

中国百种杰出学术期刊
中国精品科技期刊
中国科协优秀期刊
中国科学院优秀科技期刊
新中国 60 年有影响力的期刊
国家期刊奖

ISSN 1000-0933
CN 11-2031/Q

生态学报

Acta Ecologica Sinica

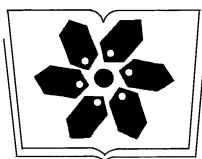
(Shengtai Xuebao)

第 30 卷 第 23 期
Vol.30 No.23
2010



中国生态学学会
中国科学院生态环境研究中心
科学出版社

主办
出版



中国科学院科学出版基金资助出版

生态学报

(SHENGTAI XUEBAO)

第 30 卷 第 23 期 2010 年 12 月 (半月刊)

目 次

1940—2002 年长江中下游平原乡村景观区域中耕地类型及其土壤氮磷储量的变化	武俊喜,程 序,焦加国,等 (6309)
海洋生态资本概念与属性界定	陈 尚,任大川,李京梅,等 (6323)
海洋生态资本价值结构要素与评估指标体系	陈 尚,任大川,夏 涛,等 (6331)
黔中喀斯特山区退化生态系统生物量结构与 N、P 分布格局及其循环特征	杜有新,潘根兴,李恋卿,等 (6338)
长白山阔叶红松林样地槭属树木木生真菌的群落组成和分布	魏玉莲,戴玉成,袁海生,等 (6348)
内蒙古退化荒漠草原土壤细菌群落结构特征	吴永胜,马万里,李 浩,等 (6355)
盐度对尖瓣海莲幼苗生长及其生理生态特性的影响	廖宝文,邱凤英,张留恩,等 (6363)
基于树轮火疤塔河蒙克山樟子松林火灾的频度分析	胡海清,赵致奎,王晓春,等 (6372)
不同农业景观结构对麦蚜种群动态的影响	赵紫华,石 云,贺达汉,等 (6380)
黑河中游荒漠灌丛斑块地面甲虫群落分布与微生境的关系	刘继亮,李锋瑞,刘七军,等 (6389)
刺槐树冠光合作用的空间异质性	郑 元,赵 忠,周 慧,等 (6399)
南海北部夏季基础生物生产力分布特征及影响因素	宋星宇,刘华雪,黄良民,等 (6409)
怒江三种裂腹鱼属鱼类种群遗传结构	岳兴建,汪登强,刘绍平,等 (6418)
大型水生植物对重金属的富集与转移	潘义宏,王宏镔,谷兆萍,等 (6430)
依据大规模捕捞统计资料分析东黄渤海白姑鱼种群划分和洄游路线	徐兆礼,陈佳杰 (6442)
正交试验法分析环境因子对苦草生长的影响	朱丹婷,李铭红,乔宁宁 (6451)
基于中分辨率 TM 数据的湿地水生植被提取	林 川,官兆宁,赵文吉 (6460)
基于 CVM 的三江平原湿地非使用价值评价	敖长林,李一军,冯 磊,等 (6470)
耕地易地补充经济补偿的生态价值——以江阴市和兴化市为例	方 斌,杨 叶,郑前进,等 (6478)
自然旅游地居民自然保护态度的影响因素——中国九寨沟和英国新森林国家公园的比较	程绍文,张 捷,徐菲菲 (6487)
基于 PSR 方法的区域生态安全评价	李中才,刘林德,孙玉峰,等 (6495)
灌浆期高温对水稻光合特性、内源激素和稻米品质的影响	滕中华,智 丽,吕 俊,等 (6504)
秦岭北坡不同生境栓皮栎实生苗生长及其影响因素	马莉薇,张文辉,薛瑶芹,等 (6512)
子午岭三种生境下辽东栎幼苗定居限制	郭 华,王孝安,朱志红 (6521)
温度、盐度对龟足胚胎发育和幼虫生长的联合影响	饶小珍,林 岗,张殿彩,等 (6530)
锡林郭勒盟气候干燥度的时空变化规律	王海梅,李政海,韩国栋,等 (6538)
北京市水足迹及农业用水结构变化特征	黄 晶,宋振伟,陈 阜 (6546)
延安北部丘陵沟壑区退耕还林(草)成效的遥感监测	孙智辉,雷延鹏,卓 静,等 (6555)
冰川前缘土壤微生物原生演替的生态特征——以乌鲁木齐河源 1 号冰川为例	王晓霞,张 涛,孙 建,等 (6563)
储藏方式和时间对三峡水库消落区一年生植物种子萌发的影响	申建红,曾 波,施美芬,等 (6571)
云南普洱季风常绿阔叶林演替系列植物和土壤 C、N、P 化学计量特征	刘万德,苏建荣,李帅锋,等 (6581)
青藏高原高寒矮嵩草草甸碳增汇潜力估测方法	曹广民,龙瑞军,张法伟,等 (6591)
基于 CEVSA2 模型的亚热带人工针叶林长期碳通量及碳储量模拟	顾峰雪,陶 波,温学发,等 (6598)
太原盆地土壤呼吸的空间异质性	张义辉,李洪建,荣燕美,等 (6606)
专论与综述	
热带森林碳汇或碳源之争	祁承经,曹福祥,曹受金 (6613)
景观对河流生态系统的影响	欧 洋,王晓燕 (6624)
自由空气中臭氧浓度升高对大豆的影响	杨连新,王云霞,赵秩鹏,等 (6635)
研究简报	
基于生态系统服务价值的区域生态补偿——以山东省为例	王女杰,刘 建,吴大千,等 (6646)
鹤伴山国家森林公园土壤甲螨群落结构	许士国,付荣恕 (6654)
栓皮栎人工林树干液流对不同时间尺度气象因子及水面蒸发的响应	桑玉强,张劲松,孟 平,党宏忠,等 (6661)
赤眼蜂发育速率对梯度恒温的响应	陈洪凡,岑冠军,黄寿山 (6669)
学术信息与动态	
GIS 和遥感技术在生态安全评价与生物多样性保护中的应用	李文杰,张时煌 (6674)
期刊基本参数:CN 11-2031/Q * 1981 * m * 16 * 374 * zh * P * ¥70.00 * 1510 * 42 * 2010-12	

大型水生植物对重金属的富集与转移

潘义宏, 王宏宾*, 谷兆萍, 熊国焕, 易 锋

(昆明理工大学环境科学与工程学院, 云南 昆明 650093)

摘要:通过野外调查和室内分析,研究了云南阳宗海南北两区域自然生长的 17 种水生植物的生长状况及植物和对应水样、根区底泥中重金属(As、Zn、Cu、Cd、Pb)的含量。结果表明:植物长势良好,未发现受害症状。水体 As 严重污染,Pb 轻度污染,Zn、Cu 和 Cd 均未超标。9 种沉水植物同时对 As、Zn、Cu、Cd、Pb 的富集系数(植物全株重金属含量与水中该元素含量的比值)远大于 1,具有共富集特征。在平均含 As 0.175 mg/L 的水中,金鱼藻、黑藻、小眼子菜、八药水筛全株 As 平均含量分别为(150 ± 7.3)、(179 ± 35)、(92 ± 31)、(265 ± 21)mg/kg(干重),对 As 具有较强富集能力;对于 8 种湿生和挺水植物,北部采样点的喜旱莲子草、田柘稗、细叶小苦荬和长芒稗对 As,长芒稗、细叶小苦荬、圆果雀稗、水蓼和风车草对 Cd,海芋和圆果雀稗对 Zn 的富集系数(植物地上部重金属含量与底泥中该元素含量的比值)以及圆果雀稗对 Cd 和 Zn 转移系数(植物地上部重金属含量与根中该元素含量的比值)均大于 1。聚类分析结果表明,金鱼藻、黑藻、八药水筛、小眼子菜、穗状狐尾藻 5 种水生植物同时对 As、Zn、Cu、Cd、Pb 具有较强的吸收和富集能力,在重金属复合污染水体修复中具有较大潜力。

关键词:大型水生植物;转移;富集;重金属

Accumulation and translocation of heavy metals by macrophytes

PAN Yihong, WANG Hongbin*, GU Zhaoping, XIONG Guohuan, YI Feng

Faculty of Environmental Sciences and Engineering, Kunming University of Science and Technology, Kunming 650093, China

Abstract: Phytoremediation technology has been widely advocated to treat polluted soil and water because it is cost-effective and environmental-friendly. Exploring suitable metal hyperaccumulators or tolerant plants is the key step for phytoremediating metal-contaminated environment. Up to now, about 500 plants have been identified as metal hyperaccumulators all over the world, but most of them are terrestrial plants, which restricted their application in aqueous environment. In 2008, Yangzong Lake, one of nine big lakes in Yunnan Province, China, was polluted by arsenic (As) released from a nearby factory. Average concentration of As in the water was up to 0.117 mg/L, suggesting that about 77 t As entered the lake. Twelve As hyperaccumulators were identified but they are all terrestrial ferns. Therefore, more attention should be paid to As accumulation in aquatic plants.

In present study, the growth status and concentrations of heavy metals (As, Cd, Cu, Pb and Zn) in 17 macrophytes naturally grown in south and north regions of Yangzong lake were evaluated by field survey and laboratory analysis. Concentrations of these five metals in water and sediments were also determined and compared with those in the plants. Results indicated that all these collected plants grew well, without any toxic symptoms. The water body was heavily and slightly polluted by As and Pb, respectively, while the concentrations of Zn, Cu and Cd were below their corresponding environmental quality standards. For 9 submerged species (*Ceratophyllum demersum*, *Hydrilla verticillata*, *Blyxa octandra*, *Potamogeton pusillus*, *Potamogeton lucens*, *Potamogeton delavayi*, *Potamogeton pectinatus*, *Myriophyllum spicatum* and *Chara braunii*), their bioconcentration factors (defined as the ratio of heavy metal concentration in whole plant to that in water) for As, Zn, Cu, Cd and Pb were all greater than 1, which showed a co-accumulative character for these five elements. Growing in water averagely containing 0.175 mg As/L, *C. demersum*, *H. verticillata*, *P. pusillus* and *B.*

基金项目:国家自然科学基金资助项目(30960080)

收稿日期:2010-05-12; **修订日期:**2010-10-11

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: whb1974@126.com

octandra showed a strong ability to accumulate As, with average As concentrations of (150 ± 7.3) , (179 ± 35) , (92 ± 31) and (265 ± 21) mg/kg (dry weight), respectively. For 8 hygrophyte and emerged species at north site, bioconcentration factors (the ratio of heavy metal concentration in aboveground part to that in sediment) were greater than 1 in *Alternanthera philoxeroides*, *Echinochloa oryzicola*, *Ixeridium gracile* and *Echinochloa caudata* for As, *E. caudata*, *I. gracile*, *Paspalum orbiculare*, *Polygonum hydropiper* and *Cyperus alternifolius* for Cd, *Alocasia macrorrhiza* and *P. orbiculare* for Zn. And translocation factors (the ratio of heavy metal concentration in aboveground part to that in root) were greater than 1 in *P. orbiculare* for Zn and Cd. The roots of *A. philoxeroides*, *A. macrorrhiza*, *E. caudata* and *P. orbiculare* accumulated high concentrations of As. Cluster analysis showed that *C. demersum*, *H. verticillata*, *B. octandra*, *P. pusillus* and *M. spicatum* could uptake and accumulate As, Zn, Cu, Cd and Pb simultaneously and had a great potential for phytoremediating water body contaminated with multiple metals. In general, accumulation of As, Zn, Cu, Cd and Pb in all tested submerged species were greater than that in hygrophyte and emerged species.

Key Words: macrophytes; translocation; accumulation; heavy metal

水污染是导致水资源可利用性降低、水域生态系统退化的重要因素之一。随着工业的迅猛发展,各种工业(如冶炼、电镀、采矿等)废水和固体废物渗滤液直接排入水体,致使水体中重金属含量日益升高^[1]。进入水体的重金属不能自然降解或被微生物分解,往往在水中或沉积到水域底部,又或被水生生物吸收,并通过食物链积累而损害动物和人类健康^[2]。2008年5月,云南阳宗海发生了砷污染事件,水体中的砷含量平均达0.117 mg/L,按湖泊库容6.9亿 m³的水量计,入湖砷量高达77 t^[3]。砷的熔点为817℃,密度为5.78 g/cm³,是一种准金属,其理化性质和环境行为与重金属多有相似之处,故在讨论重金属时往往包括砷^[4]。修复重金属污染环境的方法有很多(如物理、化学和生物方法),但因植物修复(phytoremediation)技术具有经济有效、环境友好和操作简便等优点而备受关注。利用植物修复技术修复重金属污染环境的关键是找到适合的重金属超富集植物或重金属耐性植物,并且应具有分布范围广、地上部生物量高、生命周期短、繁殖速率高等特点^[5]。目前,全球已发现500余种重金属超富集植物,但绝大部分为陆生植物,其中As超富集植物12种^[6],全是陆生蕨类,在治理水体砷等重金属污染中的作用有限。目前,国内对水生植物吸收、富集除砷以外重金属的研究较多,如黄亮等^[7]研究了长江中游9个湖泊中水生植物体内Zn、Cr、Pb、Cd、Co、Ni和Cu的分布,黄永杰等^[2]研究了8种水生植物对Cd、Cu、Mn、Pb和Zn的富集能力,侯晓龙和马祥庆^[8]研究了3种水生植物对垃圾渗滤液中Ni、Zn、Cr、Cd、Pb和Mn的吸附效果等,但尚无污染水体中水生植物对砷富集的详细报道。因此,筛选出对砷具有高富集能力的水生植物对于砷污染水体的植物修复具有深远意义。

本研究以受砷污染的云南阳宗海水体中17种植物为研究对象,分析了植物的生长状况,植物、水体和底泥样品中As、Pb、Zn、Cu、Cd的含量,并进行统计分析,以期发现对重金属(特别是砷)具有富集能力的植物种类,为重金属污染水体的植物修复提供较适合的植物种质资源和科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究地点

研究地点位于阳宗海北端阳宗海电厂附近(N 24°57'42'', E 103°01'33'', 海拔:1787.04 m)及阳宗海南端云南澄江锦业工贸有限公司附近(N 24°51'44'', E 102°58'58'', 海拔:1769.36 m),分别以采样点1、2表示,见图1。阳宗海位于云南省昆明市以东30 km,地理坐标为东经102°55'—103°02'、北纬24°27'—24°54',湖泊现已划归昆明市统一管辖,属珠江流域南盘江水系,为小江西支断裂控制形成的天然淡水湖泊,平均水深22 m,最大水深30 m,湖泊南北长12.7 km,东西宽2.5 km,湖岸线长32.3 km,总蓄水量6.9亿 m³,汇水面积为192 km²。湖区年均降水量900—1100 mm,平均相对湿度75%,年平均气温16.2℃,年日照时数为1927 h,平均风速为4.0 m/s,最大风速16.0 m/s,主导风为西南风,其次为西风。

1.2 样品采集

植物及所对应水样、底泥样品于 2009 年 10 月初采集。植物样品包括沉水、挺水和湿生植物。水样于对应沉水植物水下 20 cm 处采集;底泥样品为挺水和湿生植物所对应的根区底泥。植物、水、底泥样品均为 3 个重复。采样点 1、采样点 2 分别共有 33 个水样和底泥样。

1.3 样品分析

植物样品中沉水植物由于根退化甚至消失,作整株处理;挺水和湿生植物分为根部及地上部(包括茎、叶、果实、花序)处理。先用自来水冲洗,再用 0.1 mol/L 稀盐酸洗净后用去离子水淋洗 2—3 次,吸干表面水分测量株高和鲜重,于 105 °C 杀青 30 min,在 70 °C 下烘干至恒重,测定干重,磨碎后过 60 目尼龙筛;底泥样品剔除石子、贝壳等杂物后风干磨碎过 100 目尼龙筛;水样经过滤酸化后在 4 °C 保存备用。植物样品和水样用 HNO_3 - HClO_4 消化,底泥样品用王水- HClO_4 消化。用原子吸收光谱仪(美国 Varian AA240FS 型)测定 Cu、Zn、Cd、Pb 的含量,用氢化物发生-原子吸收光谱法测定总 As 含量,氢化物发生器购自北京瀚时制作所(WHG-103 型)。

空白样品、茶叶标准样品(GBW-08505)、土壤标准样品(GBW-08303)以及 As 和 Zn、Pb、Cd、Cu 标准溶液购自国家标准物质研究中心。各元素的加标回收率在 92%—99% 之间,符合元素质量分数分析质量控制要求。

植物、底泥、水样中各指标测定具体操作方法详见中国科学院南京土壤研究所《土壤理化分析》^[9]、鲍士旦《土壤农化分析》(第 3 版)^[10] 及国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》(第 4 版)^[11]。

1.4 数据处理

挺水、湿生植物转移系数 = 植物地上部重金属含量/根部该元素含量

沉水植物由于根退化甚至消失,不考虑转移系数;

挺水、湿生植物富集系数 = 植物地上部(或根)重金属含量/底泥中该元素含量

沉水植物富集系数 = 植物全株重金属含量/水中该元素含量

实验数据用 SAS 9.2 软件进行单因素方差分析(One-Way ANOVA),并用 Tukey's HSD 法进行多重比较,显著性水平 P 取 0.05。运用 SPSS 13.0 软件 Hierarchical cluster 法进行聚类分析。

2 结果与分析

2.1 水样、底泥中重金属含量

水样、底泥中重金属含量见表 1。采样点 1 和 2 水样 As 含量分别为 0.17 mg/L 和 0.18 mg/L,是《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)Ⅲ类标准的 3.4 倍和 3.6 倍;Pb 含量均为 0.06 mg/L,接近《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)Ⅲ类标准,其余重金属均未超标。底泥中除采样点 2 的 As 含量超过《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)三级标准外,其余元素均未超标。因此,研究区水体受到 As 和 Pb 不同程度污染,As 污染较严重,部分底泥受到 As 轻度污染。采集该水域的水生植物筛选 As 等重金属富集型植物具有一定的可行性和研究价值。

2.2 研究区主要水生植物种类及生长状况

本研究所采集的 17 种水生植物为该水域自然生长的主要植物,其种类及生活型见表 2。17 种水生植物

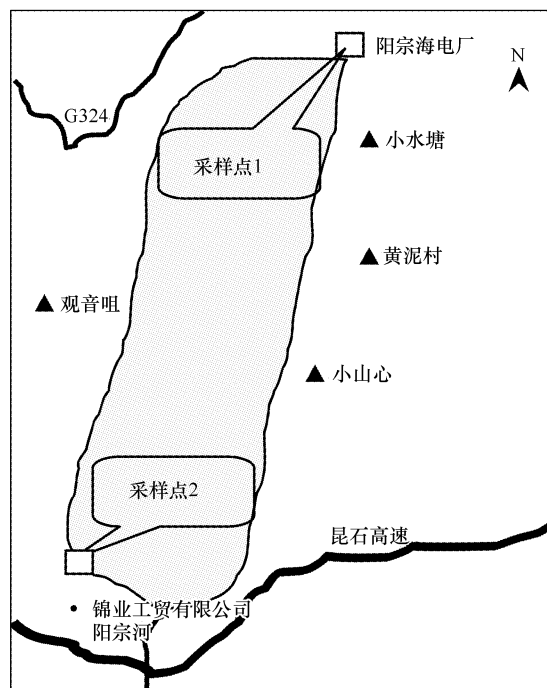


图 1 研究区示意图

Fig. 1 Map of study sites

分属 11 科。其中,眼子菜科植物最多,有 4 种,其次是禾本科植物有 3 种,水鳖科有 2 种,金鱼藻科、小二仙草科、轮藻科、荇科、蓼科、天南星科、菊科、莎草科各 1 种。

表 1 研究区水样、底泥中重金属含量/(mg/L,mg/kg)

Table 1 Concentrations of heavy metals in water and sediment samples collected at study sites						
	项目 Item	As	Pb	Zn	Cu	Cd
采样点 1 Study site 1	水样 Water samples	0.17	0.06	0.05	0.04	0.001
	底泥 Sediment samples	21.63	16.59	22.75	70.08	0.05
采样点 2 Study site 2	水样 Water samples	0.18	0.06	0.04	0.04	0.001
	底泥 Sediment samples	47.80	17.84	41.78	35.08	0.34
	土壤三级标准(GB 15618—1995)	30	500	500	400	1.0
	地表水Ⅲ类标准(GB 3838—2002)	0.05	0.05	1.0	1.0	0.005

表 2 研究区采集的主要水生植物种类

Table 2 Main macrophytes growing at study sites		
植物名称 Plant name	科 Family	生活型 Life forms
金鱼藻 <i>Ceratophyllum demersum</i> L.	金鱼藻科 Ceratophyllaceae	多年生沉水草本
黑藻 <i>Hydrilla verticillata</i> (Linn. f.) Royle.	水鳖科 Hydrocharitaceae	多年生沉水草本
八药水筛 <i>Blyxa octandra</i> (Roab) Planch. ex Thw.	水鳖科 Hydrocharitaceae	多年生沉水草本
小眼子菜 <i>Potamogeton pusillus</i> L.	眼子菜科 Potamogetonaceae	多年生沉水草本
光眼眼子菜 <i>Potamogeton lucens</i> L.	眼子菜科 Potamogetonaceae	多年生沉水草本
牙齿草 <i>Potamogeton delavayi</i> A. Benn.	眼子菜科 Potamogetonaceae	多年生沉水草本
莖齿眼子菜 <i>Potamogeton pectinatus</i> L.	眼子菜科 Potamogetonaceae	多年生沉水草本
穗状狐尾藻 <i>Myriophyllum spicatum</i> L.	小二仙草科 Haloragaceae	多年生沉水草本
轮藻 <i>Chara braunii</i> Gm.	轮藻科 Characeae	1 年生沉水草本
喜旱莲子草 <i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	苋科 Amaranthaceae	多年生挺水草本
水蓼 <i>Polygonum hydropiper</i> L.	蓼科 Polygonaceae	1 年生挺水草本
长芒稗 <i>Echinochloa caudata</i> Roshev.	禾本科 Gramineae	1 年生湿生草本
田栖稗 <i>Echinochloa oryzicola</i> Vasing.	禾本科 Gramineae	1 年生湿生草本
圆果雀稗 <i>Paspalum orbiculare</i> G. Forst.	禾本科 Gramineae	多年生湿生草本
海芋 <i>Alocasia macrorrhiza</i> (Linn.) Schott.	天南星科 Araceae	多年生湿生草本
细叶小苦荬 <i>Ixeridium gracile</i> (DC.) Shih.	菊科 Compositae	多年生湿生草本
风车草 <i>Cyperus alternifolius</i> L.	莎草科 Cyperaceae	多年生湿生草本

水生植物生长状况如表 3 所示。从表 3 可见,同种生活型不同植物间生长状况不同:沉水植物中牙齿草、穗状狐尾藻植株长度显著长于八药水筛和黑藻($P<0.05$),穗状狐尾藻鲜重显著高于其他 8 种沉水植物($P<0.05$),穗状狐尾藻干重显著高于金鱼藻、黑藻、小眼子菜、八药水筛和轮藻($P<0.05$);挺水和湿生植物株高以田栖稗、长芒稗显著高于喜旱莲子草、细叶小苦荬和风车草($P<0.05$),鲜重以田栖稗、长芒稗(采样点 1)显著高于其他挺水和湿生植物($P<0.05$),干重以田栖稗和长芒稗(采样点 1)显著高于其他挺水和湿生植物($P<0.05$);根干重以田栖稗、圆果雀稗和细叶小苦荬显著高于其他挺水、湿生植物($P<0.05$)。总体来说,挺水、湿生植物鲜重和干重高于沉水植物,田栖稗株高显著高于沉水植物($P<0.05$)。同种植物不同采样点株高与根鲜重均无显著差异($P>0.05$),植株鲜重、干重除长芒稗之间有显著差异($P<0.05$)外,其余均无显著差异($P>0.05$),根干重除水蓼之间有显著差异($P<0.05$)外,其余均无显著差异($P>0.05$)。从采集的 17 种植物地上部和地下部生物量和形态上看,植物长势良好,未发现受害症状。

2.3 水生植物对重金属的富集和转移特征

2.3.1 植物体内重金属的含量

植物体内重金属含量见表 4。同种植物对不同重金属吸收量不同,总体而言,植物体内 As 含量最高,其次从大到小依次是 $Zn>Cu>Pb>Cd$;同种植物不同部位(根和地上部)重金属含量也不相同,绝大部分挺水、

湿生植物根系中重金属含量远大于地上部。

表 3 研究区水生植物生长状况
Table 3 Growing status of macrophytes at study sites

植物名称 Plant name	采样点 Study site	地上部(平均值 ± 标准偏差) Aboveground part (Mean ± SD, n = 3)			地下部(平均值 ± 标准偏差) Underground part (Mean ± SD, n = 3)	
		高度或长度 Plant height or length/cm	鲜重 Fresh weight /(g/株)	干重 Dry weight /(g/株)	根鲜重 Root fresh weight /(g/株)	根干重 Root dry weight /(g/株)
穗状狐尾藻	1	81.7 ± 2.6bcd	33.2 ± 1.8b	3.1 ± 0.16defg		
金鱼藻	2	39.0 ± 7.0efgh	4.7 ± 0.77ef	0.52 ± 0.04hi		
黑藻	1	27.7 ± 4.0h	4.0 ± 0.40ef	0.32 ± 0.25hi		
黑藻	2	32.0 ± 5.6fgh	4.7 ± 0.61ef	0.58 ± 0.04hi		
小眼子菜	2	43.3 ± 4.0defgh	1.4 ± 0.29f	0.21 ± 0.05i		
八药水筛	2	31.2 ± 5.0gh	3.5 ± 0.06ef	0.20 ± 0.01i		
光叶眼子菜	1	46.4 ± 11.0defgh	8.1 ± 0.21def	0.85 ± 0.08ghi		
光叶眼子菜	2	51.0 ± 7.1defgh	6.4 ± 0.43ef	0.73 ± 0.08hi		
篦齿眼子菜	2	29.4 ± 5.7efgh	11.2 ± 1.2cdef	1.6 ± 0.15ghi		
牙齿草	2	58.8 ± 6.7cde	8.1 ± 0.57def	0.91 ± 0.22ghi		
轮藻	2	36.3 ± 4.5efgh	1.4 ± 0.25f	0.52 ± 0.09hi		
喜旱莲子草	1	51.8 ± 7.1defgh	19.8 ± 3.9c	3.1 ± 0.76defg	1.4 ± 0.17gh	0.24 ± 0.08ef
喜旱莲子草	2	53.0 ± 1.0defgh	18.8 ± 3.4cd	1.8 ± 0.58fghi	1.2 ± 0.09h	0.16 ± 0.02f
海芋	1	75.7 ± 5.7bcd	35.0 ± 10.6b	3.2 ± 0.23defg	6.1 ± 0.16bc	0.38 ± 0.04cde
田栖稗	1	120.4 ± 11.0a	53.1 ± 6.9a	9.9 ± 1.0a	8.3 ± 0.07a	0.96 ± 0.03a
长芒稗	1	110.4 ± 35.7ab	52.0 ± 5.1a	7.1 ± 0.36b	4.8 ± 0.74cd	0.44 ± 0.07bcd
长芒稗	2	88.6 ± 6.7abc	33.8 ± 0.81b	4.1 ± 0.36de	4.4 ± 0.64d	0.46 ± 0.10bc
圆果雀稗	1	57.3 ± 12.4cde	31.7 ± 1.9b	3.6 ± 0.70def	6.2 ± 0.65b	0.82 ± 0.06a
细叶小苦葵	1	68.0 ± 4.0defg	18.6 ± 2.1cd	4.6 ± 0.69de	8.0 ± 0.58a	0.90 ± 0.08a
风车草	1	52.0 ± 15.7defgh	31.9 ± 5.7b	5.3 ± 2.6cd	2.5 ± 0.48fg	0.27 ± 0.05def
水蓼	1	48.3 ± 7.8defgh	11.8 ± 1.2cdef	1.3 ± 0.15ghi	2.7 ± 0.40fg	0.25 ± 0.04ef
水蓼	2	57.7 ± 4.5cde	13.6 ± 2.2cde	1.5 ± 0.37fghi	3.5 ± 0.09ef	0.58 ± 0.03b

小写字母表示同一生长指标不同植物之间的差异,字母相同表示差异不显著($P > 0.05$),字母不同表示差异显著($P < 0.05$)

表 4 研究区水生植物中重金属含量(平均值 ± 标准偏差)
Table 4 Concentrations of heavy metals in macrophytes at study sites (Mean ± SD, n = 3)

植物名称 Plant name	采样点 Study sites	部位	重金属含量 Concentration of heavy metals/(mg/kg)				
			As	Zn	Cu	Cd	Pb
穗状狐尾藻	1	整株	72 ± 16CD	78 ± 9.7A	14 ± 1.8AB	0.27 ± 0.01ABCD	7.0 ± 0.54ABC
金鱼藻	2	整株	150 ± 7.3B	33 ± 2.3CDE	5.0 ± 3.0DEFGH	0.11 ± 0.04CD	3.1 ± 0.46BCD
黑藻	1	整株	103 ± 15C	46 ± 17ABCD	7.2 ± 0.14CDEFG	0.46 ± 0.10BC	8.4 ± 1.2AB
黑藻	2	整株	179 ± 35B	44 ± 12BCDE	8.6 ± 0.51CDE	0.37 ± 0.04ABC	5.9 ± 0.70ABC
小眼子菜	2	整株	92 ± 31C	38 ± 2.0BCDE	9.8 ± 2.0BCD	0.15 ± 0.01BCD	5.1 ± 2.2ABCD
八药水筛	2	整株	265 ± 21A	69 ± 9.1AB	9.6 ± 0.60BCD	0.57 ± 0.48B	2.4 ± 0.35CD
光叶眼子菜	1	整株	29 ± 12EF	25 ± 4.7CDE	6.0 ± 0.70CDEFG	0.14 ± 0.03BCD	3.5 ± 0.76BCD
光叶眼子菜	2	整株	28 ± 6.0EF	14 ± 5.6CDE	4.3 ± 2.4ABC	nd	1.0 ± 0.21D
篦齿眼子菜	2	整株	20 ± 1.4EF	25 ± 18CDE	2.6 ± 0.90GH	0.09 ± 0.09CD	0.55 ± 0.66D
牙齿草	2	整株	27 ± 2.2EF	27 ± 4.9CDE	0.50 ± 0.12H	0.12 ± 0.02CD	2.5 ± 0.26CD
轮藻	2	整株	48 ± 9.9DE	42 ± 10ABCD	14 ± 1.5AB	0.25 ± 0.01ABCD	9.3 ± 0.95A
喜旱莲子草	1	茎叶	18 ± 5.4EF	38 ± 16BCDE	6.7 ± 1.8CDEFG	0.04 ± 0.04CD	3.7 ± 1.7BCD
		根	170 ± 24b	148 ± 34ab	22 ± 4.3bc	0.97 ± 0.64a	31 ± 7.1a

续表

植物名称 Plant name	采样点 Study sites	部位	重金属含量 Concentration of heavy metals/(mg/kg)				
			As	Zn	Cu	Cd	Pb
喜旱莲子草	2	茎叶	11 ± 0.21EF	18 ± 5.6CDE	11 ± 1.0ABC	nd	nd
		根	133 ± 4.0bc	172 ± 8.6a	31 ± 3.3a	1.0 ± 0.01a	36 ± 6.0a
海芋	1	茎叶	23 ± 10EF	44 ± 6.4BCDE	16 ± 4.5A	0.01 ± 0.01D	4.7 ± 1.3ABCD
		根	144 ± 7.9bc	108 ± 30bc	16 ± 0.99cd	0.22 ± 0.17b	5.8 ± 2.0b
田栖稗	1	茎叶	12 ± 1.8EF	13 ± 3.4DE	3.9 ± 0.74EFGH	0.01 ± 0.01D	0.86 ± 0.30D
		根	77 ± 27bcd	35 ± 20d	15 ± 2.8cde	0.02 ± 0.04b	3.5 ± 1.6b
长芒稗	1	茎叶	14 ± 6.3EF	34 ± 6.1CDE	5.6 ± 0.52CDEFGH	0.05 ± 0.01CD	0.98 ± 0.24D
		根	131 ± 16bc	30 ± 1.5d	14 ± 0.40cde	0.08 ± 0.05b	7.7 ± 1.2b
长芒稗	2	茎叶	21 ± 3.4EF	19.2 ± 6.0CDE	2.7 ± 0.31GH	nd	0.71 ± 0.35ABC
		根	387 ± 80a	37 ± 1.2d	8.1 ± 0.60e	nd	6.9 ± 0.72b
圆果雀稗	1	茎叶	18 ± 3.2EF	47 ± 29ABC	6.4 ± 3.6CDEFG	0.94 ± 0.89A	8.7 ± 1.7A
		根	114 ± 22bcd	31 ± 4.5d	12 ± 4.1de	0.22 ± 0.05b	0.98 ± 0.24b
细叶小苦卖	1	整株	24 ± 10EF	31 ± 6.6CDE	8.3 ± 0.58CDEF	0.03 ± 0.04CD	4.7 ± 3.5ABCD
水蓼	1	茎叶	12 ± 57EF	29 ± 1.8CDE	6.3 ± 0.82CDEFG	0.07 ± 0.02CD	2.5 ± 1.2CD
		根	74 ± 5.5cd	43 ± 4.4d	18 ± 2.8bcd	0.13 ± 0.01b	3.6 ± 0.77b
水蓼	2	茎叶	19 ± 6.9EF	31 ± 5.4CDE	6.0 ± 0.47CDEFG	nd	2.3 ± 0.28CD
		根	112 ± 24cd	59 ± 34cd	25 ± 4.1ab	0.90 ± 0.18a	4.9 ± 4.0b
风车草	1	茎叶	7.6 ± 5.1F	12 ± 4.4E	3.1 ± 1.3GHF	0.10 ± 0.03CD	1.9 ± 0.62D
		根	36 ± 14d	39 ± 5.7d	8.0 ± 0.40e	0.16 ± 0.02b	3.9 ± 0.33b

nd 未检出; 大写字母表示同一重金属不同植物地上部(沉水植物为整株)之间的差异;小写字母表示同一种金属不同植物地下部之间的差异;字母相同表示差异不显著($P > 0.05$),字母不同表示差异显著($P < 0.05$)

从表 4 也可以看出,不同植物、不同部位对同种重金属吸收量有较大差异。就 As 而言,以采样点 2 为例,金鱼藻、黑藻和八药水筛显著高于其他植物地上部($P < 0.05$),分别为(150 ± 7.3)、(179 ± 35)、(265 ± 21) mg/kg(干重,下同),根以长芒稗显著高于其他植物($P < 0.05$),达到(387 ± 80) mg/kg;就 Zn 而言,以穗状狐尾藻和八药水筛显著高于除黑藻、小眼子菜、轮藻、海芋、喜旱莲子草和圆果雀稗以外的其他植物地上部($P < 0.05$),分别为(77 ± 9.7) mg/kg 和 (69 ± 9.1) mg/kg,根以喜旱莲子草(采样点 2)显著高于其他植物($P < 0.05$),为(171 ± 8.6) mg/kg;就 Cu 而言,地上部以海芋含量最高,为(15 ± 4.5) mg/kg,根以喜旱莲子草(采样点 2)含量最高,为(31 ± 3.3) mg/kg;就 Cd 而言,地上部以圆果雀稗含量最高,为(0.94 ± 0.89) mg/kg,根以喜旱莲子草(采样点 1、2)和水蓼(采样点 2)显著高于其他植物($P < 0.05$),分别为(0.97 ± 0.64)、(1.0 ± 0.01)和(0.90 ± 0.18) mg/kg;就 Pb 而言,地上部以圆果雀稗含量最高,为(8.7 ± 1.7) mg/kg,根以喜旱莲子草(采样点 1、2)显著高于其他植物($P < 0.05$),分别为(31 ± 7.1)、(35 ± 6.0) mg/kg。采样点 2 中,光叶眼子菜、喜旱莲子草地上部、长芒稗、水蓼地上部 Cd 含量、喜旱莲子草地上部 Pb 含量未检出。

2.3.2 植物对重金属的转移系数和富集系数

表 5 表明,仅有圆果雀稗对 Zn 和 Cd 的转移系数大于 1,分别为 1.5 和 4.3,即它能有效地将根部的重金属转移至可收割的地上部,其余的挺水、湿生植物转移系数均小于 1。由表 5 可见,不同水生植物以及同一水生植物不同器官对各种重金属的富集能力有明显差异。所有沉水植物对 As、Zn、Cu、Cd、Pb 的富集系数远大于 1,表明这些沉水植物同时对 As、Zn、Cu、Cd、Pb 具有较强的富集能力。其中,对 As、Zn、Cu、Cd、Pb 富集系数最高的分别是八药水筛(1206)、小眼子菜(1404)、轮藻(339),采样点 2 的金鱼藻(1094)和采样点 1 的黑藻(142)。挺水、湿生植物地上部富集系数大于 1 的植物有采样点 1 的喜旱莲子草、田栖稗、细叶小苦卖、长芒稗对 As 的富集,长芒稗、细叶小苦卖、圆果雀稗、水蓼和风车草对 Cd 的富集及海芋对 Zn 的富集。挺水、湿生植物根对 As 的富集系数除风车草外均大于 1,最大为采样点 1 的长芒稗根(21);对 Zn 的富集系数除喜旱莲子草和海芋大于 1,其余均小于 1,最大为海芋根(4.0);对 Cu 的富集系数均小于 1;对 Cd 的富集系数均大于

1,最大为采样点 2 的喜旱莲子草根(32);对 Pb 的富集系数仅有喜旱莲子草根大于 1,最大为采样点 1 的喜旱莲子草根(2.3)。

表 5 研究区水生植物对重金属的转移系数和富集系数

Table 5 Bioconcentration and translocation factors of macrophytes at study sites

植物名称 Plant name	采样点 Study sites	部位	转移系数 Translocation factor					富集系数 Bioconcentration factor				
			TF _{As}	TF _{Zn}	TF _{Cu}	TF _{Cd}	TF _{Pb}	BF _{As}	BF _{Zn}	BF _{Cu}	BF _{Cd}	BF _{Pb}
穗状狐尾藻	1	整株						342	1350	338	548	124
金鱼藻	2	整株						887	759	148	1094	58
黑藻	1	整株						592	1170	173	580	142
黑藻	2	整株						1019	1144	202	125	94
小眼子菜	2	整株						524	1404	161	38	93
八药水筛	2	整株						1206	1114	159	283	45
光叶眼子菜	1	整株						168	460	145	344	67
光叶眼子菜	2	整株						157	457	143	140	19
篦齿眼子菜	2	整株						114	554	82	24	8.8
牙齿草	2	整株						154	818	14	29	40
轮藻	2	整株						217	260	340	127	97
喜旱莲子草	1	茎叶	0.11	0.26	0.31	0.05	0.12	1.2	0.70	0.07	0.42	0.27
		根						11	2.7	0.22	9.2	2.3
喜旱莲子草	2	茎叶	0.08	0.11	0.34	nd	0.03	0.47	0.21	0.16	nd	0.07
		根						5.57	2.0	0.47	32	2.0
海芋	1	茎叶	0.16	0.41	0.95	0.06	0.81	0.79	1.6	0.24	0.13	0.21
		根						5.0	3.9	0.25	2.2	0.26
田栖稗	1	茎叶	0.15	0.37	0.26	0.23	0.25	1.4	0.31	0.05	0.06	0.07
		根						8.8	0.84	0.20	0.24	0.29
长芒稗	1	茎叶	0.11	0.81	0.40	0.70	0.13	2.3	0.45	0.07	1.4	0.06
		根						21	0.55	0.17	2.0	0.44
长芒稗	2	茎叶	0.06	0.52	0.16	nd	0.10	0.84	0.18	0.09	nd	0.05
		根						15	0.35	0.50	1.2	0.46
圆果雀稗	1	茎叶	0.16	1.50	0.53	4.30	0.43	0.62	0.74	0.11	83	0.17
		根						4.0	0.49	0.21	19	0.39
细叶小苦荬	1	整株						2.5	0.49	0.11	1.9	0.26
水蓼	1	茎叶	0.16	0.70	0.34	nd	0.48	0.32	0.39	0.23	1.5	0.15
		根						2.0	0.57	0.68	1.0	0.21
水蓼	2	茎叶	0.17	0.53	0.23	nd	0.46	0.21	0.21	0.22	nd	0.10
		根						1.2	0.40	0.95	1.4	0.21
风车草	1	茎叶	0.21	0.31	0.38	0.65	0.48	0.20	0.24	0.13	3.3	0.10
		根						0.96	0.76	0.14	5.1	0.21

注:nd,未检出

2.4 聚类分析

以植物体内 As、Zn、Cu、Cd、Pb 含量为参数,对阳宗海不同采样点的 17 种水生植物进行聚类分析,图 2 是聚类分析结果树形图。从图 2 中可以看出沉水植物整株与挺水、湿生植物地上部重金属含量总体可以分为两大类,第 1 类包括:采样点 1 的穗状狐尾藻、黑藻和采样点 2 的金鱼藻、黑藻、八药水筛、小眼子菜;第 2 类包括:采样点 1 的光叶眼子菜、水蓼、喜旱莲子草、风车草、海芋、田栖稗、圆果雀稗、长芒稗、细叶小苦荬和采样点 2 的光叶眼子菜、篦齿眼子菜、牙齿草、轮藻、长芒稗、水蓼。挺水、湿生植物根重金属含量总体分为 4 类,第 1 类为采样点 2 的长芒稗根;第 2 类包括采样点 1 的喜旱莲子草根、海芋根和采样点 2 的喜旱莲子草根;第 3 类

包括:采样点 1 的水蓼根、田栖稗根、圆果雀稗根、长芒稗根和采样点 2 的水蓼根;第 4 类为采样点 1 的风车草根。通过聚类分析可以看出,八药水筛、金鱼藻、黑藻、小眼子菜、穗状狐尾藻和长芒稗根同时对 As、Zn、Cu、Cd、Pb 具有较强的吸收和富集能力,对重金属复合污染水体修复具有较大潜力。

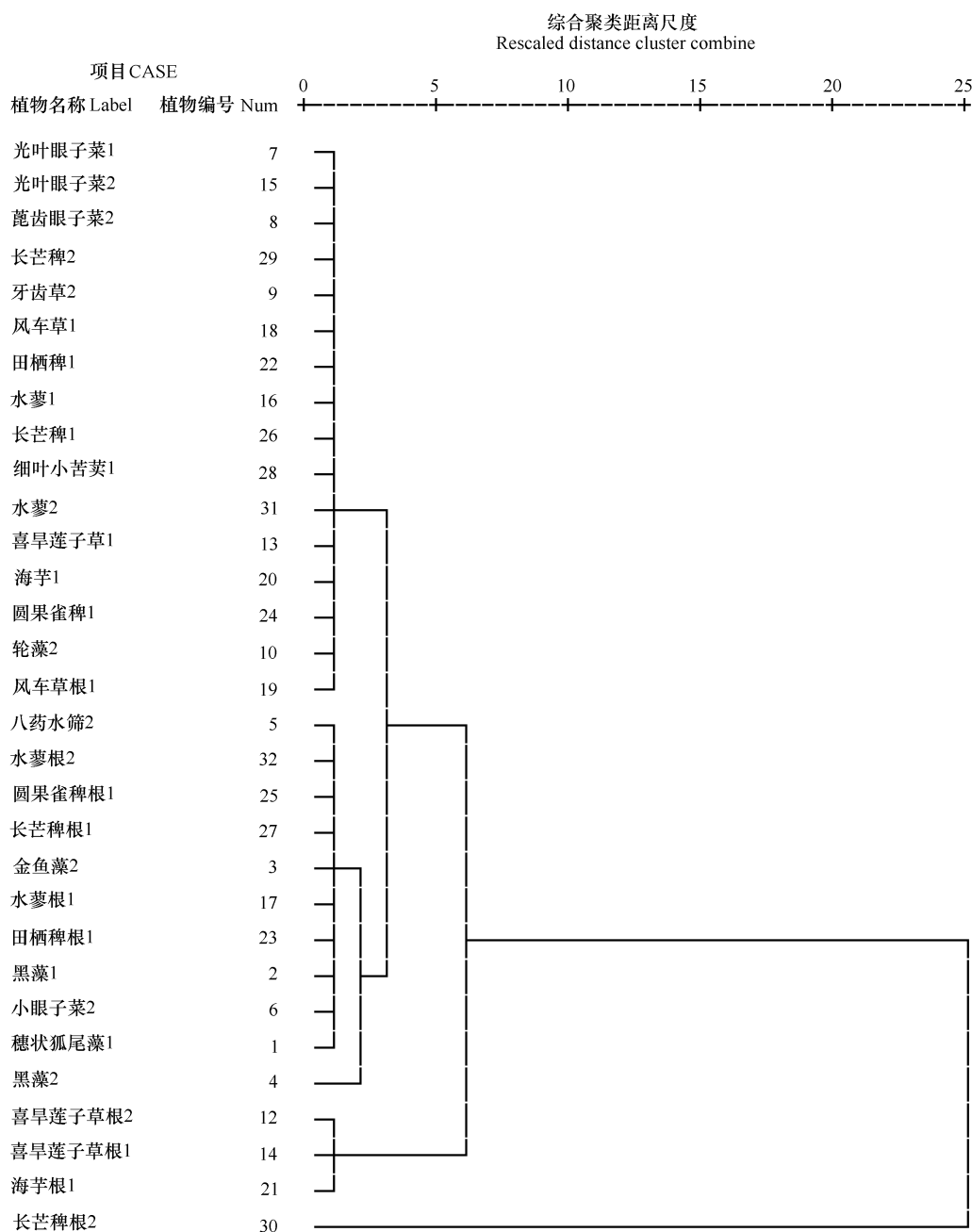


图 2 研究区水生植物重金属含量聚类图

Fig. 2 Diagram of cluster analysis for heavy metal concentrations in macrophytes growing at study sites

1、2 分别表示采样点 1 和采样点 2

3 讨论

3.1 重金属富集型水生植物的筛选

目前关于筛选超富集植物的标准主要包括以下 3 点:一是临界含量特征,即超富集重金属的临界含量规定为:Zn 和 Mn 为 10000 mg/kg, Pb、Cu、Ni、Co 和 As 为 1000 mg/kg, Cd 为 100 mg/kg, Au 为 1 mg/kg^[12-15],或者是体内重金属含量超过正常植物 10—500 倍^[16];二是富集系数大于 1^[17];三是转移系数大于 1^[17]。

但实际上,同时具备这 3 个条件的植物是很少的,这也是目前超富集植物发现数目较少的重要原因之一。沉水植物由于根退化或消失,植株沉于水体中,所以不考虑转移系数。魏树和等^[18]指出富集系数是衡量植物对重金属积累能力大小的一个重要指标,植物富集系数大于 1 也应是超富集植物区别于普通植物的必不可少的特征。富集系数越大,其富集能力越强^[19-21]。本研究结果表明,9 种沉水植物及部分湿生植物(喜旱莲子草、海芋、田柊稗、长芒稗、细叶小苦荬、风车草)对 As、Zn、Cu、Cd 和 Pb 中的一种或几种富集系数大于 1,符合超富集植物富集系数特征。圆果雀稗对 Zn 的转移系数大于 1,符合超富集植物转移系数特征;对 Cd 的转移系数及富集系数均大于 1,符合超富集植物转移系数和富集系数特征。其中,9 种沉水植物同时对 As、Zn、Cu、Cd 和 Pb 的富集系数远大于 1(表 4),这些沉水植物具有共富集重金属特征,但所有水生植物重金属含量均未达到超富集植物的临界值。

植物对重金属的富集量不仅与植物种类有关,而且还与重金属的元素价态、物质结构、各种元素在环境中共存离子的浓度和溶解度等有关^[22]。一些陆生超富集植物的研究表明,植物对重金属的积累有随土壤中重金属浓度升高而升高的特点^[23-25],植物地上部要达到超富集植物的临界值,土壤中重金属浓度也要达到一定量,有的甚至超过超富集植物的临界值。如 Chen 等^[26]在湖南石门进行野外调查时发现,As 超富集植物蜈蚣草(*Pteris vittata*)地上部 As 含量为 1530 mg/kg,土壤 As 含量却高达 23400 mg/kg;Tang 等^[27]野外调查也发现,多金属共超富集植物圆锥南芥(*Arabis pamiculata*)地上部 Pb、Zn、Cd 含量分别为 2490、20700、457 mg/kg,但土壤中 3 种元素含量却分别高达 27800、17900、4240 mg/kg;Robinson 等^[28]通过室内水培实验研究 3 种水生植物对 As 的富集表明,在水体 As 浓度为 0.01—3.9 mg/L 的范围内,金鱼藻、西洋菜(*Rorippa nasturtium-aquaticum*)、乌苏里狐尾藻(*Myriophyllum propinquum*)体内 As 含量不断增加,水体 As 含量在 3.9 mg/L 时金鱼藻体内 As 含量超过临界值 1000 mg/kg,因此环境中重金属浓度高低是影响植物富集重金属的主要因素之一。研究区水样重金属浓度较低可能是导致植物体内重金属含量未达到或超过临界值的原因之一。本研究中共 8 种水生植物在 As 含量为 0.176 mg/L 水体中,植物体内平均 As 含量达到 265 mg/L,值得进一步深入研究。确定一种植物是否为超富集植物,野外条件下获得的调查数据是非常重要和宝贵的,Reeves^[29]对超富集植物的定义特别强调地上部达到临界含量的植物必须生长在自然生境。但是,由于环境介质中元素含量变化范围大,在室内受控条件下做进一步的验证试验便显得非常有必要。因此,可以通过室内水培实验进一步研究以上富集系数或转移系数大于 1 的植物是否具有超富集植物临界含量特征,目前我们已在开展该方面的研究工作。

3.2 水生植物对重金属的富集规律

一般而言,不同生活型水生植物对重金属的富集能力顺序为:沉水植物 > 漂浮(浮叶)植物 > 挺水植物^[30],许多研究也表明沉水植物较其他生活型植物对水体重金属有很好的吸附和富集效果^[31-32],本研究结果与之一致。这可能是由于沉水植物的表皮细胞没有角质层、蜡质层,能直接吸收水分、矿质营养和水中的气体,这些表皮细胞逐渐取代根的机能,根逐渐退化甚至消失^[22],因此,当水体受到重金属污染后,沉水植物将依赖茎叶更多地吸收环境中的重金属。

比较湿生植物根部和茎叶重金属富集系数可以看出,绝大部分湿生植物表现为根的富集系数大于茎叶,这可能是植物对重金属的适应机制所致,即将底泥中对植物体有害的重金属滞留在根部,使得地上部保持较低的重金属含量,以减轻重金属对地上部的毒害^[33-36]。但有些植物与此相反,如圆果雀稗和水蓼(采样点 1)对 Cd 的富集系数都表现为茎叶大于根(表 4),说明 Cd 从该植物根部向地上部有较高的迁移能力,这可能与 Cd 的易迁移性有关^[37]。

本研究表明,同一湖泊不同采样点水生植物对重金属的吸收和富集量不同(表 4),Robinson 等^[28]研究表明,水体 pH、水温、营养及其它因素无疑会对植物吸收、富集重金属产生影响,从而造成水生植物对重金属富集差异。他们的研究结果显示金鱼藻在 As 含量为 0.05 mg/L 的地热附近水域中,植物体平均 As 含量达到 284 mg/kg, Lee 等^[38]研究结果显示黑藻在 As 含量为 0.046 mg/L 水体中,平均 As 含量为 282 mg/kg。本研究

中金鱼藻和黑藻在 As 含量为 0.174 mg/L 的水域中,植物体平均 As 含量分别为 150 mg/kg 和 179 mg/kg,这可能与采样时间有关。有研究表明,很多大型水生植物中的元素含量表现出典型的季节性变化,春季含量最高,在夏季稳步下降^[39]。本研究采样在 10 月初,已进入秋季,在今后的工作中应注意采集不同季节的样品进行深入分析。

本研究中的 17 种水生植物对 As、Zn、Cu、Cd 和 Pb 中的一种或多种具有一定的富集能力,说明对重金属的富集在水生植物中是普遍存在的,国内外的相关研究也证明了这一点^[2,28],Outridge 和 Noller^[40]在比较水生植物与陆生植物对环境中重金属富集差异后认为,水生植物富集重金属能力比陆生植物强,这是因为当陆生植物富集重金属时,重金属在根际周围要形成植物可利用态才能被植物吸收。水环境中重金属元素大多以植物可利用态存在,更有利于水生植物(特别是沉水植物)吸收或吸附。至于水生重金属超富集植物临界含量的判定标准,目前大多研究仍引用上述 Baker 和 Reeves 制定的标准^[12-15]。但是根据最近 Dhir 等^[41]对大型水生植物富集重金属潜力的综述表明,*Wolffia globosa* 对 Cd 和 Cr 的富集量分别达到 80650mg/kg 和 73000 mg/kg(干重),这是陆生植物所无法比拟的。是否需要修订水生重金属超富集植物的判定标准,可以提出讨论,但目前尚缺乏足够的证据支持。因此,进一步研究各种生活型水生植物对重金属的富集特征,得到更多的数据以进行比较分析就显得更为重要和必要。另外在研究区采集的绝大部分水生植物属于水环境中的杂草,从目前报道的超富集植物种类来看,有不少是杂草或具有明显“杂草性”的植物^[24],在我国水域的环保工作中,已经获得的有应用价值的污染修复植物多数也是典型杂草^[42]。因此,以水生杂草为对象筛选超富集植物可能会获得大的突破。

需要引起注意的是,金鱼藻、黑藻、小眼子菜等水生植物作为鱼类的天然饵料,这些植物对重金属的富集,可能会使有毒有害元素沿食物链进入人体,危害人体健康。野外调查发现,当地民众用砷污染水灌溉农田,会污染农作物,长期食用这些农作物可能会对人体健康造成危害。治理砷污染是提高当地民众健康水平的一个重要环节^[43]。因此,筛选出更多的砷富集型水生植物并将其成功用于类似阳宗海这样的砷污染水体的植物修复尤为重要。

4 结论

(1)研究区水体受到 Pb 轻度和 As 重度污染,所采集的 17 种水生植物长势良好,未发现受害症状,说明它们对 Pb 和 As 具有一定的抗性;

(2)9 种沉水植物(金鱼藻、黑藻、八药水筛、小眼子菜、光叶眼子菜、菹齿眼子菜、牙齿草、穗状狐尾藻、轮藻)同时对 As、Zn、Cu、Cd、Pb 的富集系数远大于 1,具有共富集特征;

(3)金鱼藻、黑藻、小眼子菜、八药水筛体内 As 平均含量分别为 (150 ± 7.3) 、 (179 ± 35) 、 (92 ± 31) 、 (265 ± 21) mg/kg,对 As 具有较强富集能力;

(4)湿生植物圆果雀稗对 Zn 的转移系数大于 1,对 Cd 的转移系数及富集系数均大于 1。挺水、湿生植物地上部富集系数大于 1 的植物有北部采样点的喜旱莲子草、田栖稗、细叶小苦荬、长芒稗对 As 的富集,长芒稗、细叶小苦荬、水蓼和风车草对 Cd 的富集及海芋对 Zn 的富集;

(5)从聚类分析结果来看,金鱼藻、黑藻、八药水筛、小眼子菜、穗状狐尾藻 5 种水生植物同时对 As、Zn、Cu、Cd、Pb 具有较强的吸收和富集能力,它们对复合污染水体的修复具有较大潜力和价值。

致谢:中国科学院昆明植物研究所李锡文研究员帮助鉴定水生植物标本,特此致谢。

References:

- [1] Diao W P, Ni W Z, Ni T H, Yang X E. Heavy metal pollution in water body: ecological effects and control countermeasure. *Guangdong Trace Elements Science*, 2003, 10(3): 1-5.
- [2] Huang Y J, Liu D Y, Wang Y B, Wang X M, Li J. Heavy metals accumulation by hydrophytes. *Chinese Journal of Ecology*, 2006, 25(5): 541-545.
- [3] Zhao X. Comparative study of pollution in Yangzong lake and Dianchi lake. *Legal System and Society*, 2009, (13): 219-220.

- [4] Chen H M. Behavior of Chemicals in Soils and Its Relation to Environmental Quality. Beijing: Science Press, 2002: 79.
- [5] Visoottiviset P, Francesconi K, Sridokchan W. The potential of Thai indigenous plant species for the phytoremediation of arsenic contaminated land. *Environmental Pollution*, 2002, 118(3): 453-461.
- [6] Zhao F J, Ma J F, Meharg A A, McGrath S P. Arsenic uptake and metabolism in plants. *New Phytologist*, 2008, 181(4): 777-794.
- [7] Huang L, Li W, Wu Y, Zhang J, Zhou J Z. Distribution of heavy metals in aquatic plants of some lakes in the middle reach of the Yangtze River. *Research of Environment Sciences*, 2002, 15(6): 1-4.
- [8] Hou X L, Ma X Q. Research on adsorption effect of heavy metal in landfill leachate by aquatic plants. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(6): 2262-2266.
- [9] Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. *Soil Physico-chemical Analysis*. Shanghai: Shanghai Scientific and Technical Publishers, 1978: 1-44.
- [10] Bao S D. *Soil Agricultural Chemistry Analysis*. 3rd edition. Beijing: China Agricultural Press, 2000: 370-389.
- [11] Chinese Environmental Protection Agency. *Monitoring and Analytical Method for Water and Wastewater*. 4rd edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002: 286-395.
- [12] Baker A J M, Brooks R R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic element—a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1989, 1(2): 81-126.
- [13] McGrath S P, Zhao F J, Lombi E. Plant and rhizosphere processes involved in phytoremediation of metal-contaminated soils. *Plant and Soil*, 2001, 232(1/2): 207-214.
- [14] Baker A J M, Whiting S N. In search of the Holy Grail—a further step in understanding metal hyperaccumulation. *New Phytologist*, 2002, 155(1): 1-7.
- [15] Reeves R D. New Zealand serpentines and their flora//Baker A J M, Proctor J, Reeves R D eds. *The Vegetation of Ultramafic (Serpentine) Soils*. Andover, UK: Intercept, 1992:129-137.
- [16] Shen Z G, Liu Y L. Progress in the study on the plants that hyperaccumulate heavy metal. *Plant Physiology Communications*, 1998, 34(2): 133-139.
- [17] Zu Y Q, Li Y, Chritian S, Laurent L, Liu F. Accumulation of Pb, Cd, Cu and Zn in plants and hyperaccumulator choice in Lanping lead-zinc mine area, China. *Environment International*, 2004, 30(4): 567-576.
- [18] Wei S H, Zhou Q X, Wang X. Characteristics of 18 species of weed hyperaccumulating heavy metals in contaminated soils. *Journal of Basic Science and Engineering*, 2003, 11(2): 152-160.
- [19] Wei S H, Zhou Q X, Wang X, Cao W. Studies on the characteristics of heavy metal hyperaccumulation of weeds in farmland. *China Environmental Science*, 2004, 24(1): 105-109.
- [20] Mattina M J I, Lannucci Berger W, Musante C, White J C. Concurrent plant uptake of heavy metals and persistent organic pollutants from soil. *Environmental Pollution*, 2003, 124(3): 375-378.
- [21] Salt D E, Blaylock M, Kumar N P B A, Dushenkov V, Ensley B D, Chet I, Raskin I. Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Nature Biotechnology*, 1995, 13(5): 468-474.
- [22] Qu Z X, Wu Y S, Wang H X, Jiang H Q, Tang T G. *Plant Ecology*. 2nd edition. Beijing: Higher Education Press, 1983:81-94.
- [23] Wei S H, Zhou Q X, Zhang K S, Liang J D. Roles and mechanisms of rhizosphere in the remediation of contaminated soils. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(1): 143-147.
- [24] Guo S L, Huang C B, Bian Y, Lin G P. On absorption and accumulation of six heavy metal elements of weeds in Jiahua suburb(II)—PCA on relationship between weeds and soil in metal element content. *Journal of Shanghai Jiaotong University: Agricultural Science*, 2002, 20(2): 137-140.
- [25] Liu Y L, Wu J, Tang Y, Yang G, Zhu L. An investigation of heavy-metal concentration in dominant plant species in a zinc-lead mining area in Ganluo County of Sichuan Province. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(4): 2020-2026.
- [26] Chen T B, Wei C Y, Huang Z C, Huang Q F, Lu Q G, Fan Z L. Arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. and its arsenic accumulation. *Chinese Science Bulletin*, 2002, 47(11): 902-905.
- [27] Tang Y T, Qiu R L, Zeng X W, Ying R R, Yu F M, Zhou X Y. Lead, zinc, cadmium hyperaccumulation and growth stimulation in *Arabis pamiculata* Franch. *Environmental and Experimental Botany*, 2009, 66(1): 126-134.
- [28] Robinson B, Kim N, Marchetti M, Moni C, Schroeter L, Dijssel C, Milne G, Clothier B. Arsenic hyperaccumulation by aquatic macrophytes in the Taupo Volcanic Zone, New Zealand. *Environmental and Experimental Botany*, 2006, 58(1/3): 206-215.
- [29] Reeves R D. The hyperaccumulation of nickel by serpentine plants//Baker A J M, Proctor J, Reeves R D eds. *The Vegetation of Ultramafic (Serpentine) Soils*. Andover, UK: Intercept, 1992: 253-277.

- [30] Hou Y M. Study progress on purification of sewage by aquatic macrophytes. Journal of Henan Agricultural University, 2004, 38(2): 184-188.
- [31] Keskinan O, Goksu M Z L, Basibuyuk M, Forster C F. Heavy metal adsorption properties of a submerged aquatic plant (*Ceratophyllum demersum*). Bioresource Technology, 2004, 92(2): 197-200.
- [32] Rai U N, Tripathi R D, Vajpayee P, Pandey N, Ali M B, Gupta D K. Cadmium accumulation and its phytotoxicity in *Potamogeton pectinatus* L. (Potamogetonaceae). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2003, 70(3): 566-575.
- [33] Adriano D C. Trace Elements in the Terrestrial Environment. New York: Springer Verlag, 1986: 61-91.
- [34] Baker A J M, Walker P L. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants//Shaw A J ed. Heavy Metal Tolerance in Plant: Evolutionary Aspects. Boca Raton: CRC Press Inc, 1989: 155-178.
- [35] Aksoy A, Duman F, Sezen G. Heavy metal accumulation and distribution in narrow-leaved cattail (*Typha angustifolia*) and common reed (*Phragmites australis*). Journal of Freshwater Ecology, 2005, 20(4): 783-785.
- [36] Zhou S B, Wang C J, Yang H J, Bi D, Li J H, Wang Y. Stress responses and bioaccumulation of heavy metals by *Zizania latifolia* and *Acorus calamus*. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(1): 281-287.
- [37] Ross S M. Toxic Metals in Soil Plant System. Chichester: John Wiley & Sons, 1994: 189-244.
- [38] Lee C K, Low K S, Hew N S. Accumulation of arsenic by aquatic plants. The Science of the Total Environment, 1991, 103(2/3): 215-227.
- [39] Brooks R R, Robinson B H. Aquatic phytoremediation by accumulator plants//Brooks R R ed. Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals: Their Role in Phytoremediation, Microbiology, Archaeology, Mineral Exploration and Phytomining. Wallingford, UK & New York: CAB International, 1988: 203-226.
- [40] Outridge P M, Noller B N. Accumulation of toxic trace elements by freshwater vascular plants. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 1991, 121: 1-63.
- [41] Dhir B, Sharmila P, Saradhi P P. Potential of aquatic macrophytes for removing contaminants from the environment. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2009, 39(9): 754-781.
- [42] Wang D M. The advance of environment biology of China. China Environmental Science, 1989, 9(3): 169-178.
- [43] Cai B S, Chen T B, Liao X Y, Xie H, Xiao X Y, Lei M, Zhang G P. Arsenic concentrations in soils and vegetables and their risk assessments in highly contaminated area in Hunan Province. Acta Ecologica Sinica, 2004, 24(4): 711-717.

参考文献:

- [1] 刁维萍, 倪吾钟, 倪天华, 杨肖娥. 水体重金属污染的生态效应与防治对策. 广东微量元素科学, 2003;10(3): 1-5.
- [2] 黄永杰, 刘登义, 王友保, 王兴明, 李晶. 八种水生植物对重金属富集能力的比较研究. 生态学杂志, 2006, 25(5): 541-545.
- [3] 赵娟. 阳宗海和滇池污染的比较研究. 法制与社会, 2009, (13): 219-220.
- [4] 陈怀满. 土壤中化学物质的行为与环境质量. 北京: 科学出版社, 2002: 79.
- [7] 黄亮, 李伟, 吴莹, 张经, 周菊珍. 长江中游若干湖泊中水生植物体内重金属分布. 环境科学研究, 2002, 15(6): 1-4.
- [8] 侯晓龙, 马祥庆. 水生植物对垃圾渗滤液中重金属的吸附效果研究. 农业环境科学学报, 2007, 26(6): 2262-2266.
- [9] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析. 上海: 上海科学技术出版社, 1978: 1-44.
- [10] 鲍士旦. 土壤农化分析(第三版). 北京: 中国农业出版社, 2000: 370-389.
- [11] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法(第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 286-395.
- [16] 沈振国, 刘友良. 重金属超量积累植物研究进展. 植物生理学通讯, 1998, 34(2): 133-139.
- [18] 魏树和, 周启星, 王新. 18种杂草对重金属的超积累特性研究. 应用基础与工程科学学报, 2003, 11(2): 152-160.
- [19] 魏树和, 周启星, 王新, 曹伟. 农田杂草的重金属超积累特性研究. 中国环境科学, 2004, 24(1): 105-109.
- [22] 曲仲湘, 吴玉树, 王焕校, 姜汉侨, 唐廷贵. 植物生态学(第二版), 北京: 高等教育出版社, 1983, 81-94.
- [23] 魏树和, 周启星, 张凯松, 梁继东. 根际圈在污染土壤修复中的作用与机理分析. 应用生态学报, 2003, 14(1): 143-147.
- [24] 郭水良, 黄朝表, 边媛, 林国平. 金华市郊杂草对土壤重金属元素的吸收与富集作用(II)-杂草-土壤间重金属元素关系的主成分分析. 上海交通大学学报(农业科学版), 2002, 20(2): 137-140.
- [25] 刘月莉, 伍钧, 唐亚, 杨刚, 祝亮. 四川甘洛铅锌矿区优势植物的重金属含量. 生态学报, 2009, 29(4): 2020-2026.
- [30] 侯亚明. 水生植物在污水净化中的应用研究进展. 河南农业大学学报, 2004, 38(2): 184-188.
- [36] 周守标, 王春景, 杨海军, 毕德, 李金花, 王影. 菰和菹草对重金属的胁迫反应及其富集能力. 生态学报, 2007, 27(1): 281-287.
- [42] 王德铭. 我国环境生物研究新进展. 中国环境科学, 1989, 9(3): 169-178.
- [43] 蔡保松, 陈同斌, 廖晓勇, 谢华, 肖细元, 雷梅, 张国平. 土壤砷污染对蔬菜砷含量及食用安全性的影响. 生态学报, 2004, 24(4): 711-717.

2009 年度生物学科总被引频次和影响因子前 10 名期刊★

(源于 2010 年版 CSTPCD 数据库)

排序 Order	期刊 Journal	总被引频次 Total citation	排序 Order	期刊 Journal	影响因子 Impact factor
1	生态学报	11764	1	生态学报	1.812
2	应用生态学报	9430	2	植物生态学报	1.771
3	植物生态学报	4384	3	应用生态学报	1.733
4	西北植物学报	4177	4	生物多样性	1.553
5	生态学杂志	4048	5	生态学杂志	1.396
6	植物生理学通讯	3362	6	西北植物学报	0.986
7	JOURNAL OF INTEGRATIVE PLANT BIOLOGY	3327	7	兽类学报	0.894
8	MOLECULAR PLANT	1788	8	CELL RESEARCH	0.873
9	水生生物学报	1773	9	植物学报	0.841
10	遗传学报	1667	10	植物研究	0.809

★《生态学报》2009 年在核心版的 1964 种科技期刊排序中总被引频次 11764 次,全国排名第 1;影响因子 1.812,全国排名第 14;第 1~9 届连续 9 年入围中国百种杰出学术期刊;中国精品科技期刊

编辑部主任: 孔红梅

执行编辑: 刘天星 段 靖

生 态 学 报
(SHENGTAI XUEBAO)
(半月刊 1981 年 3 月创刊)
第 30 卷 第 23 期 (2010 年 12 月)

ACTA ECOLOGICA SINICA
(Semimonthly, Started in 1981)
Vol. 30 No. 23 2010

编 辑	《生态学报》编辑部 地址:北京海淀区双清路 18 号 邮政编码:100085 电话:(010)62941099 www.ecologica.cn shengtaixuebao@rcees.ac.cn	Edited by	Editorial board of ACTA ECOLOGICA SINICA Add:18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China Tel:(010)62941099 www.ecologica.cn Shengtaixuebao@rcees.ac.cn
主 编	冯宗炜	Editor-in-chief	FENG Zong-Wei
主 管	中国科学技术协会	Supervised by	China Association for Science and Technology
主 办	中国生态学会 中国科学院生态环境研究中心 地址:北京海淀区双清路 18 号 邮政编码:100085	Sponsored by	Ecological Society of China Research Center for Eco-environmental Sciences, CAS Add:18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China
出 版	科 学 出 版 社 地址:北京东黄城根北街 16 号 邮政编码:100717	Published by	Science Press Add:16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China
印 刷	北京北林印刷厂	Printed by	Beijing Bei Lin Printing House, Beijing 100083, China
发 行	科 学 出 版 社 地址:东黄城根北街 16 号 邮政编码:100717 电话:(010)64034563 E-mail:journal@cspg.net	Distributed by	Science Press Add:16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China Tel:(010)64034563 E-mail:journal@cspg.net
订 购	全国各地邮局	Domestic	All Local Post Offices in China
国外发行	中国国际图书贸易总公司 地址:北京 399 信箱 邮政编码:100044	Foreign	China International Book Trading Corporation Add:P. O. Box 399 Beijing 100044, China
广告经营 许 可 证	京海工商广字第 8013 号		



ISSN 1000-0933
CN 11-2031/Q

国内外公开发行

国内邮发代号 82-7

国外发行代号 M670

定价 70.00 元