

EDTA辅助下地被石竹对铅污染土壤的修复潜力

祁由菊, 崔德杰

(莱阳农学院资源与环境学院, 山东 青岛 266109)

摘要:采用盆栽试验,研究了铅(Pb)污染土壤添加乙二胺四乙酸(EDTA)对地被石竹生长及吸收 Pb 的影响。结果表明,未施用 EDTA 情况下,地被石竹的转运系数和生物富集系数分别为 0.31-0.40、0.25-1.58,且植株含 Pb 量随土壤 Pb 浓度的提高而显著增加。施用 EDTA 情况下,转运系数为 0.59-1.41,地上部含 Pb 量最高值可达 1 432.81 mg·kg⁻¹。125、250、500、1 000 mg·kg⁻¹ 的 Pb 添加水平上,施用 5 mmol·kg⁻¹EDTA 的处理,Pb 迁移总量分别是 2 234.61、2 013.30、5 600.84 和 2 083.16 μg·盆⁻¹,转运量系数为 0.71、0.74、0.80 和 0.90;10 mmol·kg⁻¹EDTA 处理下,迁移总量分别是 2 275.26、4 032.95、4 578.92 和 1 977.05 μg·盆⁻¹,转运量系数为 0.80、0.84、0.90、0.91。因此,地被石竹对 Pb 有较强的耐性,在 EDTA 辅助下具有超富集 Pb 的潜力。

关键词:地被石竹; 乙二胺四乙酸; 含铅量; 铅迁移量

中图分类号:X53 **文献标识码:**A **文章编号:**1672-2043(2008)01-0165-05

EDTA Assisted Phytoremediation Potential of Dianthus plumarius L. for Pb-contaminated Soil

QI You-ju, CUI De-jie

(Department of Resource and Environment, Laiyang Agricultural University, Qingdao 266109, China)

Abstract: A pot experiment was conducted in the green house to study the effect of EDTA on the phytoremediation of lead by *Dianthus plumarius* L. The results revealed that without the addition of EDTA, the ratio of Pb content in shoots to that in roots was 0.31-0.40, the bioaccumulation coefficient was 0.25-1.58, and the uptake of Pb by the plant tended to increase with the increased concentration of lead in soils. With the addition of EDTA, the ratio of Pb content in shoots to that in roots was 0.59-1.41, and the maximum Pb content in shoots was 1 432.81 mg·kg⁻¹. When the concentrations of lead in soil were 125, 250, 500, 1 000 mg·kg⁻¹, with 5 mmol·kg⁻¹EDTA applied, the total lead translocation in plants was 2 234.61, 2 013.30, 5 600.84 and 2 083.16 μg·pot⁻¹, 71%, 74%, 80% and 90% of that in shoots, respectively; with 10 mmol·kg⁻¹EDTA addition, the total lead translocation was 2 275.26, 4 032.95, 4 578.92, 1 977.05 μg·pot⁻¹, and 80%, 84%, 90%, 91% of that in shoots of *Dianthus plumarius* L., respectively. These indicated that *Dianthus plumarius* L. was tolerant to lead and had a great application potential in phytoremediation of Pb-contaminated soils with the aid of EDTA addition.

Keywords: *Dianthus plumarius* L.; EDTA; lead content; total lead translocation

重金属 Pb 是环境中重要的污染物,土壤中的 Pb 不仅影响作物的产量和品质,并且通过食物链最终影响人类健康。目前,关于 Pb 污染对作物的毒害、生理特性的影响以及生态效应的研究已有较多报道^[1-4],但以花卉为供试植物的相关报道并不多,而有关超积累植物的筛选涉及花卉植物的就更为少见。

地被石竹别名常夏石竹,原产西伯利亚,为石竹科石竹属多年生宿根草本花卉植物,具有很强的抗逆性,具有三季开花、四季常青、耐寒抗旱、管理粗放等优点^[5]。既往所完成的以地被石竹为材料的研究大都是有关盐胁迫和水分胁迫方面的^[6-12],鲜见涉及重金属胁迫对其生长和吸取土壤中化学元素的影响。而重金属污染区种植花卉植物既可取得经济价值,又能美化环境,更不用担心重金属进入食物链所造成的危害问题。因此,把花卉植物与污染环境的治理、植物修复联系起来,具有重要的现实意义^[13]。对于被用于修复重金属污染土壤的花卉植物而言,由于绝大部分为非食用植物,因此可添加螯合剂以增加重金属的有效

收稿日期:2007-01-31

基金项目:山东省自然科学基金项目“重金属污染土壤植物修复机制及调控技术的研究”(Y2003E01)

作者简介:祁由菊(1972—),女,山东武城人,硕士,主要从事重金属污染土壤的植物修复方面的研究。

E-mail:qiyujv1972@163.com

通讯作者:崔德杰 E-mail:cuidejie@163.com

性,提高可被植物吸收的重金属的浓度,进而减少植物修复所需的时间。基于开发实用植物修复技术的目的,该试验研究了地被石竹在 Pb 污染土壤中的生长及可能的超积累特性,并进一步探讨了不同 Pb 浓度水平上施用 EDTA 对地被石竹吸收 Pb 的影响,以期为花卉植物在 Pb 污染土壤的植物修复技术中的应用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤为非石灰性潮土,采自莱阳农学院农学系试验站。pH 值 7.49,碱解氮为 $50.00 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,速效磷为 $13.29 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,速效钾为 $32.87 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,土壤有机质含量 0.78%,有效 Pb 为 $13.63 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。土壤自然风干后过 2 mm 筛,放置备用。供试植物为地被石竹 (*Dianthus plumarius* L.),种子采自莱阳农学院。

1.2 盆栽试验

1.2.1 试验育苗

选取籽粒饱满,大小均匀的地被石竹种子,25 °C 下浸种催芽,大部分露白之后播种育苗。幼苗生长期,常规方法进行管理。

1.2.2 试验设计

地被石竹温室盆栽土培试验于 2006 年 4 月 1 日至 2006 年 5 月 14 日在莱阳农学院农学系实验站玻璃棚内进行。Pb 设 0、125、250、500 和 1 000 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (以纯 Pb 计)5 个浓度水平,以固体 PbCl_2 形式按比例与试验用土充分混匀后装入无孔塑料盆,每盆装土 1 000 g。污染土壤平衡两周后,选择长势一致的地被石竹幼苗进行移栽。每盆定植 3 棵,之后每天浇入一定量蒸馏水使土壤水分条件保持一致。相同 Pb 浓度处理(9 盆)分成 3 组(每组 3 盆)。地被石竹移栽后第 38 d,每组分别加入 EDTA 0、5、10 $\text{mmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ (以 Na_2EDTA 溶液形式)。EDTA 处理 7 d 后,分地上、地下部分别采收,用去离子水冲洗干净,105 °C 下杀青 15

min,65 °C 烘干至恒重,用万分之一天平称重。

1.2.3 分析方法

称取烘干、磨碎的地被石竹样品 0.5 g 左右置于 30 mL 瓷坩埚中,小火炭化,然后移入马弗炉中,500 °C 以下灰化 16 h 后,取出坩埚,放冷后加入少量混合酸($\text{VHNO}_3:\text{VHClO}_4=1:4$),小火加热,不使干涸,必要时再加少许混合酸,如此反复处理,直至残渣中无炭粒。待坩埚稍冷,加 10 mL 盐酸(1+11, $\text{V}+\text{VH}_2\text{O}$),将溶解残渣移入 25 mL 容量瓶中,并稀释、定容至刻度,摇匀备用,同时做试剂空白试验。吸取样液及试剂空白液各 5 mL,分别置于 125 mL 的分液漏斗中,补加去离子水至 60 mL。然后加入 2 mL 柠檬酸铵,5 滴溴百里酚蓝,加氨水(1+1, $\text{V}+\text{VH}_2\text{O}$)以调节 pH 到溶液由黄变蓝,再分别加入 10 mL 硫酸铵溶液,DDTC 溶液 10 mL,摇匀。放置 5 min 左右,加入甲基异丁酮(MIBK)10 mL,剧烈振荡提取 1 min,静置分层后,弃去水层,将 Pb 的萃取液(MIBK 层)保存于 10 mL 具塞刻度管,TAS-990 原子吸收光谱仪测定溶液 Pb 含量。土壤基本理化性质按常规方法测定^[14]。叶绿素的测定见文献[15]。数据采用 DPS v3.01 软件进行分析,用 Duncan 新复极差法进行多重比较。

2 结果与讨论

2.1 未添加 EDTA 情况下不同浓度 Pb 对地被石竹生长及吸收 Pb 的影响

2.1.1 不同浓度 Pb 对地被石竹生长的影响

由表 1 可知,地被石竹的生物量、叶绿素含量、株高的最高值都出现在 125 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 Pb 添加水平中,生物量在各个 Pb 添加水平上无显著差异,叶绿素含量只在 1 000 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 Pb 添加水平上显著低于对照,株高在 500 和 1 000 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 Pb 添加水平上显著低于对照。这说明低浓度的 Pb 可促进地被石竹的生长,高浓度的 Pb 使地被石竹的株高、叶绿素含量显著下降;生物量也有所下降,但未达显著水平,仅 1 000

表 1 不同 Pb 浓度对地被石竹生长的影响

Table 1 Effects of various concentrations of lead on the growth of *Dianthus plumarius* L.

Pb 的添加浓度 / $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	生物量(干重)/ $\text{g} \cdot \text{盆}^{-1}$			叶绿素含量 / $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	株高 / cm
	地上部	地下部	整株		
0	5.46±0.37 ba	1.37±0.16 ba	6.82±0.35 ba	2.01±0.06 b	18.11±0.51 b
125	6.12±0.39 a	1.31±0.28 ba	7.43±0.29 a	2.49±0.23 a	21.21±0.71 a
250	5.60±0.21 ba	1.47±0.27 a	7.07±0.44 ba	1.77±0.04 cb	17.81±0.56 b
500	5.35±0.23 b	1.37±0.15 ba	6.72±0.33 ba	1.56±0.03 cb	16.06±0.35 c
1 000	5.35±0.47 b	0.98±0.16 b	6.33±0.62 b	1.34±0.085 c	14.56±0.20 d

注:表中数据采用 Duncan 法进行统计,同一列中有相同小写字母者,表示在 5%水平上差异不显著,以下各表同。

$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的 Pb 处理水平上地下部生物量减少 28%, 其余呈现减少趋势的处理, 其减少量均在 2%~7% 之间。Sudhakar 等^[16]曾提出以作物减产(或生物量减少)20% 作为指标来确定耐性临界值的上限, 从这一意义上说, 地被石竹对 Pb 具有较强的耐性; 并且低浓度的 Pb 对地被石竹的生长还具有一定的促进作用, 这些特点均有利于地被石竹对 Pb 污染土壤进行植物修复。

2.1.2 不同浓度 Pb 对地被石竹吸收 Pb 的影响

从表 2 可以看出, 地被石竹含 Pb 量在各处理间的差异达显著水平, 且随土壤 Pb 添加水平的提高而显著增加, 地上部和地下部含 Pb 量的最高值分别是 $255.38 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $695.80 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 这说明土壤 Pb 含量的增加能刺激地被石竹对 Pb 的吸收。表 3 还显示, 地被石竹的转运系数在 0.31~0.40 之间, 虽然比超富集植物的转运系数(地上部含 Pb 量/地下部含 Pb 量 > 1)要低, 但比非富集型植物高出许多。地被石竹的生物富集系数为 0.25~1.58, 而非富集型植物的生物富

表 2 不同 Pb 浓度对地被石竹含 Pb 量的影响

Table 2 Effects of various concentrations of lead on Pb content of *Dianthus plumarius* L.

Pb 的添加浓度 / $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	含 Pb 量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$		转运系数	生物富集系数
	地上部	地下部		
0	21.55±2.21 e	63.26±4.35 d	0.34	1.58
125	141.31±6.67 d	453.08±49.80 c	0.31	1.02
250	157.27±9.77 c	489.98±7.94 c	0.32	0.60
500	217.91±9.42 b	542.27±27.47 b	0.40	0.42
1 000	255.38±7.96 a	695.80±25.13 a	0.37	0.25

集系数一般低于 0.04^[17]。因此, 地被石竹对 Pb 具有一定的耐性, 虽未达到超富集的定义, 但吸收 Pb 的效果远好于其他普通植物, 并且地被石竹将 Pb 转运到地上部的能力较强, 具有较强的富集 Pb 的能力。

2.2 添加 EDTA 对地被石竹生长及吸收 Pb 的影响

2.2.1 添加 EDTA 对地被石竹生长的影响

由表 3 可以看出, 地被石竹地上部干重、地下部干重、植株干物质总量、株高和叶绿素含量在每一个 Pb 添加水平上, 施用 EDTA 的处理均低于未施用 EDTA 的处理, 且随 EDTA 用量的增加均显著下降。其中, 株高和叶绿素含量的下降趋势比干物质质量的下降趋势更为明显。因此, Pb 污染土壤中, 施入 EDTA 对地被石竹的生长会抑制产生, 其原因可能是 EDTA 本身对植物有毒害作用^[18]。

2.2.2 EDTA 对 Pb 污染土壤中地被石竹 Pb 积累和分布的影响

由表 4 可知, 在任一 Pb 添加水平上施用 EDTA 的处理中, 地被石竹含 Pb 量高于未施用 EDTA 的处理, 且地上部含 Pb 量的差异均达显著水平。500 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 1 000 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的 Pb 添加水平上, EDTA 用量越高, 地被石竹体内含 Pb 量的增幅也越大。Baker 等^[19]研究认为, 超富集植物茎叶与根中重金属元素浓度比(即转运系数)可达 1 以上, 而普通植物一般远低于 1。至今, 普遍认为超富集植物体内重金属含量超过一般植物 100 倍, 即 Cr、Co、Ni、Cu、Pb 含量应在 1 000 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 以上。但也有研究者^[20]认为添加土壤改良剂(如螯合剂等), 可显著提高某些普通植物品种对重金

表 3 EDTA 对地被石竹生长的影响

Table 3 Effects of various concentrations of EDTA on the growth of *Dianthus plumarius* L.

土壤 Pb 处理 / $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	EDTA 处理 / $\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$	地上部干物质质量 / $\text{g}\cdot\text{盆}^{-1}$	地下部干物质质量 / $\text{g}\cdot\text{盆}^{-1}$	干物质总量 / $\text{g}\cdot\text{盆}^{-1}$	株高 / cm	叶绿素含量 / $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 干重
0	0	5.46±0.37 a	1.37±0.16 a	6.82±0.35 a	18.11±0.51 a	2.01±0.06 a
	5	4.55±0.70 ab	1.00±0.17 b	5.55±0.53 b	16.89±0.19 b	1.87±0.04 b
	10	4.08±0.47 b	0.77±0.05 b	4.84±0.48 b	16.30±0.67 b	0.93±0.05 c
125	0	6.12±0.39 a	1.31±0.28 a	7.43±0.29 a	21.21±0.71 a	2.49±0.23 a
	5	5.70±0.61 a	1.26±0.21 a	6.95±0.45 a	19.00±0.46 b	1.93±0.04 b
	10	4.85±0.78 a	0.98±0.12 a	5.83±0.67 b	17.57±0.81 c	1.04±0.05 c
250	0	5.6±0.21 a	1.47±0.27 a	7.07±0.44 a	17.81±0.56 a	1.77±0.04 a
	5	4.21±0.89 b	0.96±0.24 b	5.16±0.94 b	16.58±0.59 b	1.65±0.07 b
	10	4.40±0.48 b	0.67±0.08 b	5.07±0.54 b	15.19±0.59 c	0.80±0.03 c
500	0	5.35±0.23 a	1.37±0.15 a	6.72±0.33 a	16.06±0.35 a	1.56±0.03 a
	5	4.08±0.31 b	0.78±0.13 b	4.86±0.23 b	14.49±0.5 b	1.33±0.19 b
	10	3.96±0.25 b	0.63±0.05 b	4.59±0.21 b	13.46±0.22 c	0.72±0.02 c
1000	0	5.35±0.47 a	0.98±0.16 a	6.33±0.62 a	14.56±0.2 a	1.34±0.04 a
	5	4.22±0.41 b	0.73±0.20ab	4.95±0.47 b	13.16±0.62 b	1.07±0.03 b
	10	3.09±0.07 c	0.44±0.11 b	3.53±0.12 c	11.89±0.7 c	0.65±0.02 c

表 4 EDTA 对地被石竹含 Pb 量的影响
Table 4 Effects of various concentrations of EDTA on Pb content of *Dianthus plumarius* L.

土壤 Pb 处理 /mg · kg ⁻¹	EDTA 处理浓度 /mmol · kg ⁻¹	地上部 Pb 含量 /mg · kg ⁻¹	地下部 Pb 含量 /mg · kg ⁻¹	转运 系数
0	0	21.55±2.21 c	63.26±4.35 c	0.34
	5	52.22±2.98 b	84.50±5.63 b	0.62
	10	79.27±4.73 a	100.18±5.57 a	0.79
125	0	141.31±6.67 c	453.08±49.80 a	0.31
	5	279.61±20.56 b	473.96±3.98 a	0.59
	10	377.93±16.11 a	463.45±46.90 a	0.82
250	0	157.27±9.77 c	489.98±7.94 a	0.32
	5	356.66±10.54 b	550.18±57.00 a	0.65
	10	378.37±8.21 a	518.26±21.99 a	0.73
500	0	217.91±9.42 c	542.27±27.47 c	0.40
	5	712.9±29.22 b	676.37±9.83 b	1.05
	10	1 037.95±124.91 a	734.09±30.99 a	1.41
1 000	0	255.38±7.96 c	695.80±25.13 c	0.37
	5	1 130.20±128.57 b	1 094.71±84.68 b	1.03
	10	1 432.81±100.41 a	1 333.25±89.32 a	1.07

属的吸收富集能力, 这些植物也可称为超富集植物。由表 4 可以看出, 未施用 EDTA 的处理, 地被石竹的转运系数在 0.31~0.40 之间, 而施用 EDTA 的处理, 转运系数在 0.59~1.41 之间, 其中 500 mg · kg⁻¹ 的 Pb 添加水平上施用 10 mmol · kg⁻¹ EDTA 的处理中, 转运系数达到 1.41, 地被石竹地上部含 Pb 量达 1 037.95 mg · kg⁻¹; 1 000 mg · kg⁻¹ 的 Pb 添加水平上施用 EDTA 的处理, 转运系数均大于 1, 地上部含 Pb 量达 1 130.20 mg · kg⁻¹ 和 1 432.81 mg · kg⁻¹。这说明 Pb 污染土壤中, 施用 EDTA 不仅能显著促进地被石竹地下部分的 Pb 向地上部的迁移, 而且提高了地被石竹对 Pb 的富集量, 尤其在较高 Pb 添加水平上, EDTA 对地被石竹吸收 Pb 的促进作用更为显著。因此, 地被石竹在 EDTA 辅助下具有富集 Pb 的潜力。

2.2.3 添加 EDTA 对地被石竹 Pb 迁移量的影响

重金属迁移总量是用以评价植物修复重金属污染土壤潜力的一个重要指标^[21], 而植物转运量系数能够较好地反映植物生长量和吸收量在地上和地下器官分布的规律^[22]。表 5 显示, 未施用 EDTA 的处理, 地被石竹迁移 Pb 的效率最低, 转运量系数在 0.50~0.67 之间。同一 EDTA 浓度下, 单盆地被石竹 Pb 的迁移量随土壤 Pb 添加浓度的增加基本均呈上升趋势。125、250、500、1 000 mg · kg⁻¹ 的 Pb 添加水平上, 施用 5 mmol · kg⁻¹ EDTA 的处理, 地被石竹的 Pb 迁移总量分别为 2 234.61、2 013.30、2 083.16 和 5 600.84 μg · 盆⁻¹, 转运量系数为 0.71、0.74、0.80、0.90; 添加 10 mmol ·

kg⁻¹ EDTA 的处理, 地被石竹 Pb 迁移总量依次为 2 275.26、4 032.95、4 578.92 和 1 977.05 μg · 盆⁻¹, 转运量系数相应为 0.80、0.84、0.90 和 0.91。这说明地被石竹地上部的 Pb 迁移量占植株 Pb 迁移总量的绝大部分。而实际应用中, 需要的就是植物地上部能够吸收大量的重金属, 从而便于污染土壤中重金属的移除。

研究中, 施用 EDTA 能使地被石竹对 Pb 的转运能力显著增加, 其原因可能是: 添加 EDTA 能明显增加土壤水溶性 Pb, 并且主要以 Pb-EDTA 复合物的形式进入植株根系并向地上部运输^[23-26], 且地上部含 Pb 量与土壤水溶性 Pb 含量呈显著正相关^[25]。

由于较高浓度 EDTA 对地被石竹的生长会产生明显抑制作用(见表 3), 因此, 利用 EDTA 的辅助进行地被石竹修复 Pb 污染土壤时, 应在地被石竹的生物量达最大值时添加 EDTA, 以达到最佳移除土壤中重金属的效果。另外, 有研究表明^[27], EDTA 处理土壤二十多天后, 土壤溶液中 Pb 的含量仍高于对照数十倍; 赖鸿裕等^[28]的研究结果是: 施用 10 mmol · kg⁻¹ 的 EDTA 溶液 21 d 后, 土壤溶液中的 Pb 浓度仍为对照组的 30 倍。由此可见, EDTA 与 Pb 的络合物在土壤溶液中停留时间较长, 地下水易遭受污染。因此, 环境风险也是植物修复中应用 EDTA 诱导技术不容忽视的问题。

3 结论

(1) 地被石竹对 Pb 具有较强的耐性。低浓度的 Pb 能促进地被石竹生长, 高浓度的 Pb 没有显著降低其生物量; 地被石竹的含 Pb 量在各处理间的差异达显著水平, 且随土壤 Pb 浓度的增加而显著增加。

(2) EDTA 辅助下地被石竹具有富集 Pb 的潜力。未施用 EDTA 的处理, 转运系数和转运量系数分别为 0.31~0.40 和 0.50~0.67; 施用 EDTA 的处理, 分别为 0.59~1.41 和 0.70~0.91。而且 500 mg · kg⁻¹ 的 Pb 添加水平上施用 10 mmol · kg⁻¹ EDTA, 地被石竹地上部含 Pb 量达 1 037.95 mg · kg⁻¹、1 000 mg · kg⁻¹ 的 Pb 添加水平上施用 EDTA 的处理, 可达 1 432.81 mg · kg⁻¹。因此, 通过合理施用 EDTA 可有效提高地被石竹对 Pb 污染土壤的修复效率。

参考文献:

- [1] 李玉双, 孙丽娜, 孙铁珩, 等. 北方常见农作物根际土壤中铅、锌的形态转化及其植物有效性[J]. 生态环境, 2006, 15(4): 743-746.
- [2] 李秋霞, 黄玉源, 赵玉环, 等. 几种蔬菜及其土壤吸收灌溉污水污染物

表 5 EDTA 对地被石竹 Pb 迁移量的影响

Table 5 Effects of various concentrations of EDTA on Pb translocation of *Dianthus plumarius* L.

土壤 Pb 处理 /mg · kg ⁻¹	EDTA 处理 /mmol · kg ⁻¹	地上部 Pb 迁移量 /μg · 盆 ⁻¹	地下部 Pb 迁移量 /μg · 盆 ⁻¹	植株 Pb 迁移总量 /μg · 盆 ⁻¹	转运量系数
0	0	117.12 ± 6.44 c	85.98 ± 4.03 b	203.10 ± 4.491 c	0.58
	5	237.86 ± 43.68 b	84.64 ± 14.92 b	322.50 ± 35.06 b	0.74
	10	321.83 ± 23.45 a	135.62 ± 10.26 a	457.46 ± 24.22 a	0.70
125	0	864.70 ± 73.13 b	620.28 ± 126.44 a	1484.97 ± 58.8 b	0.58
	5	1 591.39 ± 191.06 a	643.22 ± 78.63 a	2 234.61 ± 158.91 a	0.71
	10	1 823.38 ± 220.63 a	451.88 ± 104.71 a	2 275.26 ± 139.69 a	0.80
250	0	879.94 ± 24.52 b	719.18 ± 121.96 a	1 599.12 ± 121.44 a	0.55
	5	1 495.83 ± 284.17 a	517.47 ± 74.31 b	2 013.30 ± 310.14 a	0.74
	10	1 665.3 ± 172.04 a	311.75 ± 59.26 c	1 977.05 ± 194.75 a	0.84
500	0	911.28 ± 77.50 c	926.01 ± 94.44 a	1 837.29 ± 128.11 b	0.50
	5	1 657.96 ± 172.72 b	425.19 ± 89.09 b	2 083.16 ± 170.25 b	0.80
	10	4 113.47 ± 593.64 a	465.45 ± 47.59 b	4 578.92 ± 611.19 a	0.90
1 000	0	1 366.06 ± 109.39 c	684.50 ± 135.34 a	2 050.55 ± 244.5 c	0.67
	5	5 051.79 ± 441.26 a	549.05 ± 143.26 ab	5 600.84 ± 581.91 a	0.90
	10	3 677.42 ± 608.84 b	355.53 ± 86.16 b	4 032.95 ± 586.34 b	0.91

注:转运量系数=(地上部植物中元素质量分数×地上部生物量)/(地下部植物中元素质量分数×地下部生物量)

- 的研究[J].生态科学,2006,25(3):216-221.
- [3] 秦天才,吴玉树,黄巧云,等. Pb、Cd 单一和复合污染对小白菜抗坏血酸含量的影响[J].生态学杂志,1997,16(3):31-34.
- [4] 宋菲,郭玉文,刘孝义.镉、锌铅复合污染对菠菜的影响[J].农业环境保护,1996,15(1):9-14.
- [5] 刘坤照,牟宗兰.新型观赏花卉地被石竹特征特性及繁殖技术[J].现代化农业,2005,7:18.
- [6] 骆建霞,柴慈江,史燕山,等.盐胁迫对 7 种草本地被植物生长及光合特性的影响[J].西北农林科技大学学报(自然科学版),2006,34(9):50-54.
- [7] 王长泉,刘涛.硒对盐胁迫下耐盐常夏石竹生物量和渗透物质含量的影响[J].植物生理学通讯,2005,41(3):325-327.
- [8] 王玉,王长泉.硒对常夏石竹耐盐突变体生理指标的影响[J].河北农业科学,2004,8(4):56-59.
- [9] 史燕山,骆建霞,王煦,等.5 种草本地被植物抗旱性研究[J].西北农林科技大学学报(自然科学版),2005,33(5):130-134.
- [10] 王丹,骆建霞,史燕山,等.两种地被植物解剖结构与抗旱性关系的研究[J].天津农学院学报,2005,12(2):15-17,25.
- [11] 孙新竹,卓丽环,王珩,等.水分胁迫下常夏石竹的生理指标分析[J].东北林业大学学报,2006,34(5):40-46.
- [12] 王长泉,刘涛.常夏石竹耐盐突变体渗透调节的研究[J].广西植物,2006,26(3):330-333.
- [13] 周启星.土壤环境污染化学与化学修复研究最新进展[J].环境化学,2006,25(3):257-265.
- [14] 鲍士旦.土壤农化分析[M].北京:中国农业出版社,2005. 30-34,56-58,81-83,106-108.
- [15] 郝再彬,苍晶,徐仲.植物生理试验技术[M].哈尔滨:哈尔滨出版社,2002.68-70.
- [16] Sudhakar C, Syamalabai L, Veeranjanyulu K. Lead tolerance of certain legume species grown on lead ore tailings[J]. Agriculture Ecosystems and Environment, 1992,41:253-261.
- [17] 沈振国,刘友良.重金属超量积累植物研究进展[J].植物生理学通讯,1998,34(2):133-139.
- [18] Cooper Em, Sims J T, Cunningham S D, et al. Chelate-assisted phytoextraction of lead from contaminated soil[J]. J Environ Qual,1999,28:1709-1719.
- [19] Baker A J M, Reeves R D, Hajar A S M. Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens*[J]. New Phytol,1994, 127:61-68.
- [20] Vassil A D, Kapulnik Y, Raskin I, et al. The role of EDTA in lead transport and accumulation by Indian Mustard [J]. Plant Physiol,1998,117:447-453.
- [21] Monni S, Salemaa M, White C, et al. Copper resistance of *Calluna vulgaris* originating from the pollution gradient of a Cu-Ni smelter in south-west Finland[J].Environmental Pollution, 2000,109:211-219.
- [22] 聂发辉.关于超富集植物的新理解[J].生态环境,2005,14(1):136-138.
- [23] 孙健,铁柏清,秦普丰,等.EDTA 调控下灯心草和龙须草对铅锌尾矿污染土壤的修复潜力[J].环境科学研究,2006,19(4):105-110.
- [24] 骆永明.强化植物修复的螯合诱导技术及其环境风险[J].土壤,2000,(2):57-63.
- [25] 陈亚华,李向东,刘红云,等.EDTA 辅助下油菜修复铅污染土壤的潜力[J].南京农业大学学报,2002,25(4):15-18.
- [26] 刘良栋,舒俊林,杨智宽.壳聚糖和 EDTA 对污染土壤中 Pb 的解吸作用研究[J].农业环境科学学报,2006,25(2):345-348.
- [27] 宋静,钟继承,吴龙华,等.EDTA 与 EDDS 螯合诱导印度芥菜吸取修复重金属复合污染土壤研究[J].土壤,2006,38(5):619-625.
- [28] 赖鸿裕,李泽铭,陈尊贤.添加化学改良剂及 EDTA 对于植物累积重金属之影响[A]//周健民,石元亮.面向农业与环境的土壤科学[C].中国土壤学会第十次全国会员代表大会暨第五届海峡两岸土壤肥料学术交流活动研讨会,沈阳,2004,北京:科学出版社,2004.36-43.