

铜对伴矿景天生长及锌镉吸收性的影响^①

李柱^{1,2}, 任婧¹, 杨冰凡¹, 王松凤¹, 吴龙华^{1*}, 骆永明¹

(1 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(南京土壤研究所), 南京 210008;

2 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要: 利用植物生长室水培试验和温室土培盆栽试验相结合, 研究了 Cu 对 Zn、Cd 超积累植物伴矿景天生长及 Zn、Cd 吸收性的影响。水培试验结果显示, 0.31 ~ 50 $\mu\text{mol/L}$ Cu 处理 14 天对伴矿景天生长及对 Zn、Cd 吸收性没有显著影响; 但 100 $\mu\text{mol/L}$ Cu 处理显著抑制植物生长, 降低地上部 Zn、Cd 及根中 Cd 浓度, 对根中 Zn 浓度变化没有显著影响。盆栽试验结果发现, 在土壤 Cu 仅为 3.61 mg/kg 时伴矿景天生长不良, 外加 Cu 显著促进其生长并随 Cu 浓度升高效应增加; 但施用 3 mmol/kg EDDS 和再次外加 250 mg/kg Cu 处理使伴矿景天因体内 Cu 积累量过高而导致明显毒害, 地上部 Cu 最高达 1 068 mg/kg。可见低量 Cu 处理可促进伴矿景天生长, 利于植物对土壤 Zn、Cd 的吸取修复, 但土壤中 Cu 浓度过高将抑制 Zn、Cd 超积累植物的生长, 降低其 Zn、Cd 吸收能力, 在利用该 Zn、Cd 超积累植物修复高 Cu 的 Zn 和 Cd 污染土壤时应采取适当措施降低 Cu 毒害效应。

关键词: 伴矿景天; 铜; 生长; 锌镉吸收

中图分类号: X53

铜 (Cu) 是植物生长必需的微量矿质营养, 参与多种生命过程, 在维持植物正常的新陈代谢及生长发育方面具有重要作用^[1], 然适于植物生长的土壤 Cu 浓度范围较小, 一旦介质中 Cu 超过一定水平, 植物生长及生命活动就会受影响甚至死亡^[2]。近年来, 由于含 Cu 工业“三废”排放、金属矿开采、高 Cu 农药与化肥以及高 Cu 有机粪肥的大量施用, 使进入土壤环境中的 Cu 与其他重金属如 Zn、Cd 等形成复合污染^[3-4]。重金属污染土壤的修复技术主要有淋洗、焚烧、填埋、电动修复等, 这些技术治理费用较高^[5-6], 而超积累植物吸取修复因具有治理费用低廉、一般无二次污染及环境友好和可持续发展等优点被普遍接受^[7], 但利用超积累植物修复复合污染土壤时往往会受到土壤中非目标污染元素的影响^[8]。伴矿景天是一种 Zn、Cd 超积累植物^[9], 但在应用伴矿景天修复高 Cu 的 Cd 污染土壤时, 修复植物明显因 Cu 毒害而生长不良。因此, 本文采用水培及土培盆栽试验相结合的方法, 旨在探明 Cu 浓度与伴矿景天生长和 Zn、Cd 吸收性间的相互关系, 并确定植物 Cu 毒害浓度域值及 Cu 毒害的植物生理机制, 以期为重金属复合污染土壤的植物吸取修复

提供理论依据与实践指导。

1 材料与方法

1.1 水培试验

供试伴矿景天采自浙江淳安, 将采回的枝条修剪整齐, 用水洗净后移至调整的 Hoagland 营养液^[10]中预培养。营养液连续通气, 每 4 天更换 1 次。预培养 15 天, 待伴矿景天生根后, 挑选长势良好、大小一致的苗用于水培试验。试验于 2010 年 4—5 月在中国科学院南京土壤研究所植物生长室进行, 其植物生长条件为: 温度 25 $^{\circ}\text{C}$ (光照)/20 $^{\circ}\text{C}$ (黑暗), 相对湿度 65%~70%, 光照时间 14 h, 光强 300 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$ 。试验设置 Cu 处理浓度为 0、5、50、100 $\mu\text{mol/L}$, 以分析纯硫酸铜加入; 各 Cu 处理浓度下 Zn、Cd 的处理浓度相同, 均为 Zn 500 $\mu\text{mol/L}$ 、Cd 50 $\mu\text{mol/L}$, 以分析纯硝酸锌、硝酸镉的形式加入。试验每处理 3 次重复, 每盆营养液 1.6 L, 伴矿景天苗 6 株。

试验处理 14 天后收获伴矿景天, 先将根用自来水冲洗, 再用 20 mmol/L 乙二胺四乙酸二钠交换 30 min, 以解吸根表所吸附的重金属离子, 最后用去离子

①基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向项目 (KSCX2-YW-G053) 和科学技术部国际科技合作项目 (2010DFA92360) 资助。

* 通讯作者 (lhwu@issas.ac.cn)

作者简介: 李柱 (1984—), 男, 安徽长丰人, 硕士研究生, 主要从事土壤重金属污染与修复研究。E-mail: lizhu@issas.ac.cn

水洗净, 吸干根系表面水分, 将样品用不锈钢剪刀分为根、茎、叶3部分, 105℃下杀青30 min, 80℃下烘干, 分别称重, 随后用不锈钢粉碎机粉碎。准确称取约0.25 g样品入消煮管, 加6 ml HNO₃和4 ml HClO₄消化, 原子吸收分光光度计(Varian SpectrAA 220 FS)测定重金属浓度。测定时同时做重复样、试剂空白和标准样(GBW07603)以控制质量, 标样测定值均在给定的误差范围内。

1.2 土培盆栽试验

供试低Cu土壤采自浙江嵊州市甘霖镇, 为砂岩母质发育的湿润砂质新成土。取0~15 cm表层土壤, 风干、过2 mm尼龙筛, 混匀, 备用。土壤pH值为5.43, 土壤有机碳、全量氮、磷、钾分别为5.71、0.50、0.43和22.3 g/kg。供试伴矿景天采自浙江省杭州市郊区课题组试验基地, 采回的枝条经修剪整齐、水培生根并挑选长势一致的试验用苗, 试验前伴矿景天单株重平均0.10 g, 地上部Cu、Cd和Zn浓度分别为22.7、230和4922 mg/kg。

将采回的试验用土等分为3份, 外加Cu处理分别为: ①不加任何重金属(CK); ②外加50 mg/kg Cu(Cu1); ③外加250 mg/kg Cu(Cu2), 按上述设计施用用量向土壤加入Cu(以分析纯硝酸盐形式加入土壤, 并对所有处理用尿素平衡因外加重金属时带入的氮素), 调节土壤含水量至田间最大持水量的70%, 放置老化2个月后再风干、过筛、混匀, 并取样测定土壤实际重金属总量, 结果列于表1, 上述3处理又分为不加乙二胺二琥珀酸三钠(EDDS)和外加EDDS两组处理, 即试验设以下6个处理: ①CK; ②Cu1; ③Cu2; ④CK-E; ⑤Cu1-E; ⑥Cu2-E。试验于中国科学院南京土壤研究所温室内进行, 每盆栽土210 g(烘干基), 移栽伴矿景天一株。每处理4次重复, 每天浇水控制土壤含水量约为田间最大持水量的70%。分别于2010年11月10日、12月10日和2011年2月13日施肥, 每盆每次施分析纯尿素0.086 g和磷酸二氢钾0.057 g。2010年3月7日试验结束前一周施用EDDS, 用量为3 mmol/kg, 以乙二胺二琥珀酸三钠溶液的形式加入土壤, 分2次施入(前后间隔3天)。两次施用后并没有出现明显中毒症状, 因此对处理5、6再次施Cu 250 mg/kg, 3月13日外加硫酸铜, 3月14日结束试验, 收获伴矿景天地上部, 用去离子水洗净、烘干、称重。

准确称取约0.25 g土壤样品, 加14 ml HCl-HNO₃-HClO₄(4:2:1, v/v)消煮后, 用于测定试验前土壤重金属全量。0.10~0.25 g(烘干重)伴矿景天样经6 ml HNO₃和4 ml HClO₄消煮后定容、过滤。

试验结束后土壤鲜样用0.1 mol/L的HCl(土:液比为1:5)提取, 在25℃下恒温振荡2 h, 4 500 r/min离心2 min, 过滤, 同时测定土壤含水量。以上样品均用原子吸收分光光度计(Varian SpectrAA 220 FS)测定重金属浓度。测试过程中外加空白和标样以控制质量, 所用试剂均为分析纯或优级纯。

表1 盆栽试验植物移栽前土壤重金属浓度(mg/kg)

Table 1 Soil heavy metal concentrations before *Sedum plumbizincicola* transplanted of pot experiment

处理	Cu	Cd	Zn
CK	3.61	0.133	42.8
Cu1	50.8	0.098	38.8
Cu2	301	0.12	40.6

1.3 数据分析与处理

所有试验数据用SPSS16.0、Excel2003和Origin8.0软件进行分析作图。

2 结果与分析

2.1 水培试验条件下Cu对伴矿景天生长及Zn、Cd吸收性影响

2.1.1 伴矿景天生长及生物量变化 Cu处理浓度不高于50 μmol/L时伴矿景天均生长正常, 但Cu 100 μmol/L处理3天后植物根系向外分泌白色物质, 叶片暗淡失绿, 处理6天后侧根逐渐腐烂、脱落。

由于Cu处理时间较短, 因此除Cu 100 μmol/L处理茎生物量显著低于5 μmol/L Cu处理外, 其余各处理间根与茎生物量均没有显著差异(表2), 且Cu处理效应主要体现在伴矿景天叶片生物量的变化。100 μmol/L高Cu处理显著地降低了伴矿景天叶片生物量($P<0.05$), 而5、50 μmol/L Cu处理下植物叶片生物量较对照有所增加, 也即低浓度Cu对伴矿景天生长有

表2 不同Cu处理下伴矿景天的生物量

Table 2 *Sedum plumbizincicola* plant biomass under different solution copper concentrations

Cu处理 (μmol/L)	生物量(g/株)		
	叶	茎	根
0.31	0.61 ± 0.11 ab	0.34 ± 0.09 ab	0.22 ± 0.04
5	0.72 ± 0.14 a	0.44 ± 0.08 a	0.30 ± 0.07
50	0.70 ± 0.26 a	0.41 ± 0.11 ab	0.30 ± 0.11
100	0.43 ± 0.03 c	0.27 ± 0.06 b	0.23 ± 0.03

注: 表中同列小写字母不同表示处理间差异显著($P<0.05$), 下同。

一定的促进作用, 但促进作用与对照的差异未达到显著水平 ($P>0.05$)。

2.1.2 伴矿景天体内 Cu、Zn、Cd 浓度变化 伴矿景天根、茎、叶中 Cu 浓度随处理 Cu 浓度的增大不断升高, 从对照到 100 $\mu\text{mol/L}$ Cu 处理, 植物根、茎、叶中 Cu 浓度分别从 26.7、12.7 和 14.0 mg/kg 上升至 1396、96.3 和 81.0 mg/kg (表 3)。伴矿景天根、茎、叶中 Cu 浓度由 Cu 低浓度时 (0.31 ~ 50 $\mu\text{mol/L}$) 的根 > 叶 > 茎, 转变为 100 $\mu\text{mol/L}$ Cu 处理时的根 > 茎 > 叶, 但根中 Cu 浓度远高于叶和茎, 不同 Cu 处理下根中 Cu 浓度为叶和茎中 Cu 浓度的 2 ~ 20 倍。表明当伴矿景天生长于高 Cu 浓度环境中时, 主要通过根系固定 Cu 解毒。

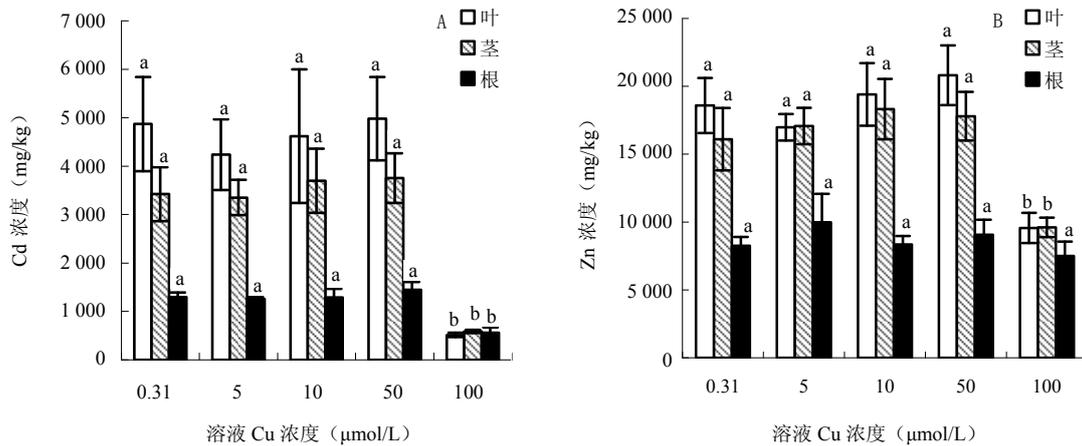
伴矿景天根、茎和叶中 Zn 和 Cd 浓度表现为叶 > 茎 > 根 (图 1)。Cu 处理浓度较低 (0.31 ~ 50 $\mu\text{mol/L}$)

时, 伴矿景天根、茎及叶中 Zn 和 Cd 积累性均没有显著变化。当 Cu 处理浓度达 100 $\mu\text{mol/L}$ 时, Cu 显著降低了根、茎及叶中 Cd 浓度, 也显著抑制了伴矿景天叶和茎的 Zn 富集能力, 但对伴矿景天根中 Zn 浓度没有显著影响 (图 1)。

表 3 不同 Cu 处理下伴矿景天体内 Cu 浓度

Table 3 Cu concentrations in *Sedum plumbizincicola* under different solution copper concentrations

Cu 处理 ($\mu\text{mol/L}$)	植株 Cu 浓度 (mg/kg)		
	叶	茎	根
0.31	14.0 \pm 2.5 d	12.7 \pm 2.4 c	26.7 \pm 2.2 d
5	21.3 \pm 3.8 c	15.6 \pm 2.2 c	75.1 \pm 6.3 c
50	37.1 \pm 7.0 b	30.9 \pm 7.6 b	771 \pm 68 b
100	81.0 \pm 7.7 a	96.3 \pm 24.6 a	1396 \pm 349 a



(植物同一部位重金属浓度上字母不同表示差异显著 ($P<0.05$))

图 1 不同 Cu 处理下伴矿景天体内 Cd (A) 和 Zn (B) 浓度变化

Fig. 1 Cd(A) and Zn(B) concentrations in *Sedum plumbizincicola* under different solution Cu concentrations

2.2 土培条件下 Cu 对伴矿景天生长的影响

2.2.1 伴矿景天生物量变化 施用 EDDS 并没有对伴矿景天生物量增量产生显著影响 (表 4), 这与收获前一周施加 EDDS, 有机络合剂处理时间较短有关。无论 EDDS 施用与否, 各处理间均表现为 Cu₂ 处理使伴矿景天生物量变化最大, 并显著高于其他处理; 外加 50 mg/kg Cu 也促进或显著促进伴矿景天的生长 (表 4)。

在收获前一周施用 EDDS, 伴矿景天并未出现明显的中毒症状, 所以在收获前一天对处理 Cu₁-E 和 Cu₂-E 分别施加 250 mg/kg Cu, 施 Cu 后第二天即发现 Cu₁-E 和 Cu₂-E 处理植物叶片出现叶片从叶柄处脱落或叶片腐烂的现象, 可见过量 Cu 可能是伴矿景天中毒

的主要原因。

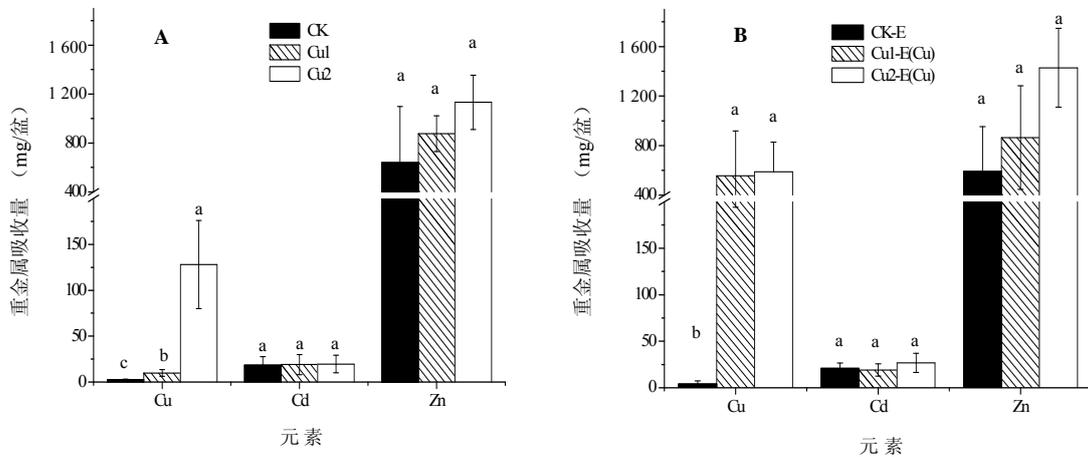
2.2.2 伴矿景天体内重金属浓度变化 随土壤 Cu 浓度的增加, 伴矿景天体内 Cu 浓度也相应上升 (表 4); 除 CK 处理外, 施加 EDDS 及收获前一天施加 250 mg/kg Cu 显著增大了伴矿景天体内 Cu 浓度, 最高达 1068 mg/kg , 但随处理 Cu 浓度的增加伴矿景天中 Zn 和 Cd 浓度略降或显著降低 (表 4)。分析伴矿景天的 Zn 和 Cd 吸收性发现, 除 Cu₂-E 处理 Zn 吸收量显著高于 CK-E 处理外, 其余处理伴矿景天的 Zn 和 Cd 吸收量无显著差异 (图 2), 据此推测伴矿景天体内 Zn 和 Cd 浓度随土壤 Cu 浓度的增加而降低, 可能是土壤 Cu 增大促进伴矿景天生长产生的稀释效应所致。

表 4 伴矿景天生物量增量及重金属浓度变化

Table 4 Biomass increment and heavy metal concentrations of *Sedum plumbizincicola* plant

处理	Δ 生物量 (g/盆)	Cu (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Zn (mg/kg)
CK	0.15 ± 0.08 b	14.0 ± 6.0 c	127 ± 20 a	4 309 ± 207 a
Cu1	0.29 ± 0.19 b	28.6 ± 6.2 b	62.0 ± 7.0 b	3 346 ± 1 304 a
Cu2	0.92 ± 0.39 a	140 ± 74 a	44.9 ± 14.4 b	1 740 ± 625 b
CK-E	0.15 ± 0.17c	21.8 ± 2.1 b	172 ± 66 a	4 228 ± 967 a
Cu1-E(Cu)	0.39 ± 0.05 b	1 068 ± 704 a	79.0 ± 26.0 b	2 740 ± 611 a
Cu2-E(Cu)	1.14 ± 0.40 a	605 ± 202 a	42.3 ± 13.9 b	1 634 ± 413 b

注：表中 Δ 生物量 = 收获时植物生物量-试验前生物量；(Cu)表示试验结束前一天向土壤中加入 250 mg/kg Cu；同列小写字母不同表示处理间差异显著 (P<0.05)，但是否添加 EDDS 实验组间未进行统计分析，下同。



(同一重金属不同处理上的小写字母不同表示差异显著 (P<0.05))

图 2 伴矿景天重金属吸收量

Fig. 2 Heavy metal uptake amounts by *Sedum plumbizincicola*

2.2.3 土壤盐酸提取态重金属浓度变化 随土壤 Cu 处理浓度的增加，土壤 HCl 提取态 Cu 显著升高；施加 EDDS 和收获前一天加入 250 mg/kg Cu 显著地增大了土壤 HCl 提取态 Cu 浓度 (表 5)。EDDS 的添加均未显著改变土壤 HCl 提取态 Zn 和 Cd，这与供试土壤 Zn 和 Cd 浓度较低有关。

表 5 不同处理土壤重金属 HCl 提取态变化 (mg/kg)

Table 5 Soil HCl-extractable heavy metal concentrations under different treatments

处理	Cu	Cd	Zn
CK	0.35 ± 0.08 c	0.20 ± 0.02 a	4.26 ± 1.86 a
Cu1	24.9 ± 1.9 b	0.15 ± 0.04 a	3.48 ± 1.48 a
Cu2	163 ± 12 a	0.18 ± 0.04 a	2.46 ± 0.66 a
CK-E	0.48 ± 0.08 b	0.29 ± 0.09 a	5.35 ± 2.84 a
Cu1-E(Cu)	273 ± 72 a	0.24 ± 0.07 a	4.42 ± 1.86 a
Cu1-E(Cu)	408 ± 107 a	0.14 ± 0.10 a	3.10 ± 1.28 a

3 讨论

Cu 是植物所必需的微量重金属元素，在低浓度时能促进植物生长，但在植物生长介质中 Cu 浓度过高会对植物产生毒害。甄泉等^[1]研究 Cu 对野艾蒿的影响，发现水培条件下 Cu 浓度低于 2.5 mg/L 对植物的生长有促进作用，在 Cu 5 ~ 40 mg/L 处理 14 天后植物生长受到显著抑制。本试验中营养液 Zn 500 μmol/L 和 Cd 50 μmol/L 时，在 Cu 5 ~ 50 μmol/L 范围内能刺激伴矿景天生长 (表 2)；土培盆栽试验向土壤中添加 Cu 显著地促进了伴矿景天的生长 (表 4)。但 Cu 浓度过高则伴矿景天生长会受到明显抑制，受到毒害。水培条件下，当 Cu 处理浓度达 100 μmol/L 时伴矿景天叶片生物量显著降低，生长受抑 (表 2)；土培试验中，后期向土壤中添加 250 mg/kg 的硝酸铜，伴矿景天表现出叶片脱水或从叶柄处脱落的中毒症状。根系是重金属进入植物的门户，Cu 对根的影响比地上部更强烈

[12]。在本试验中伴矿景天体内 Cu 浓度随处理 Cu 浓度的增加而增大,但根中 Cu 浓度远大于其他部位,为茎和叶中 Cu 的 2~20 倍(表 3),表明伴矿景天可能是 Cu 的耐性或排斥植物。环境 Cu 浓度过高时,伴矿景天通过根系固定作用缓解 Cu 胁迫,但当根中 Cu 积累到一定极限时则表现为明显的毒害。在水培试验 Cu 处理为 50 $\mu\text{mol/L}$ 时伴矿景天根中 Cu 达 771 mg/kg 时仍然没有毒害现象,而 Cu 100 $\mu\text{mol/L}$ 时根中 Cu 达 1396 mg/kg,植物生长明显受到抑制,即本试验条件下伴矿景天根系的 Cu 耐性限值介于两浓度之间。

在土培盆栽试验中,土壤 Cu 浓度达 300 mg/kg 时施用 3 mmol/kg EDDS 伴矿景天地上部没有表现出显著的毒害症状,表明 EDDS 单独作用或土壤 Cu 浓度较低时 EDDS、Cu 的共同作用不会使伴矿景天受到明显毒害。而 250 mg/kg Cu 施入土壤第二天伴矿景天即出现叶片脱落现象,表明 Cu 可能是伴矿景天受到毒害的主要原因。此外,比较 CK 处理和 CK-E 处理间伴矿景天的 Cu 吸收量,可计算得到 EDDS 施用引起的伴矿景天 Cu 吸收增率为 0.48。而 Cu1 与 Cu1-E 比较、Cu2 与 Cu2-E 相比发现,施用 EDDS 使伴矿景天对 Cu 的吸取增率分别为 55 倍和 3.67 倍(图 2),进一步证明伴矿景天植物体内 Cu 过量积累是其受毒害的主要原因,而 EDDS 的施用可能对 Cu 毒害具有一定的协同作用。

重金属交互作用对植物生长与金属吸收、富集的影响因供试植物和重金属种类不同而异。高浓度 Cu 抑制油菜对 Zn 的吸收,但不影响 Zn 在植物体内的迁移,而高浓度 Zn 促进了植物根系吸收 Cu 但降低其向地上部的运移[13],Cu 浓度低于 20 $\mu\text{mol/L}$ 促进大豆对 Zn 的吸收[14],Cd 和 Zn 交互作用对金针菇吸收重金属表现为拮抗作用[15]。本试验中,Cu 对伴矿景天的 Zn、Cd 吸收表现为低 Cu 时对伴矿景天 Zn 和 Cd 吸收和富集无显著影响,但高 Cu ($\geq 100 \mu\text{mol/L}$) 则抑制了植物对 Cd 的吸收富集,同时也抑制了 Zn 向地上部的运输,但对根中 Zn 浓度没有显著影响(图 1)。元素进入植物细胞包括主动运输和被动扩散两种方式,伴矿景天是一种 Zn、Cd 超积累植物,在介质中 Cd 和 Zn 浓度很低时仍可富集,因此 Cd 和 Zn 进入伴矿景天应属主动运输型。蒸腾抑制剂对与伴矿景天较为相似的东南景天地上部 Cd 积累没有影响,而低温和代谢抑制剂显著降低了其植物地上部 Cd 浓度[16],表明是 Cd 以主动运输的形式进入植物体内。Cui 等[17]研究 Cu 对不同基因型水稻 Cd 吸收的影响,发现 Cu 处理显著降低了植物对 Cd 和 Ca 的吸收,Cd 对植物吸收 Ca 没有显

著影响。Komjarova 和 Blust[18]的研究也发现 Cd 吸收受到了 Cu 抑制,并认为 Cu 与 Cd 没有共同的吸收路径、Cu 对植物 Cd 吸收的抑制作用与可能存在的 Cd 转运蛋白有关,而 Cu 与该蛋白的亲合力较 Cd 强。Redjala 等[19]证明在植物根共质体中存在对 Cd 有低亲和力的转运体系。杨红霞等[20]人根据植物不同部位 Cd、Cu、Zn 分布规律及其植物体内的结合形态,推断 Cd、Cu 和 Zn 在印度芥菜体内与谷胱甘肽和半胱氨酸结合上存在竞争。Lasat 等[21]的研究表明,*T. caerulescens* 之所以表现出 Zn 超积累性是因为该植物根系细胞膜上分布着比非积累型更多的 Zn 转运蛋白。因此 Cu 对伴矿景天 Cd 和 Zn 吸收的影响可能表现是与其竞争通道和转运蛋白或过量 Cu 使伴矿景天供能不足。但本试验中在低 Cu (0.31~50 $\mu\text{mol/L}$) 时,Cu 对伴矿景天吸收 Zn 和 Cd 没有显著影响,所以 Cu 与 Zn 和 Cd 在伴矿景天体内不存在竞争或竞争作用很小;而在高 Cu 处理时伴矿景天生长及对 Zn 和 Cd 富集均显著受到抑制,同时高 Cu 处理未显著影响伴矿景天体内 Zn 和 Cd 的结合形态比例的变化(数据未给出),由此推测 Cu 对伴矿景天 Cd、Zn 吸收的影响主要可能是 Cu 影响伴矿景天供能系统进而影响 Zn 和 Cd 在伴矿景天体内的吸收和转运。

4 小结

低浓度 Cu 可促进伴矿景天的生长,对植物体内 Zn、Cd 浓度没有显著影响;当 Cu 浓度较高时伴矿景天生长受到明显抑制,甚至受到 Cu 毒害,导致叶片失水脱落,同时也显著降低了伴矿景天的 Zn、Cd 富集能力。采用伴矿景天修复 Cu 较高的 Zn、Cd 污染土壤时,应注意 Cu 的毒害效应。

参考文献:

- [1] Marschner H. Mineral nutrition in higher plants. London: Academic Press, 1995
- [2] 倪才英,陈英旭,骆永明. 红壤模拟铜污染下紫云英根表形态及其组织和细胞结构变化. 环境科学, 2003, 24(3): 116-12
- [3] 刘军,谢吉民,初亚飞,王谦. 土壤中铜污染研究进展. 安徽农业科学, 2008, 36(17): 7 423-7 424, 7 470
- [4] 宗良纲,丁园. 土壤重金属(CuZnCd)复合污染的研究现状. 农业环境保护, 2001, 20(2): 126-128
- [5] Mulligan CN, Yong RN, Gibbs VF. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: An evaluation. Engineering Geologist, 2001, 60(1/4): 193-207
- [6] Pulford ID, Watson C. Phytoremediation of heavy metal contaminated land by tress-A review. Environment International,

- 2003, 29(4): 529-540
- [7] Yang XE, Feng Y, He ZL, Stoffella PJ. Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 2005, 18(4): 339-353
- [8] 秦文淑, 汤叶涛, 仇荣亮. 应用植物重金属超积累富集机理修复土壤复合污染的研究现状与展望. *四川环境*, 2008, 27(2): 106-110, 114
- [9] 吴龙华, 周守标, 毕德, 郭新弧, 秦卫华, 王辉, 王春景, 骆永明. 伴矿景天-中国景天科植物一新种. *土壤*, 2006, 38(5): 632-633
- [10] 李思亮, 李娜, 徐礼生, 唐维娜, 周守标, 吴龙华, 骆永明. 不同生境下镉在伴矿景天不同叶龄叶中的富集与分布特征. *土壤*, 2010, 42(3): 446-452
- [11] 甄泉, 严密, 杨红飞, 刘登义, 王友保. 铜污染对野艾蒿生长发育的胁迫及伤害. *应用生态学报*, 2006, 17(8): 1 505-1 510
- [12] Lequeux H, Hermans C, Lutts S, Verbruggen N. Response to copper excess in *Arabidopsis thaliana*: Impact on the root system architecture, hormone distribution, lignin accumulation and mineral profile. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2010, 48(8): 673-682
- [13] Ivanova EM, Kholodova VP, Kuznetsov VV. Biological effects of high copper and zinc concentrations and their interaction in rapeseed plants. *Russian Journal of Plant Physiology*, 2010, 57(6): 806-814
- [14] Bernala M, Casesb R, Picorela R, Yruela I. Foliar and root Cu supply affect differently Fe- and Zn-uptake and photosynthetic activity in soybean plants. *Environmental and Experimental Botany*, 2007, 60(2): 145-150
- [15] 贾彦, 杨勇, 江荣风, 李花粉, 王巍. Cd Zn 交互作用对金针菇富集重金属的影响. *农业环境科学学报*, 2009, 28(7): 1 368-1 373
- [16] Lu LL, Tian SK, Yang XE, Li TQ, He ZL. Cadmium uptake and xylem loading are active processes in the hyperaccumulator. *Journal of Plant Physiology*, 2009, 166(6): 579-587
- [17] Cui YJ, Zhang XH, Zhu YG. Does copper reduce cadmium uptake by different rice genotypes? *Journal of Environmental Sciences-China*, 2008, 20(3): 332-338
- [18] Komjarova I, Blust R. Multimetal interactions between Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn uptake from water in the *Zebrafish Danio rerio*. *Environmental Science and Technology*, 2009, 43 (19): 7 225-7 229
- [19] Redjala T, Sterckeman T, Morel JL. Cadmium uptake by roots: contribution of apoplast and of high- and low-affinity membrane transport systems. *Environmental and Experimental Botany*, 2009, 67(1): 235-242
- [20] 杨红霞, 刘崑, 李冰, 魏巍, 张惠娟, 陈登云. 体积排阻高效液相色谱-电感耦合等离子体质谱法同时测定印度芥菜 (*Brassica juncea*) 中镉铜锌形态. *岩矿测试*, 2010, 29(1): 9-13
- [21] Lasat MM, Baker AJM, Kochian LV. Physiological characterization of root Zn²⁺ absorption and translocation to shoots in Zn hyperaccumulator and nonaccumulator species of *Thlaspi*. *Plant Physiology*, 1996, 112(4): 1 715-1 722

Effects of Copper on Growth and Zinc and Cadmium Accumulation of *Sedum plumbizincicola*

LI Zhu^{1,2}, REN Jing¹, YANG Bing-fan¹, WANG Song-feng¹, WU Long-hua¹, LUO Yong-ming¹

(1 Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China;

2 Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Growth chamber hydroponics culture and glass house pot experiment were conducted to study the effects of copper on the growth of *Sedum plumbizincicola* plant and its accumulations of Zn and Cd. The results from the hydroponics culture showed that there was no significant difference on the growth and Zn and Cd concentrations of *Sedum* plant among the treatments of low solution Cu concentrations (0.31-50 μmol/L), but 100 μmol/L solution Cu inhibited plant growth and Cd and Zn accumulations in plant shoot. The glass house pot experiment results showed that *Sedum* plant grew slowly in soil at low Cu (3.61 mg/kg) concentration, however, the addition of Cu promoted its growth. The application of 3 mmol/kg EDDS and 250 mg/kg Cu led the greater accumulation of Cu in plant, with the highest Cu concentration of 1 068 mg/kg, which may be responsible for plant injury and leaves fallen down. These results showed that low concentration of Cu benefits the plant growth and the phytoextraction of Zn and Cd from contaminated soil, but high soil Cu concentration inhibits plant growth and metals uptake. Therefore, more attentions should be paid on plant Cu toxicity when using *Sedum plumbizincicola* to remediate Cd and/or Zn contaminated soil with high concentration of Cu.

Key words: *Sedum plumbizincicola*, Copper, Growth, Zinc and cadmium uptake