

几种挺水植物对重金属锌的抗性能力及其影响因素

徐德福, 李映雪, 李久海, 吴芳芳

南京信息工程大学环境科学与工程学院, 江苏 南京 210044

摘要: 水生植物已被用于重金属污染水体的生态修复, 但不同水生植物对重金属的抗性能力存在差异, 选择对重金属抗性和吸收能力强的植物有利于提高污水生态修复效果。以4种挺水植物为材料, 通过室内培养实验研究挺水植物对重金属锌的抗性能力及其影响因素, 结果表明: 挺水植物地上部分铁含量显著($p < 0.05$)低于根和根表铁氧化物胶膜上铁含量, 铁主要积累在挺水植物地下部分。加入高浓度锌时, 灯心草(*Juncus effuses*)和菖蒲(*Acorus gramineus*)对锌的抗性能力较强, 而茭白(*Zizania ceduciflora*)和美人蕉(*Canna indica*)则较弱。挺水植物对锌的抗性能力与其根表铁氧化物胶膜含量和地上部分铁含量有关, 铁氧化物胶膜可作为一个障碍层, 而降低锌对植物的毒害, 而植物地上铁与锌竞争植物叶中的代谢性敏感位点而降低锌对植物的毒害。灯心草对锌的抗性能力比较强与其根表铁氧化物胶膜和地上部分铁含量较高有关, 灯心草可作为一种工程植物用于锌污染水体的植物修复。

关键词: 挺水植物; 铁氧化物胶膜; 铁; 锌; 抗性

中图分类号: X173

文献标识码: A

文章编号: 1674-5906 (2009) 01-0476-04

植物修复污染水体, 具有低成本、低运行费用、适宜性强和管理方便等特点, 已成为污染水体治理的研究热点之一。一些水生植物对多种重金属有较强的吸附和积累能力, 且分布较为广泛, 因此, 水生植物已被用于重金属污染水体的治理或修复中^[1-2]。目前对水生植物吸收和积累重金属的机理以及抗性研究比较多。徐勤松等^[3]报道, Cd和Zn进入菹草后, 主要分布在细胞壁和细胞的膜性结构上。Keskinkan等^[4]报道狐尾藻和金鱼藻能从溶液中移出重金属锌、铅和铜, 可用于去除水体中的重金属。吴玉树等^[5]发现, 在铅浓度为0~20 mg·L⁻¹时, 5种水生植物的抗性大小顺序为: 凤眼莲>狐尾藻>紫萍>菱角>水鳖。上述研究主要集中在沉水植物或漂浮植物, 而有关挺水植物对重金属的抗性能力未见报道。Zn是一种植物的微量元素, 但Zn含量超过一定限度时, 会导致植物根部受到损害, 影响植物对水分和养分的吸收, 造成植物生长不良, 严重时甚至死亡^[6]。另外人体通过食物链长期积累过量锌盐可导致贫血、生长延迟、肝细胞中细胞色素氧化酶活力降低等中毒现象^[7]。铁氧化物胶膜普遍存在于水生植物根表, 且对水生植物的生长和根际环境有着重要的影响^[8-9]。因此, 本文选择4种常见的挺水植物, 研究不同挺水植物对锌的抗性能力及其铁氧化物胶膜对挺水植物抗性能力的影响, 以为重金属污染水体的植物修复(或生态修复)提供材料和理论指导。

1 材料与方法

1.1 盆栽试验

供试土壤为潮土, 其pH为6.81, 有机质含量为13.40 g·kg⁻¹, 全氮含量为15.4 g·kg⁻¹, 有效磷含量为32.5 mg·kg⁻¹, 全锌含量为86.78 mg·kg⁻¹。供试挺水植物分别是美人蕉(*Canna indica*)、茭白(*Zizania ceduciflora*)、灯心草(*Juncus effuses*)和菖蒲(*Acorus gramineus*)。将4 kg供试土壤与1.2 g过磷酸钙, 1.6 g尿素和1.2 g氯化钾混合, 然后加入FeSO₄和ZnSO₄, 其具体处理如下: ①加入FeSO₄1 g·kg⁻¹土壤(Fe); ②加入FeSO₄1 g·kg⁻¹土壤后再加入ZnSO₄0.5 g·kg⁻¹土壤(Fe+Zn)。充分混合后, 加水淹水培养, 一周后将长势均匀一致的幼苗两株种植于盆中培养, 每个处理重复3次, 在整个试验过程中, 保持水的深度为3~4 cm, 培养时间为3个月。

1.2 分析方法

培养结束后, 将挺水植物根与地上部分分开, 然后用去离子水洗净, 一部份在根和地上部分在60℃下烘干, 并测定其铁和锌的含量, 测定方法为HNO₃湿灰化—原子吸收测定^[10]。另一部份鲜根用于测定根表铁氧化物胶膜含量, 测定方法为DCB溶液提取—原子吸收测定^[11]。

2 结果与分析

2.1 挺水植物的生物量

与加入铁相比, 加入锌和铁后, 美人蕉生长受到抑制, 植物根和茎生长短小, 其生物量比只加铁处理减少了46.2%。与美人蕉一样, 加入锌和铁后, 茭白的生长也受到抑制, 生物量也显著降低($p < 0.05$), 比只加铁处理降低了31.4%。然而加入锌

基金项目: 南京信息工程大学科研启动项目; 江苏省高校自然科学研究指导性计划项目(06KJD210116)

作者简介: 徐德福(1975年生), 男, 副教授, 博士, 主要从事污染水体生态修复控制研究。E-mail: defuxu1@163.com

收稿日期: 2008-10-15

和铁后, 菖蒲和灯心草的生物量几乎没有明显变化, 生物量分别减少了3.1%和1.7% (图1)。

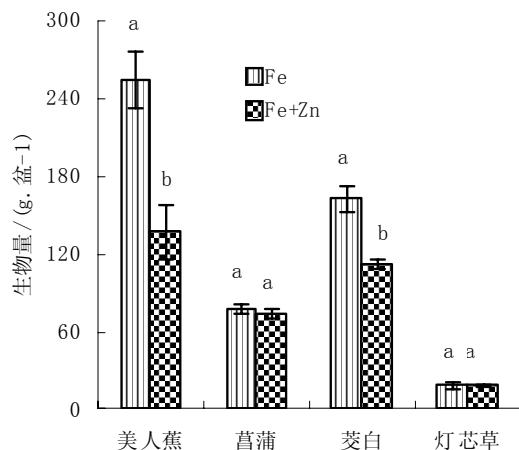


图1 挺水植物的生物量(干质量)
Fig. 1 Biomass of emergent plants (dry weight)

2.2 挺水植物根表铁氧化物胶膜含量

加入铁后, 4种挺水植物根表铁氧化物胶膜含量存在显著差异($p < 0.05$)。灯心草根表铁氧化物胶膜含量最高, 而美人蕉根表铁氧化物胶膜最低(图2)。与加入铁相比, 加入锌与铁后, 4种挺水植物根表铁氧化物胶膜的含量都降低, 但变化不明显。4种挺水植物根表铁氧化物胶膜含量的大小顺序为: 灯心草>菖蒲>茭白>美人蕉 (图2)。

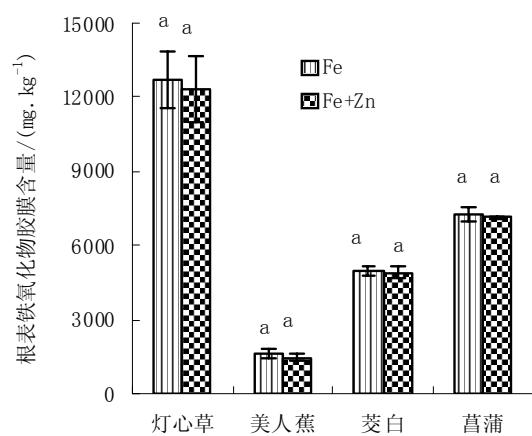


图2 挺水植物根表铁氧化物胶膜
Fig. 2 Content of Fe plaque on the root surface of emergent plants

2.3 挺水植物根中铁含量

4种挺水植物根中铁含量存在差异(图3), 在加入铁时, 挺水植物根中的铁含量大小顺序为: 茭白>灯心草>美人蕉>菖蒲。加入锌与铁后, 挺水植物根中铁含量也存在差异, 茭白根中铁含量最高, 美人蕉其次, 而菖蒲最低(图3)。与加入铁相比, 加入锌与铁后, 4种挺水植物根中铁含量均有降低趋势, 其中灯心草根中铁含量显著降低($p < 0.05$)。

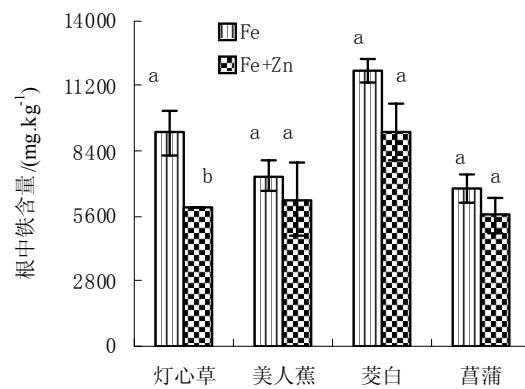


图3 挺水植物根中铁含量
Fig. 3 Content of iron in root of emergent plants

该变化规律与根表铁氧化物胶膜含量变化规律相一致(图2), 其原因可能是加入锌和铁后, 挺水植物根表铁氧化物胶膜含量降低, 使得通过扩散方式进入根中的铁减少, 导致根中铁含量降低。

2.4 挺水植物地上部分铁含量

挺水植物地上部分铁含量如图4所示, 加入铁后, 菖蒲和灯心草地上部分铁含量比较高, 而美人蕉和茭白比较低。加入锌与铁后, 灯心草地上部分铁含量显著增加($p < 0.05$), 而其它3种挺水植物地上部分铁含量均降低。4种挺水植物地上部分铁含量存在差异, 灯心草和菖蒲地上部分铁含量显著高于美人蕉和茭白地上部分铁含量($p < 0.05$)。比较图2、图3和图4可以看出, 4种挺水植物地上部分铁含量显著($p < 0.05$)低于根和根表铁氧化物胶膜上铁含量, 说明铁主要积累在挺水植物地下部分, 而地上部分铁积累量相对比较小。

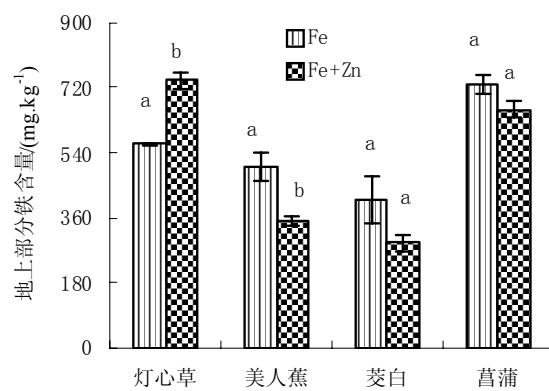


图4 挺水植物地上部分铁含量
Fig. 4 Content of Fe in aboveground part of emergent plants

2.5 挺水植物根中锌含量

当加入铁处理时, 茭白根中锌含量最高, 其次是美人蕉和灯心草, 而菖蒲的含量最低。与加入铁相比, 加入锌与铁后, 4种挺水植物根中锌的含量都

极显著($p < 0.01$)增加,其中茭白根中锌含量最高,其次是美人蕉和灯心草,而菖蒲根中锌含量最低。茭白根中锌含量极显著($p < 0.01$)高于其它挺水植物,而菖蒲中锌含量则显著($p < 0.01$)低于其它植物。

2.6 挺水植物地上部分锌含量

挺水植物地上部分锌含量如图6所示。当加入锌与铁后,4种挺水植物地上部分锌含量都增加,其中灯心草、美人蕉和菖蒲地上部分锌增加达到显著水平($p < 0.05$)。在加入锌与铁处理时,灯心草、美人蕉、茭白和菖蒲地上部分锌含量与根中锌含量的比值分别为0.78、0.28、0.06和0.42,说明在加入锌与铁处理时,灯心草和菖蒲根中锌向地上部分迁移比美人蕉和茭白多,这可能与在高浓度锌对美人蕉和茭白产生毒害,抑制了植物的生长(图1),从而降低了对锌的吸收有关。比较图5和图6可以看出,虽然灯心草地下部分锌含量(图5)低于美人蕉和茭白,但其地上部分锌含量却显著高于($p < 0.01$)美人蕉和茭白(图6),该结果也说明灯心草根中锌向地上部分迁移比较多。加入锌和铁后,4种挺水植物地上部分锌含量大小顺序为:灯心草>美人蕉>菖蒲>茭白。

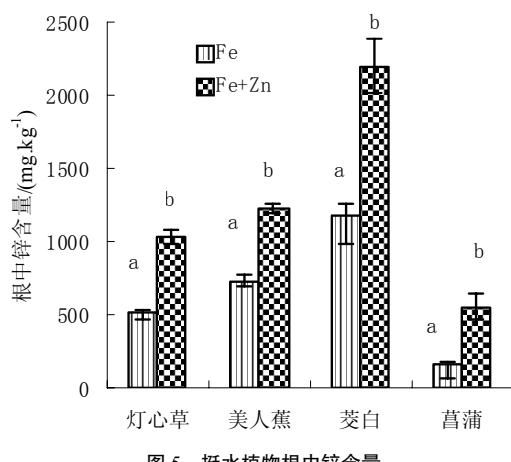


Fig. 5 Content of Zn in root of emergent plants

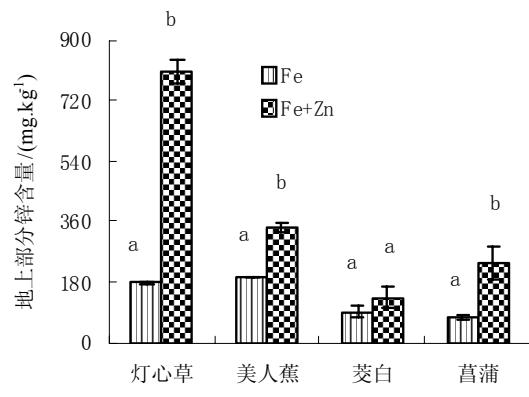


Fig. 6 Content of Zn in aboveground part of emergent plants

3 讨论

3.1 铁氧化物胶膜对挺水植物抗重金属毒害能力的影响

锌是植物的微量元素,但高浓度的锌将会对植物长生毒害作用。如加入 $ZnSO_4 0.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 土壤时,美人蕉和茭白的生长受到抑制,生物量分别减少了46.2%和31.4%,但灯心草和菖蒲的生物量变化不大,分别只降低了1.7%和3.1%,说明灯心草和菖蒲抗锌毒害能力比较强,而茭白和美人蕉则比较弱。分析4种挺水植物对锌的抗性能力与根表铁氧化物胶膜之间的相互关系发现,挺水植物对重金属(锌)的抗性能力与其根表上铁氧化物胶膜有关,灯心草和菖蒲根表铁氧化物胶膜比较高,其抗锌毒害能力比较强,相反美人蕉根表铁氧化物胶膜低,其抗锌毒害的能力也比较低(图1、图2),因此,挺水植物根表铁氧化物胶膜具有“解毒”作用。挺水植物根表铁氧化物胶膜抗重金属锌毒害的机理如下:挺水植物根表铁氧化物胶膜可能作为一种物理障碍层阻碍锌进入根中,降低根中锌的含量,从而减少锌的毒害。如加入 $ZnSO_4 0.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 土壤时,灯心草和菖蒲根表的铁氧化物胶膜含量比较高(图2),阻碍过多的锌进入根,导致这2种植物根中的锌含量都比茭白和美人蕉低(图5),以致降低了锌对灯心草和菖蒲的毒害,相反茭白和美人蕉根表铁氧化物胶膜含量相对较低,使得根中锌含量相对较高,从而导致锌对茭白和美人蕉产生毒害。

3.2 地上部分铁对挺水植物抗重金属毒害能力的影响

当加入 $ZnSO_4 0.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 土壤时,比较挺水植物的生物量(图1)和地上部分铁含量(图4)发现,菖蒲和灯心草生物量没有明显减少,未受锌的毒害,其原因可能与2种挺水植物地上部分铁含量比较高有关,相反美人蕉和茭白地上部分铁含量比较低(图4),其生物量降低比较多(图1),受重金属毒害也较严重。说明挺水植物地上部分铁含量越高,挺水植物受锌毒害越轻,该结果与前人报道相一致,如Foy等^[12]报道,植物体内铁的出现,使植物能容忍高浓度的锌。另外,从图6还可以看出,灯心草地上部分锌含量显著高于其它3种挺水植物($P < 0.01$),但其仍未受到锌的毒害,生物量变化比较小(图1),其原因也可能与灯心草地上部分铁含量比较高有关(图4)。Greipson^[13-14]报道植物叶上高浓度的铁有利于植物在高浓度的铜环境中生长,因为铁和铜竞争植物叶中的代谢性敏感位点,从而降低铜的毒害。从图4可以看出,加入 $ZnSO_4 0.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 土壤时,美人蕉和茭白地上部分铁含量都降低,而灯心草地上部分铁含量则显著增加,该结果说明灯

心草地上部分铁的显著增加与地上部分锌的显著增加有关，其原因是在高浓度锌的胁迫下（图6），灯心草为降低锌的毒害，而显著增加地上部分铁含量的结果。

4 结论

（1）高浓度锌对挺水植物造成毒害，降低其生物量，严重时甚至能使挺水植物死亡。4种挺水植物对锌的抗性存在差异，灯心草和菖蒲对锌的抗性能力比较强，而美人蕉和菖蒲则比较弱。

（2）挺水植物根表铁氧化物胶膜含量存在显著差异，根表铁氧化物胶膜含量越高，对重金属锌的抗性越强。挺水植物地上部分铁含量也影响其对锌的抗性能力，植物地上部分铁含量越高，其对锌的抗性能力越强。

（3）灯心草根表铁氧化物胶膜和地上部分铁含量比较高，其抗锌毒害能力比较强，当处理锌污染水体时，灯心草可作为一种工程植物。

参考文献：

- [1] 贺锋, 吴振斌. 水生植物在污水处理和水质改善中的应用[J]. 植物学通报, 2003, 20: 641-647.
HE Fang, WU Zhengbin. Application of aquatic plants in sewage treatment and water quality improvement[J]. Chinese Bulletin of Botany, 2003, 20: 641-647.
- [2] 李华, 程芳琴, 王爱英. 三种水生植物对Cd污染水体的修复研究[J]. 山西大学学报: 自然科学版, 2005, 28(3):325-327.
LI Hua, CHENG Fangqin, WANG Aiyin. Phytoremediation of Cd contaminated water by hydrophyte[J]. Journal of Shanxi University: Natural Science Edition, 2005, 28(3): 325-327.
- [3] 徐勤松, 施国新, 杜开和. 重金属镉、锌在菹草叶细胞中的超微定位观察[J]. 云南植物研究, 2002, 24: 241-244.
XU Qinsong, SHI Guoxin, DU Kaihe. Ultrastructural localization observation of Cd and Zn in leaf cells of potamogeton crispus[J]. Acta Botanica Yunnanica, 2002, 24: 241-244.
- [4] KESKLNKAN O, GOKSU M Z L, BASLBUYUK M, et al. Heavy metal absorption properties of a submerged aquatic plant (*Ceratophyllum demersum*)[J]. Bioresource Technology, 2004, 92: 197-200.
- [5] 吴玉树, 王焕校, 鲍奕佳. 水生维管束植物对水体铅污染的反应抗性和净化作用[J]. 生态学报, 1983, 3: 186-196.
WU Yushu, WANG Huanxiao, BAO Yingjia. Resistance and purification of hydrophytes to Pb-pollution in water[J]. Acta Ecologica Sinica, 1983, 3: 186-196.
- [6] 孙健, 铁柏清, 钱湛, 等. Cd、Pb、Cu、Zn、As复合污染对杂交水稻苗的联合生理毒性效应及临界值[J]. 土壤通报, 2006, 37(5): 981-985.
SUN Jian, TIE Boqin, QIAN Zhan, et al. The combined eco-toxicological effect of Cd, Pb, Cu, Zn and As pollution on a hybrid rice seedling and the critical value[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2006, 37(5): 981-985.
- [7] 廖自基. 微量元素的环境化学及生物效应[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1992.
LIAO Ziji. The Environmental Chemistry of Trace Elements and its Biological Effect[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1992.
- [8] CROWDER A A, St.-Cyr L. Iron oxide plaque on wetland roots[J]. Trends in Soil Science, 1991, 1: 315-329.
- [9] OTTE M L, DEKKERS M J, ROZEMA J, et al. Uptake of arsenic by *Aster tripolium* in relation to rhizosphere oxidation[J]. Canadian Journal of Botany, 1991, 69: 2670-2677.
- [10] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业出版社, 1999.
LU Rukun. Agrochemical Analyzed Method of Soil[M]. Beijing: Agricultural Science and Technology Publishers, China, 1999.
- [11] TAYLOR G T, CROWDER A A. Use of DCB technique for extraction of hydrous iron oxides from roots of wetland plant[J]. American Journal of Botany, 1983, 70: 1254-125.
- [12] FOY C D, CHANEY R L, WHITE M C. The physiology of metal toxicity in plants[J]. Annual Review of Plant Physiology, 1978, 29: 511-566.
- [13] GREIPSON S, CROWDER A A. Amelioration of copper and nickel toxicity by iron plaque on roots of rice[J]. Canadian Journal of Botany, 1992, 70: 824-830.
- [14] GREIPSSON S. Effects of iron plaque on roots of rice on growth and metal concentration of seeds and plant tissues when cultivated in excess copper[J]. Soil Science and Plant Analysis, 1994, 25: 2761-2769.

Resistance and affection factors to high concentration of zinc uptake and accumulation by some emergent plants

Xu Defu, Li Yingxue, Li Juhai, Wu Fangfang

College of Environmental Science and Engineering, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China

Abstract: Aquatic Plants were used in ecological engineering to treat wastewater polluted by heavy metal, but capacity of resistance toxic heavy metal was different to different aquatic Plants. Aquatic Plants with high resistance and uptake toxic heavy metal were screen to enhance effect of ecologic remediation. Capacity of resistance high concentration of Zn and affected factors by four emergent plants were researched in pot experiment in the laboratory. Results showed that content of iron in aboveground part plants was significantly ($p < 0.05$) lower than that of root and iron plaque on the root surface of emergent plant, and iron was mainly accumulated belowground part of emergent plant. The capacity of resistance high concentration of Zn by *Juncus effuses* Linn and *Acorus gramineus* was high, however that of *Zizania ceduciflora* Turez and *Canna indica* Linn was relatively low. The capacity of resistance high concentration of Zn by emergent plants was related to concentration of iron plaque on the root surface and iron in aboveground part of emergent plants. Iron plaque on the root surface of emergent plants may act as barrier to ameliorate Zn toxicity; Fe of aboveground part of emergent plant ameliorated Zn toxicity resulted from it competed with Zn for sensitive metabolic site within leaves. *Juncus effuses* Linn had higher resistance high concentration of Zn due to its higher concentration of iron plaque on the root surface and iron in aboveground part of plant, which could be phytoremediation engineering to purify wastewater polluted by Zn.

Key words: emergent plant; iron plaque; iron; zinc; resistance