

DOI: 10.5846/stxb201312132944

陈俊任, 柳丹, 吴家森, 李松, 晏闻博, 彭丹莉, 叶正钱, 王海龙. 重金属胁迫对毛竹种子萌发及其富集效应的影响. 生态学报, 2014, 34(22): 6501-6509.

Chen J R, Liu D, Wu J S, Li S, Yan W B, Peng D L, Ye Z Q, Wang H L. Seed germination and metal accumulation of Moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*) under heavy metal exposure. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(22): 6501-6509.

重金属胁迫对毛竹种子萌发及其富集效应的影响

陈俊任, 柳 丹*, 吴家森, 李 松, 晏闻博, 彭丹莉, 叶正钱, 王海龙

(浙江农林大学 浙江省森林生态系统碳循环与固碳减排重点实验室, 临安 311300)

摘要:以毛竹种子为供试材料, 研究 4 种重金属 (Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Cd^{2+}) 胁迫对毛竹种子萌发的影响, 并考察重金属在毛竹幼苗各组织部分的富集情况。结果表明: (1) Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 对毛竹种子的发芽率、发芽势、发芽指数及活力指数有抑制作用, 低浓度下 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 对毛竹种子的发芽势、发芽率、发芽指数等指标有促进作用, 高浓度则显著抑制; 当浓度达到 $1600\mu\text{mol/L}$ 时 Cd^{2+} 对种子萌发的抑制效果明显强于其他 3 种元素; (2) 选取根尖数、根表面积、根体积、根系总长 4 个根系形态指标发现, 低浓度处理下 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 对根系生长有促进作用, 而 Cu^{2+} 和 Cd^{2+} 起到明显的抑制作用; (3) 处理 10d 后, 种子萌发幼苗地上部对 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 的含量最高可达 6810.51、1387.77、951.77、429.33 mg/kg, 转移系数 $\text{Zn}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Cu}^{2+}$ 。综上, 系统揭示了毛竹种子在重金属胁迫下的萌发和富集情况, 为今后的土培、大田试验提供了有益的参考, 也为将毛竹作为植物修复材料加以研究开启了新的研究视角, 具有重要的研究价值。

关键词: 毛竹; 重金属; 种子萌发; 植物修复

Seed germination and metal accumulation of Moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*) under heavy metal exposure

CHEN Junren, LIU Dan*, WU Jiasen, LI Song, YAN Wenbo, PENG Danli, YE Zhengqian, WANG Hailong

Zhejiang Province Key Laboratory of Carbon Cycling in Forest Ecosystems and Carbon Sequestration, Zhejiang A & F University, Lin'an 311300, China

Abstract: Along with the increase of economics, heavy metal pollution in soil directly threatens food production security, and the toxicity affects humans because of their longevity and accumulation in organs. Phytoremediation is a new technology that usually employ hyperaccumulator plants to remove pollutants from environment or to render them harmless. The biomass of hyper-accumulators discovered before are less, and as a result in actual applications the hyper-accumulators are restricted significantly. Moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*) is not hyperaccumulator specie, but it has several advantages compared with hyperaccumulators. Moso bambo grows quickly, reaching maximum size within two months with an average height of 15m. In present paper the seeds of Moso bamboo are taken as test materials, the toxicity effects of four heavy metals involving Pb^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} and Cd^{2+} on seed germination and its accumulation of heavy metals were studied. The results indicated that: (1) The addition of Pb^{2+} and Cd^{2+} inhibited the germination rate, germination energy, germination index and vigor index of Moso bamboo seed significantly. For the low treatment level of Cu^{2+} and Zn^{2+} , the germination rate, germination energy, germination index and vigor index increase significantly, while the results were on the contrary for the high treatment level. When the treatment dosage reached to $1600\mu\text{mol/L}$, the Cd^{2+} addition has strong inhibition on seed germination than other three heavy metals. (2) The addition of low level of Pb^{2+} and Zn^{2+} would promote the root growth significantly, while with the stress of Cu^{2+} and Cd^{2+} the root morphology are inhibited. (3) The concentration of Pb^{2+} , Zn^{2+} ,

基金项目: 国家自然科学基金 (31300520); 浙江省自然科学基金 (LY12C16004)

收稿日期: 2013-12-13; 修订日期: 2014-08-04

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: liudan7812@aliyun.com

Cu^{2+} and Cd^{2+} in shoots of Moso bamboo reached 6810.51, 1387.77, 951.77 and 429.33mg/kg respectively after treating for 10 d. The translocation factor dimension is $\text{Zn}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Cu}^{2+}$, and the tolerance order of bamboo seedlings to heavy metal is: $\text{Zn}^{2+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Cd}^{2+}$. In summary, the results of above all would provide useful reference for soil test in future, and it also opens a new perspective for the study of phytoremediation species selection.

Key Words: *Phyllostachys pubescens*; heavy metal; seed germination; phytoremediation

随着经济的不断发展,工业废渣、农业、生活废弃物的排放导致土壤生态环境受到严重破坏,其中重金属污染尤其值得重视^[1]。土壤重金属来源主要包括矿山开采、金属冶炼、三废排放及农药杀虫剂的广泛使用等,据统计我国因采矿造成土壤重金属污染的面积已达 $1.5 \times 10^6 \text{hm}^2$,同时每年还以 $4.67 \times 10^4 \text{hm}^2$ 的速度增长^[2]。因此,修复重金属污染土壤已成为刻不容缓的现实需要和亟需解决的科学问题。植物修复技术因其对环境友好、修复成本低、效果好等优点而受到研究者的广泛关注^[3]。以往的研究大多集中在超积累植物方面,并取得了丰富的研究成果,但大多数超积累(富集)植物因其生物量小、生长速度慢、对复合重金属污染土壤修复效果差而在实际应用中受到限制^[4],因此寻找对重金属有富集特性且生物量大、生长速度快的植物就显得极为重要。

毛竹是我国栽培面积最广的竹类资源,占我国竹林资源的 70%,其地域适应性强,广泛分布在北纬 46° 以南地区,可生长在海拔 4000m 地区^[5-6],毛竹林生物量可达 116.5t/hm^2 ^[7]。毛竹具有独特的生长特性,能在幼笋出土的短短两个月内完成秆形生长,最高可达 15m^[5]。同时本课题组通过前期对衢州铅锌尾矿的生境调研发现,在矿区周围分布有成片的毛竹林^[8],这表明其对重金属具有很强的耐性,具备作为修复材料的前提条件。本文从毛竹修复重金属污染土壤角度出发,研究重金属胁迫下毛竹种子的萌发特性及在重金属胁迫下的生长和吸收特征,为毛竹修复重金属污染土壤提供理论依据和技术支撑。

1 材料与方法

1.1 材料

供试验毛竹种子 2012 年 9 月购自于广西桂林,储存于 4°C 冰箱,种子净度 99.2%,千粒平均质量为 28.16g,种子平均含水率为 12.1%。 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 的供源分别为 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 、 $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、

$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 、 CdCl_2 ,均为分析纯试剂。

1.2 方法

1.2.1 种子处理

选取大小均匀,健康饱满的毛竹种子,经 2g/L 高锰酸钾溶液表面消毒 30min,并在室温 (25.0°C) 中用蒸馏水浸泡 24h,再将种子放置于 25°C 恒温箱中,用不同 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 浓度溶液浸泡 48h 后进行发芽处理。4 种重金属设置 10 种浓度处理分别为 0 (CK)、10、25、50、100、200、400、800、1600、2400 $\mu\text{mol/L}$,其中 0 (CK) $\mu\text{mol/L}$ 为对照浓度。

1.2.2 发芽试验

将处理后的种子整齐排列在铺有双层滤纸的培养皿中,放置在 25°C 恒温箱中培养,并用胶头滴管添加适量的不同浓度重金属溶液,使滤纸完全湿润,同时每天在固定时刻观察记录发芽种子数,用移液枪统一补充 1—2mL 重金属溶液。在第 5 天统计发芽势,第 10 天统计发芽率,并测定所有萌发种子的根长、芽长、鲜重,并计算发芽率、发芽势、发芽指数和活力指数等指标。每个培养皿放置 25 粒种子,4 个重复。

1.2.3 发芽指标测定

发芽指标测定参照李伟成等方法^[9]。

$$\text{发芽率} (Gr) = \left(\sum Gt / NT \right) \times 100\%$$

$$\text{发芽势} (Ge) = 7d \text{ 内发芽种子粒数} / NT$$

$$\text{发芽指数} (Gi) = \left(\sum Gt / Dt \right)$$

$$\text{活力指数} (Vi) = S \times \sum (Gt / Dt)$$

式中, Gt 表示在 t 日时的发芽数, Dt 表示相应的发芽天数, NT 表示种子总数, S 表示根长 (cm)。

$$\text{发芽抑制率} = (\text{对照组发芽率} - \text{处理组发芽率}) / \text{对照组发芽率} \times 100\%$$

$$\text{根伸长抑制率} = (\text{对照组根长} - \text{处理组根长}) / \text{对照组根长} \times 100\%$$

$$\text{芽伸长抑制率} = (\text{对照组芽长} - \text{处理组芽长}) / \text{对照组芽长} \times 100\%$$

1.2.4 根系扫描

对各浓度处理组选取 5 个平均长势的根系对其进行根系形态扫描。根系形态的分析指标包括根尖数、根表面积、根体积、根系总长等。本试验采用 Epson Expression 10000XL 图像扫描系统结合 Win-RHIZO 根系分析软件对以上指标进行分析。

1.2.5 重金属含量测定

取长势相似的 10 株发芽的种子进行重金属含量测定,测定地上部和根的重金属含量。测定步骤:将洗净的地上部与根 105℃ 杀青半小时,65℃ 烘干至恒重并粉碎,用优级纯浓硝酸在 135℃ 电炉中消煮,消煮完全后用超纯水定容,采用美国 PE 公司 ICP-OES7000DV 电感耦合等离子体发射光谱仪,测定重金属含量。

转移系数=地上部重金属含量/根重金属含量

1.2.6 数据分析

采用 Excel 2007 做图,利用 SPSS21.0 进行数据计算及相关性分析。

2 结果与分析

2.1 重金属胁迫下毛竹种子萌发的影响

Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 分别作为植物的必需和非必需元素,对毛竹种子的萌发有着显著的差异性。就发芽率而言,由表 1 可以看出在 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 胁迫下,随着重金属浓度的升高发芽率逐渐降低,而 Zn^{2+} 和 Cu^{2+} 则表现出“低促高抑”的现象。在低浓度处理下, Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 3 种元素处理对种子萌发率无显著差异($P>0.05$)。 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 4 种元素胁迫下种子发芽率最高分别为 69.33%、69.33%、68%、

65.33%,同 CK 相比发芽率波动幅度最大值分别为 18.67%、16%、10.66%、72%,在浓度为 2400 $\mu\text{mol/L}$ 时,发芽率仅为 5.33%,而同一浓度下 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 的发芽率分别为 60%、49.33%、50.67%,存在显著性差异($P<0.05$),可见 Cd^{2+} 对毛竹种子萌发的影响最大。当浓度超过 800 $\mu\text{mol/L}$, Cd^{2+} 对种子的萌发产生严重的抑制效果。从发芽势和活力指数看,表现出同发芽率类似的规律性,同时可以发现 Pb^{2+} 和 Zn^{2+} 胁迫下毛竹种子的发芽指数整体上高于 Cu^{2+} 和 Cd^{2+} 的胁迫。活力指数是种子萌发质量的指标,综合了种子发芽速率和生长量,因此能更好的表征重金属胁迫下对毛竹种子萌发的影响。在 Pb^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 3 种重金属元素胁迫下,种子活力指数随着重金属浓度的升高而降低, Zn^{2+} 则呈先升高后降低的趋势。当 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 浓度超过 200 $\mu\text{mol/L}$, Pb^{2+} 浓度超过 400 $\mu\text{mol/L}$ 后无法获得活力指数数据,其原因在于超过此浓度已无法测定根长,说明在此浓度下根的生长已经完全受到重金属的抑制,而 Zn^{2+} 则在 2400 $\mu\text{mol/L}$ 还能测定根长,表明 Zn^{2+} 对毛竹种子根的发育抑制作用最弱。在同一浓度下不同重金属胁迫下种子活力指数表现不一,具体表现为 $\text{Zn}^{2+}>\text{Pb}^{2+}>\text{Cu}^{2+}>\text{Cd}^{2+}$ 。

通过对种子萌发指标的测定表明了 Zn^{2+} 对毛竹种子萌发的抑制作用最弱, Cd^{2+} 则表现出最强的抑制效果,当重金属超过一定浓度时会出现一个种子活力指数显著降低的界线,如 Pb^{2+} 和 Zn^{2+} 在 400 $\mu\text{mol/L}$ 时活力指数分别为前一浓度的 38.7%、44.93%,而 Cu^{2+} 和 Cd^{2+} 在 25 $\mu\text{mol/L}$ 时出现。

表 1 重金属胁迫下对毛竹种子萌发的影响

Table 1 Seed germination of bamboo under heavy metal stress

处理 Treatment	浓度/($\mu\text{mol/L}$) Concentration	发芽势/% Germination energy	发芽率/% Germination rate	发芽指数/% Germination index	活力指数 Vigor index
Pb^{2+}	0(CK)	64.00 $\pm$ 6.93a	70.67 $\pm$ 4.62a	5.93 $\pm$ 0.61a	37.00 $\pm$ 3.49a
	10	53.33 $\pm$ 2.31abc	58.00 $\pm$ 6.9cd	4.72 $\pm$ 0.30b	26.38 $\pm$ 1.15b
	25	62.67 $\pm$ 8.33ab	69.33 $\pm$ 2.31ab	5.27 $\pm$ 0.59ab	34.72 $\pm$ 9.05a
	50	53.33 $\pm$ 8.33abc	64.00 $\pm$ 4.00abc	4.75 $\pm$ 0.48b	24.76 $\pm$ 2.67b
	100	49.33 $\pm$ 4.62c	64.00 $\pm$ 6.93abc	4.48 $\pm$ 0.32b	23.92 $\pm$ 2.64b
	200	53.33 $\pm$ 6.11abc	60.00 $\pm$ 6.93bcd	4.52 $\pm$ 0.15b	21.19 $\pm$ 4.13b
	400	56.00 $\pm$ 12.00abc	52.00 $\pm$ 8.00d	5.25 $\pm$ 1.31ab	9.52 $\pm$ 4.68c
	800	61.33 $\pm$ 6.11abc	65.33 $\pm$ 6.11abc	5.34 $\pm$ 0.92ab	—
	1600	54.67 $\pm$ 2.31abc	61.33 $\pm$ 9.24abcd	5.51 $\pm$ 0.37ab	—
	2400	50.67 $\pm$ 8.33c	60.00 $\pm$ 4.00bcd	5.01 $\pm$ 0.30ab	—
Zn^{2+}	0(CK)	58.67 $\pm$ 2.31a	65.33 $\pm$ 6.11bcde	5.73 $\pm$ 0.27ab	43.25 $\pm$ 2.24a
	10	60.00 $\pm$ 4.00a	66.67 $\pm$ 2.31abcd	6.01 $\pm$ 0.17a	45.35 $\pm$ 4.46a
	25	48.00 $\pm$ 0.00b	61.33 $\pm$ 2.31bcde	5.02 $\pm$ 0.15bc	34.83 $\pm$ 0.26b
	50	45.33 $\pm$ 2.3b	68.00 $\pm$ 4.00abc	4.52 $\pm$ 0.60cd	31.18 $\pm$ 3.66bc

续表

处理 Treatment	浓度/($\mu\text{mol/L}$) Concentration	发芽势/% Germination energy	发芽率/% Germination rate	发芽指数/% Germination index	活力指数 Vigor index
Cu^{2+}	100	45.33 $\pm$ 9.24b	57.33 $\pm$ 6.11ef	4.59 $\pm$ 1.11cd	28.44 $\pm$ 4.82c
	200	48.00 $\pm$ 6.93b	60.00 $\pm$ 10.58cde	4.78 $\pm$ 0.57cd	19.11 $\pm$ 4.43d
	400	51.00 $\pm$ 8.87ab	58.67 $\pm$ 4.62de	5.15 $\pm$ 0.65abc	7.40 $\pm$ 2.86e
	800	58.67 $\pm$ 6.11a	69.33 $\pm$ 2.31ab	5.31 $\pm$ 0.18abc	3.83 $\pm$ 0.50ef
	1600	60.00 $\pm$ 4.00a	74.67 $\pm$ 2.31a	5.71 $\pm$ 0.34ab	2.45 $\pm$ 0.18f
	2400	44.00 $\pm$ 4.00b	49.33 $\pm$ 2.31f	3.95 $\pm$ 0.51d	1.74 $\pm$ 0.29f
	0 (CK)	61.33 $\pm$ 2.31ab	61.33 $\pm$ 2.31a	5.22 $\pm$ 0.63ab	42.33 $\pm$ 1.62a
	10	62.67 $\pm$ 8.33a	66.67 $\pm$ 4.62a	5.13 $\pm$ 1.13abc	26.66 $\pm$ 7.78b
	25	49.33 $\pm$ 6.11abcd	61.33 $\pm$ 2.31a	4.47 $\pm$ 0.48abcd	10.71 $\pm$ 2.22c
	50	46.67 $\pm$ 11.55cd	68.00 $\pm$ 6.93a	5.07 $\pm$ 1.15abcd	7.44 $\pm$ 2.47cd
	100	56.00 $\pm$ 4.00abc	68.00 $\pm$ 4.00a	5.35 $\pm$ 0.63ab	3.21 $\pm$ 1.21de
	200	57.33 $\pm$ 2.31abc	66.67 $\pm$ 4.62a	5.70 $\pm$ 0.17a	1.33 $\pm$ 0.13e
	400	45.33 $\pm$ 6.11cd	62.67 $\pm$ 6.11a	3.71 $\pm$ 0.22d	—
	800	48.00 $\pm$ 6.93bcd	60.00 $\pm$ 10.58ab	3.99 $\pm$ 0.95bcd	—
	1600	44.00 $\pm$ 4.00cd	50.67 $\pm$ 6.11b	3.73 $\pm$ 0.75cd	—
	2400	38.67 $\pm$ 18.48d	50.67 $\pm$ 6.11b	3.82 $\pm$ 1.37cd	—
Cd^{2+}	0 (CK)	52.00 $\pm$ 8.00a	77.33 $\pm$ 10.07a	4.89 $\pm$ 0.73ab	33.32 $\pm$ 3.92a
	10	50.67 $\pm$ 6.11a	62.68 $\pm$ 9.24bc	3.81 $\pm$ 0.91c	24.14 $\pm$ 4.94b
	25	46.67 $\pm$ 8.33ab	65.33 $\pm$ 8.33b	3.92 $\pm$ 0.68c	9.04 $\pm$ 1.35c
	50	38.67 $\pm$ 4.62bc	52.00 $\pm$ 6.93cd	4.05 $\pm$ 0.27bc	6.73 $\pm$ 0.28c
	100	41.33 $\pm$ 6.11ab	50.67 $\pm$ 8.33d	3.85 $\pm$ 0.27c	2.19 $\pm$ 0.75d
	200	28.00 $\pm$ 6.93c	48.00 $\pm$ 8.00d	3.18 $\pm$ 0.50c	0.83 $\pm$ 0.25d
	400	37.33 $\pm$ 6.11bc	52.00 $\pm$ 4.00cd	3.55 $\pm$ 0.13c	—
	800	42.67 $\pm$ 9.24ab	65.33 $\pm$ 2.31b	5.09 $\pm$ 0.80a	—
	1600	9.33 $\pm$ 2.31d	17.33 $\pm$ 2.31e	1.52 $\pm$ 0.28d	—
	2400	5.33 $\pm$ 2.31d	5.33 $\pm$ 2.31f	0.44 $\pm$ 0.27e	—

小写字母表示显著差异($P<0.05$),具有相同字母表示无显著差异,不同字母表示差异显著;数值=平均值 $\pm$ 标准偏差

2.2 重金属胁迫对根伸长及芽伸长的抑制效果

对于不同类型重金属的胁迫,毛竹幼苗生长表现出截然不同的响应,但随着浓度的升高都出现毒害响应。由实验观察可知,重金属对芽的胁迫程度明显大于对根的胁迫,当 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 浓度在 $400\mu\text{mol/L}$ 、 Pb^{2+} 处理组浓度在 $800\mu\text{mol/L}$ 时已无法测定幼苗根长,此时已出现“无根苗”现象;而对于芽长则当 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 浓度为 $1600\mu\text{mol/L}$ 时已无法测得长度, Pb^{2+} 和 Zn^{2+} 在 $2400\mu\text{mol/L}$ 时还能测定其芽长。芽

长与根长抑制率的回归方程表明,重金属浓度与抑制率呈正相关,但与根长的相关性较差,原因在于高浓度下各浓度间抑制率较为接近。图1中可见,在 Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 胁迫下,毛竹幼苗芽长表现出低浓度下促进芽伸长的规律,而 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 则为抑制;在高浓度重金属胁迫下根长与芽长的抑制效果较为明显,尤其是对根的胁迫,4种元素中 Zn^{2+} 对芽长的抑制最弱(图1)。

表2 根长与芽长抑制率回归方程
Table 2 The inhibition regression equation of root and shoot

植物器官 Plant organ	重金属 Heavy metal	回归方程 Regression equation	R^2	植物器官 Plant organ	重金属 Heavy metal	回归方程 Regression equation	R^2
根 Root	Pb^{2+}	$Y=0.132X-0.221$	0.797	芽 Shoot	Pb^{2+}	$Y=0.107X-0.315$	0.910
	Zn^{2+}	$Y=0.141X-0.205$	0.902		Zn^{2+}	$Y=0.043X-0.095$	0.921
	Cu^{2+}	$Y=0.156X+0.266$	0.884		Cu^{2+}	$Y=0.097X+0.048$	0.860
	Cd^{2+}	$Y=0.173X+0.198$	0.849		Cd^{2+}	$Y=0.121X-0.006$	0.916

在重金属胁迫下,部分浓度已完全抑制根与芽的发育,因此选择部分浓度做回归方程;根长: Cu 、 Cd 处理组选择0,10,25,50,100,200 $\mu\text{mol/L}$ 浓度下做回归方程; Pb 处理组选择0,10,25,50,100,200,400 $\mu\text{mol/L}$ 浓度下做回归方程; Zn 处理组则全部浓度;芽长的 Cu 、 Cd 处理选择0,10,25,50,100,200,400,800, $\mu\text{mol/L}$ 浓度下做回归方程; Pb 、 Zn 处理组则选择全部浓度

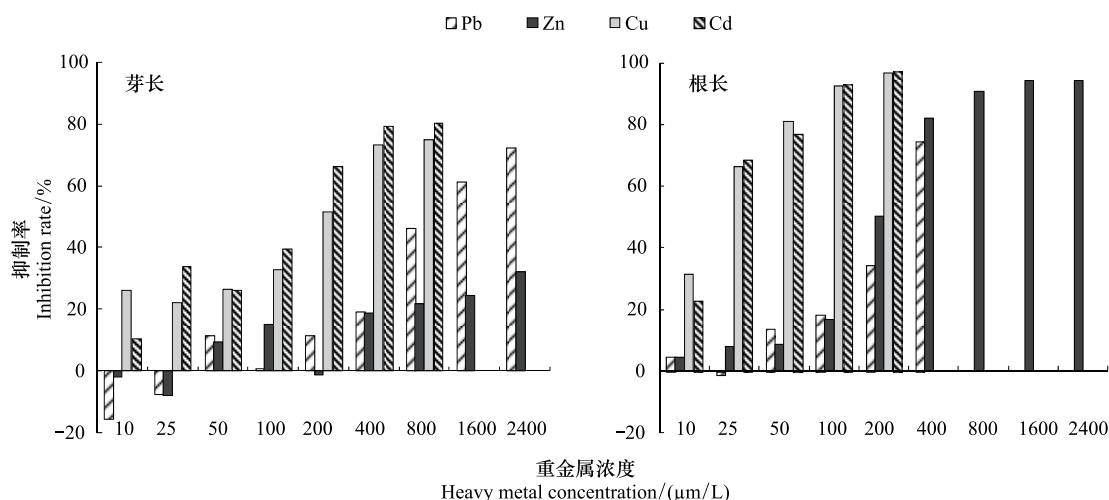


图1 重金属胁迫下毛竹种子根与芽伸长抑制率与重金属浓度间关系

Fig.1 Relationships between inhibition rate of bamboo seed germination and the concentration of heavy metals on root and shoot
抑制率选取根长与芽长的平均值计算

2.3 重金属胁迫下毛竹幼苗根系形态变化

种子萌发后根系直接与重金属溶液接触,其最先受到毒害,因此通过对幼苗根系形态的观察,可直接反映出重金属对幼苗的毒害程度。由图2可知, Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 对幼苗根长的抑制作用最显著,当浓度为 $25\mu\text{mol/L}$ 时,根长仅为CK的37.4%、49.2%,而此浓度下 Pb^{2+} 和 Zn^{2+} 对根长的抑制效果却不显著;当 Zn^{2+} 浓度小于 $50\mu\text{mol/L}$ 、 Pb^{2+} 浓度小于 $100\mu\text{mol/L}$ 的处理组与CK比差异不显著 ($P>0.05$),且在此范围内 Pb^{2+} 对幼苗的根伸长有促进作用,但在高浓度

处理下则表现为抑制效果。 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 处理下幼苗根长的抑制程度随着金属浓度的增高而加强。图2可见,低浓度 Pb^{2+} 胁迫下促进幼苗根表面积的增加,当 Pb^{2+} 浓度为 $10\mu\text{mol/L}$ 时,根总表面积为 13.40cm^2 ,为各处理组最大值, Pb^{2+} 胁迫下对幼苗根表面积的影响表现为“低促高抑”,对比 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 对根面积的抑制效果可知, Zn^{2+} 对幼苗根表面积的发育抑制效果较为缓和, Cu^{2+} 则表现出明显的抑制

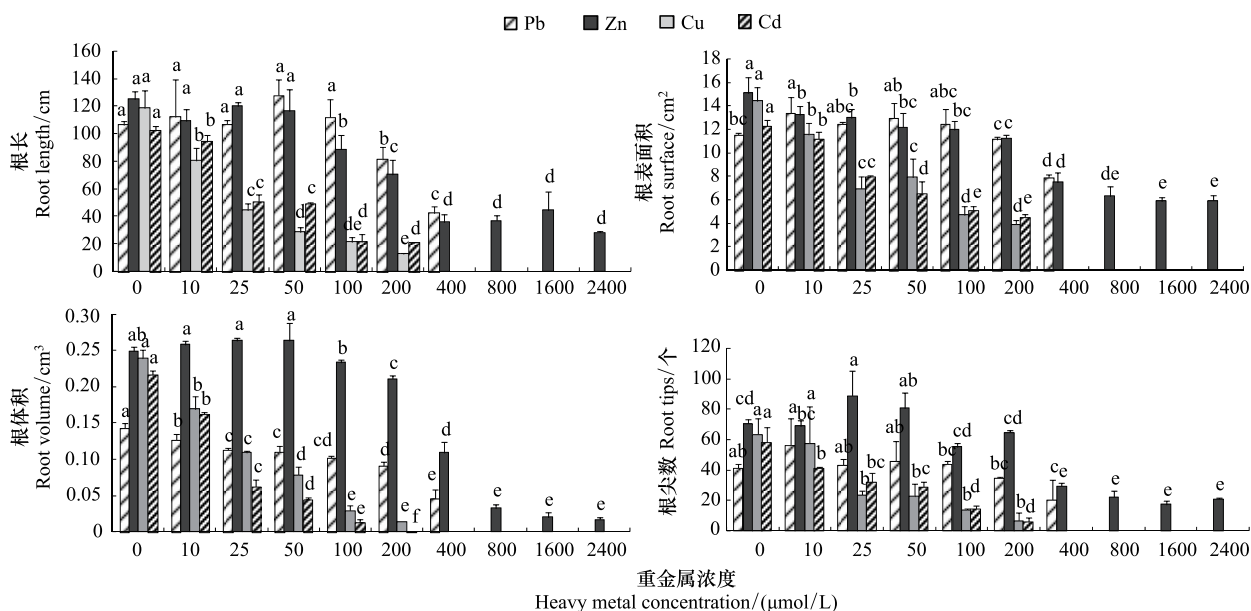


图2 重金属胁迫对毛竹根系形态影响

Fig.2 Effects of heavy metal on root morphology of bamboo

效果,浓度为 200 $\mu\text{mol/L}$ 时仅为 CK 的 27.2%。图 2C 可见,在同一浓度范围内(10—200 $\mu\text{mol/L}$) Pb^{2+} 胁迫下根体积变化幅度最小而 Cd^{2+} 变化幅度最大,说明在这个范围内 Pb^{2+} 对根体积抑制作用较弱, Cd^{2+} 则表现出明显的抑制作用,而 Zn^{2+} 却表现出一定的促进效果。对于根尖数的影响, Pb^{2+} 和 Zn^{2+} 整体上同样呈现出“低促高抑”的趋势,而 Cu^{2+} 和 Cd^{2+} 则随着浓度的增加而减少,当浓度为 25 $\mu\text{mol/L}$ 时, Cu^{2+} 出现一个明显的变化,根尖数迅速降低,仅为前一浓度的 40.5%。

通过扫描根系形态,发现必需元素(Cu^{2+} 和 Zn^{2+})与非必需元素(Pb^{2+} 和 Cd^{2+})对毛竹幼苗的抑制作用差异明显,低浓度处理下 Cu^{2+} 和 Cd^{2+} 对幼苗生长的抑制作用强于 Pb^{2+} 和 Zn^{2+} ,但对于高浓度重金属胁迫下,其抑制效果相差不大。

2.4 毛竹幼苗对重金属的吸收

毛竹在重金属处理下地上部与根的重金属含量见表 3,表中根系干物质质量均选择大于 0.01g。随处理水平的增加地上部的重金属含量增加(Cd^{2+} 除外),幼苗地上部对 Pb^{2+} 的吸收能力强于其余 3 种重金属,最高浓度可达 6810.51mg/kg,对 Cd^{2+} 的吸收能力最弱,在 400 $\mu\text{mol/L}$ 时吸收能力达到最高,地上部含量为 429.33 mg/kg;当浓度大于 800 $\mu\text{mol/L}$ 时, Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 胁迫下毛竹种子地上部的发育完全受到抑制,可能是由于高浓度的金属离子超过了毛竹幼苗的忍耐能力,降低细胞活性,抑制了芽的发育。相关性分析表明,在低浓度处理下 Pb^{2+} (10—400 $\mu\text{mol/L}$)、 Zn^{2+} (10—25 $\mu\text{mol/L}$)、 Cu^{2+} (10—200 $\mu\text{mol/L}$)、 Cd^{2+} (10—50 $\mu\text{mol/L}$) 处理组地上部含量差异不显著,同时发现在高浓度 Zn^{2+} (1600、2400 $\mu\text{mol/L}$) 处理间差异不显著,可能原因是高浓度的 Zn^{2+} 抑制了幼苗体内细胞的活性,降低对 Zn^{2+} 的转运能力。对于根吸收而言,幼苗根对 Zn^{2+} 有较强的忍耐能力,当 Zn 处理浓度达到 2400 $\mu\text{mol/L}$ 处理时种子还能长出根,对 Pb^{2+} 耐性次之,当浓度超过 400 $\mu\text{mol/L}$ 后则抑制了根的发育,对 Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 的耐性最弱,当浓度超过 200 $\mu\text{mol/L}$ 时就已完全抑制根的生成。对比根和地上部的重金属含量,在同一浓度处理下,根含量明显高于地上部的含量, Pb^{2+} 处理下随着重金属浓度的增加其由根部转运至地上部的能力减弱,当浓度达到 400 $\mu\text{mol/L}$ 时根重金属含量是地上部的 17.22 倍,

表 3 重金属胁迫毛竹种子地上部与根的重金属含量

Table 3 The concentration of heavy metals in shoot and root with the metals stress

重金属 Heavy metal	处理组 Treatment	地上部 Shoot/ (mg/kg)	根 Root/ (mg/kg)	转移系数 Translocation factor
Pb^{2+}	CK	5.16 $\pm$ 1.81d	6.26 $\pm$ 1.65d	—
	10	32.44 $\pm$ 4.68d	73.63 $\pm$ 3.34d	0.44
	25	68.14 $\pm$ 14.47d	223.99 $\pm$ 35.72d	0.30
	50	96.96 $\pm$ 15.53d	463.27 $\pm$ 136.07cd	0.21
	100	144.77 $\pm$ 15.28d	1081.61 $\pm$ 113.12c	0.11
	200	168.33 $\pm$ 25.26d	2462.40 $\pm$ 666.80b	0.07
	400	346.83 $\pm$ 107.49d	5972.23 $\pm$ 676.02a	0.06
	800	2141.91 $\pm$ 470.71c	—	—
	1600	3543.40 $\pm$ 1456.43b	—	—
	2400	6810.51 $\pm$ 842.83a	—	—
Zn^{2+}	CK	151.96 $\pm$ 3.77f	242.61 $\pm$ 30.60c	—
	10	199.78 $\pm$ 9.79f	373.16 $\pm$ 32.50c	0.54
	25	259.02 $\pm$ 9.89ef	525.24 $\pm$ 29.32c	0.49
	50	399.31 $\pm$ 21.19de	789.76 $\pm$ 161.99bc	0.51
	100	490.50 $\pm$ 49.21d	989.14 $\pm$ 77.59bc	0.50
	200	792.44 $\pm$ 31.63c	2033.35 $\pm$ 445.19b	0.39
	400	1105.75 $\pm$ 132.94b	5148.35 $\pm$ 1921.98a	0.21
	800	1145.60 $\pm$ 156.51b	—	—
	1600	1325.40 $\pm$ 154.36a	—	—
	2400	1387.77 $\pm$ 14.10a	—	—
Cu^{2+}	CK	33.33 $\pm$ 1.07c	37.40 $\pm$ 2.13d	—
	10	39.82 $\pm$ 1.96c	112.42 $\pm$ 10.84c	0.35
	25	41.00 $\pm$ 2.81c	276.24 $\pm$ 11.29b	0.15
	50	57.65 $\pm$ 3.00c	391.19 $\pm$ 53.80a	0.15
	100	70.05 $\pm$ 3.48c	—	—
	200	122.74 $\pm$ 21.37c	—	—
	400	501.75 $\pm$ 99.20b	—	—
	800	951.77 $\pm$ 256.62a	—	—
Cd^{2+}	CK	0.13 $\pm$ 0.02d	0.41 $\pm$ 0.1d	—
	10	20.05 $\pm$ 4.19d	36.35 $\pm$ 4.80c	0.55
	25	49.97 $\pm$ 4.65cd	103.72 $\pm$ 3.87b	0.48
	50	41.41 $\pm$ 3.65cd	194.97 $\pm$ 26.46a	0.21
	100	84.18 $\pm$ 11.36c	—	—
	200	237.08 $\pm$ 29.47b	—	—
	400	429.33 $\pm$ 93.48a	—	—
	800	245.52 $\pm$ 32.51b	—	—

小写字母表示差异显著 ($P < 0.05$), 具有相同字母表示无显著差异, 不同字母表示有显著差异, 根的干物质取 0.01g 以上统计; 数值 = 平均值 $\pm$ 标准偏差

达到最大,对于 Pb^{2+} 较低的转运能力,其原因可能是由于 Pb^{2+} 的毒害作用,对植物细胞膜结构造成损伤,扩大根细胞质膜的透性,使植物以非正常生理代谢

方式被动吸收 Pb^{2+} , 导致大量 Pb^{2+} 累积于根部细胞, 同时在根系细胞中其存在形式主要以 PbCO_3 、 $\text{Pb}(\text{PO}_4)_2$ 等沉淀形式或者络合态存在, 抑制了 Pb^{2+} 向地上部运输^[10]; 而幼苗对 Zn^{2+} 的转运能力强于其他 3 种重金属, 最高浓度 $400\mu\text{mol/L}$ 处理下根与地上部重金属含量仅相差 4.6 倍; 整体上毛竹对重金属转运能力强弱顺序为 $\text{Zn}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Cu}^{2+}$ 。

3 结果与讨论

当前已有少数学者对重金属胁迫下不同竹子的生理响应进行研究, 但仅针对竹类中的少数品种, 如随着铜浓度的增加, *Phyllostachys Auresulcata* (Spectabilis) 及 *Pleioblastus Chino* (Hisauchii) 两竹种体内 MDA 含量上升而抑制了叶绿素的合成和植株的光合作用, *Pleioblastus Chino* (Hisauchii) 体内铜含量可达 2000mg/kg ^[11]; 王兵等对鹅毛竹的研究中同样证实了重金属胁迫提升了鹅毛竹体内 MDA 含量, 抑制了叶绿素的合成, 同时也增加了细胞膜的通透性^[12]; Collin 等的水培试验证实了 *Gigantocloa* sp. “Malay Dwarf” 对铜具有很高的耐性^[13]。在铅胁迫的研究中, 菲白竹体内的矿质营养平衡被破坏, 尤其是 Na^+/K^+ 的平衡被打破是铅毒害的主要原因, 其体内铅含量可达 8211mg/kg ^[14]。而种子萌发和幼苗生长期是植物对环境胁迫较为敏感的时期^[15], 因此通过研究种子在胁迫条件下其萌发与幼苗生长的特征可以在一定程度上反映植物对胁迫的耐性^[16]。 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 作为植物生长的非必需元素, 通过根系吸收在植物体内积累, 抑制种子萌发, 同时破坏细胞结构, 降低植物光合作用, 从而影响植物的生长发育^[17]。 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 作为植物的必需元素, 在一定浓度范围内会对植物产生有益的作用, 即在低浓度下产生促进作用, 但超过某个浓度范围则直接危害植株的生长发育^[18-19]。

在本实验中, 毛竹种子萌发结果在四种重金属不同浓度胁迫下表现出极大差异性, Zn^{2+} 对种子萌发的影响最弱, 而 Cd^{2+} 的抑制作用最强, 同时发现在部分高浓度处理下种子分萌发率高于低浓度的处理, 其可能原因在于重金属的毒性不同及与毛竹种子的质量密切相关, 种子的萌发率只是其中一个反应重金属胁迫的影响因素, 代表性不强, 而活力指数则是综合表现了重金属胁迫对种子萌发的影响, 因

而更具有代表性。从整体角度而言, 在 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 的胁迫下毛竹种子的发芽率、发芽势、发芽指数及活力指数等各项指标随着重金属浓度的升高而降低, Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 胁迫下毛竹种子的发芽率、发芽势、发芽指数都呈现随重金属浓度增加出现先增加后减小的规律, 但低浓度处理之间差异不显著 ($P > 0.05$), 而两者的活力指数则表现出不同的结果, 表明 Cu^{2+} 对种子的毒性强于 Zn^{2+} 对种子的毒性。这与金丝草^[20]、龙葵^[21]、海州香薷^[22]、高羊茅^[23] 等种子萌发结果类似。

杜天庆^[24] 等对小麦的研究中发现, 重金属对幼苗根的毒害明显强于对芽的毒害。可能主要原因在于植物根系直接与重金属环境接触, 同地上部比较根系最先受到重金属的毒害, 同时在根部细胞壁上存在着能够大量固定重金属离子的交换位点, 当重金属被根尖吸收后诱发其产生自由基, 当自由基超过植物自身抗氧化系统酶的清除能力时, 多余的自由基会伤害根系代谢中的琥珀酸脱氢酶等, 使根系活力下降, 从而抑制了重金属由根系上地上部转移^[25-26]。在重金属胁迫下, 毛竹幼苗的生长表现出同样的现象, 重金属明显抑制了根的发育, 对芽的抑制程度较小, 因而出现“无根苗”现象。对于不同重金属胁迫, 其根系变化规律各异: Pb^{2+} 胁迫下除了对根体积的产生抑制效果外, 对总根长、根总表面积及根尖数在低浓度处理下有促进作用, 而在高浓度处理则明显的抑制; Zn^{2+} 胁迫则抑制了根总表面积而对根体积和根尖数呈现“低促高抑”现象, 对总根长则抑制效果不明显; Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 则完全对根长、根总表面积、根体积及根尖数产生抑制效果。

在不同重金属胁迫下, 植物对各重金属元素具有不同的耐性机制。 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 作为植物生长必需的营养元素, 但在植物体内却表现出极大的差异性。 Cu^{2+} 在 $50\mu\text{mol/L}$ 时, 根铜浓度只有 391.19mg/kg , 而 Zn^{2+} 在同等条件下却能达到 789.76mg/kg , 同 CK 相比净增加 547.15mg/kg , 而铜浓度只提高了 353.79mg/kg , 同时对重金属的转移系数 Cu^{2+} 只有 0.15, Zn 达到了 0.21; 当浓度超过 $200\mu\text{mol/L}$ 后 Cu^{2+} 已无法测定其根长, 而 Zn^{2+} 在 $2400\mu\text{mol/L}$ 浓度下还可测定根长, 但 Cu^{2+} 浓度超过 $50\mu\text{mol/L}$ 、 Zn^{2+} 浓度超过 $400\mu\text{mol/L}$ 后根干物质质量已小于 0.01g , 这表明在 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 两重金属胁迫下, Cu^{2+} 的毒性明显大于

Zn²⁺。同 Pb 超积累植物土荆芥^[27]、Zn 超积累植物东南景天^[28]、Cd 超积累植物宝山堇菜^[29]、Cu 超积累植物海州香薷^[30]相比,其体内重金属含量相对较低,重金属的转移系数也小于 1,但从生物量角度比较,毛竹每公顷生物量可达 116.5t^[7],远远高于超积累植物。因此综合考虑各种因素,利用毛竹修复重金属污染土壤具有很大的潜力。在幼苗重金属含量的研究中发现,其地上部 Pb 的含量远高于其他 3 种元素,原因可能由于不同重金属对植物毒害的差异性导致幼苗吸收、转运的不同,因此地上部含量产生差别,同时在重金属胁迫下出现“无根苗”现象,如 Pb²⁺浓度大于 400μmol/L 及 Cu²⁺与 Cd²⁺浓度大于 200μmol/L 处理下,种子仅萌发出胚根,芽通过胚根直接与重金属溶液接触,同时胚根吸收的重金属离子也直接被转移到地上部,导致地上部重金属含量显著升高,而 Zn 则由于根的存在,抑制了 Zn²⁺向地上部转运。

从整体上来看,4 种金属对毛竹种子的萌发以抑制作用为主,随着重金属浓度的升高幼苗体内重金属含量也增大。其中 Cd²⁺对毛竹种子萌发及幼苗生长的毒害最用最强,Cu²⁺次之,Pb²⁺和 Zn²⁺最弱,对重金属的转移能力却表现出 Zn²⁺>Cd²⁺>Pb²⁺>Cu²⁺,说明毛竹对 Pb²⁺、Zn²⁺有很好的耐性,但对 Cd²⁺的吸收转运能力更强。

综上,本文系统揭示了毛竹种子在重金属胁迫下的萌发和富集情况,为将毛竹作为植物修复材料加以研究做了初步的探索。今后,随着研究的不断深入,有必要从生理层面对毛竹的重金属耐性进行深入研究,探讨重金属在毛竹体内的转移机制,研究毛竹对重金属的解毒机理,这对于今后进一步丰富植物修复技术手段具有重要的研究价值和实用意义。

References:

- [1] Damodaran D, Vidya Shetty K, Raj Mohan B. Effect of chelaters on bioaccumulation of Cd (II), Cu (II), Cr (VI), Pb (II) and Zn (II) in *Galerina vittiformis* from soil. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 2013, 85: 182-188.
- [2] Ma Y, Rajkumar M, Luo Y M, Freitas H. Phytoextraction of heavy metal polluted soils using *Sedum plumbizincicola* inoculated with metal mobilizing *Phyllobacterium myrsinacearum* RC6b. *Chemosphere*, 2013, 93(7): 1386-1392.
- [3] Glick B R. Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. *Biotechnology Advances*, 2003, 21(5): 383-393.
- [4] Ghosh P, Rathinasabapathi B, Ma L Q. Arsenic-resistant bacteria solubilized arsenic in the growth media and increased growth of arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. *Bioresource Technology*, 2011, 102(19): 8756-8761.
- [5] Song X Z, Peng C H, Zhou G M, Jiang H, Wang W F, Xiang W H. Climate warming-induced upward shift of Moso bamboo population on Tianmu Mountain, China. *Journal of Mountain Science*, 2013, 10(3): 363-369.
- [6] Gratani L, Crescente M F, Varone L, Fabrini G, Digiulio E. Growth pattern and photosynthetic activity of different bamboo species growing in the Botanical Garden of Rome. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 2008, 203(1): 77-84.
- [7] Shimokawa T, Ishida M, Yoshida S, Nojiri M. Effects of growth stage on enzymatic saccharification and simultaneous saccharification and fermentation of bamboo shoots for bioethanol production. *Bioresource Technology*, 2009, 100 (24): 6651-6654.
- [8] Zhang L. Micro-Ecological Characteristics in Rhizosphere Soil of Hyperaccumulator *Sedum Alfredii* Hance [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2006.
- [9] Li W C, Sheng B Y, Wang S D, Zhong Z K, Ding Y L, Liu J. The response of Moso Bamboo seeds germination to temperature and light. *Journal of Bamboo Research*, 2007, 26(4): 26-29.
- [10] Xiao Z H, Zhang Y X, Zhang X W, Li P. Effects of exogenous Pb and Cu stress on eco-physiological characteristics on foxtail millet seedlings of different genotypes. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32 (3): 889-897.
- [11] Jiang L, Shi G, Ding Y, Lou L, Cai Q. Differential responses of two bamboo species (*Phyllostachys Auresulcata* 'Spectabilis' and *Pleioblastus Chino* 'Hisauchii') to excess copper. *BioEnergy Research*, 2013, 6(4): 1223-1229.
- [12] Wang B, Cao B H, Cai C J, Zhang X X, Zhang Y J, Zhang X W. Effect of Combined Cd, Pb, Cu and Zn pollution on physiological and biochemical characteristics of *Shibataea chinensis*. *Anhui Agricultural Science Bulletin*, 2010, 16 (3): 34-36.
- [13] Collin B, Doelsch E, Keller C, Panfili F, Meunier J. Effects of silicon and copper on bamboo grown hydroponically. *Environmental Science Pollution Research*, 2013, 20 (9): 6482-6495.
- [14] Zhang Z J, Gao J, Cai C J, Fan S H. Absorption and distribution of mineral nutrients in *Pleioblastus fortunei* under lead stress. *Scientia Silvae Science*, 2011, 47(1): 153-157.
- [15] Li M, Luo Y M, Song J, Zhang D S. Ecotoxicological effect of pH, salinity and heavy metals on the barley root elongation in mixture of copper mine tailings and biosolids. *Soils*, 2006, 38 (5): 578-583.
- [16] Zhang D P, Cai C J, Fan S H, Su W H. Effects of Pb²⁺, Cd²⁺ on germination and seedling early growth of Moso Bamboo (*Phyllostachys edulis*) seed. *Forest Research*, 2012, 25 (4):

500-504.

- [17] Tao L, Ren J, Zhu G H, Du Z. Advance on the effects of heavy metals on seed germination. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(S1): 52-57.
- [18] Wang H, Jin J Y. The physiological and molecular mechanisms of zinc uptake, transport, and hyperaccumulation in plants: A review. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2009, 15(1): 225-235.
- [19] Tian R N, Yu S, Wang S G. Germination and seedling growth of *Triarrhena sacchariflora* (Maxim.) Nakai under Copper and Cadmium stress. *Ecology and Environment*, 2011, 20(8): 1332-1337.
- [20] Hou X L, Liu A Q, Cai L P, Wu P F, Zou X H, Ma X Q. Effects of Pb stress on seed germination and seedlings growth of *Pogonatherum crinitum* as Pb accumulator plant. *Journal of Southwest Forestry College*, 2013, 33(5): 54-58.
- [21] Liu J G, Zhang Y X, Shi P L, Chai T Y. Effect of cadmium on seed germination and antioxidative enzymes activities in cotyledon of *Solanum nigrum* L.. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(5): 880-884.
- [22] Liu Y H, Ding Y, Shi R R. Effects of copper and cadmium pollution on *elsholtzia splendens* seed germination. *Journal of Nanchang Hangkong University: Natural Science*, 2010, 24(1): 91-95.
- [23] Zhang Y B, Liu A R, Dong J G, Cui B X. Response of germination and growth of nine *Festuca arundinacea* Schreb varieties to zinc stress. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2010, 18(2): 371-376.
- [24] Du T Q, Yang J Z, He J P, Cui F Z. The pollution monitoring index system of wheat at different growth stages under the stress of Cd, Cr and Pb. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(7): 1845-1852.
- [25] Ma M, Gong H H, Deng H. Effects of heavy metal stress on seed germination and seedling growth of eight urban pants. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2012, 28(22): 206-211.
- [26] Nuzaaiti · Aibibu, Liu Y G, Song H X, Xu L, Chen B B. Effects of Zn and Cu on physiological and biochemical processes and their accumulation characteristics of vetiver. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(1): 54-59.
- [27] Wu S T, Wu X F, Hu Y L, Chen S J, Hu J Z, Chen Y F, Xie N Z. Studies on soil pollution around Pb-Zn smelting factory and heavy metals hyperaccumulators. *Ecology and Environment*, 2004, 13(2): 156-157.
- [28] Yang X E, Long X X, Ni W Z, Fu C X. *Sedum alfredii* H: a new Zn hyperaccumulating plant first found in China. *Chinese Science Bulletin*, 2002, 47(19): 1634-1637.
- [29] Liu W, Shu W S, Lan C Y. *Viola baoshanensis*—A Newly Discovered Cd Hyper-Accumulator. *Chinese Science Bulletin*, 2003, 48(19): 2046-2049.
- [30] Yang X E, Shi W Y, Fu C X, Yang M J, He F. Copper-hyperaccumulators of Chinese plants characteristics and possible use for phyto-remediation [C]. In: Bassam N. E. eds. *Sustainable agriculture for food, energy and industry*. James & James, Science Publishers Ltd. London. 1998: 484-489.

参考文献:

- [8] 张玲. 超积累植物东南景天 (*Sedum alfredii* Hance) 根际微生物特征研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2006.
- [9] 李伟成, 盛碧云, 王树东, 钟哲科, 丁雨龙, 刘静. 毛竹种子萌发对温度和光照的响应. *竹子研究汇刊*, 2007, 26(4): 26-29.
- [10] 肖志华, 张义贤, 张喜文, 李萍. 外源铅、铜胁迫对不同基因型谷子幼苗生理生态特性的影响. *生态学报*, 2012, 32(3): 889-897.
- [12] 王兵, 曹帮华, 蔡春菊, 张秀秀, 张玉娟, 张晓文. 铅镉铜锌复合污染对鹅毛竹生理生化特性的影响. *安徽农学通报*, 2010, 16(3): 34-36.
- [14] 张志坚, 高健, 蔡春菊, 范少辉. 铅胁迫下菲白竹的矿质营养吸收和分配. *林业科学*, 2011, 47(1): 153-157.
- [15] 李敏, 骆永明, 宋静, 张殿顺. 污泥-铜尾矿体系下 pH, 盐分和重金属对大麦根伸长的生态毒性效应. *土壤*, 2006, 38(5): 578-583.
- [16] 张大鹏, 蔡春菊, 范少辉, 苏文会. 重金属 Pb²⁺ 和 Cd²⁺ 对毛竹种子萌发及幼苗早期生长的影响. *林业科学研究*, 2012, 25(4): 500-504.
- [17] 陶玲, 任珺, 祝广华, 杜忠. 重金属对植物种子萌发的影响研究进展. *农业环境科学学报*, 2007, 26(S1): 52-57.
- [18] 汪洪, 金继运. 植物对锌吸收运输及积累的生理与分子机制. *植物营养与肥料学报*, 2009, 15(1): 225-235.
- [19] 田如男, 于双, 王守攻. 铜、镉胁迫下获种子的萌发和幼苗生长. *生态环境学报*, 2011, 20(8): 1332-1337.
- [20] 侯晓龙, 刘爱琴, 蔡丽平, 吴鹏飞, 邹显花, 马祥庆. Pb 胁迫对富集植物金丝草种子萌发和幼苗生长的影响. *西南林业大学学报*, 2013, 33(5): 54-58.
- [21] 刘金光, 张玉秀, 史沛丽, 柴团耀. 镉对龙葵种子萌发及子叶抗氧化酶活性的影响. *农业环境科学学报*, 2012, 31(5): 880-884.
- [22] 刘燕红, 丁园, 史蓉蓉. 铜镉污染对海州香薷种子萌发的影响. *南昌航空大学学报: 自然科学版*, 2010, 24(1): 91-95.
- [23] 张远兵, 刘爱荣, 董建国, 崔丙香. 9 个高羊茅品种种子萌发和幼苗生长对锌胁迫的响应. *中国生态农业学报*, 2010, 18(2): 371-376.
- [24] 杜天庆, 杨锦忠, 郝建平, 崔福柱. 小麦不同生育时期 Cd, Cr, Pb 污染监测指标体系. *生态学报*, 2010, 30(7): 1845-1852.
- [25] 马敏, 龚惠红, 邓泓. 重金属对 8 种园林植物种子萌发及幼苗生长的影响. *中国农学通报*, 2012, 28(22): 206-211.
- [26] 努扎艾提·艾比布, 刘云国, 宋华晓, 徐立, 陈贝贝. 重金属 Zn, Cu 对香根草生理生化指标的影响及其积累特性研究. *农业环境科学学报*, 2010, 29(1): 54-59.
- [27] 吴双桃, 吴晓芙, 胡曰利, 陈少瑾, 胡劲召, 陈宜菲, 谢凝子. 铅锌冶炼厂土壤污染及重金属富集植物的研究. *生态环境*, 2004, 13(2): 156-157.
- [28] 杨肖娥, 龙新宪, 倪吾钟, 傅承新. 东南景天 (*Sedum alfredii* H)——一种新的锌超积累植物. *科学通报*, 2002, 47(13): 1003-1006.
- [29] 刘威, 束文圣, 蓝崇钰. 宝山堇菜 (*Viola baoshanensis*)——一种新的镉超富集植物. *科学通报*, 2003, 48(19): 2046-2049.