environmental relevance of heavy metal-substituted chlorophylls using the example of water plants [J]. *Journal of Experimental Botany*, 1996, 47: 259-266.
- [14] 刘家女, 周启星, 孙挺, 等. 花卉植物应用于污染土壤修复的可行性研究 [J]. 应用生态学报, 2007, 18(7): 1617-1623.
LIU Jia-nv, ZHOU Qi-xing, SUN Ting, et al. Feasibility of applying ornamental plants in contaminated soil remediation [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18: 1617-1623.
- [15] GB 15618—1995, 中华人民共和国国家标准土壤环境质量标准 [S].
GB 15618—1995, Soil Environmental Quality Standard of the People's Republic of China [S].
- [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: 318-379.
LU Ru-kun. Soil and agro-chemical analytical methods [M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000: 318-379.
- [17] 吴福忠, 包维楷, 吴宁. 外源施 N 对干旱河谷白刺花 (*Sophora davidii*) 幼苗生长、生物量及 C、N、P 积累与分配的影响 [J]. 生态学报, 2008, 28(8): 3817-3824.
WU Fu-zhong, BAO Wei-kai, WU Ning. Growth, accumulation and partitioning of biomass, C, N and P of *Sophora davidii* seedlings in response to N supply in dry valley of upper Minjiang River [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(8): 3817-3824.
- [18] 钟顺清, 徐建明. 铅污染土壤中根表铁膜对宽叶香蒲利用磷的影响 [J]. 植物营养与肥料学报, 2009, 15(6): 1419-1424.
ZHONG Shun-qing, XU Jian-ming. Effect of iron plaque on utilization of phosphorus by broad-leaf cattail (*Typha latifolia* L.) in a lead-contaminated soil [J]. *Plant Nutr Fert Sci*, 2009, 15(6): 1419-1424.
- [19] 马利民, 陈玲, 马娜, 等. 几种花卉植物对污泥中铅的富集特征 [J]. 生态学杂志, 2005, 24(6): 644-647.
MA Li-min, CHEN Ling, MA Na, et al. Characters of flower plants for lead enrichment from sewage sludge [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2005, 24(6): 644-647.
- [20] 石汝杰, 陆引昱. 4 种草本植物对酸性黄壤中铅的吸收特性研究 [J]. 水土保持学报, 2007, 21(3): 73-76.
SHI Ru-jie, LU Yin-gang. Characteristics of Pb uptake by four herbaceous in acid yellow soil [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2007, 21(3): 73-76.
- [21] 刘秀梅, 聂俊华, 王庆仁. 6 种植物对 Pb 的吸收与耐性研究 [J]. 植物生态学报, 2002, 26(5): 533-537.
LIU Xiu-mei, NIE Jun-hua, WANG Qing-ren. Research on lead up-

- take and tolerance in six plants[J]. *Acta Phytoecologica Sinica*, 2002, 26(5):533-537.
- [22] 陈柳燕, 张黎明, 李福燕, 等. 剑麻对重金属铅的吸收特性与累积规律初探[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(5):1879-1883.
- CHEN Liu-yan, ZHANG Li-ming, LI Fu-yan, et al. A primary research on *Sisal's* uptake property and the accumulation rule to Pb ions [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(5):1879-1883.
- [23] 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.
- WANG Hong-qi, LI Hua, LU Si-jin. *Bidens maximowicziana's* adsorption ability and remediation potential to lead in soils[J]. *Environmental Science*, 2005, 26(6):143-147.
- [24] 兰海霞, 夏建国. 川西蒙山茶树中铅、镉元素的吸收积累特性[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(3):1077-1083.
- LAN Hai-xia, XIA Jian-guo. Absorption and accumulation of lead and cadmium in Mengshan tea plant[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(3):1077-1083.
- [25] 江行玉, 赵可夫. 铅污染下芦苇体内铅的分布和铅胁迫相关蛋白[J]. 植物生理与分子生物学报, 2002, 28(3):169-174.
- JIANG Xing-yu, ZHAO Ke-fu. The distribution of Pb and Pb-stressed relative proteins in Pb-polluted *phragmites australis* seedlings[J]. *Journal of Plant Physiology and Molecular Biology*, 2002, 28(3):169-174.
- [26] Begonia G B, Davis C D, Begonia M F T, et al. Growth responses of Indian mustard(*Brassica juncea*(L.) Czern.) and its hytoextraction of lead from a contaminated soil [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1998, 61:38-43.
- [27] 王 新, 周启星. 外源镉铅铜锌在土壤中形态分布特性及改性剂的影响[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(5):541-545.
- WANG Xin, ZHOU Qi-xing. Distribution of forms for cadmium, lead, copper and zinc in soil and its influences by modifier[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2003, 22(5):541-545.
- [28] 利 锋, 张学先, 戴睿志. 重金属有效态与土壤环境质量标准制订[J]. 广东微量元素科学, 2008(1):7-11.
- LI Feng, ZHANG Xue-xian, DAI Rui-zhi. Bioavailable form of heavy metal and formulator of environmental quality standard for soils [J]. *Guangdong Trace Elements Science*, 2008(1):7-11.