

施肥对硫华菊和波斯菊吸收积累铅的影响

郭劲君^{1,2} 杨军² 胡健³ 杨俊兴^{2*} 郭俊梅² 雷梅² 李春丽¹ 曹柳⁴

(¹内蒙古工业大学能源与动力工程学院, 呼和浩特 541004; ²中国科学院地理科学与资源研究所环境修复中心, 北京 100101; ³中国科学院地球化学研究所, 贵阳 550081; ⁴河南省土壤污染监测与修复重点实验室, 河南济源 459000)

摘要 利用盆栽试验研究了不同施肥处理下(N、NP 和 NPK)两种菊科植物(硫华菊和波斯菊)对北方污染农田土壤铅(Pb)吸收和转运的影响。结果表明:施肥均可显著增加硫华菊和波斯菊的生物量、地上部 Pb 浓度和富集量,其中 NPK 肥处理对植物富集重金属促进效果最为显著,硫华菊和波斯菊地上部 Pb 浓度分别是其他处理组的 1.59~1.89 倍和 1.17~1.32 倍,地上部 Pb 富集量分别是对照组的 1.15~3.21 倍和 1.18~4.28 倍;施肥处理也显著提高了两种植物对 Pb 的转运能力,硫华菊和波斯菊的富集系数(BCF)分别达 0.17(对照)~0.22(NPK 处理)、0.29(对照)~0.36(NPK 处理);对 Pb 在两种植物叶片的亚细胞分布进一步分析表明,金属富集颗粒(MRG)是 Pb 在硫华菊和波斯菊亚细胞结构中的主要富集部位(大于 70%);硫华菊和波斯菊可考虑作为 Pb 污染土壤的植物修复材料,合理 NPK 肥可明显提高其对土壤 Pb 的修复效率;硫华菊修复效果高于波斯菊。

关键词 铅; 肥料; 硫华菊; 波斯菊; 吸收

Effects of fertilization on lead uptake and accumulation by *Cosmos sulphureus* and *Cosmos bipinnatus*. GUO Jin-jun^{1,2}, YANG Jun², HU Jian³, YANG Jun-xing^{2*}, GUO Jun-mei², LEI Mei², LI Chun-li¹, CAO Liu⁴ (¹College of Energy and Power Engineering, Inner Mongolia University of Technology, Hohhot 541004, China; ²Center for Environmental Remediation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; ³Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China; ⁴Key Laboratory for Monitor and Remediation of Heavy Metal Polluted Soils of Henan Province, Jiyuan 459000, Henan, China).

Abstract: A pot experiment was conducted to assess the phytoextraction potential for lead (Pb) of *Cosmos sulphureus* and *Cosmos bipinnatus* under different treatments of N, NP and NPK fertilizer applications in Pb-contaminated soils collected from northern China. The results showed that fertilization significantly increased the biomass, shoot Pb concentrations and accumulation in both *C. sulphureus* and *C. bipinnatus*. Especially, NPK fertilization had strongest effects on Pb accumulation. Lead concentrations in the shoots of *C. sulphureus* and *C. bipinnatus* under NPK treatment were 1.59–1.89 and 1.17–1.32 times as high as that under other treatments. The enrichment amounts of Pb in the shoots were 1.15–3.21 and 1.18–4.28 times as high as that under the control treatment, respectively. Fertilization treatment significantly improved the transport ability of Pb of both species. The bioconcentration factors (BCF) increased from 0.17 in the control to 0.22 in the NPK treatment for *C. sulphureus*, and from 0.29 in the control to 0.36 in the NPK treatment for *C. bipinnatus*. The metal-enriched particles (MRG) were the major enriched position in the subcellular fractions of both species (more than 70%). In conclusion, *C. sulphureus* and *C. bipinnatus* can be used as plant materials for remediation of Pb-contaminated soil. Moreover, NPK fertilizers can effectively improve remediation efficiency, and *C. sulphureus* performs better than *C. bipinnatus*.

Key words: lead; fertilizer; *Cosmos sulphureus*; *Cosmos bipinnatus*; uptake.

国家自然科学基金项目(41771509、41771510、41201312、41271478)资助。

收稿日期: 2017-10-25 接受日期: 2018-03-05

* 通讯作者 E-mail: yangajx@126.com

中国土壤环境质量总体状况不容乐观,受重金属污染的耕地面积近 $2000 \times 10^4 \text{ hm}^2$,耕地重金属点位超标率达19.4%。其中重金属Pb的超标问题较为突出,工矿企业不合理开采、大气沉降以及污水灌溉等因素是造成土壤Pb污染的重要来源。近年来,土壤铅(Pb)污染问题成为了学者们研究的热点(陈同斌等,2002;郭勇等,2012;蔡美芳等,2014)。Pb在进入土壤后,可影响土壤理化性质,致使植物叶绿素含量降低,膜透性发生改变,影响植物代谢过程中酶的活性(杨明琰等,2014;周芙蓉等,2014),且具有隐蔽性和长期性的特点(Finzag et al.,2008),对植物生长具有潜在的危害。

菊花等花卉植物是城市美化中常见的植物,分布广泛,生长迅速,具有悠久的栽培历史(刘家女等,2006;李翠兰等,2010;Sik et al.,2011)。研究发现,在重金属胁迫下,菊花等花卉植物可通过改变自身结构提高植物对重金属的抗性(张长锋,2016),波斯菊可在Pb浓度为 $1000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 土壤中正常生长,地上部Pb含量可达对照组的29.6倍(崔爽等,2009;张长锋,2016);林立金等(2016)研究发现硫华菊根系、茎秆、叶片及地上部分重金属积累量随土壤重金属浓度增加均呈先增后降的趋势。

施肥是植物生长过程中重要的农艺措施,合理施肥可以促进植物生长,增加植物的生物量,同时不同类型肥料中的化学组成成分可能影响土壤中重金属的形态进而影响植物对重金属的耐受能力,因此研究施肥对菊科植物在重金属胁迫时生长具有重要的意义(陈同斌等,2002;黄化刚等,2012;Rizwan et al.,2016)。氮素、磷素、钾素均是植物生长中所需的大量元素,而氮磷钾肥对植物重金属转运能力也具有不同的促进效果,研究发现可通过施用氮肥降低土壤pH值,促进土壤中重金属生物有效性增加,从而影响植物对重金属的富集能力(Tsadilas et al.,2005;Hu et al.,2013);Fayiga等(2016)研究发现,重金属可通过植物根部磷吸收转运通道吸收进入植物体内(Fayiga et al.,2016);钾素可维持植物细胞内外渗透压,可能会降低重金属胁迫对植物生长的影响(Sparrow et al.,1994;陈同斌等,2002)。

表1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Basic physico-chemical properties of tested soils

供试土壤	Pb ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	pH	有效磷 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	阳离子交换量 ($\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全氮 ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全磷 ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全钾 ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	有机质 ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)
潮土	173.06	7.7	23.0	20.1	1.18	0.86	26.6	19.4

但目前针对菊科植物在Pb胁迫下不同施肥模式对植株生长和吸收转运Pb能力的影响鲜有报道,机理尚不明确。本研究利用盆栽实验研究在重金属Pb胁迫下,研究不同施肥方式对硫华菊和波斯菊Pb吸收转运机制和分布特点,以期了解菊科植物在Pb胁迫下富集能力及其对Pb耐性机理。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤取自河南省某冶炼厂周边污染农田,按照0~20 cm深度取其表层土壤。经过多年冶炼生产,通过大气沉降途径,该农田铅污染程度已经远高于当地土壤背景值($25.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。将采集的土壤样品自然风干,研磨,过20目筛后备用。供试土壤的理化性质列于表1。供试两种菊花品种分别为硫华菊(*Cosmos sulphureus*)和波斯菊(*Cosmos bipinnatus*)。

1.2 试验方法

试验设8种处理:(1)硫华菊+不施肥;(2)硫华菊+N;(3)硫华菊+NP;(4)硫华菊+NPK;(5)波斯菊+不施肥;(6)波斯菊+N;(7)波斯菊+NP;(8)波斯菊+NPK。每种处理重复3次。实验选用氮磷钾肥分别为尿素(N)、过磷酸钙(P)、氯化钾(K),施用浓度分别为 $150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (N)、 $250 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (P₂O₅)、 $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (K₂O),每盆取过20目筛的土壤2 kg,施肥后与土壤充分混合,调节含水量为田间持水量的70%,恒湿恒温环境下平衡7 d。种子直接播种到各个盆中,每隔1~2 d给土壤浇水,维持土壤水分,待种子发芽每穴保留3株幼苗,拔除多余的幼苗,温室内培养60 d后收获,整个试验过程不作追肥处理。

植株种植前与收获时采集各实验盆栽中根际土壤,冷冻干燥研磨分别过20目和100目筛,装袋备用,同时收获菊花整株植物,并分为地上部与地下部两部分。

1.3 样品测定

1.3.1 植物样品测定 将收获的植物样品分为地上部与地下部2个部分,一部分用自来水和去离子

水将样品冲洗干净后放入烘箱在75℃下烘干至恒重。测量植物地上部与地下部干重后,用粉碎机粉碎混匀装袋备用。另取一部分新鲜叶片放入冷冻干燥机冻干,用球磨仪在液氮条件下研磨成粉末干燥避光保存。

植物重金属Pb含量测定采用硝酸-高氯酸(V/V=5:1)法进行消解,空白和国家标准物质(GBW-07603)进行化学分析质量控制。采用原子吸收光谱仪(Contr AA 700, Analytikjena, 德国)测定Pb浓度。浓度与菊花各部位干重相乘得到各部位的重金属Pb富集量。

1.3.2 土壤重金属铅含量分析用过100目筛的根际土壤采用硝酸-过氧化氢法消解(USEPA 3050B)。同时设置空白和国家标准土壤参比物质(GBW-07404)进行化学分析质量控制。用原子吸收光谱仪(Contr AA 700, Analytikjena, 德国)测定Pb浓度。

1.3.3 土壤有效态铅分析称取2.00 g过20目筛的根际土壤样品,加入10 mL浸提剂(0.005 mol·L⁻¹ DTPA-0.1 mol·L⁻¹ TEA-0.01 mol·L⁻¹ CaCl₂),在室温(25±2℃)条件下置于转速为250 r·min⁻¹振荡机上振荡2 h,振荡结束后立即过滤,取滤液采用原子吸收光谱仪(Contr AA 700, Analytikjena, 德国)测定Pb浓度。

1.3.4 植物叶片亚细胞铅分析称取0.2 g叶片鲜样,加入5 mL缓冲液[0.25 mol·L⁻¹蔗糖+1.0 mmol·L⁻¹二硫赤藓糖醇+50 mmol·L⁻¹Tris-HCl(pH=7.5)]。高速离心机15000×g下离心15 min。沉积物包含金属富集颗粒(MRG)和细胞碎屑(Cellular debris),在沉积物中加入2.0 mL超纯水使其再悬浮,并在100℃下加热2 min,然后加入2 mL 1.0 mmol·L⁻¹的NaOH并在70℃下加热1 h后,高速离心机在10000×g离心15 min。沉积物即为金属富集颗粒,上清液为细胞碎屑。第一次离心上清液在超速离心机100000×g离心60 min,沉积物为细胞

器组分(organelle)。100000×g离心后上清液在80℃变性10 min后冰冷却60 min,超速离心机在50000×g下离心15 min,沉积物为热敏感蛋白(HDP),上清液为热稳定蛋白(HSP)。将所有组分用酸洗入三角瓶中消解,消解与测量铅浓度方法和植物重金属消解测定方法一致(Wallace *et al.*, 2003; Zhang *et al.*, 2015)。

1.3.5 土壤pH值测定称取5.00 g土壤样品(过20目筛),加入25 mL去离子水(土:水=1:5),在室温(25±2℃)条件下置于转速为200 r·min⁻¹振荡机上振荡2 h,振荡结束后静置30 min,上清液用PSH-3型酸度计测定pH值。

1.4 数据处理

采用Excel、SPSS 16.0、Origin 8.0软件处理试验数据和绘制相关图表,多重比较采用Duncan检验。

2 结果与分析

2.1 施肥对两种菊科植物生物量的影响

由表2可知,3种施肥方式对两种植物生长均具有显著的促进作用,促进效果表现为NPK肥>NP肥>N肥,施NPK肥硫华菊和波斯菊地上部生物量可达11.28和6.07 g·株⁻¹,分别为对照组的2.01和3.35倍,总株重分别可达13.28和7.68 g·株⁻¹;硫华菊生物量明显大于高于波斯菊,相同施肥处理下,硫华菊生物量是波斯菊的1.19~3.02倍。

2.2 施肥对两种菊科植物体内Pb浓度的影响

两种植物对Pb吸收能力具有一定的差异,总体表现为波斯菊>硫华菊,Pb在硫华菊植株内主要分布在地下部,地下部Pb浓度可达35.89(对照)~49.63 mg·kg⁻¹(NPK肥),在波斯菊地上部与地下部Pb浓度相近,地上部Pb浓度可达48.64(对照)~64.36 mg·kg⁻¹(NPK肥),地下部Pb浓度可达49.07~64.76 mg·kg⁻¹(表3)。3种施肥方式对波斯菊地上部与地下部Pb浓度增加均具有明显促进作用(*P*<0.05),施NPK肥对波斯菊地上部与地下

表2 肥料添加对菊科植物干重的影响(g·株⁻¹)

Table 2 Effect of fertilization on dry weight of the two plants

施肥方式	硫华菊			波斯菊		
	地上部	地下部	总重	地上部	地下部	总重
对照	5.36±0.20 c	1.68±0.28 a	7.04±0.35 c	1.81±0.37 b	0.85±0.03 b	2.66±0.40 c
氮肥 N	11.07±0.51 a	1.96 ±0.39 a	13.03±0.30 a	5.56±0.24 a	1.39±0.39 a	6.95±0.63 a
氮磷肥 NP	9.95±0.21 b	1.56 ±0.26 a	11.51±0.33 b	5.60±0.40 a	0.97±0.13 b	6.57±0.49 b
氮磷钾肥 NPK	11.28±0.42 a	1.97±0.60 a	13.25±0.79 a	6.07±0.13 a	1.61±0.11 a	7.68±0.21 a

平均值±标准差 *n*=3。对照为不施肥, N为仅施尿素, NP为施尿素和过磷酸钙, NPK为施尿素、过磷酸钙和氯化钾; 数字后的不同字母表示同一菊花品种不同施肥处理差异显著(*P*<0.05)。

表 3 硫华菊和波斯菊各部位 Pb 的浓度(mg · kg⁻¹)Table 3 Lead concentrations in above-and belowground parts of *Cosmos sulphureus* and *C. bipinnatus*

施肥方式	硫华菊		波斯菊	
	地上部	地下部	地上部	地下部
对照	25.71±0.96 c	49.63±0.34 a	48.61±2.62 c	49.07±2.99 c
氮肥 N	30.52±0.82 b	35.89±0.39 d	51.99±1.15 c	60.94±1.80 a
氮磷肥 NP	29.22±1.31 b	42.43 ±0.86 c	57.58±1.38 b	60.71±0.23 b
氮磷钾肥 NPK	48.64±2.61 a	45.68±0.16 b	64.36±2.64 a	64.76±2.33 a

平均值±标准差 $n=3$ 。对照为不施肥, N 为仅施尿素, NP 为施尿素和过磷酸钙, NPK 为施尿素、过磷酸钙和氯化钾; 数字后的不同字母表示同一菊花品种不同施肥处理差异显著($P<0.05$)。

部 Pb 浓度增加促进作用最明显,与对照相比,施 NPK 肥波斯菊地上部与地下部 Pb 浓度与对照相比分别增加 32.4%、31.9%; 施 NP 肥可显著增加硫华菊地上部 Pb 浓度($P<0.05$),地上部 Pb 浓度可达 38.90 mg · kg⁻¹,是对照组的 1.51 倍; 3 种施肥方式对硫华菊地下部 Pb 浓度增加无促进作用。

2.3 施肥对两种菊科植物体内 Pb 富集量的影响

硫华菊与波斯菊富集的 Pb 主要集中在植株地上部 施肥对硫华菊和波斯菊地上部和地下部 Pb 富集量均有明显的促进作用($P<0.05$) 施肥后硫华菊和波斯菊地上部 Pb 富集量分别可达 329.10~442.84 和 289.09~379.57 μg · 株⁻¹(图 1)。施 NPK 肥对硫华菊地上部 Pb 富集量增加促进作用较为明显,Pb 富集量是对照组的 2.81 倍,而施肥对硫华菊地下部 Pb 富集量促进效果不显著; 施 NPK 肥对波

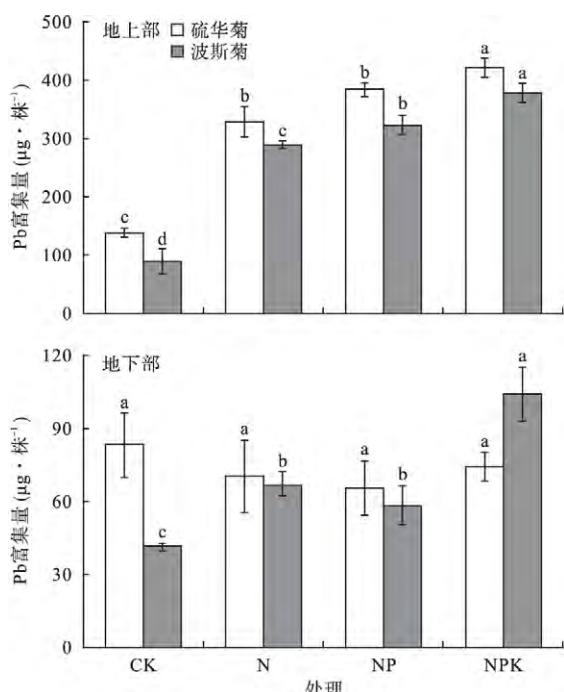


图 1 硫华菊和波斯菊地上部和地下部 Pb 富集量
Fig. 1 Amount of Pb uptake in the above- and underground parts of *Cosmos sulphureus* and *C. bipinnatus*
不同字母表示同一菊花品种不同施肥处理差异显著($P<0.05$)。

斯菊地上部与地下部 Pb 浓度增加均有明显的促进作用($P<0.05$) 与对照相比,施 NPK 肥波斯菊地上部与地下部 Pb 富集量分别增加 4.40 倍和 2.51 倍。

2.4 施肥对两种菊科植物叶片中 Pb 亚细胞分布的影响

由表 4 可知,不同处理条件下,硫华菊和波斯菊叶片中富集的 Pb 在各亚细胞结构中的分布趋势为金属富集颗粒(MRG)>细胞碎屑(cellular debris)>细胞器组分(organelle)>热敏感蛋白(HDP)>热稳定蛋白(HSP) 硫华菊和波斯菊叶片集中在金属富集颗粒中 Pb 浓度可达 15.37~22.95 mg · kg⁻¹、30.67~48.97 mg · kg⁻¹,是叶片中 Pb 的主要富集部位; 3 种施肥方式对硫华菊叶片细胞器组分和热敏感蛋白中 Pb 浓度具有明显的促进作用,对波斯菊叶片细胞器组分和热敏感蛋白中 Pb 浓度无明显的促进效果。施 NPK 肥后,硫华菊细胞器组分和热敏感蛋白中 Pb 浓度可达 3.30 和 2.81 mg · kg⁻¹,是对照组的 2.17 倍和 3.02 倍。波斯菊叶片细胞器组分中 Pb 浓度仅为对照组的 0.72 倍,热敏感蛋白中 Pb 浓度与对照相比无明显变化; 施 NPK 肥可明显促进硫华菊和波斯菊叶片细胞中细胞碎屑中 Pb 富集浓度增加,而 NPK 肥可显著增加硫华菊叶片细胞中热稳定蛋白中 Pb 富集浓度,但降低了波斯菊叶中热稳定蛋白中 Pb 浓度($P<0.05$)。

2.5 施肥对土壤 pH 值的影响

3 种施肥方式对土壤 pH 值的变化均未达到显著水平,各处理组土壤 pH 变化范围为 7.56~7.73(图 2)。施 N 肥和施 NP 肥后,2 种菊科植物根际土壤 pH 值增加,施 NPK 肥土壤 pH 无明显变化。

2.6 施肥对土壤有效态 Pb 浓度的影响

由表 5 可知,不同处理条件下,波斯菊根际土壤有效态 Pb 浓度可达 70.25~74.37 mg · kg⁻¹,显著高于硫华菊根际土壤中有效态 Pb 浓度。与对照相比,施肥处理没有明显提高两种植物根际土壤有效态 Pb 浓度。

表4 不同施肥处理下 Pb 在两种菊科植物叶片各亚细胞的含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)Table 4 Concentrations of Pb in leaf cells of *Cosmos sulphureus* and *C. bipinnatus*

品种	硫华菊				波斯菊			
	CK	N	NP	NPK	CK	N	NP	NPK
金属富集颗粒	15.37±0.54 c	18.46±0.36 b	18.37±0.89 b	22.95±0.72 a	30.67±0.63 d	38.91±1.01 c	44.81±0.68 b	48.97±0.69 a
细胞碎屑	4.45±0.10 b	4.28±0.08 b	3.71±0.19 c	6.52±0.26 a	3.71±0.19 c	3.49±0.08 c	4.24±0.10 b	5.15±0.52 a
细胞器组分	1.52±0.06 c	3.69±0.35 a	1.97±0.15 b	3.30±0.27 a	3.66±0.33 a	2.50±0.33 b	2.44±0.39 b	2.62±0.18 b
热敏感蛋白	0.93±0.04 c	1.72±0.04 b	2.56±0.31 a	2.81±0.15 a	2.32±0.22 a	2.62±0.06 a	1.56±0.09 b	2.33±0.27 a
热稳定蛋白	0.58±0.08 b	1.08±0.18 a	0.75±0.04 b	0.73±0.09 b	0.86±0.12 a	0.94±0.01 a	0.60±0.01 b	0.62±0.020 b

平均值±标准差 $n=3$ 。对照为不施肥, N 为仅施尿素, NP 为施尿素和过磷酸钙, NPK 为施尿素、过磷酸钙和氯化钾; 数字后的不同字母表示同一菊花品种不同施肥处理差异显著 ($P<0.05$)。

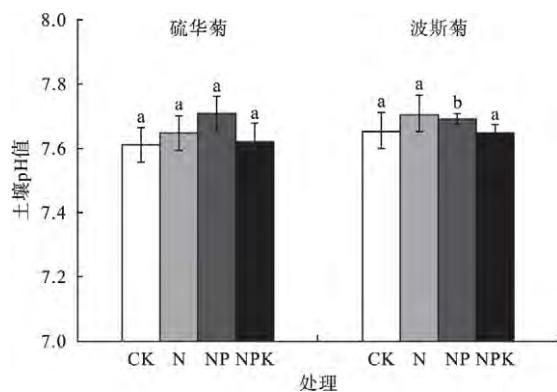


图2 各施肥处理硫华菊和波斯菊土壤 pH 值

Fig.2 Effects of fertilization on pH of soils of rhizosphere of *Cosmos sulphureus* and *C. bipinnatus*

不同字母表示同一菊花品种不同施肥处理差异显著 ($P<0.05$)。

表5 不同施肥方式对土壤有效态铅含量影响($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)Table 5 Available Pb concentrations of rhizosphere soils of *Cosmos sulphureus* and *C. bipinnatus* under different fertilizations

施肥方式	有效态 Pb	
	硫华菊	波斯菊
对照	56.21±4.6 a	71.87±3.9 a
氮肥 N	51.66±4.4 a	74.37±4.2 a
氮磷肥 NP	57.38±4.2 a	72.34±4.8 a
氮磷钾肥 NPK	58.68±5.9 a	70.25±0.9 a

平均值±标准差 $n=3$ 。对照为不施肥, N 为仅施尿素, NP 为施尿素和过磷酸钙, NPK 为施尿素、过磷酸钙和氯化钾; 数字后的不同字母表示同一菊花品种不同施肥处理差异显著 ($P<0.05$)。

3 讨论

3.1 不同施肥方式对两种菊科植物生长的影响

本研究发现, 不同施肥处理可显著提高硫华菊和波斯菊的生物量, NPK 处理效果最为明显。同一肥料处理条件下, 硫华菊地上部与地下部生物量明显高于波斯菊。李凝玉等(2012)研究发现, NPK 施肥处理对 Cd 胁迫下苋菜生长促进作用最为显著, Guo 等(2017)研究肥料对八宝景天在 Cd 污染土壤生长时得到了相同的结论。有研究认为, NPK 处理

能显著提高植物在重金属污染条件下的生物量, 是 NPK 肥料联合效应所导致的(李凝玉等, 2012; Li et al., 2012)。氮(N)在植物体内参与蛋白质和氨基酸的生物合成等许多代谢过程(Liu et al., 2016), 磷(P)在植物生长过程中主要作用于植物根部, 促进植物根部生长(廖晓勇等, 2008)。陈同斌等(2003)利用同步辐射 X 荧光法(SRXRF)研究蜈蚣草体内 As 与 K 的分布发现, 蜈蚣草体内 As 与 K 的分布极为相似, 认为 K 素通过维持细胞内外渗透压降低重金属对植物的毒害作用。

3.2 不同施肥方式对两种菊科植物对 Pb 积累与转运特性的影响

研究结果表明, 三种施肥方式对硫华菊和波斯菊吸收 Pb 均有明显的促进作用, 其中施 NPK 肥对两种植物的促进作用最为显著 ($P<0.05$)。有学者研究发现 NPK 肥对苋菜和八宝景天富集重金属具有同样的促进作用(Li et al., 2012; Guo et al., 2017)。本研究中, 硫华菊地上部与地下部 Pb 浓度在不同施肥处理下均小于波斯菊, 但各施肥处理下硫华菊生物量约为波斯菊生物量的 2 倍, Pb 在硫华菊植株内富集量高于波斯菊。由此可见, 施肥可通过促进硫华菊地上部生物量的增加, 显著提高植株对 Pb 的富集能力。

决定植物修复效率的影响因素主要有植物地上部重金属含量和生物量, 因此植物修复中选取的植物需要具有较强的生物量, 同时还需要对重金属具有较高的富集能力(Ghosh et al., 2005)。生物富集系数(BCF, 植物地上部 Pb 含量/土壤中 Pb 含量)和转运系数(TF, 植物地上部 Pb 含量/植物地下部 Pb 含量)可用于评价植物对重金属污染土壤的修复效率(表 6)。与其他两种肥料处理相比, 施 NPK 肥后, 硫华菊和波斯菊重金属富集系数与对照相比分别增加 46.7%、33.3%, 硫华菊转运系数是不施肥处理的 1.63 倍, 但对波斯菊转运系数无显著影响。由

表 6 施肥对硫华菊和波斯菊富集系数(BCF)和转运系数(TF)的影响

Table 6 Effects of fertilization on bioconcentration factor (BCF) and transfer factor (TF) of Pb of *Cosmos sulphureus* and *C. bipinnatus*

施肥方式	硫华菊		波斯菊	
	BCF	TF	BCF	TF
对照	0.15±0.005 c	0.52±0.02 c	0.27±0.015 c	0.99±0.02 a
氮肥 N	0.17±0.004 b	0.85±0.03 a	0.29±0.007 c	0.85±0.03 b
氮磷肥 NP	0.17±0.001 a	0.69±0.01 b	0.33±0.008 b	0.95±0.02 a
氮磷钾肥 NPK	0.22±0.015 a	0.85±0.03 a	0.36±0.015 a	1.00±0.08 a

平均值±标准差 $n=3$ 。对照为不施肥, N 为仅施尿素, NP 为施尿素和过磷酸钙, NPK 为施尿素、过磷酸钙和氯化钾; 数字后的不同字母表示同一菊花品种不同施肥处理差异显著($P<0.05$)。

此可见, 施肥处理对硫华菊体内 Pb 富集量促进作用较波斯菊明显的原因可能是因为施肥在提高硫华菊地上部分的生物量的同时, 促进了硫华菊根部吸收的 Pb 向地上部转运。

本研究发现, 施肥对土壤有效态 Pb 浓度和 pH 值无明显变化。土壤有效态 Pb 浓度与植物体内重金属浓度具有显著的相关关系(顾国平等, 2006), 磷肥施用可明显降低土壤有效态 Pb 浓度(Li et al., 2012; 高超等, 2015), 邢维芹等(2009) 利用盆栽实验研究发现, 磷肥施用($2729 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 对高 Pb 土壤($1000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 中有效态 Pb 浓度降低具有明显的促进作用($P<0.05$), 对 Pb 浓度为 $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 土壤有效态 Pb 降低作用没有达到显著水平($P<0.05$), 表明土壤 Pb 浓度较高时, 磷肥施用对土壤有效态 Pb 浓度降低作用较为显著, 本实验选用土壤 Pb 浓度为 $173 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤 Pb 浓度较低, 可能导致土壤有效态 Pb 浓度无明显变化的主要原因; 同时实验中选用的肥料种类、植物品种、实验时间以及土壤本身理化性质也可能是导致实验结果不一致的原因。有研究表明, 长期施肥、加入酸性物质或者土壤中铵态物质的效果过程可能会导致土壤 pH 值

降低(Geisseler et al., 2014), 本实验中进行时间相对较短, 可能是土壤 pH 值无明显变化的主要原因。

3.3 不同施肥方式对两种菊科植物叶片亚细胞 Pb 分布的影响

Pb 在不同亚细胞结构中的分布可能表现出不同的生态毒理学意义(Li et al., 2012), 植物体内的微区分布可能揭示了 Pb 在植物体内积累过程中的生物解毒机制。Pb 在富集进入叶片细胞时, 细胞壁是植物耐受重金属的第一道屏障, 细胞壁(主要由果胶、蛋白质、多糖组成) 表面的羟基、羧基等配体基团与 Pb 结合, 抑制重金属跨膜运输进入原生质体影响植物生长生理代谢活动(Špela et al., 2013)。本研究发现(图 3), 波斯菊细胞碎屑(Cellular debris) 中 Pb 富集浓度均高于硫华菊, 表明波斯菊与硫华菊相比, 具有更强的 Pb 的耐受能力; 施 NP 肥和 NPK 肥均显著提高了硫华菊和波斯菊细胞碎屑(主要为细胞壁) 中 Pb 富集浓度, 其中施 NPK 肥对硫华菊和波斯菊细胞碎屑中 Pb 浓度增加最为显著, 与对照相比分别增加 46.4%、38.8%, 可能是因为肥料中的 K 素在植物体内具有维持细胞内外渗透压的作用(陈同斌等, 2002)。

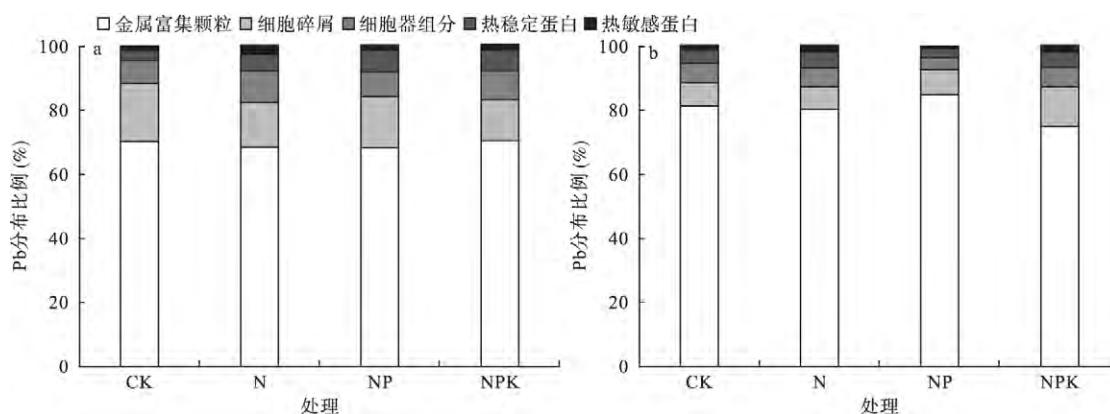


图 3 硫华菊(a) 和波斯菊(b) 亚细胞结果中 Pb 分布百分比

Fig.3 Lead relative distribution in subcellular portions of *Cosmos sulphureus* (a) and *C. bipinnatus* (b)

当细胞壁表面配体与 Pb 结合饱和时,过量的 Pb 会跨膜运输进入细胞内并与细胞内不同的组分结合形成 BDM(金属富集颗粒 MRG+热稳定蛋白 HSP) 和 MSF(细胞器组分 organelles+热稳定蛋白 HDP)。金属富集颗粒中富集重金属的能力可作为陆生植物耐受重金属能力的指示标准(Lavoie *et al.*, 2009; Li *et al.*, 2014),而热稳定蛋白中如植物螯合肽和金属硫蛋白等组分被认为在植物重金属解毒过程中起重要作用(Verkleij *et al.*, 2003),因此重金属与 BDM 组分结合是植物耐受重金属的解毒机制之一。在本研究中,Pb 在进入两种植物细胞后,主要富集在金属富集颗粒中,而热稳定蛋白中 Pb 含量相对较低;施 NPK 肥使硫华菊和波斯菊金属富集颗粒 Pb 浓度增加效果最明显,因此硫华菊和波斯菊在 Pb 胁迫下的耐性机制以及施肥提高其 Pb 富集量的主要原因可能是因为将植物吸收的 Pb 富集在金属富集颗粒(MRG)。

亚细胞结构中细胞器组分和热敏感蛋白(合称 MSF)是重金属致使植物细胞中毒的靶点,MSF 组分中的重金属含量可用于预测重金属对植物毒性强弱(Wang *et al.*, 2008; Lavoie *et al.*, 2009),细胞器组分(如线粒体和叶绿体)和热敏感蛋白(如酶)是植物维持正常生命活动代谢所必须的组成成分,Pb 与线粒体及酶等物质结合,可导致细胞器和酶等物质丧失活性(Lavoie *et al.*, 2009)。在本研究中,施 NPK 肥使硫华菊 MSF 组分中 Pb 所占百分比 10.8% 增加到 15.3%,而波斯菊 MSF 中 Pb 所占百分比无明显影响,表明与波斯菊相比,施肥可在促进硫华菊体内 Pb 浓度增加的同时潜在增加了硫华菊体内 Pb 胁迫风险。

综上所述,Pb 在硫华菊和波斯菊叶片各亚细胞结构中的趋势为金属富集颗粒>细胞碎屑>细胞器组分>热敏感蛋白>热稳定蛋白,金属富集颗粒中富集的 Pb 大于 70%,施 NPK 肥对促进金属富集颗粒和细胞碎屑中 Pb 富集浓度增加最为明显,施肥提高硫华菊和波斯菊对 Pb 的耐性机制是将吸收的 Pb 富集在金属富集颗粒中。

4 结 论

施肥处理均可以显著提高硫华菊和波斯菊的生物量、对 Pb 的吸收及富集量。NPK 肥处理条件下,两种菊科植物地上部 Pb 富集量均达到最高,且显著高于对照和其他施肥处理。与波斯菊相比,硫华

菊在 NPK 处理条件下,其生物量和对铅的富集量明显高于波斯菊。

Pb 亚细胞分布表明,Pb 在硫华菊和波斯菊叶片亚细胞结构中主要富集在金属富集颗粒,施肥提高硫华菊和波斯菊对 Pb 的耐性机制是将吸收的 Pb 富集在金属富集颗粒(MRG),施 NPK 肥对金属富集颗粒中 Pb 富集浓度增加促进作用最为显著。

NPK 配施可提高硫华菊和波斯菊对 Pb 污染土壤的修复效率。

参考文献

- 蔡美芳,李开明,谢丹平,等. 2014. 我国耕地土壤重金属污染现状与防治对策研究. 环境科学与技术, 37(s2): 223–230.
- 陈同斌,韦朝阳,黄泽春,等. 2002. 砷超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特征. 科学通报, 47(3): 207–210.
- 崔爽,周启星,李萍,等. 2009. 几种观赏花卉对土壤铅的吸收特性和抗性能力研究. 江西科学, 27(1): 157–160.
- 高超,李军,韩颖,等. 2015. 不同磷肥对水稻铅积累的影响及其机理. 环境科学学报, 35(1): 288–293.
- 顾国平,章明奎. 2006. 蔬菜地土壤有效态重金属提取方法的比较. 生态与农村环境学报, 22(4): 67–70.
- 郭勇,童艳君. 2012. 我国农业土壤重金属污染现状及防治对策. 现代农业科技, (18): 220–221.
- 黄化刚,李廷强,朱治强,等. 2012. 可溶性磷肥对重金属复合污染土壤东南景天提取锌/镉及其养分积累的影响. 植物营养与肥料学报, 18(2): 382–389.
- 李翠兰,邵泽强,王玉军,等. 2010. 几种花卉植物对铅富集特征的研究. 水土保持学报, 24(4): 127–130.
- 李凝玉,李志安,庄萍,等. 2012. 施肥对两种苋菜吸收积累镉的影响. 生态学报, 32(18): 5937–5942.
- 廖晓勇,陈同斌,阎秀兰,等. 2008. 不同磷肥对砷超富集植物蜈蚣草修复砷污染土壤的影响. 环境科学, 29(10): 2906–2911.
- 林立金,马倩倩,石军,等. 2016. 花卉植物硫华菊的镉积累特性研究. 水土保持学报, 30(3): 141–146.
- 刘家女,周启星,孙挺. 2006. Cd-Pb 复合污染条件下 3 种花卉植物的生长反应及超积累特性研究. 环境科学学报, 26(12): 2039–2044.
- 邢维芹,李立平,王琳,等. 2009. 磷肥和黑麦草结合修复铅污染贫磷潮土的研究. 生态毒理学报, 4(5): 718–725.
- 杨明琰,梁语燕,曾德榜,等. 2014. 铅胁迫对黑麦草 Pb 富集特性及生理代谢的影响. 西北农林科技大学学报: 自然科学版, 42(12): 97–101.
- 张长锋. 2016. 4 种花卉对镉的生理响应及富集特征研究(硕士学位论文). 成都: 四川农业大学.
- 周芙蓉. 2014. 侧柏和国槐对干旱和铅胁迫的耐性及对铅污染土壤的修复(硕士学位论文). 杨陵: 西北农林科技大学.

- Fayiga A , Nwoke C. 2016. Phosphate rock: Origin , importance , environmental impacts , and future roles. *Environmental Reviews* , **24**: 403–415.
- Finzgar N , Lestan D. 2008. The two-phase leaching of Pb , Zn and Cd contaminated soil using EDTA and electrochemical treatment of the washing solution. *Chemosphere* , **73**: 1484–1491.
- Geisseler D , Scow KM. 2014. Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms: A review. *Soil Biology & Biochemistry* , **75**: 54–63.
- Ghosh M , Singh SP. 2005. A comparative study of cadmium phytoextraction by accumulator and weed species. *Environmental Pollution* , **133**: 365–371.
- Guo JM , Lei M , Yang JX , et al. 2017. Effect of fertilizers on the Cd uptake of two sedum species (*Sedum spectabile* Boeau and *Sedum aizoon* L.) as potential Cd accumulators. *Ecological Engineering* , **106**: 409–414.
- Hu P , Yin YG , Ishikawa S , et al. 2013. Nitrate facilitates cadmium uptake , transport and accumulation in the hyperaccumulator *Sedum plumbizincicola*. *Environmental Science and Pollution Research* , **20**: 6306–6316.
- Lavoie M , Le FS , Fortin C , et al. 2009. Cadmium detoxification strategies in two phytoplankton species: Metal binding by newly synthesized thiolated peptides and metal sequestration in granules. *Aquatic Toxicology* , **92**: 65–75.
- Li CC , Dang F , Long C , et al. 2014. Integration of metal chemical forms and subcellular partitioning to understand metal toxicity in two lettuce (*Lactuca sativa* L.) cultivars. *Plant and Soil* , **384**: 201–212.
- Li NY , Fu QL , Zhuang P , et al. 2012. Effect of fertilizers on Cd uptake of amaranthus hypochondriacus , a high biomass , fast growing and easily cultivated potential Cd hyperaccumulator. *International Journal of Phytoremediation* , **14**: 162–173.
- Liu X , Fu JW , Guan DX , et al. 2016. Arsenic induced phytate exudation , and promoted FeAsO₄ dissolution and plant growth in As-hyperaccumulator *Pteris vittata*. *Environmental Science & Technology* , **50**: 9070–9077.
- Rizwan M , Ali S , Rizvi H , et al. 2016. Phytomanagement of heavy metals in contaminated soils using sunflower: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* , **46**: 1498–1528.
- Sik OY , Usman ARA , Soo LS , et al. 2011. Effects of rapeseed residue on lead and cadmium availability and uptake by rice plants in heavy metal contaminated paddy soil. *Chemosphere* , **85**: 677–682.
- Sparrow LA. 1994. Field studies of cadmium in potatoes (*Solanum tuberosum* L.) . III. Response of cv. Russet Burbank to sources of banded potassium. *Australian Journal of Agricultural Research* , **45**: 243–249.
- Špela K , Arcon I , Kump P , et al. 2013. Influence of CdCl₂ and CdSO₄ supplementation on Cd distribution and ligand environment in leaves of the Cd hyperaccumulator *Noccaea (Thlaspi) praecox*. *Plant and Soil* , **370**: 125–148.
- Tsadilas CD , Karaivazoglou NA , Tsotsolis NC , et al. 2005. Cadmium uptake by tobacco as affected by liming , N form , and year of cultivation. *Environmental Pollution* , **134**: 239–246.
- Verkleij JAC , Sneller FEC , Schat H. 2003. Metallothioneins and Phytochelatins: Ecophysiological Aspects. Sulphur in Plants. Netherlands: Springer , 163–176.
- Wallace WG , Lee BG , Luoma SN. 2003. Subcellular compartmentalization of Cd and Zn in two bivalves. I. Significance of metal-sensitive fractions (MSF) and biologically detoxified metal (BDM) . *Marine Ecology Progress Series* , **249**: 183–197.
- Wang XY , Liu G , Zeng L , et al. 2008. Subcellular distribution and chemical forms of cadmium in *Bechmeria nivea* (L.) Gaud. *Environmental and Experimental Botany* , **62**: 389–395.
- Zhang HQ , Guo J , Yang J , et al. 2015. Subcellular cadmium distribution and antioxidant enzymatic activities in the leaves of two castor (*Ricinus communis* L.) cultivars exhibit differences in Cd accumulation. *Ecotoxicology and Environmental Safety* , **120**: 184–192.

作者简介 郭劲君 男 ,1992 年 硕士 ,主要从事植物修复研究。E-mail: guojinjun2015@163.com

责任编辑 李凤芹