

镉铜胁迫下紫苏的生长响应和富集特征研究

刘 鑫,张世熔,朱 荣,徐小逊,范小伟

(四川农业大学资源环境学院,四川 雅安 625014)

摘 要 通过盆栽试验,分析了紫苏(*Perilla frutescens* (L.) Britt.)在 Cd、Cu 胁迫下生长响应及其对 Cd、Cu 的耐性、吸收和累积特征。结果表明,在 Cd 处理浓度 $\leq 60 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 Cu 处理浓度为 $\leq 600 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,紫苏株高和根长均随处理浓度提高而增加,此后则随处理浓度增加胁迫作用渐趋明显。植株地上部和根部 Cd 的最高含量分别是 331.51 和 991.14 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,Cu 的最高含量分别为 228.65 和 2 030.63 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。植株地上部 Cd 和 Cu 的最大富集量分别为 66.70 和 36.52 $\mu\text{g}\cdot\text{plant}^{-1}$ 。植株 Cd、Cu 富集系数分别为 2.59~15.42 和 0.14~1.24,迁移系数分别为 0.35~1.44 和 0.07~0.56。因此,该植物可用于 Cd、Cu 污染土壤的修复。

关键词 紫苏,镉,铜,植物修复

中图分类号 X503.233 文献标志码 A 文章编号 1672-2043(2009)11-2264-06

Effect of Cadmium and Copper Stress on the Growth Response and Accumulation Characteristics of *Perilla frutescens*(L.) Britt.

LIU Xin, ZHANG Shi-rong, ZHU Rong, XU Xiao-xun, FAN Xiao-wei

(College of Resources and Environment, Sichuan Agricultural University, Ya'an 625014, China)

Abstract Phytoremediation has been proven to be an alternative and additive process to conventional physical and chemical approaches for the cleanup of contaminated soils by heavy metals such as Cd and Cu. Nevertheless, to screen new accumulators and identify their tolerance, uptake and accumulation to heavy metals are the key process of phytoremediation. In this study, a pot experiment was used to investigate growth responses of *Perilla frutescens*(L.) Britt. and its tolerance, uptake and accumulation characteristics under Cd and Cu stress. Both the plant height and root length showed the tendency to increase with the concentrations of Cd $\leq 60 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (or Cu $\leq 600 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) in soil, and then declined as the Cd(or Cu) concentration in soil increased for the stress effect became obvious. The highest Cd concentrations reached 331.51 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ in shoot and 991.14 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ in root. Similarly, the highest concentrations of Cu in shoot and root were 228.65 and 2 030.63 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectively. The largest accumulation amount of Cd and Cu in shoot got to 66.70 and 36.52 $\mu\text{g}\cdot\text{plant}^{-1}$. The bioaccumulation factors in shoot were 2.59~15.42 for Cd and 0.14~1.24 for Cu, and the translocation factors reached 0.35~1.44 for Cd and 0.07~0.56 for Cu separately. Therefore, *Perilla frutescens* was a potential plant to restore the cadmium or copper polluted soil.

Keywords *Perilla frutescens*(L.) Britt.; cadmium; copper; phytoremediation

Cd 和 Cu 是我国土壤环境中普遍存在和危害性较强的重金属,土壤中过量的 Cd 和 Cu 均会影响细胞代谢和离子平衡,对植物产生毒害作用,降低土壤生物活性和肥力,对土壤造成严重污染,而且对人体健

康产生极大的危害^[1-4]。以超富集植物吸收富集土壤中重金属为基础发展起来的植物修复(Phytoremediation)是近年来国际普遍采用的一种治理重金属污染土壤的新技术^[5]。它具有治理过程的原位性、治理效果的永久性和治理成本的低廉性等优点^[6]。富集植物或超富集植物是重金属污染土壤植物修复的基础,其筛选一直都是污染土壤植物修复研究的热点和前沿^[7]。

近年来,发现天蓝遏蓝菜(*Thalspi caerulescens*)、拟南芥(*Arabidopsis halleri*)、遏蓝菜(*T.goelsingense*)、

收稿日期 2009-04-20

基金项目 科技部科技支撑计划(2008BAK51B01 和 2008BAK51B02);
四川农业大学国家创新性实验计划资助项目(200826)

作者简介 刘 鑫(1988—),男,四川达州人,主要从事土壤污染的植物修复研究。E-mail liuxin200810@yahoo.com.cn

通讯作者 张世熔 E-mail zsz01@163.com

宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)和商陆(*Phytolacca acinosa*)是 Cd 的超富集植物^[8-12]。在已报道的 480 多种超富集植物中^[12],得到广泛认同的 Cu 超富集植物只有 37 种,典型植物有酸模(*Rumex acetosa*)、海州香薷(*Elsholtzia splendens*)、鸭跖草(*Commelina communis*)等^[13-15],但在富含 Cd 的四川西部矿区报道较少,因此在该区筛选出能用于 Cd、Cu 复合污染土壤修复的本土植物具有一定的现实意义。

紫苏(*Perilla frutescens* (L.) Britt.)是唇形科(Labiatae)紫苏属(*Perilla*)的一年生、直立草本植物,在全国各地广泛生长。本文所用紫苏采自里伍铜矿(Cd 为主要伴生矿)野外调查发现其对 Cd、Cu 有一定的耐性和富集能力,故取其进行室外 Cd、Cu 处理的盆栽试验,以研究 Cd、Cu 胁迫对植株生长的影响以及植株对 Cd、Cu 的吸收和富集特性,为筛选出适合该区污染土壤修复的本土植物提供理论依据。

1 材料与方 法

1.1 试验材料

试验用的紫苏种子采自甘孜藏族自治州九龙县里伍矿区。

1.2 盆栽试验

用于盆栽试验的土为 196 g·kg⁻¹ 粘土、385 g·kg⁻¹ 壤土和 419 g·kg⁻¹ 沙土的混合物,经测定混合土中有机质含量为 23.21 g·kg⁻¹,全氮为 1.14 g·kg⁻¹,速效氮为 127.5 mg·kg⁻¹,速效磷为 14.5 mg·kg⁻¹,速效钾为 173.2 mg·kg⁻¹,pH 为 6.34。风干、压碎、过 5 mm 筛,放入 40 cm×30 cm 塑料盆中,每盆装土 6.0 kg。供试药品分别为 CdCl₂·2.5H₂O 和 CuSO₄·5H₂O。Cd、Cu 试验分别设置 1 个对照和 6 个处理水平,每个处理 3 次重复。处理浓度见表 1。加入重金属后拌匀,放置 4 周后移入幼苗。

表 1 Cu、Cd 单金属处理的试验设计(mg·kg⁻¹)

Table 1 Experimental design of Cu and Cd treatment(mg·kg⁻¹)

水平 Level	CK	T ₁	T ₂	T ₃	T ₄	T ₅	T ₆
Cu	0	300	600	900	1 200	1 500	1 800
Cd	0	30	60	90	120	150	180

挑选饱满紫苏种子,用 0.05% NaClO 浸泡消毒 30 min,再用蒸馏水冲洗干净,播种于装有石英砂的基质中,并置于光照培养箱中催芽。培养箱中植物生长条件为培养光周期 16 h 光/8 h 暗,昼夜温度 25℃/20℃。培养 40 d 后,选择长势一致、长出 2 片真叶的

幼苗,移栽到不同 Cd、Cu 处理的土壤中,每盆 6 株。生长期间,每天浇水保持水分。定期观察并记录植物的生长状况。60 d 后收获,测定植株高度、根长。

1.3 研究方法

1.3.1 植物样品采集和处理

将植株从泥土中取出,用自来水冲洗干净,然后用蒸馏水反复冲洗,再用去离子水多次冲洗,分成地上部(茎、叶和花)与地下部(根)两类样品。晾干后的样品在 105℃下杀青 30 min,在 60℃下烘干至恒重,测定其干物质重,并将其磨碎备用。采用湿灰化法进行植物样品消煮^[16]。电感耦合等离子体原子发射光谱仪 ICP-AES(IRIS Intrepid)测定 Cd、Cu 含量。

1.3.2 土壤样品处理

从盆栽试验中取出的植物根际土壤经风干过筛后,采用 HNO₃-HF-HCl 消煮法进行消煮^[16]。电感耦合等离子体原子发射光谱仪 ICP-AES(IRIS Intrepid)测定 Cd、Cu 含量。

1.3.3 数据处理与分析

采用 SPSS 13.0 统计分析软件对数据进行统计分析,并利用最小显著性差异检验(LSD)进行差异显著性检验。

2 结果

2.1 Cd 对紫苏生长的影响

在不同 Cd 浓度处理下,紫苏的株高呈现“低促高抑”的现象(图 1),紫苏根长(y)随着 Cd 处理浓度(x)的升高总体上呈线性变化:

$$y = -0.022x + 17.319 \quad r = 0.861 \quad P < 0.05$$

在 T₂(60 mg·kg⁻¹)时,株高达最大,为 17.87 cm,比对照(16.77 cm)增加了 6.56%。当处理浓度为 180

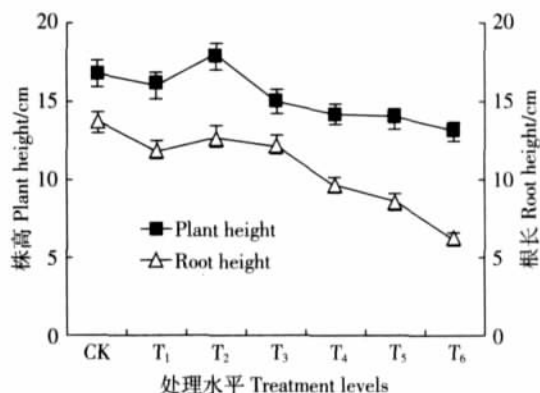


图 1 不同浓度 Cd 处理下紫苏株高、根长

Figure 1 Root length and plant height of *Perilla frutescens* (L.) Britt. in treatment levels of Cd

$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时, 株高达最小值, 为 13.13 cm, 比对照降低了 21.67%。各处理下植物株高差异性均不显著 ($P>0.05$)。

紫苏根长(y)随着 Cd 处理浓度(x)的升高总体上呈线性减小(图 1):

$$y = -0.38x + 14.148 \quad r = 0.932 \quad P < 0.01$$

在 $T_2(60 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1})$ 时, 根长达最大, 为 12.73 cm, 比 $T_6(180 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1})$ 增加了 1 倍, 两者差异性显著 ($P < 0.05$)。当 Cd 处理浓度为 $180 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时, 根长达最小, 为 6.23 cm, 比对照 (13.70 cm) 降低了 54.26%, 两者差异性显著 ($P < 0.05$)。

紫苏地上部生物量(y)随着 Cd 处理浓度(x)的升高总体上呈指数变化(图 2):

$$y = 0.261e^{-0.005x} \quad r = 0.964 \quad P < 0.001$$

在 $T_6(180 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1})$ 时, 达最小, 为 0.11 g, 比对照降低了 58.22%。各处理下植物地上部生物量差异性均不显著 ($P > 0.05$)。

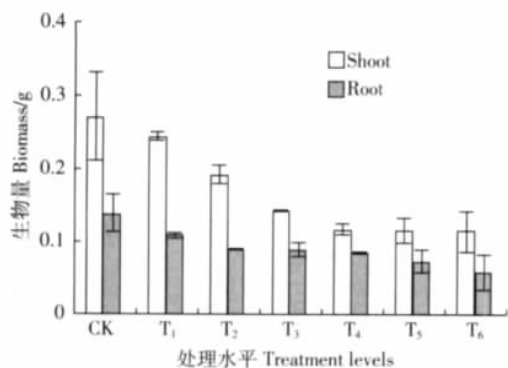


图 2 不同浓度 Cd 处理紫苏地上部生物量、根部生物量

Figure 2 Biomass of shoot and root of *Perilla frutescens* (L.) Britt. in treatment levels of Cd

紫苏根部生物量(y)随着 Cd 处理浓度(x)升高总体上呈指数变化(图 2):

$$y = 0.130e^{-0.004x} \quad r = 0.957 \quad P < 0.01$$

在 $T_6(120 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1})$ 时达最小, 为 0.06 g, 比对照降低了 37.53%。

2.2 Cu 对紫苏生长的影响

紫苏株高(y)随着 Cu 处理浓度(x)的升高总体上呈二次多项式变化(图 3):

$$y = -3.8E-006x^2 + 0.005x + 16.512 \quad r = 0.923 \quad P < 0.05$$

当 Cu 处理浓度为 $900 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时, 株高达最大, 为 19.27 cm, 比对照增加了 14.91%。在 $T_6(1500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1})$ 时, 株高达最低, 为 14.27 cm。各处理下植物株高差异性均不显著 ($P > 0.05$)。

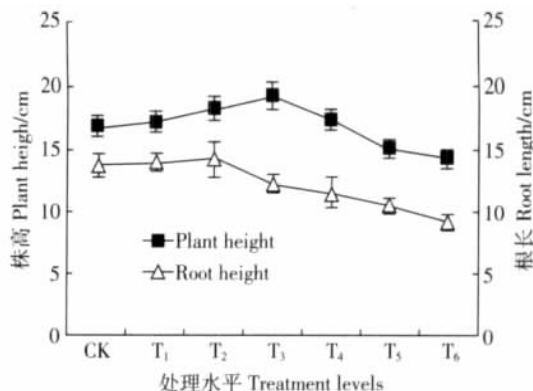


图 3 不同浓度 Cu 处理下紫苏株高、根长

Figure 3 Root length and plant height of *Perilla frutescens* (L.) Britt. in treatment levels of Cu

紫苏根长(y)随着 Cu 处理浓度(x)的升高总体上呈指数变化(图 3):

$$y = 14.880e^{-0.0003x} \quad r = 0.933 \quad P < 0.01$$

在 $T_2(600 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1})$ 时, 根长达最大, 为 14.26 cm。在 $T_6(1800 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1})$ 时, 根长达最小, 为 9.28 cm, 与对照差异极显著 ($P < 0.01$)。

紫苏地上部生物量(y)随着 Cu 处理浓度(x)的升高总体上呈线性减小(图 4):

$$y = -6.0E-005x + 0.279 \quad r = 0.987 \quad P < 0.001$$

当 Cu 处理浓度为 $1800 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时, 达最低, 为 0.168 g, 比对照降低了 38.17%。

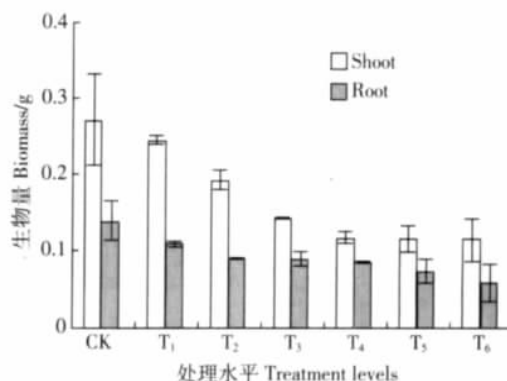


图 4 不同浓度 Cu 处理下紫苏地上部生物量、根部生物量

Figure 4 Biomass of shoot and root of *Perilla frutescens* (L.) Britt. in treatment levels of Cu

紫苏根部生物量(y)随着 Cu 处理浓度(x)的升高总体上呈线性减小(图 4):

$$y = -3.7E-005x + 0.160x \quad r = 0.869 \quad P < 0.05$$

当 Cu 处理浓度为 $600 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时, 根部生物量达最大, 为 0.16 g, 比对照增加了 17.35%, 两者差异性显著 ($P < 0.05$)。这可能是由于植物在低浓度铜的胁迫下

应激产生保护作用,通过加速生理生化活动,产生大量的代谢产物,同金属络合来解毒,从而导致其生物量增加^[17]。

2.3 植物地上部和根部 Cd 含量

地上部、根部 Cd 平均含量分别为 181.86、327.76 mg·kg⁻¹, 分别是超富积植物临界含量标准 (100 mg·kg⁻¹) 的近 2 倍与 3 倍以上(图 5)。紫苏地上部 Cd 含量(y)随 Cd 处理浓度(x)的升高呈线性增加:

$$y=2.077x-5.108 \quad r=0.961 \quad P<0.01$$

在 Cd 浓度为 180 mg·kg⁻¹ 时,地上部 Cd 含量达到最大,为 331.51 mg·kg⁻¹,是对照的 55.5 倍,极显著大于对照(P<0.01)。在 T₃(90 mg·kg⁻¹)时,地上部 Cd 含量为 158.51 mg·kg⁻¹,超过临界含量标准,极显著大于对照(P<0.01)。当处理浓度 ≥ 120 mg·kg⁻¹ 时,地上部 Cd 含量增加缓慢,趋于稳定。

紫苏根部 Cd 含量(y)随 Cd 处理浓度(x)的升高呈指数变化:

$$y=12.609e^{0.026x} \quad r=0.920 \quad P<0.01$$

在 Cd 浓度为 180 mg·kg⁻¹ 时,根部 Cd 含量达到最大,为 991.14 mg·kg⁻¹,是对照的近 174 倍,差异达极显著(P<0.01)。这可能是紫苏已适应高浓度的生长环境。分析结果表明,紫苏对土壤中的 Cd 有较强的富集能力。

2.4 植物地上部和根部 Cu 含量

紫苏地上部 Cu 含量(y)随 Cu 处理浓度(x)的升高呈线性增加(图 6):

$$y=22.429x+0.122 \quad r=0.960 \quad P<0.01$$

在 Cu 浓度为 1 800 mg·kg⁻¹ 时,地上部 Cu 含量达最大,为 228.65 mg·kg⁻¹,比对照增加了 5 倍,差异性极显著(P<0.01)。T₃(900 mg·kg⁻¹)比 T₂(600 mg·kg⁻¹)地上部 Cu 含量增加了 1.5 倍,在此之后,地上部 Cu

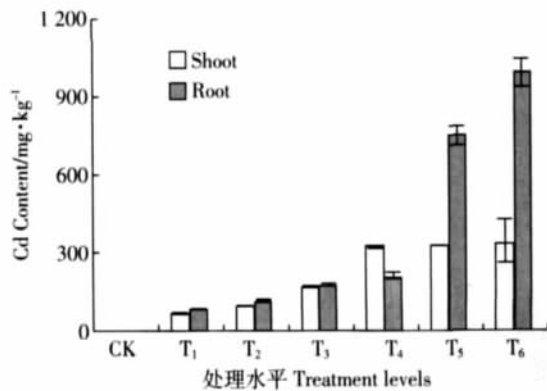


图 5 植物地上部和根部 Cd 含量

Figure 5 Cd content in shoots and roots of *Perilla frutescens* (L.) Britt.

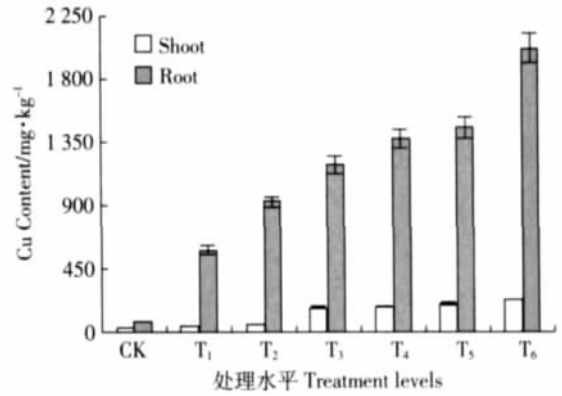


图 6 植物地上部和根部 Cu 含量

Figure 6 Cu content in shoots and roots of *Perilla frutescens* (L.) Britt.

含量(y)随 Cu 处理浓度(x)的升高增加缓慢。

紫苏根部 Cu 含量(y)随 Cu 处理浓度(x)的升高呈线性增加(图 6):

$$y=221.837x-0.963 \quad r=0.977 \quad P<0.001$$

T₆(1 800 mg·kg⁻¹)时,根部 Cu 含量均达到最大,为 2 030.63 mg·kg⁻¹,比对照增加了 30 倍,差异性均极显著(P<0.01)。在 T₃(900 mg·kg⁻¹)时,根部 Cu 含量为 1 200.12 mg·kg⁻¹,超过超富积植物的临界含量标准(1 000 mg·kg⁻¹)。T₆(1 800 mg·kg⁻¹)与 T₅(1 500 mg·kg⁻¹)相比,根部 Cu 含量增加 581.17 mg·kg⁻¹,两者差异性极显著(P<0.01)。

2.5 植物地上部和根部 Cd 富集量

重金属富集量是用以评价植物修复重金属污染土壤潜力的指标(富集量=植物重金属含量×生物量)。紫苏地上部 Cd 富集量(y)随 Cd 处理浓度(x)的升高呈线性增加(表 2):

表 2 植物地上部和根部 Cd、Cu 富集量(μg·plant⁻¹)

Table 2 Cd and Cu accumulation of shoot and root of *Perilla frutescens* (L.) Britt. (μg·plant⁻¹)

处理水平 Treatment levels	Cd 富集量 Cd accumulation		Cu 富集量 Cu accumulation	
	地上部 shoot	根部 root	地上部 shoot	根部 root
CK	0.79±0.77 d	0.65±0.54 b	7.85±5.51 c	9.55±6.08 c
T ₁	12.47±11.09 c	8.03±1.15 b	11.03±6.42 c	92.42±14.33 b
T ₂	18.82±6.19 bc	9.82±7.56 b	16.75±1.56 b	148.54±41.84 ab
T ₃	24.35±1.29 bc	9.10±6.56 b	37.94±15.67 a	142.31±64.18 ab
T ₄	35.94±2.41 b	17.79±10.58 b	31.52±4.06 ab	131.85±2.46 ab
T ₅	56.72±16.02 a	54.07±10.46 a	38.53±7.16 a	143.59±53.57 ab
T ₆	66.70±3.98 a	57.07±23.49 a	36.52±5.07 a	174.38±3.67 a

注:平均值±标准差 a、b、c 表示 P<0.05 水平上的差异显著。

Note: values are mean±SD, the values followed by different small letter are significantly different at P<0.05.

$$y=0.361x-1.675 \quad r=0.982 \quad P<0.001$$

当 Cd 浓度为 $180 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 地上部 Cd 富集量达最大, 为 $66.70 \mu\text{g} \cdot \text{plant}^{-1}$, 比对照增加了 83 倍, 与对照差异性极显著 ($P<0.01$)。

紫苏根部 Cd 富集量(y)随 Cd 处理浓度(x)的升高呈指数变化(表 2):

$$y=1.692e^{0.021x} \quad r=0.913 \quad P<0.01$$

当 Cd 浓度为 $180 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 根部 Cd 富集量达最大, 为 $57.07 \mu\text{g} \cdot \text{plant}^{-1}$, 比对照增加了 87 倍, 与对照差异性极显著 ($P<0.01$)。

2.6 植物地上部和根部 Cu 富集量

紫苏地上部 Cu 富集量(y)随 Cu 处理浓度(x)的升高总体上呈指数变化(表 2):

$$y=9.564e^{0.001x} \quad r=0.906 \quad P<0.01$$

在 T_5 ($1500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 时, 地上部 Cu 富集量达最大, 为 $38.53 \mu\text{g} \cdot \text{plant}^{-1}$, 比对照增加了 4 倍, 两者差异性极显著 ($P<0.01$)。在 T_4 ($1200 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 时, 地上部 Cu 富集量为 $31.52 \mu\text{g} \cdot \text{plant}^{-1}$, 比 T_3 ($900 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 下降了 16.92%。

紫苏根部 Cu 富集量(y)随 Cu 处理浓度(x)的升高呈线性增加(表 2):

$$y=0.069x+58.219 \quad r=0.819 \quad P<0.05$$

在 T_6 ($1800 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 时, 根部 Cu 富集量达最大, 为 $174.38 \mu\text{g} \cdot \text{plant}^{-1}$, 比对照增加了 17 倍, 两者差异性极显著 ($P<0.01$)。

2.7 富集系数与迁移系数

富集系数是反映植物将重金属吸收转移到体内能力大小的指标, 富集系数越高, 表明植物体内重金属富集浓度越大。富集系数(BCF)=植物中某种元素含量/土壤中这种元素的含量^[7, 8]。

Cd 富集系数都大于 1, 满足超富集植物富集系数大于 1 的要求(表 3)。Cd 富集系数(y)随 Cd 处理浓度(x)的升高呈指数变化:

$$y=10.179e^{-0.009x} \quad r=0.913 \quad P<0.01$$

在 T_6 ($180 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 时, Cd 富集系数达最低, 为 2.59, 仍高于普通植物富集系数 0.04 的标准, 极显著大于对照 ($P<0.01$)。在 Cu 处理下, 除 CK 外, Cu 富集系数均小于 1, 随着 Cu 浓度增加, 呈现先增后减的趋势。Cu 浓度在 $300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, Cu 富集系数达最低, 为 0.12, 比对照降低了 90.32%, 但仍极显著大于对照 ($P<0.01$)。

迁移系数(TF)是植物地上部和根部重金属含量的比值, 可以体现植物从根部向地上部运输重金属的

表 3 不同处理水平下紫苏富集系数与迁移系数

Table 3 Bioconcentration factor(BCF) and translocation factor (TF) of treatment levels of *Perilla frutescens*(L.) Britt.

处理水平 Treatment levels	富集系数 BCF		迁移系数 TF	
	Cd	Cu	Cd	Cu
CK	15.42±1.12 a	1.24±0.16 a	0.73±0.04 b	0.56±0.12 a
T ₁	5.54±1.27 b	0.12±0.01 c	0.77±0.26 b	0.07±0.01 b
T ₂	6.00±0.59 b	0.16±0.02 c	0.77±0.04 b	0.07±0.00 c
T ₃	3.69±0.16 c	0.32±0.06 b	0.81±0.04 b	0.14±0.01 b
T ₄	3.39±0.13 c	0.19±0.00 b	1.44±0.39 a	0.13±0.01 b
T ₅	2.64±0.15 c	0.16±0.02 c	0.44±0.08 b	0.14±0.01 b
T ₆	2.59±0.06 c	0.14±0.00 c	0.35±0.03 c	0.11±0.00 b

注: 平均值±标准差, a、b、c 表示 $P<0.05$ 水平上的差异显著。

Note: values are mean±SD, the values followed by different small letter are significantly different at $P<0.05$.

能力, 也能反映出 Cd、Cu 在植物内的分布情况^[7]。Cd 迁移系数随着浓度的增加呈现先增后减的趋势(表 3)。在 T_4 ($120 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 时, Cd 迁移系数达最大, 为 1.44, 比对照增加了 97.26%, 两者差异性极显著 ($P<0.01$)。当 Cd 浓度 $\leq 120 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, Cd 迁移系数接近 1。在 T_6 ($180 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 时, Cd 迁移系数达最低, 为 0.35, 比对照降低了 52.05%。不同 Cu 浓度处理下, Cu 迁移系数都小于 1。在 T_2 ($600 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 时, Cu 迁移系数达最小, 为 0.07, 比对照降低了 87.50%, 两者差异性均极显著 ($P<0.01$)。当 Cu 浓度 $\geq 600 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, Cu 迁移系数趋于稳定。

3 结论与讨论

(1) 重金属 Cd 和 Cu 的胁迫会抑制大部分植物生长, 并降低其生物量^[9]。但本试验表明, 在 Cd 处理浓度为 $\leq 60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 或 Cu 处理浓度为 $\leq 600 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 紫苏株高和根长随两种重金属处理浓度的增大而增加或减少不明显, 直到 Cd、Cu 处理浓度分别为 90 和 $900 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 植株才表现出受损症状。这表明该植物对 Cd、Cu 胁迫有一定的耐性, 但其耐性机理有待进一步研究。

(2) 紫苏对 Cd 表现出较强的富集能力, 但对 Cu 的富集较弱。植株地上部对 Cd、Cu 富集分别占植株总富集量的 51.20%~72.80% 和 10.13%~45.11%, 且其最大富集量分别为 66.70 和 $38.53 \mu\text{g} \cdot \text{plant}^{-1}$ 。将两种重金属的最大富集量、富集系数和迁移系数综合分析, 该植物是一种具有较强镉富集能力, 但铜富集能力较弱的植物。

综上所述, 紫苏是一种可用于 Cd、Cu 污染土壤

修复的植物。

参考文献：

- [1] Demidchik V, Sokolik A, Yurin V. The effect of Cu^{2+} on ion transport systems of the plant cell plasmalemma[J]. *Plant Physiol*, 1997, 114 :1313-1325.
- [2] Ye Hai-bo, Yang Xiao-E, He Bing, et al. Growth response and metal accumulation of *Sedum alfredii* to Cd/Zn complex-pollution levels[J]. *Acta Botanica Sinica*, 2003, 45(9) :1030-1036.
- [3] Hammer D, Keller C. Changes in the rhizosphere of metal-accumulating plants evidenced by chemical extractants[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2002, 31(5) :1561-1569.
- [4] Niu Zhi-xin, Sun Li-na, Sun Tie-heng, et al. Evaluation of phytoextracting cadmium and lead by sunflower, ricinus, alfalfa and mustard in hydroponic culture[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2007, 19(8) :961-967.
- [5] Kubota H, Takenaka C. *Arabis gemmifera* is a hyperaccumulator of Cd and Zn[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2003, 5(3) :197-201.
- [6] 刘小梅, 吴启堂, 李秉滔. 超富集植物治理重金属污染土壤研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(5) :636-640.
LIU Xiao-mei, WU Qi-tang, LI Bing-tao. Phytoremediation of heavy metal contaminated soil by hyper-accumulators a review of researches in China and abroad[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2003, 22(5) :636-640.
- [7] 李玉双, 孙丽娜, 孙铁珩, 等. 超富集植物叶用红苜蓿(*Beta vulgaris* var. *ciela* L.)及其对 Cd 的富集特征[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(4) :1386-1389.
LI Yu-shuang, SUN Li-na, SUN Tie-heng, et al. Cadmium hyperaccumulator *Beta vulgaris* var. *ciela* L. and its accumulating characteristics[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(4) :1386-1389.
- [8] Wang A S, Scott Angle J, Chaney R L, et al. Changes in soil biological under reduced soil pH during *Thlaspi caerulescens* phytoextraction[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38(6) :1451-1461.
- [9] Dahmani-Muller H, Van Oort F, Gelie B, et al. Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter [J]. *Environ Pollu*, 2000, 109(2) :231-238.
- [10] Lombi E, Zhao F J, Dunham S J, et al. Cadmium accumulation in populations of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi goesingense*[J]. *New Phytologist*, 2000, 145 :11-20.
- [11] 刘 威, 束文圣, 蓝崇钰. 宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)——一种新的镉超富集植物[J]. 科学通报, 2006, 48(19) :2046-2049.
LIU Wei, SHU Wen-sheng, LAN Chong-yu. A plant that hyperaccumulates cadmium[J]. *Chinese Sci Bull*, 2006, 48(19) :2046-2049.
- [12] 薛生国, 叶 晟, 周 菲, 等. 镉超富集植物垂序商陆(*Phytolacca Americana* L.)的认定[J]. 生态学报, 2008, 28(12) :6344-6347.
XUE Sheng-guo, YE Sheng, ZHOU Fei, et al. Identify of *Phytolacca Americana* L. (Phytolaccaceae) Pokeweed a manganese hyperaccumulator plant[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(12) :6344-6347.
- [13] 张学洪, 陈 俊, 李海翔, 等. 镉超富集植物李氏禾对铜的富集特征研究[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(2) :521-524.
ZHANG Xue-hong, CHEN Jun, LI Hai-xiang, et al. Characteristics of copper uptake by Cr-hyperaccumulator *Leersia Hexandra* Swartz[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(2) :521-524.
- [14] 柯文山, 熊治廷, 柯世省, 等. 两个海州香薷种群根对 Cu 的吸收及 Cu 诱导的 ATP 酶活性差异[J]. 环境科学学报, 2007, 27(7) :1214-1221.
KE Wen-shan, XIONG Zhi-ting, KE Shi-xing, et al. Differences of Cu accumulation and Cu-induced ATPase activities in the roots of Cu and control *Elsholtzia haichowensis* populations[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2007, 27(7) :1214-1221.
- [15] 曹德菊, 王光宇, 汪 琰, 等. 安徽铜陵矿区优势植物的重金属富集特性研究[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(6) :1079-1082.
CAO De-ju, WANG Guang-yu, WANG Yan, et al. Accumulation of heavy metals in dominant plants growing on mineral areas in Anhui Tongling[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(6) :1079-1082.
- [16] 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.
- [17] 戴文娇, 宁 平, 刘晓海, 等. 类芦对铅的耐性及富集能力探讨[J]. 环境工程学报, 2008, 2(7) :1004-1008.
DAI Wen-jiao, NING Ping, LIU Xiao-hai, et al. Tolerance and accumulation of *Neyraudia reynaudiana* for Pb[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2008, 2(7) :1004-1008.
- [18] Ouyang Y. Phytoremediation modeling plant uptake and contaminant transport in the soil-plant-atmosphere continuum[J]. *Journal of Hydrology*, 2002, 266 :66-82.
- [19] 于方明, 仇荣亮, 周小勇, 等. 镉对超富集植物圆锥南芥氮素代谢的影响研究[J]. 土壤学报, 2008, 45(3) :498-502.
YU Fang-ming, QIU Rong-liang, ZHOU Xiao-yong, et al. Effects of cadmium on activities of key nitrogen metabolism enzymes in leaves of *Arabis Paniculata* franch[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(3) :498-502.