

文章编号: 1000-5862(2013)02-0210-06

乐安河-鄱阳湖湿地优势水生植物对 重金属污染物的富集作用

周雪玲¹, 熊建秋¹, 简敏菲^{1*}, 陈朴青², 徐鹏飞¹, 李玲玉¹

(1. 江西师范大学生命科学学院 江西省亚热带植物资源保护与利用重点实验室 江西 南昌 330022;

2. 江西师范大学理化测试中心 江西 南昌 330022)

摘要: 通过野外调查和室内分析, 采用生物富集因子和重金属污染指数等方法研究乐安河-鄱阳湖段水土或底泥环境中 Cu、Pb、Cd 等重金属的含量及不同生境中自然生长的 18 种水生植物植株内的富集积累特性。研究结果表明: 植物长势良好, 未发现受害症状, 一些植物的根区土壤 Cu、Cd 含量超过土壤环境质量 3 级标准, 18 种水生植物对 Cu、Pb、Cd 等 3 种重金属污染物中的 1 种或 2 种表现出超富集能力, 其富集系数均大于 1, 其中苦草、青箱、金鱼藻对重金属 Pb、Cd 具有共富集特征, 箭叶蓼对 Cu、Cd 具有共富集特征。植株体内的重金属含量及其水土环境中重金属含量的相关性分析表明, 植物及其根区环境中的重金属含量呈现出显著性或极显著的相关性。重金属污染指数(MPI) 结果表明: 以旱苗蓼的 MPI 值最高, 达到 2 102.25, 反映出旱苗蓼生境中重金属的污染程度最高, MPI 值能综合反映植物生境中重金属的污染程度。18 种水生植物对鄱阳湖湿地在 Cu、Pb 和 Zn 等重金属复合污染的生态修复具有一定的参考价值。

关键词: 鄱阳湖; 乐安河; 水生植物; 重金属; 富集

中图分类号: Q 948

文献标志码: A

0 引言

鄱阳湖是一个季节性、过水性、吞吐型湖泊^[1], 鄱阳湖流域及赣江、抚河、信江、饶河、修水等 5 大水系组成了鄱阳湖水系。随着鄱阳湖及其流域的经济发展与资源的开发利用, 鄱阳湖湿地的环境污染问题日益突出, 尤其是重金属污染问题较为突出, 其污染来源主要是矿山酸性废水和冶炼工业废水^[2]。重金属污染物一般具有潜在的危害性, 它们与有机污染物不同, 水中的微生物难于降解, 容易被吸附到水体底泥或沉积物中, 或被水生植物(浮游植物、沉水植物、挺水植物等)吸收富集^[3], 或易通过水中食物链被富集^[4], 浓度逐级加大, 例如在浮游植物→桡足类→鱼类这一典型海洋食物链的传递过程中, 汞的浓度随营养级的升高而增加^[5]。而人类常处于食物链的终端, 通过食物或饮水, 将有毒物摄入人体。若这些有毒物不易排泄, 则易在人体内积蓄, 引起慢性中毒。因此, 如何监测重金属污染, 净化环境, 是当

前急需解决的研究问题。

近年来, 植物对环境的指示作用及其对生态环境的监测作用已引起广大研究者的强烈兴趣, 而对植物富集重金属污染物的研究也受到普遍关注^[6]。国内外诸多研究表明, 不同植物体内的一些重金属元素的含量通常可达到其生境中的几十倍甚至上百倍^[7]。因此, 可通过监测评价植物体内的重金属含量来指示其生境中的重金属污染水平, 并利用重金属超积累植物对其生存环境进行重金属污染的生态修复^[8]。目前, 关于水生植物对重金属超积累作用的研究文献仍较少, 对重金属污染水体的植物修复研究仍然较薄弱。因此, 寻找对重金属具有高效、超富集作用的植物尤其是水生植物等方面的研究仍然是重金属污染生态修复的关键。本研究选择乐安河-鄱阳湖段的典型区域, 在鄱阳湖的 3 个不同水期采集筛选优势湿地植物及其生境中的湿地土壤或底泥样品, 分析水生植物及其土壤样品中的 Cu、Pb、Cd 等重金属含量, 采用数理统计方法, 分析水生植物吸收富集重金属的特点, 探讨不同水生植物对环境中

收稿日期: 2012-11-28

基金项目: 国家自然科学基金(41063003, 41161035), 国家科技部“十二五”科技支撑计划课题(2011BAC13B02) 和江西省科协 2011 年度“远航工程”联合资助项目。

通信作者: 简敏菲(1969-), 女, 江西高安人, 教授, 博士, 主要从事鄱阳湖湿地生态过程研究。

重金属污染修复方面的效率,以期发现对重金属具有超富集能力的植物种类,为鄱阳湖湿地重金属污染区域的植物生态修复提供适合的植物种质资源和基础数据。

1 材料与方法

1.1 样品采集

植物及所对应水样、底泥或土壤样品分别于2011年4月平水期、7月丰水期、11月枯水期等不同水期在乐安河-鄱阳湖段不同典型区域采得,水生植物样品中包括沉水植物、挺水植物和湿生植物。水样为相应沉水植物水下20 cm处采集;底泥或土壤样品分别为挺水或湿生植物所对应的根区底泥。植物、水、底泥或土壤样品均为3个重复。

1.2 样品预处理

植物样品带回实验室后,先接不同种类区分,采用自来水冲洗干净,再用 $0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 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质量。植物样品中,沉水植物由于其根系具有退化甚至消失的特性,样品作整株处理;挺水植物和湿生植物分根部及地上部(包括茎、叶、果实等)进行分别处理。称完鲜质量后的各样品于 105°C 杀青30 min,于电热干燥箱中 70°C 下烘干至恒质量后取出,分别测定干质量,再经粉碎磨碎后过60目尼龙筛后密封保存备用;底泥样品或土壤样品带回实验室后需剔除石子、贝壳、根系等杂物,经自然风干磨碎过100目尼龙筛,密封保存备用;水样经过滤酸化后在 4°C 环境下保存备用。

密封保存的植物样品采用马福炉干法灰化处理^[9],灰化处理后的样品加入2 mL 7%的HCl溶液溶解样品中的无机盐,溶样转入50 mL容量瓶中,加入1+499的优级纯硝酸溶液定容至刻度,备用待测。每个样品同时做3个平行样,并进行空白分析。

底泥或土壤样品在微波消解系统中采用全分解溶样法处理^[10]。准确称取土壤样品0.300 0 g于聚四氟乙烯消解罐中,分别加入6.00 mL的浓硝酸、3.00 mL浓盐酸、0.25 mL过氧化氢组成 $\text{HNO}_3\text{-HCl-H}_2\text{O}_2$ 的三酸消解体系中,密闭后置于微波消解仪(上海新仪MDS-8G型多通量密闭微波化学工作站)中采用温控进行高温高压消解,冷却后过滤并用超纯水定容。每个样品同时做3个平行样,并进行空白分析。

处理后的植物、土壤样品待测液采用原子-石墨炉吸收光谱仪测定Cu、Pb、Cd等重金属含量。土壤和植物标准物质分别购自国家标准物质研究中心的地矿部物化探所的土壤标准样品(GBW-07403)和地球物理地球化学勘察研究所的绿茶标准样品(GBW10052(GSB-30));Cu、Pb、Cd等标准溶液分别采用光谱纯重金属单质配制。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、土壤中各指标测定具体操作方法参见文献[11-12]。

1.3 主要仪器与试剂

美国Varian公司的AA(240FS+240Z)型原子吸收光谱仪;微波消解系统(上海新仪MDS-8G型多通量密闭微波化学工作站);硝酸、浓盐酸:优级纯;光谱纯重金属,铜标准储备液: $1.000 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$;铅标准储备液: $1.000 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$;镉标准储备液: $1.000 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$;铜、铅、镉标准使用液: $\text{Cu } 5.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $\text{Pb } 5.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $\text{Cd } 0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。除特殊说明外,所用试剂均为分析纯,试验用水为超纯水。

1.4 数据处理方法

分别采用生物富集系数和重金属污染指数评价植物对重金属的富集能力。

生物富集因子(BCF) = 植物地上部重金属含量/土壤或底泥中该元素含量;

重金属污染指数 $MPI = (Cf_1 \times Cf_2 \times \dots \times Cf_n)^{1/n}$,

其中 Cf_n 为某重金属在样品中的质量分数,单位为 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

实验数据采用SPSS 17.0软件进行单因素方差分析(One-Way ANOVA),并对植物富集重金属含量与土壤、底泥中的重金属含量进行相关性分析,同时进行显著性检验,统计学意义上显著性水平 P 取0.05,极显著水平 P 取0.01。

2 结果与分析

2.1 研究区主要水生植物种类

本研究筛选的18种水生植物均为研究区湿地环境中自然生长的优势物种,各物种生活型及生态类群见表1。18种水生植物分属7科,其中:蓼科植物有6种,莎草科植物有4种,菊科有2种,茛科有2种,禾本科、水鳖科、金鱼藻科、雨久花科各1种。

表 1 研究区采集的主要植物种类

植物名称	科	生活型
狗牙根(<i>Cynodon dactylon</i>)	禾本科(Gramineae)	多年生湿生植物
蓼子草(<i>Polygonum Criopolltarnum</i>)	蓼科(Polygonaceae)	多年生湿生植物
苦草(<i>Vallisneria natans</i>)	水鳖科(Hydrocharitaceae)	多年生沉水植物
青葙(<i>Celosia argentea</i>)	苋科(Amaranthaceae)	一年生湿生植物
箭叶蓼(<i>Polygonum sieboldii</i>)	蓼科(Polygonaceae)	一年生湿生植物
旱苗蓼(<i>Polygonum lapathifolium</i>)	蓼科(Polygonaceae)	一年生湿生植物
牛毛毡(<i>Heleocharis yokoscensis</i>)	莎草科(Cyperaceae)	一年生挺水植物
金鱼藻(<i>Ceratophyllum demersum</i>)	金鱼藻科(Ceratophyllaceae)	多年生沉水植物
水蓼(<i>Polygonum hydropiper</i>)	蓼科(Polygonaceae)	一年生挺水植物
球柱草(<i>Bulbostylis barbata</i>)	莎草科(Cyperaceae)	一年生湿生植物
球穗飘拂草(<i>Fimbristylis globulosa</i>)	莎草科(Cyperaceae)	一年生湿生植物
红蓼(<i>Polygonum orientale</i>)	蓼科(Polygonaceae)	多年生湿生植物
喜旱莲子草(<i>Alternanthera philoxeroides</i>)	苋科(Amaranthaceae)	多年生湿生植物
鬼针草(<i>Bidens pilosa</i>)	菊科(Compositae)	一年生湿生植物
香附子(<i>Cyperus rotundus</i>)	莎草科(Cyperaceae)	多年生湿生植物
羊蹄(<i>Rumex japoniCus</i>)	蓼科(Polygonaceae)	多年生湿生植物
藜蒿(<i>Artemisia selengensis</i>)	菊科(Compositae)	多年生湿生植物
凤眼莲(<i>Eichhornia crassipes</i>)	雨久花科(Pontederiaceae)	多年生浮叶植物

2.2 植物及其根区底泥或土壤中重金属含量

经测定,上述 18 种水生植物全株 Cu、Pb、Cd 等的重金属含量及其根区底泥或土壤中重金属含量结果见表 2,并将各植物根区土壤或底泥中的 Cu、Pb、Cd 含量与《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995) 进行比较分析。

从表 2 可以看出,除苦草根区底泥与青葙根区土壤中 Cu 的含量超过 3 级标准外,其余植物根区土壤 Cu 的含量均未超标。而对于 Cd 元素,除红蓼、青葙、苦草、狗牙根等的根区土壤 Cd 的含量均未超过土壤环境质量 3 级标准外,其余全部超过 3 级标准。另外,同种植物对不同重金属元素的富集量表现出不同差异性,植物体内 3 种元素含量从大到小依次是 Cu > Pb > Cd。以重金属 Cu 的富集为例,箭叶

蓼对 Cu 的积累量最高,达到 221.08 mg · kg⁻¹,并且远远超过其根区土壤中的重金属含量值(174.33 mg · kg⁻¹),反映出箭叶蓼对铜具有超强的富集能力;另外,对 Cu 的富集量超过 100 mg · kg⁻¹的植物中,依次还有旱苗蓼、牛毛毡、青葙、狗牙根等;对 Pb 的富集结果表明:飘拂草的积累量达到最高,为 18.77 mg · kg⁻¹,富集量超过 10 mg · kg⁻¹的植物有旱苗蓼、水蓼等;对 Cd 的富集结果表明:水葫芦的积累量最高,达到 5.92 mg · kg⁻¹,其次为鬼针草、香附子与藜蒿,其富集量分别为 5.80、4.63、4.54 mg · kg⁻¹。以上不同水生植物对不同重金属元素的富集或吸收表现出明显的选择差异性,而旱苗蓼同时对 Cu、Pb 具有较高的富集水平。

表 2 研究区水生植物及其根区土壤或底泥重金属含量平均值 单位: mg · kg⁻¹

种名	植物全株重金属含量			根区土壤或底泥的重金属含量		
	Cu	Pb	Cd	Cu	Pb	Cd
狗牙根	113.64	1.11	0.34	88.33	3.73	0.65
蓼子草	47.33	1.17	1.74	37.17	25.79	2.44
苦草	86.39	5.08	1.02	512.65	4.82	0.68
青葙	136.37	7.53	0.40	439.11	3.81	0.36
箭叶蓼	221.08	4.05	0.65	174.33	3.32	1.05
牛毛毡	144.04	5.95	1.27	245.9	3.32	1.53
金鱼藻	71.03	6.99	1.60	245.9	5.98	1.10
水蓼	47.07	10.34	0.86	265.06	6.38	1.67
球柱草	42.99	9.59	0.76	256.74	8.25	4.94
旱苗蓼	171.25	13.49	0.91	393.98	7.10	2.19
球穗飘拂草	12.33	18.77	0.38	41.06	9.04	1.49
红蓼	26.69	2.29	1.2	88.33	3.73	0.65
喜旱莲子草	33.72	1.46	4.15	393.98	7.10	2.19
鬼针草	50.44	1.18	5.80	393.98	7.10	2.19
香附子	72.11	2.22	4.63	212.24	6.75	2.96
羊蹄	18.26	1.43	0.81	45.89	8.40	1.90
藜蒿	7.07	1.56	4.54	63.79	10.27	2.78
凤眼莲	42.08	2.32	5.92	45.89	9.4	1.96
土壤环境质量 3 级标准(GB 15618—1995)				400	500	1.00

2.3 水生植物对重金属的富集系数(BCF)与重金属污染指数(MPI)

为了进一步分析比较上述不同水生植物对不同重金属元素的富集或积累状况,分别采用生物富集因子(Bio-concentration Factors,BCF)和重金属污染指数(Metal Pollution Index,MPI)作为评价指标,结果见表3.生物富集因子是评价植物富集重金属能力的重要指标^[13],一般情况下,富集因子越大,其富集能力越强^[14-15],植物富集因子大于1是超富集植物区别于普通植物的重要特征.

表3 研究区植物对重金属的富集系数(BCF)与重金属污染指数(MPI)

种名	BCF			MPI
	Cu	Pb	Cd	
狗牙根	1.29	0.3	0.52	42.89
蓼子草	1.27	0.05	0.71	96.35
苦草	0.17	1.06	1.50	447.64
青箱	0.31	1.98	1.09	410.75
箭叶蓼	1.27	1.22	0.62	581.99
牛毛毡	0.59	1.79	0.83	1 088.44
金鱼藻	0.29	1.77	1.46	794.40
水蓼	0.18	1.62	0.51	418.57
球柱草	0.17	1.16	0.15	313.33
旱苗蓼	0.43	1.90	0.41	2 102.25
球穗飘拂草	0.30	2.08	0.25	87.94
红蓼	0.30	0.61	1.84	73.34
喜旱莲子草	0.09	0.21	1.89	204.31
鬼针草	0.24	0.17	2.64	345.21
香附子	0.34	0.33	1.57	741.19
羊蹄	0.40	0.17	0.43	21.15
藜蒿	0.11	0.15	1.63	50.07
凤眼莲	0.92	0.25	3.02	577.94

注:表中重金属含量及富集系数、污染指数选用2011年11月初数据.

由表3可以看出,上述18种水生植物对重金属Cu、Pb、Cd的富集,至少有1种或2种元素的富集系数大于1,均能符合超富集植物的特征.而且,不同生态类群的水生植物对重金属的忍耐力与富集能力均表现出不同,忍耐力的表现次序为:挺水植物>漂浮(浮叶)植物>沉水植物;富集能力的表现顺序为:沉水植物>漂浮(浮叶)植物>挺水植物^[16].表3结果显示,箭叶蓼、旱苗蓼、牛毛毡对Cu的富集系数高于金鱼藻、苦草和凤眼莲等;球穗飘拂草、旱苗蓼等对Pb的富集系数也高于金鱼藻、苦草、凤眼

莲等;鬼针草对Cd的含量高于凤眼莲.植物对重金属的富集量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相关,B. Robinson等研究表明,重金属吸收、富集能力也受水体pH值、水温、营养及其它因素影响.其中,苦草、青箱、金鱼藻对Pb、Cd,箭叶蓼对Cu、Pb具有共富集特征.

表3结果表明,不同物种的重金属污染指数(MPI)值的差异较大,间接反映出湖泊中的重金属污染水平.一般情况下,植物体内各种重金属元素的含量越大,其MPI值就越高,如旱苗蓼的MPI值最高,达到2 102.25,反映出旱苗蓼生境中重金属的污染程度最高;牛毛毡次之;而羊蹄的MPI值只有21.15. Cu、Pb、Cd元素在同一种植物中的含量变化均较大,说明植物受环境中污染物的影响较大,能较好地指示出水土环境中的重金属污染,但不同植物对水土环境中重金属污染的指示作用大小不一致.重金属的污染指数MPI能综合反映出植物生境中各种重金属元素的复合污染程度,

上述各种植物能生存于某一特定含量较高的重金属环境中,表明植物对重金属具有较强的抗性特征^[17].通常情况下,植物对重金属的抗性多通过避性和耐性2种途径实现.避性机制是指植物通过某种外部机制保护自己,使其不吸收环境中高含量的重金属,这种情况下的植物体内重金属浓度并不高;耐性是指植物体内具有某些特定的生理机制,使植物能生存于高含量的重金属环境中,且植物体内具有较高浓度的重金属^[18].由表4可见,青箱和喜旱莲子草对重金属Pb具有典型的避性特征;水蓼、狗牙根、鬼针草等对重金属Cu表现出耐性特征;狗牙根、青箱、红蓼等对重金属Cd具有较强的耐性特征.

2.4 水生植物重金属含量与其对应根区土壤重金属含量关系

为了进一步反映植物对生境中重金属污染水平的指示作用,对植物体内重金属的含量与其对应根区土壤重金属含量进行相关性分析,结果见表4.

表4 研究区植物重金属含量与其对应土壤重金属含量的相关性

种名	相关系数			P值		
	Cu	Pb	Cd	Cu	Pb	Cd
狗牙根	0.435*	-0.384	0.480*	0.034	0.064	0.018
蓼子草	0.082	-0.545	0.164	0.811	0.083	0.631
苦草	0.771	-0.257	-0.257	0.072	0.623	0.623
青箱	0.381	-0.881**	0.810*	0.352	0.004	0.015
箭叶蓼	0.400	0.632	0.800	0.600	0.368	0.200

续表 4

种名	相关系数			P 值		
	Cu	Pb	Cd	Cu	Pb	Cd
牛毛毡	0.400	-0.200	0.800	0.600	0.800	0.200
水蓼	0.614 **	-0.259	0.098	0.004	0.245	0.691
球柱草	0.500	0.500		0.667	0.667	
飘拂草	0.500	0.500	0.866	0.667	0.667	0.333
红蓼	0.452	0.518	0.596*	0.141	0.085	0.041
喜旱莲子草	0.129	-0.727 **	0.299	0.648	0.002	0.279
鬼针草	0.781*	0.439	0.586	0.022	0.276	0.127
香附子	0.371	0.200	0.657	0.468	0.747	0.156
羊蹄	0.358	-0.196	0.024	0.056	0.282	0.896
藜蒿	0.200	-0.100	-0.100	0.747	0.873	0.873
凤眼莲	0.800	-0.800		0.200	0.200	
金鱼藻	0	-0.500	-0.147	1.000	0.312	0.781

注: * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$.

表 4 结果表明,青箱、喜旱莲子草等植株内 Cu 的含量与其对应根区土壤 Cu 的含量有统计学意义上极显著负相关($P < 0.01$),水蓼植物体 Cu 的含量与其对应土壤中 Cu 的含量有统计学意义上极显著的正相关($P < 0.01$),狗牙根、鬼针草植物体 Cu 的含量与其对应土壤 Cu 的含量有统计学意义上显著正相关($P < 0.05$);狗牙根、青箱、红蓼植物体 Cd 的含量与其对应土壤 Cd 的含量有统计学意义上显著正相关。这些进一步表明不同水生植物具有不同的吸收富集特性,同一种植物对不同重金属具有不同的富集特性,并对其土壤中的重金属吸收具有一定的选择性和差异性,同时反映了植物生境中土壤或底泥环境的背景值。

3 结论与讨论

研究结果表明,研究区域受到 Cu、Pb、Cd 的不同程度污染,且所筛选的 18 种水生植物的长势良好,未发现生长率下降或死亡等毒害特征,反映出上述不同水生植物对 Cu、Pb、Cd 等重金属的复合污染均具有一定的抗性。18 种水生植物对重金属 Cu、Pb、Cd 其中 1 种或 2 种具有超富集能力,其中苦草、青箱、金鱼藻对重金属 Pb、Cd 具有共富集特征,箭叶蓼对 Cu、Cd 具有共富集特征。且不同植物对重金属元素的富集及其根区土壤的背景值有一定的相关性,土壤背景中重金属含量值越高,植物的富集能力也越强,但随着土壤背景值重金属含量的增加,植物的富集能力不会无限量地增加而是趋于一个稳定值。植物全株体内各种重金属元素的含量越大,其 MPI 值就越高, MPI 值能综合反映植物生境中的重金属污染程度。

不同重金属元素在同一种植物体内的含量差异

较大,表现出植物受环境中污染物的影响较大,植物能指示环境受污染的不同程度,水生植物能对环境中的重金属污染产生直接的指示作用,但不同植物对环境污染的指示作用不尽相同。因此,通过对植物重金属污染水平的监测评价,能筛选出对重金属具有超富集能力的典型水生植物,以便应用于湖泊湿地的生态修复与土壤重金属污染的生态修复。

另一方面,值得注意的是,本研究中的金鱼藻和苦草等沉水植物,一方面既是鱼类、贝类、鸟类的天然饵料,另一方面也表现出对重金属的明显富集能力,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,从而危害人体健康。

4 参考文献

- [1] 鄱阳湖研究编委会. 鄱阳湖研究 [M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1988.
- [2] 简敏菲, 宋玉斌, 倪才英, 等. 鄱阳湖湿地水生生物重金属污染的特性分析与评价 [J]. 江西师范大学学报: 自然科学版, 2006, 30(5): 504-508.
- [3] 黄永杰, 刘登义, 王友保, 等. 8 种水生植物对重金属富集能力的比较研究 [J]. 生态学杂志, 2006, 25(5): 541-545.
- [4] 王文雄, 潘进芬. 重金属在海洋食物链中的传递 [J]. 生态学报, 2004, 24(3): 599-604.
- [5] Bryan G W. Pollution due to heavy metals and their compounds [J]. Marine Ecology, 1984, 5(3): 1289-1430.
- [6] 郑相宇, 张太平, 刘志强, 等. 水体污染物“三致”效应的生物检测研究进展 [J]. 生态学杂志, 2004, 23(4): 140-145.
- [7] 潘义宏, 王宏镔, 谷兆萍. 大型水生植物对重金属的富集与转移 [J]. 生态学报, 2010, 30(23): 6430-441.
- [8] Robinson B, Kim N, Marchetti M, et al. Arsenic hyperac-

- cumulation by aquatic macrophytes in the Taupo Volcanic Zone, New Zealand [J]. Environmental and Experimental Botany 2006, 58(1/2/3): 206-215.
- [9] 简敏菲,游海,弓晓峰,等.鄱阳湖典型区域重金属污染的水生植物监测与评价[J].土壤通报,2007,38(2): 329-333.
- [10] 刘雷,杨帆,刘足根,等.微波消解 ICP-AES 法测定土壤及植物中的重金属[J].环境化学,2008,27(4): 511-514.
- [11] 中国科学院南京土壤研究所.土壤理化分析[M].上海:上海科学技术出版社,1978: 1-44.
- [12] 鲍士旦.土壤农化分析[M].3版.北京:中国农业出版社,2000: 370-389.
- [13] 魏树和,周启星,王新.18种杂草对重金属的超积累特性研究[J].应用基础与工程科学学报,2003,11(2): 152-160.
- [14] Mattina M J I, Lannucci Berger W, Musante C, et al. Current plant uptake of heavy metals and persistent organic pollutants from soil [J]. Environmental Pollution, 2003, 124(3): 375-378.
- [15] Salt D E, Blaylock M, Kumar N P B A, et al. Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants [M]. Nature Biotechnology, 1995, 13(5): 468-474.
- [16] 侯亚明.水生植物在污水净化中的应用研究进展[J].河南农业大学学报,2004,38(2): 184-188.
- [17] Tomsett A B, Thurman D A. Molecular biology of metal tolerances of plants [J]. Plant Cell Environ, 1988, 11(5): 383-394.
- [18] 江行玉,赵可夫.植物重金属伤害及其抗性机理[J].应用与环境生物学报,2001,7(1): 92-99.

Heavy Metals Accumulation of Dominant Aquatic Plants in the Wetland of Le'an River and Poyang Lake

ZHOU Xue-ling¹, XIONG Jian-qiu¹, JIAN Min-fei^{1*}, CHEN Pu-qing², XU Peng-fei¹, LI Ling-yu¹

(1. College of Life Science, Jiangxi Provincial Key Lab of Protection and Utilization of Subtropical Plant Resources, Jiangxi Normal University, Nanchang Jiangxi 330022, China;

2. Centre of Physical and Chemical Inspection, Jiangxi Normal University, Nanchang Jiangxi 330022, China)

Abstract: With the field sampling methods and laboratory experiments analysis, the concentration of Cu, Cd, Pb were measured in 18 species of dominant aquatic plants and the habitat soils or sediments in Le'an River and Poyang Lake, the enrichment and accumulation of the dominant aquatic plants were also evaluated by using the methods of Bio-concentration Factors (BCF) and Metal Pollution Index (MPI). The results indicated that most aquatic plants in the sampling sites grew well without any toxic symptoms. In some test soils or sediments, the concentration of Cu and Cd exceeded the third standard value of Soil Environment Quality. All 18 species of aquatic plants showed hyperaccumulation ability to one or two kinds of the heavy metal pollutants included Cu, Pb and Cd because the value of BCF were larger than one. Some plants also showed the common enrichment characteristics, e.g. *Vallisneria spiralis*, *Celosia argentea* and *Ceratophyllum demersum* had strong accumulation on both heavy metals of Pb and Cd, and *Polygonum sieboldii* had strong accumulation on both heavy metals of Cu and Cd. The results of correlation analysis showed that there was a significant correlation between the concentration of Cu, Cd, Pb in 18 species of dominant aquatic plants and those of their habitat soils. The results of the value of Metal Pollution Index indicated that the MPI value of *Polygonum lapathifolium* was 2102.25, which was the highest and reflected the heavy metal pollution on the habitats. The value of MPI can also be reflected the heavy metals compound pollution on the habitats comprehensively. 18 species of aquatic plants had the greater development potential and application prospect in the phytoremediation of the wetland water and soil contaminated by heavy metals such as Cu, Pb and Zn.

Key words: Poyang Lake; Le'an River; aquatic plants; heavy metals; accumulation

(责任编辑:刘显亮)