

不同铜污染土壤上海州香薷生长及铜吸收动态^①李 宁^{1,2}, 吴龙华², 李法云¹, 骆永明^{2*}

(1 辽宁大学资源与环境科学学院, 沈阳 110036;

2 中国科学院南京土壤研究所土壤与环境生物修复研究中心, 南京 210008)

摘 要: 盆栽试验表明, 生长期中海州香薷植物体内 Cu 含量呈现 2 个随着不同处理中 Cu 浓度的提高而斜率递增的阶段; 海州香薷植株内 Cu 含量对外界 Cu 浓度的响应曲线以 200 mg/kg 为转折点, 当 Cu 浓度 > 200 mg/kg 时曲线斜率显著增加。在开花初期, Cu 400 处理污染土壤中 Cu 清除量达到最大值 27.2 mg/盆, 其污染土壤重金属去除率仅为 1.30%。而盛花期, 各处理污染土壤中海州香薷植物体内 Cu 含量均明显高于开花初期, Cu 400 处理污染土壤中 Cu 清除量达到最大值 143 mg/盆, 其污染土壤重金属去除率达 6.85%, 与开花初期差异显著 ($p < 0.05$)。

关键词: 海州香薷; Cu; 生育期; 吸收

中图分类号: X173

海州香薷是铜矿的指示植物。目前, 海州香薷在环境污染治理、矿区植被恢复、植物找矿等方面已有较多研究^[1]。李华等^[2]对海州香薷的生理生化特性进行了进一步研究, 认为该种植物对 Cu 有很强的耐性, 植物体内 Cu 含量与介质中 Cu 浓度呈正相关; Tang 等^[3]开展的海州香薷水培试验发现其地上部可以积累 Cu 超过 1000 mg/kg, 认为该植物对 Cu 具有极强的富集性和耐性; Lou 等^[4]在研究海州香薷 Cu 耐性机理时发现 3 个蛋白质峰, 这些蛋白可能在植物对 Cu 的耐性中起到一定的作用。但有关海州香薷在不同 Cu 污染特征下植物生长及其 Cu 吸收动态变化规律的研究报道较少。

本试验选用海州香薷作为研究对象, 采集 Cu 单一污染土壤、复合污染土壤及未污染土壤, 对未污染土壤外加不同浓度的 Cu, 进行盆栽试验, 了

解修复植物海州香薷在 Cu 不同污染状况土壤中的生长及重金属吸收特性, 以期为重污染土壤植物修复及其调控提供依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

未污染土壤、单一 Cu 污染土壤和复合污染土壤均采自浙江省杭州郊区, 土壤具有相同的母质来源。供试土壤基本理化性质见表 1。

1.2 供试植物

海州香薷种子采自安徽铜陵矿区。

1.3 试验设计与实施

试验共设 6 个处理, 每处理 16 次重复, 分 4 个收获期收获, 共计 96 个盆钵。处理如下: ①未污染土壤对照 (CK); ②单一 Cu 污染土壤 (Cu); ③外

表 1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Physical-chemical properties of soils tested

污染特征	pH	有机 C (g/kg)	全量养分 (g/kg)			有效态养分 (mg/kg)			重金属全量 (mg/kg)		
			N	P	K	碱解 N	速效 P	速效 K	Cu	Zn	Pb
未污染	6.48	26.8	1.24	0.653	16.9	152	15.4	137	22.6	66.9	10.1
单一 Cu 污染	5.41	35.1	0.94	0.846	13.8	136	16.1	102	1387	143	35.1
复合污染	7.82	25.8	1.35	0.621	12.4	148	12.7	91.6	394	1068	232

① 基金项目: 国家自然科学基金重点项目 (40432005)、国家重点基础研究发展规划项目 (2002CB410809) 和中国科学院知识创新项目 (KZCX3-SW-429, CXTD- Z2005-4) 共同资助。

* 通讯作者 (ymluo@issas.ac.cn)

作者简介: 李宁 (1980—), 男, 辽宁沈阳人, 硕士研究生, 主要从事污染土壤修复植物处置与资源化利用研究。E-mail: ningli@issas.ac.cn

源投加 Cu 100 mg/kg (Cu100); ④外源投加 Cu 200 mg/kg (Cu200); ⑤外源投加 Cu 400 mg/kg (Cu400); ⑥复合污染土壤 (comb.)。外源 Cu 以 $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 形式投加, 老化 3 周后播种。

盆栽试验采用塑料盆, 其上缘直径 15 cm, 底面直径 11 cm, 高 14 cm, 每盆装土 1.3 kg (烘干重)。基肥施用量如下: $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ 1 g/盆、 KH_2PO_4 1 g/盆。每盆种植催芽海州香薷种子 10 粒, 生长 1 个月后定苗 4 株。生长期间, 每天浇去离子水保持水份。海州香薷共生长 6 个月, 2005 年 4 月 28 日播种, 分别于 7 月 28 日、8 月 28 日、9 月 28 日、10 月 28 日收获不同生长期的海州香薷样品, 进行生物量和重金属 Cu 含量的测定, 以探寻其生长及 Cu 吸收动态规律。

2 结果与讨论

2.1 海州香薷毒害症状及原因分析

单一 Cu 污染土壤处理中海州香薷在生长初期大量死亡, 具体表现为出现叶片脉间失绿, 是 Cu 毒害的典型症状。海州香薷叶片中叶绿素含量下降的可能原因包括: ① 高浓度 Cu 抑制光合电子传递^[5]; ② 破坏叶绿体质膜^[6-7]; ③ 通过直接抑制某个酶促反应步骤或通过间接诱导缺 Fe 来抑制叶绿素合成^[4]。对比前人的这些研究结果可以看出, 不同植物的叶绿素含量对 Cu 的敏感程度相差很大。Cu 毒害导致脉间失绿与植物缺 Fe 症状非常相似, 这是因为过量的 Cu 可诱导植物缺 Fe^[8-9]。产生这种现象可能是由于土壤中 Cu 有效态含量较高所致; 同时, 该土壤 pH 较低, 由于酸性较强的环境可能对海州香薷幼苗的根系细胞产生严重的毒害作用, 使其不能进行正常的新陈代谢, 从而使其向地上部的营养运输过程受阻^[10-12], 这也可能是海州香薷致死的原因。

2.2 不同生长期海州香薷生物量变化

植物生长发育是植物进行各种生理生化变化的一个综合表现, 高等植物个体的生长发育包括种子萌发、幼苗生长、开花结实和衰老死亡等几个阶段。海州香薷生长初期, 根系不发达, 吸收水和无机盐的能力差; 叶片小而少, 光合强度弱, 合成的有机物少, 因而生长速度慢。当生长期为 3 个月时, Cu 400 处理与 Comb. 处理的生物量差异显著 ($p < 0.05$), 但生长缓慢, Cu400 处理的生物量仅为 134 g/盆, Comb. 处理的生物量最大为 238 g/盆 (图 1)。

生长中期, 根系逐渐发达, 吸收能力增强; 叶面积增大, 光合效率增强, 有机物合成增加, 各器官生长速度加快, 其体内纤维素含量越来越高, 促使其生物量呈现相同的变化趋势。当生长期为 6 个月的盛花期时, Cu 200 处理生物量达到最大, 为 1300 g/盆; Comb. 处理生物量最低, 为 1164 g/盆 (图 1)。盛花期过后, 植株逐渐衰老, 根系吸收能力下降甚至停止, 叶片开始脱落, 叶面积减少, 有机物合成量减少, 生长减缓。

2.3 不同生长期海州香薷 Cu 含量动态变化

无论是在开花初期还是盛花期, 海州香薷植物体内 Cu、Zn 含量随土壤重金属含量的变化而发生变化, 呈显著正相关。海州香薷与多种修复植物对土壤中重金属都表现出相同的特性^[13-14]。整个培养期内, 海州香薷地上部 Cu 浓度呈现 2 个随着处理 Cu 浓度的提高而斜率递增的阶段 (图 2)。

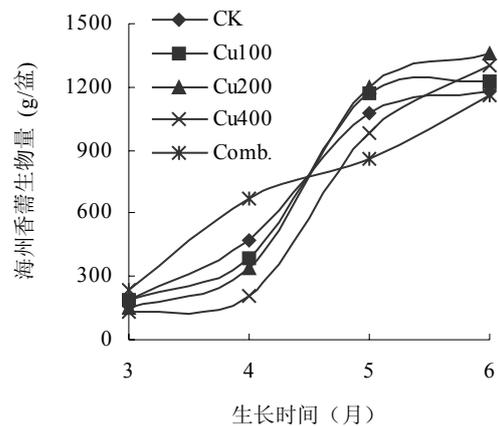


图 1 不同生长期海州香薷生物量变化

Fig. 1 Plant biomass dynamics of *Elsholtzia Splendens* at different growth stages

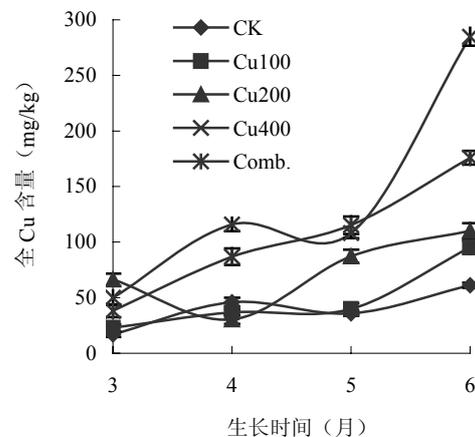


图 2 不同生长期海州香薷地上部 Cu 含量动态

Fig. 2 Cu concentrations in shoot of *Elsholtzia Splendens* at different growth stages

当生长期为 3~4 个月时, 海州香薷地上部 Cu 含量随土壤中 Cu 浓度提高而增加的速率较慢。当生长期为 5~6 个月时, 海州香薷 Cu 含量则迅速增加。土壤外加 Cu 浓度从 100 mg/kg 提高到 200 mg/kg, Cu100 处理和 Cu200 处理海州香薷 Cu 含量分别达到了 95.3 mg/kg 和 110 mg/kg; 而当土壤中 Cu 浓度从 200 mg/kg 提高到 400 mg/kg 时, Cu200 处理和 Cu400 处理海州香薷地上部 Cu 含量分别为 110 mg/kg 和 285 mg/kg, 呈现出显著差异 ($p < 0.05$)。

盛花期海州香薷植株内 Cu 含量对外界 Cu 浓度的响应曲线以 200 mg/kg 为转折点, 当 Cu 浓度 > 200 mg/kg 时曲线斜率显著增加, 海州香薷植物体内 Cu 含量增加了 2 倍多 (图 3)。Cu 含量增加可能是自根系转运到地上部的 Cu 量增加和地上部生物量下降的共同结果。但同期根系活力并未发生明显变化, 这可能是因为 Cu 能够取代大多数根细胞壁交换位点上的其他阳离子并强烈结合在根细胞的质外体中^[15], 因而减少了 Cu 对根细胞新陈代谢过程的毒害。

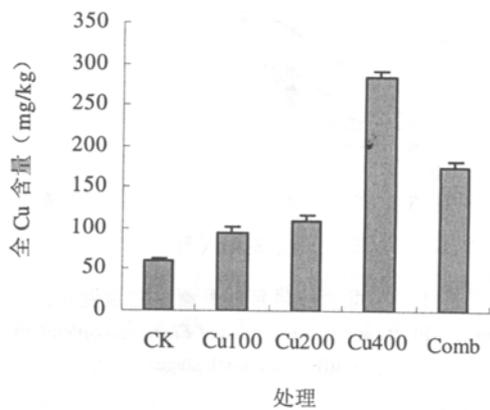


图 3 盛花期海州香薷植物体内 Cu 含量

Fig. 3 Cu concentrations in plant of *Elsholtzia splendens* at flowering stage

从 Cu200 处理到 Cu400 处理, 海州香薷 Cu 含量迅速增加 (图 3)。其主要原因可能是: 根系干重显著增加的同时, 外界 Cu 浓度又大幅上升, 因而导致吸着于根系上的 Cu 含量相对增加。Comb. 处理由于复合污染土壤 Cu、Pb、Zn 等重金属离子之间的交互作用, 及土壤较高的 pH, 使其植株内全 Cu 含量仅为 176 mg/kg, 与 Cu400 处理呈显著差异 ($p < 0.05$); 各处理组海州香薷无论是生物量还是 Cu 含量与 CK 相比差异显著 ($p < 0.05$), 说明适量的 Cu 可能促进了海州香薷的生长。

海州香薷无论是在开花初期还是盛花期 (生长期为 6 个月), 均可对土壤中的 Cu 有一定的去除作用 (图 4)。在开花初期, 各处理污染土壤中 Cu 能够被海州香薷蓄积在根、茎、叶各个部位。其中, Cu400 处理污染土壤中 Cu 清除量达到最大值 27.2 mg/盆, 其污染土壤重金属去除率仅为 1.30%。

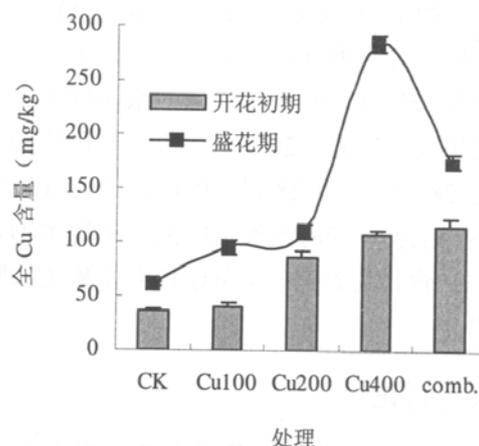


图 4 不同生长期海州香薷 Cu 去除能力比较

Fig. 4 Cu extraction amount of *Elsholtzia splendens* at different growth stages

然而, 海州香薷在盛花期各处理污染土壤中 Cu 清除量均明显高于开花初期, Cu400 处理污染土壤中 Cu 清除量达到最大值 143 mg/盆, 其污染土壤重金属去除率与开花初期差异显著 ($p < 0.05$), 其值为 6.85%。除此之外, 与开花初期相比较, 海州香薷在盛花期具有更大的生物量 (图 1); 同时, 盛花期海州香薷体内达到了最大的重金属积累量 (图 4), 因此, 盛花期是收获海州香薷的最佳时间。

3 小结

(1) 单一 Cu 污染条件下, 因土壤 Cu 污染程度较高及 pH 较低, 海州香薷不能正常生长。在进行土壤 Cu 污染植物修复时不仅要考虑污染程度, 且应注意影响植物生长的其他土壤性质;

(2) 外源添加污染 Cu, 当生长期为 3~4 个月时, 海州香薷地上部 Cu 含量随土壤中 Cu 浓度提高而增加的速率较慢。当生长期为 5~6 个月时, 海州香薷地上部 Cu 含量迅速增加。海州香薷植株内 Cu 含量对外界 Cu 浓度的响应曲线以 200 mg/kg 为转折点, 当 Cu 浓度 > 200 mg/kg 时曲线斜率显著增加。

(3) 在开花初期, Cu400 处理污染土壤中 Cu 清除量达到最大值 27.2 mg/盆, 其污染土壤重金属

去除率仅为 1.30%。而盛花期, 其清除量达到最大值 143 mg/盆, 其污染土壤重金属去除率达 6.85%, 与开花初期比较差异显著 ($p < 0.05$)。海州香薷在盛花期不仅体内含有较高浓度的 Cu, 还具有较大的生物量, 因此, 盛花期是收获海州香薷的最佳时间。

参考文献:

- [1] 谢学锦, 徐邦梁. 铜矿指示植物海州香薷. 地质学报, 1953, 32 (4): 360-368
- [2] 李华, 骆永明, 宋静. 不同铜水平下海州香薷的生理特性和铜积累研究. 土壤, 2002, 34(4): 225-228
- [3] Tang SR, Wilke BM, Brooks RR. Heavy metal uptake by metal-tolerant *Elsholtzia splendens* and *Commelia communis* from China. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2001, 32 (5/6): 895-905
- [4] Lou LQ, Shen ZG, Li XD. The copper tolerance mechanisms of *Elsholtzia splendens*, a plant from copper-enriched soils. Environmental and Experimental Botany, 2004, 51: 111-120
- [5] Bohner H, Bohme H, Boger P. Reciprocal formation of cytochrome C-553 and the influence of cupric ions on photosynthetic electron transport. Biochemical and Biophysical, 1980, 592: 103-112
- [6] Sandmann G, Boger P. Copper-mediated lipid peroxidation processes in photo-synthetic membranes. Plant Physiology, 1980, 66: 797-800
- [7] Baszynski T, Tukendorf M, Ruszkowska M, Skorzynska E, Maksymiec M. Characteristics of the photosynthetic apparatus of copper non-tolerant spinach exposed to excess copper. J. Plant Physiology, 1988, 132: 708-713
- [8] van Assche F, Clijsters H. Effect of metal on enzyme activity in plants. Plant Cell and Environment, 1990, 13: 195-206
- [9] Hewitt EJ. The effects of mineral deficiencies and excesses on growth and composition// Late Bould C, Hewitt EJ, Needham P, Robinson, JBD. Diagnosis of Mineral Disorders in Plants, Vol. I. Principals. London: HMSO, 1983: 54-110
- [10] 孙琴, 王晓蓉, 丁士明. 超积累植物吸收重金属的根际效应研究进展. 生态学杂志, 2005, 24 (1): 30-36
- [11] 孙波, 骆永明. 超积累植物吸收重金属机理的研究进展. 土壤, 1999 (3): 113-119
- [12] 杨肖娥, 龙新宪, 倪吾钟. 超积累植物吸收重金属的生理及分子机制. 植物营养与肥料学报, 2002, 8 (1): 8-15
- [13] Denny HJ, Wilkins DA. Zinc tolerance in *Betula* spp.: Effect of external concentration of zinc on growth and uptake. New phytologist, 1987, 106: 517-524
- [14] Poschenrieder C, Bech J, Llugany M, Pace A, Fenés E, Barceló J. Copper in plant species in a copper gradient in Catalonia (North East Spain) and their potential for phytoremediation. Plant and Soil, 2001, 230: 247-256
- [15] Deiana S, Manunza B, Palma A, Premoli A, Gessa C. Interactions and mobilization of metal ions at the soil-root interface // Gobran GR, Wenzel WW, Lombi E. Trace Elements in the Rhizosphere. Boca Raton Florida: CRC Press, 2001: 127-148

Biomass and Copper Contents of *Elsholtzia Splendens* on Different Copper Contaminated Soils

LI Ning^{1,2}, WU Long-hua², LI Fa-yun¹, LUO Yong-ming²

(1 College of Resources and Environmental Sciences, Liaoning University, Shenyang 110036, China;

2 Soil and Environment Bioremediation Research Centre, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract: Along with the increase of Cu concentrations in different treatments, the Cu content in *Elsholtzia Splendens* Nakai presented two types with different increasing rates during growth stage, and treatment of Cu 200 mg/kg in soil played as a turning point. Plant Cu concentration was positively correlated to soil Cu content when soil Cu concentration was not more than 200 mg/kg. At the early flowering stage, treatment of Cu 400 mg/kg had maximum Cu extraction of 27.2 mg per pot, but its Cu removing rate was only 1.30%. At the blossom stage, plant Cu contents in each treatment were much higher, compared with the early flowering stage. The maximum extraction of Cu reached to 143 mg per pot in the treatment of Cu 400 mg/kg, the removing rate was significantly higher than that at early flowering stage ($p < 0.05$), with the value of 6.85%.

Key words: *Elsholtzia Splendens* Nakai, Cu, Growth stage, Uptake