

谢佩君, 李铭红, 晏丽蓉, 等. 三种沉水植物对 Cu、Pb 复合污染底泥的修复效果[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(4): 757-763.

XIE Pei-jun, LI Ming-hong, YAN Li-rong, et al. Remediation of Cu and Pb co-polluted sediments by three submerged plants[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(4): 757-763.

三种沉水植物对 Cu、Pb 复合污染底泥的修复效果

谢佩君^{1,2}, 李铭红^{1,2*}, 晏丽蓉², 乔云蕾^{1,2}

(1. 浙江师范大学行知学院, 浙江 金华 321004; 2. 浙江师范大学生态研究所, 浙江 金华 321004)

摘要: 利用生态缸模拟静态水体, 进行底泥重金属污染的富集试验, 从富集量、生物富集系数(BSAF)和去除率等指标探究苦草(*Vallisneria natans*)、黑藻(*Hydrilla verticillata*)和金鱼藻(*Ceratophyllum demersum*)等三种常见沉水植物对 Cu、Pb 复合污染底泥的修复效果。结果表明: 苦草、黑藻富集效果最佳的时间段为培养生长的 84~105 d, 金鱼藻则为 63~84 d。黑藻对 Cu 的 BSAF 达到 15.2, 是苦草的 2.9 倍、金鱼藻的 2.7 倍, 黑藻中 Cu 含量与底泥中重金属含量达到显著负相关($r=-0.995, P<0.05$), 表现出对 Cu 较高的富集能力。从去除率与 BSAF 显示, 三种植物对 Cu 的富集能力为黑藻>金鱼藻>苦草; 对 Pb 的富集能力为苦草>黑藻>金鱼藻; 其中黑藻对 Cu-Pb 复合污染的综合修复效果最好。三种植物的一个生长周期结束时, 底泥中 Cu、Pb 含量与试验开始的污染底泥相比差异均达到显著水平($P<0.05$), Cu-Pb 复合污染程度有明显下降, 经修复后的 Cu-Pb 复合污染底泥可达到《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)的 II 级标准; 而黑藻富集作用可以使污染底泥中 Cu 含量达到《土壤环境质量标准》的 I 级标准。

关键词: 沉水植物; 重金属; 污染; 富集

中图分类号: X53 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2016)04-0757-07 doi:10.11654/jaes.2016.04.021

Remediation of Cu and Pb co-polluted sediments by three submerged plants

XIE Pei-jun^{1,2}, LI Ming-hong^{1,2*}, YAN Li-rong², QIAO Yun-lei^{1,2}

(1. Zhejiang Normal University Xingzhi College, Jinhua 321004, Zhejiang, China; 2. Institute of Ecology, Zhejiang Normal University, Zhejiang Jinhua 321004, China)

Abstract: Many studies have reported that submerged plants can remove heavy metals in sediments via their root absorption, thus reducing the amount of heavy metals released from sediments into the water. Thus, submerged plants could be the important plants of phytoremediation technology. In the present study, differences in Cu and Pb accumulation by different submerged plants, *Vallisneria natans*, *Hydrilla verticillata* and *Ceratophyllum demersum*, in polluted sediments were investigated using an outdoor eco-cylinder static simulation test. Results indicated: The best time for the enrichment of *Vallisneria natans* and *Hydrilla verticillata* was 84~105 d after transplanting into the polluted sediments, while *Ceratophyllum demersum* was 63~84 d. *Hydrilla verticillata* showed the strongest accumulation ability for Cu, with a maximum BSAF (Biota-sediment accumulation factor, the ratio of heavy metal content in whole plant to that in sediments) of 15.2, which was 2.9 times that of *Vallisneria natans*, 2.7 times that of *Ceratophyllum demersum*. In addition, there was a significant negative correlation between the content of Cu in *Hydrilla verticillata* and in sediments ($r=-0.995, P<0.05$). Accumulation ability of three submerged plants for the same element showed significant differences. For Cu, *Hydrilla verticillata* had the greatest accumulation ability, followed by *Ceratophyllum demersum*, and *Vallisneria natans* was the smallest one. However, the accumulation ability for Pb was *Vallisneria natans*>*Hydrilla verticillata*>*Ceratophyllum demersum*. *Hydrilla verticillata* had the best comprehensive restoration effect for Cu-Pb pollution. There were significant decreases in Cu-Pb pollution and content at the end of one growth cycle ($P<0.05$). The remediated sediments met the second level of the

收稿日期: 2015-10-12

基金项目: 浙江省科技计划(2008C23093)

作者简介: 谢佩君(1990—), 女, 湖南株洲人, 硕士研究生, 主要研究方向为重金属污染土壤的植物修复。E-mail: peijun5@126.com

* 通信作者: 李铭红 E-mail: sky82@zjnu.cn

Soil Environmental Quality Standard (GB15618—1995). *Hydrilla verticillata* could reduce Cu content in the sediments to the first level of the Soil Environmental Quality Standard.

Keywords: submerged plants; heavy metal; pollution; enrichment

由于重金属具有稳定性、隐蔽性和不可降解性等特点,排入水体的重金属,并不能像有机化合物那样可自然降解或者生物降解,绝大多数迅速地结合到悬浮物和沉积物中,最终沉积到底泥中从而造成底泥重金属污染,在湖泊众多的中国,底泥的重金属污染已然成为重要环境问题之一。底泥是河流、湖泊等众多水生生态系统的重要组成部分,没有降解的重金属往往参与食物链循环并在生物体内积累,直接或间接地对底栖生物的生理代谢造成伤害,甚至威胁人类健康^[1]。近年来对底泥修复研究更多的是植物与微生物结合修复,或者植物修复与化学、物理方法结合修复。但是目前植物修复方面仍有很多问题需要探讨及研究,例如超富集植物的发现和培育等问题^[2],因而研究植物富集规律及效果仍有重要意义。

靠近城市和工业区周边的湖泊,如巢湖、太湖,由于人类活动对其影响的方式多样、强度较大,重金属污染一般较为严重,且多为复合污染。湖泊中重金属以工业污染源为主,有色金属冶炼、电镀工业、印染工业等高污染企业的发展都有可能造成周边水域底泥中重金属污染。研究表明,我国湖泊浅层底泥中 Cu、Pb 均值多数超过土壤背景值,表现为 Cu-Pb 复合污染,如长荡湖、石臼湖、溧湖属于重金属轻度污染,宜兴西氿底泥中 Pb 达到中度污染, Cu 达到重污染程度,巢湖底泥中 Cu、Pb 皆处于较高污染程度^[3-5]。因此,底泥重金属污染的治理研究仍需加强。

沉水植物因为全株都生活在水中,茎、叶和表皮都与根一样具有吸收作用,这种结构对水体中营养盐类的吸收降解及对重金属元素的浓缩富集都有很强的作用,所以用沉水植物来修复河流湖泊重金属污染能够带来较高的环境生态效益^[6]。苦草(*Vallisneria spiralis*)、黑藻(*Hydrilla verticillata*)和金鱼藻(*Ceratophyllum demersum*)是我国华东地区常见的多年生沉水草本植物,大多分布于池塘、湖泊和沟渠等一些水流较为缓慢的淡水水域中,春夏季生长旺盛,生物量大且生命力强。因此,本研究选择这三种沉水植物作为试验材料,通过试验分析其对底泥 Cu、Pb 的富集效果,从而试图寻找适宜的修复 Cu-Pb 污染的沉水植物,利用底泥-植物系统的吸附、过滤及净化作用和自我调控功能,达到某种程度上对底泥 Cu-Pb 污染

的修复,为今后深入修复重金属污染底泥提供一定的研究依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

1.1.1 供试植物

供试植物苦草、黑藻和金鱼藻均采自浙江省金华市婺江、瓯江水域。选取高度为 15 cm 左右、生长状态良好、个体均匀的植株作为试验材料,移栽到无污染底泥的生态缸中,水培适应一周后用于试验。

1.1.2 供试底泥

供试底泥采自婺江流域的小溪,自然风干后,先初步剔除其中粗杂质,过 100 目筛,测得 Cu 的背景值为 $17.28 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Pb 的背景值为 $78.64 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, pH 为 6.8 左右。用分析纯的 $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 和 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 配制成两种重金属盐溶液,拌入风干的原始底泥中并充分混匀,静置钝化两周后作为试验底泥,测得配制后底泥中两种重金属 Cu、Pb 含量分别为 298.32、256.34 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Cu 污染程度为土壤环境质量Ⅲ级标准, Pb 污染程度为土壤环境质量Ⅱ级标准, Cu、Pb 皆达到 JENSEN 底泥污染评价重污染级别^[7]。这一污染程度和太湖、鄱阳湖等湖泊底泥中 Cu 污染比 Pb 污染严重的状况相符合^[4,8-9]。

1.2 试验设计

试验采用(透明的玻璃)生态缸(60 cm×30 cm×50 cm),静态模拟自然状况下小型水体,将其置于适当遮光的树荫下,避免高温曝晒,水体温度保持在 15~30 ℃。将配制好的底泥铺入缸内,厚度约 10 cm。然后每个生态缸中加入 50 L 曝晒的自来水,将相同株数(本试验均为 36 株,保证密度一致)的三种沉水植物分别植入盛有配制好的重金属污染底泥的生态缸中。试验共设置 15 个生态缸,每种沉水植物 5 个生态缸,其中 1#—5# 植入苦草, 6#—10# 植入黑藻, 11#—15# 植入金鱼藻。每个生态缸使用泡沫板平均隔成 3 个区域,定期取样时分别在三个区域内取,作为试验 3 个重复。

试验开始后每隔 21 d 取一次植物样及植物根部土样,试验共历经 105 d,三种沉水植物基本完成一个生长周期。试验中蒸发的水分用曝晒的自来水补充。

第21 d分别取1#、6#和11#,第42 d分别取2#、7#和12#,第63 d、第84 d、第105 d依次类推。

1.3 样品处理和重金属测定

取植物样先用自来水充分冲洗,再用 $0.1\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 稀盐酸洗净,最后用去离子水淋洗2~3次,吸干表面水分,置于烘箱中 $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ 杀青30 min, $70\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下烘干至恒重,研磨过60目尼龙筛待测;将土样自然风干后,研磨过100目尼龙筛待测。用 $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$ 消解植物样, $\text{HCl-HNO}_3\text{-HClO}_4$ 消解土样。用电感耦合等离子体原子发射光谱法(Inductively Coupled plasma-Atomic Emission Spectrometry, ICP-AES)进行Cu、Pb含量的测定。

1.4 数据处理与分析

生长率: $GR=dw/dt$

式中: GR 为生长率; w 为植物的生物量; t 为植物生长的时间,d。

生物富集系数(Biota-sediment accumulation factor, BSAF): $\text{BSAF}=C_p/C_s$

式中: C_p 为植物体内重金属含量; C_s 为沉积物中重金属含量。BSAF是表示生物从沉积物(底泥)中积累污染物的能力,是衡量生物体富集和吸收底泥中重金属能力的重要指标^[10]。

去除率: $R(\%)=(C_0-C)/C_0\times 100\%$

式中: R 为去除率; C_0 为试验开始时底泥中重金属含量; C 为试验结束时底泥中重金属含量。

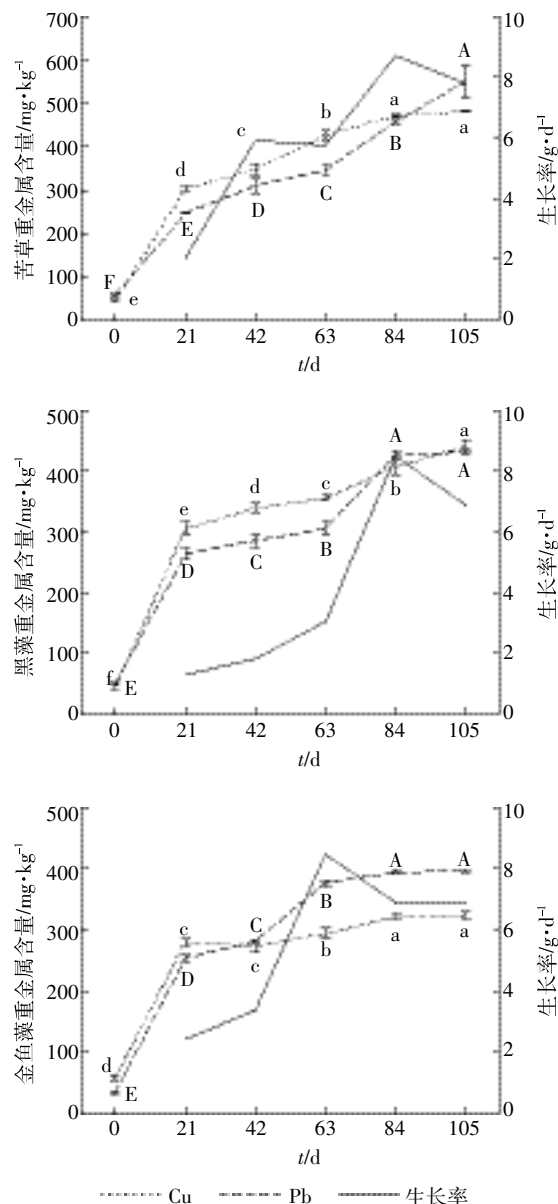
用Excel 2013、Origin 8.0、SPSS18.0统计分析软件进行数据分析处理。图由Origin 8.0绘制,表由Excel 2013生成,利用SPSS18.0统计分析软件进行单因素方差分析和多重比较,对三种沉水植物中Cu、Pb含量与底泥中的Cu、Pb含量进行相关分析和回归分析。

2 结果与分析

2.1 沉水植物对底泥中Cu、Pb的富集量

由图1可以看出,苦草和黑藻在第84 d生长率最大,金鱼藻在第63 d生长率达到顶峰,在生长率达到顶峰后,植物体内的重金属含量增加比较缓慢,第84~105 d阶段几乎停止增长。一个生长周期结束时,苦草中Cu、Pb的最大富集量均高于黑藻和金鱼藻,分别为 $482.39/550.73\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,达到背景值的10.57倍和9.55倍。苦草、黑藻对Cu的富集能力要强于对Pb的富集,说明Cu-Pb复合污染中,重金属的吸附竞争能力 $\text{Cu}>\text{Pb}$ 。在第84 d以前,苦草、黑藻体内Cu含

量高于Pb含量,且植物体内Cu、Pb含量同步快速增长,两种重金属含量在相邻时段(如第21 d、第42 d,以此类推)皆差异显著($P<0.05$)。苦草、黑藻对Cu的富集量较高,金鱼藻对Cu的富集量虽然相对较低,但最大富集量也达到 $324.40\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,为背景值的5.52倍。金鱼藻生长过程中,第84 d与第105 d比较,Cu和Pb含量差异皆不显著($P>0.05$),说明金鱼藻在84 d时已达到富集的最大值。一个生长周期结束时,



不同小写字母(a-f)和大写字母(A-F)分别表示Cu、Pb在生长周期的不同阶段间差异显著($P<0.05$)。下同

Different lowercase letters (a-f) and capital letters (A-F) indicate significant differences between different growth stages ($P<0.05$). The same below

图1 不同生长阶段植物中Cu、Pb含量

Figure 1 Cu and Pb content at different growth stages

三种植物对 Cu、Pb 的最大富集含量均呈差异显著 ($P<0.05$)。

2.2 沉水植物对底泥中 Cu、Pb 的生物富集系数

由图 2 可知,试验期间,生物富集系数(BSAF)都是逐渐增大的,说明植物对 Cu、Pb 的富集能力逐渐增强。同一种植物对不同重金属的富集具有不同的选择性,在第 84 d 以前,BSAF(Cu)>BSAF(Pb),且都在第 105 d 时达到最大,说明这三种植物在生长接近停滞时,仍有富集 Cu、Pb 的能力。黑藻对 Cu 的 BSAF 最高,达到 15.2,是苦草的 2.9 倍、金鱼藻的 2.7 倍。但是,三种植物 BSAF 均大于 1,都表现出一定的生物富集能力。从生物富集系数来看,植物对 Cu 的富集能

力为黑藻>金鱼藻>苦草,对 Pb 的富集能力为苦草>黑藻>金鱼藻。

2.3 沉水植物对底泥中 Cu、Pb 的去除率

如表 1 所示,去除率与 BSAF 反映出来的植物对重金属的富集能力基本类似。三种植物去除率均在 68%以上,苦草对 Cu、Pb 的去除率几乎相等。黑藻对污染底泥中 Cu 的去除率最高,达到 90.77%,试验结束后底泥中 Cu 含量低至 $29.27\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 接近 JENSEN 底泥污染评价未污染级别,达到《土壤环境质量标准》I 级标准。经三种植物富集后的底泥间 Cu 含量差异显著 ($P<0.05$),对 Pb 去除率相差不大,因而 Pb 含量差异不显著 ($P>0.05$)。试验结束时底泥中 Cu、Pb 含量与试验开始的污染底泥相比皆呈现显著差异 ($P<0.05$),Cu-Pb 复合污染有很大改善。

表 1 底泥中 Cu、Pb 去除率

Table 1 Rates of Cu and Pb removal

植物	试验结束时底泥中 Cu 含量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	Cu 去除率/%	试验结束时底泥中 Pb 含量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	Pb 去除率/%
苦草	$95.09\pm1.69\text{a}$	70.03	$83.34\pm4.22\text{a}$	70.09
黑藻	$29.27\pm2.49\text{c}$	90.77	$88.05\pm1.38\text{a}$	68.40
金鱼藻	$58.19\pm1.52\text{b}$	81.66	$85.60\pm3.70\text{a}$	69.28

注:表中数据为平均值±标准误(同列标有不同字母表示差异显著 $P<0.05$)。

Note: Values in table is mean ±standard deviation ($P<0.05$ with different letters).

2.4 沉水植物与底泥中 Cu、Pb 相关性及其回归分析

植物体内的重金属含量与其环境中的浓度显著相关^[11-12],表 2 为相关分析及曲线估计结果。可以看出,植物中重金属 Cu、Pb 含量与底泥中 Cu、Pb 含量呈极显著负相关,说明苦草、黑藻和金鱼藻对底泥中 Cu、Pb 有明显的吸收作用。Cu、Pb 的决定系数 R^2 都接近 1,回归直线拟合程度较好。

3 讨论

三种沉水植物在生长初期,体内重金属含量的快速增加可以归因于植物根部表面存在大量的活性反应位点,此时植物正处于对外界环境的适应阶段,植物的生物量没有明显增加,但对重金属累积速度却高于植物生长速度,一旦吸附位点逐渐被金属离子占据后,沉水植物的富集速度将有所减慢。Cu 是植物生长必需的微量元素之一,是一些酶(如多酚氧化酶、抗坏血酸氧化酶、细胞色素氧化酶)的成分,可以影响氧化还原过程,还存在于叶绿体的质体蓝素中,参与光合

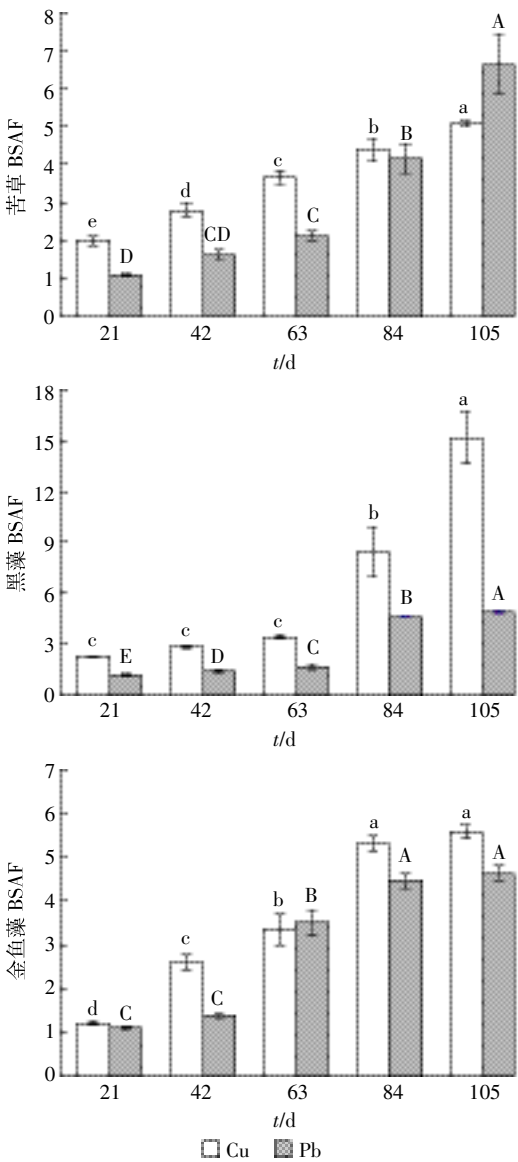


图 2 沉水植物对 Cu、Pb 的 BSAF

Figure 2 Variation of BSAF in plants

表 2 植物体内重金属与底泥重金属相关分析及富集底泥重金属的拟合方程

Table 2 Correlation analysis between heavy metals in plants and in sediments and fitting equations for enrichment of heavy metals

	Pearson 相关系数(<i>R</i>)	显著性(双侧)	<i>N</i>	拟合回归方程	<i>R</i> ²
苦草 Cu—底泥 Cu	-0.971	<0.01	18	$y = -1.907x + 636.667$	0.944**
苦草 Pb—底泥 Pb	-0.985	<0.01	18	$y = -2.321x + 736.895$	0.969**
黑藻 Cu—底泥 Cu	-0.995	<0.01	18	$y = -1.378x + 489.559$	0.991**
黑藻 Pb—底泥 Pb	-0.942	<0.01	18	$y = -1.731x + 605.240$	0.888**
金鱼藻 Cu—底泥 Cu	-0.865	<0.01	18	$y = -0.816x + 376.163$	0.749**
金鱼藻 Pb—底泥 Pb	-0.924	<0.01	18	$y = -1.555x + 547.598$	0.854**

注:**表示 $P < 0.01$ 。Note:** indicates $P < 0.01$.

作用的电子传递体系^[13],Pb 不是植物体所需要的营养元素,并且一旦进入植物体之后就很难转移^[14],若植物受到重金属胁迫,则生长速度放缓,并产生其他危害。植物在生长过程中,体内重金属元素呈现出一定的累积效应,表现为植物体内 Cu、Pb 含量平缓上升。三种植物对 Cu 的富集要先于对 Pb 的富集,说明 Cu-Pb 复合污染中,重金属的吸附竞争能力 $Cu > Pb$,但是从苦草、金鱼藻体内 Cu 含量与 Pb 含量的增长曲线可以看出,Cu 含量与 Pb 含量几乎同步增长,可以推测在苦草、黑藻体内 Cu 并不干扰 Pb 的富集^[15]。三种沉水植物对 Cu-Pb 复合污染表现出一定的抗逆性和适应能力。Cu、Pb 污染胁迫使苦草产生对机体造成伤害的超氧阴离子($O_2^{\cdot-}$)和羟自由基等,SOD 能催化 $O_2^{\cdot-}$ 转化为 H_2O_2 和 O_2 ,而 CAT 能将有毒的 H_2O_2 分解为 H_2O 和 O_2 ,使苦草呈现一定的抗逆性^[16-17],表现为体内 Cu、Pb 的大量富集,并优于黑藻和金鱼藻。金鱼藻体内的 Cu 含量增长缓慢,富集含量较苦草、黑藻低,可能与金鱼藻吸附 Cu^{2+} 的特征有关。金鱼藻对重金属 Cu^{2+} 有很好的吸持作用^[18],曾阿妍^[19]也在解吸试验中得出,金鱼藻对铜解吸率均在 1% 以下,说明金鱼藻对铜的吸持作用较强,即 Cu^{2+} 在金鱼藻上吸附后不易进行脱附,当活性位点被占据,久久不能脱附,再吸收 Cu^{2+} 的能力就迅速下降。金鱼藻在试验后期(第 84~105 d)已陆续出现叶片黄化、脱落的现象,植物叶片脱落后会随水流从高浓度的地方流向低浓度的地方,当它们腐烂时会向水体重新释放重金属,从而引起二次污染^[20],故不太适宜用作植物修复重金属污染的材料。

试验期间,BSAF 都是逐渐增大的,说明植物对 Cu、Pb 的富集能力逐渐增强。生长率达到顶峰的后一阶段,BSAF 增长最快,可见植物快速生长能带动其对 Cu、Pb 的迅速吸收。苦草对 Cu 的富集量最大,但是

BSAF 和去除率却最低,可能是由于苦草的生物量相对较小,被植物移除的 Cu 较少,底泥中 Cu 含量相对较高。黑藻对底泥 Cu 有很明显的吸收作用,试验阶段后期,黑藻对 Cu 的 BSAF 达到 15.2,明显高于苦草和金鱼藻对 Cu 的富集能力,此外黑藻中 Cu 含量与底泥中 Cu 含量达到显著负相关($r = -0.995, P < 0.05$)。李巧云等^[21]在沉水植物对沉积物中铜锌铅的富集研究试验中也得出黑藻对 Cu 有较强的富集作用的结论,黑藻作为一种水体中常见的沉水植物,具有很强的生长繁殖能力且生物量巨大。有研究认为,黑藻具有较强的重金属富集能力^[22-24],与本研究结果类似。

去除率也是衡量沉水植物生物富集底泥中重金属的一个重要指标,三种沉水植物对 Pb 的去除率比较接近,都在 70% 左右。董晓霞^[25]等在组合式水生植物净化系统对 Cu、Pb 和 Cd 的去除与生物富集特征研究中也得到相似结论,但去除率可达到 95%,他们采用了更加优化培养方式,使其富集效果最大化。本研究的 Cu-Pb 复合污染属于 JENSEN 底泥污染评价重污染级别、《土壤环境质量标准》中的Ⅲ级标准,在该污染程度下,苦草、黑藻、金鱼藻对 Cu-Pb 复合污染底泥中的两种重金属元素去除率均在 68% 以上,可见其对底泥中 Cu、Pb 的去除能力非常强,其中,黑藻对底泥 Cu、Pb 的综合去除能力最为突出。

三种沉水植物中的 Cu、Pb 含量与相应底泥中的 Cu、Pb 含量之间都存在显著的负相关性,与胡天印^[26]的研究结果一致。回归方程反映了沉水植物在一定时间内富集污染底泥中 Cu、Pb 的动态规律,随着植物体内 Cu、Pb 含量持续增加,底泥中 Cu、Pb 含量逐渐减少,Cu、Pb 污染程度降低。但是,这种此消彼长的关系并不会一直持续下去,所以回归方程只能体现苦草、黑藻和金鱼藻在一定时间内富集吸收底泥中 Cu、Pb 的规律。

4 结论

(1)从整个生长周期看,苦草、黑藻在生长后期第84~105 d、金鱼藻在第63~84 d BSAF 接近最大值,此时植物体生物量较大,体内重金属含量高,对 Cu-Pb 复合污染底泥具有最好的修复效果。

(2)去除率与 BSAF 反映出来的植物对重金属的富集能力基本类似,对于 Cu,黑藻>金鱼藻>苦草,对于 Pb,苦草>黑藻>金鱼藻,经修复后的 Cu-Pb 复合污染底泥有显著改善。

(3)苦草是长江中下游湖泊水生植物中的优势物种,虽富集能力不突出,但是对 Cu-Pb 复合底泥仍有较大的改善作用;黑藻对底泥 Cu、Pb 污染综合富集能力最强,可以考虑作为 Cu 单一或者是 Cu-Pb 复合污染中铜浓度较高的污染底泥的修复植物;金鱼藻由于对 Cu 的耐受性相对较差,以及在铜胁迫下叶片易脱落等特点,不太适合进行 Cu-Pb 复合污染底泥修复。

参考文献:

- [1] 张文强,黄益宗,招礼军. 底泥重金属污染及其对水生生态系统的影响[J]. 现代农业科学, 2009, 16(4): 156-158.
ZHANG Wen-qiang, HUANG Yi-zong, ZHAO Li-jun. Heavy metal pollution in sediments and its effect on aquatic ecosystem[J]. *Modern Agricultural Sciences*, 2009, 16(4): 156-158.
- [2] 李明明,甘敏,朱建裕,等. 河流重金属污染底泥的修复技术研究进展[J]. 有色金属科学与工程, 2012, 3(1): 67-71.
LI Ming-ming, GAN Min, ZHU Jian-yu, et al. Remediation technology for river sediment polluted by heavy metals[J]. *Nonferrous Metals Science and Engineering*, 2012, 3(1): 67-71.
- [3] 蒋豫,刘新,高俊峰,等. 江苏省浅水湖泊表层沉积物中重金属污染特征及其风险评价[J]. 长江流域资源与环境, 2015, 24(7): 1157-1162.
JIANG Yu, LIU Xin, GAO Jun-feng, et al. Pollution characteristics and potential ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of shallow lakes in Jiangsu Province, China[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2015, 24(7): 1157-1162.
- [4] 申秋实,邵世光,保琦蓓,等. 典型城郊湖泊沉积物重金属生态风险评价[J]. 环境工程, 2014, 32(10): 137-141.
SHEN Qiu-shi, SHAO Shi-guang, BAO Qi-bei, et al. Potential environment risk assessment of sediment heavy metals in a typical suburban shallow lake[J]. *Environmental Engineering*, 2014, 32(10): 137-141.
- [5] 陈乾坤,刘涛,胡志新,等. 江苏省西部湖泊表层沉积物中重金属分布特征及其潜在生态风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(5): 1044-1050.
CHEN Qian-kun, LIU Tao, HU Zhi-xin, et al. Distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from the lakes of west Jiangsu Province[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(5): 1044-1050.
- [6] 邴海健,吴艳宏,刘恩峰,等. 长江中下游不同湖泊沉积物中重金属污染物的累积及其潜在生态风险评价[J]. 湖泊科学, 2010, 22(5): 675-683.
BIN Hai-jian, WU Yan-hong, LIU En-feng, et al. The accumulation and potential ecological risk evaluation of heavy metals in the sediment of different lakes with in the middle and lower reaches of Yangtze River[J]. *Lake Science*, 2010, 22(5): 675-683.
- [7] Baker R A. Contaminants and sediment[M]. Ann Arbor: Ann Arbor Science, 1980: 143-169.
- [8] 弓晓峰,陈春丽,周文斌,等. 鄱阳湖底泥中重金属污染现状评价[J]. 环境科学, 2006, 27(4): 732-736.
GONG Xiao-feng, CHEN Chun-li, ZHOU Wen-bin, et al. Assessment on heavy metal pollution in the sediment of Poyang Lake[J]. *Environmental Science*, 2006, 27(4): 732-736.
- [9] 陈春霄,姜霞,战玉柱,等. 太湖表层沉积物中重金属形态分布及其潜在生态风险分析[J]. 中国环境科学, 2011, 31(11): 1842-1848.
CHEN Chun-xiao, JIANG Xia, ZHAN Yu-zhu, et al. Speciation distribution and potential ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Taihu Lake[J]. *China Environmental Science*, 2011, 31(11): 1842-1848.
- [10] Lafabrie C, Major K M, Major C S, et al. Trace metal contamination of the aquatic plant *Hydrilla verticillata* and associated sediment in a coastal Alabama Creek (Gulf of Mexico-USA)[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, 68: 147-151.
- [11] Rai P K, Tripathi B D. Comparative assessment of *Azolla pinnata* and *Vallisneria spiralis* in Hg removal from G. B. Pant Sagar of Singrauli Industrial region, India[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2009, 148: 75-84.
- [12] Peng K J, Luo L Q, Li X D, et al. Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton Malayanus* Miq. and their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment[J]. *Science of the Total Environment*, 2008, 392: 22-29.
- [13] 潘瑞炽,董愚得. 植物生理学[M]. 三版. 北京: 高等教育出版社, 1997.
PAN Rui-chi, DONG Yu-de. Plant physiology[M]. Third edition. Beijing: High Education Press, 1997.
- [14] 万欣,关庆伟,邱靖,等. 3种垂直绿化植物叶片对 Zn、Cu、Pb 的富集能力[J]. 城市环境与城市生态, 2010, 23(2): 33-35.
WAN Xin, GUAN Qing-wei, QIU Jing, et al. Accumulation ability of three vertical plants leaves to Zn, Cu, Pb[J]. *Urban Environment & Urban Ecology*, 2010, 23(2): 33-35.
- [15] 黄灵芝,曾光明,黄国和,等. 黑藻对铅离子的生物吸附[J]. 化工环保, 2008, 28(4): 288-291.
HUANG Ling-zhi, ZENG Guang-ming, HUANG Guo-he, et al. Adsorption of Pb²⁺ in water onto *Hydrilla verticillata*[J]. *Environmental Protection of Chemical Industry*, 2008, 28(4): 288-291.
- [16] 陈萍萍,赵风斌,王丽卿,等. 铜离子胁迫对苦草生长特征及生理指标的影响[J]. 生态与农村生态学报, 2013, 29(2): 230-233.
CHEN Ping-ping, ZHAO Feng-bin, WANG Li-qing, et al. Effect of

- copper ion stress on growth and physiological parameters of *Vallisneria spiralis* [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2013, 29(2): 230–233.
- [17] 冯 优, 滕 莉, 王凤山. 超氧化物歧化酶的研究进展[J]. 食品与药品, 2006, 8(2): 5–8.
- FENG You, TENG Li, WANG Feng-shan. Advances in the research of superoxide dismutase[J]. *Food and Drug*, 2006, 8(2): 5–8.
- [18] 李 鱼, 王晓丽, 董德明, 等. 湿地土壤草根层对铅、镉吸附与解吸的动力学研究[J]. 湿地科学, 2004, 2(1): 10–14.
- LI Yu, WANG Xiao-li, DONG De-ming, et al. Study on the kinetic adsorption and desorption of Pb and Cd by the sod layers in soil from Xianghai wetland[J]. *Wetland Science*, 2004, 2(1): 10–14.
- [19] 曾阿妍, 颜昌宙, 金相灿, 等. 金鱼藻对 Cu^{2+} 的生物吸附特征[J]. 中国环境科学, 2005, 25(6): 691–694.
- ZENG A-yan, YAN Chang-zhou, JIN Xiang-can, et al. The character of Cu^{2+} biosorption by *Ceratophyllum demersum* [J]. *China Environmental Science*, 2005, 25(6): 691–694.
- [20] Mal T K, Adorjan P, Corbett A L. Effect of copper on growth of an aquatic macrophyte, *Elodea Canadensis* [J]. *Environmental Pollution*, 2002, 120: 307–311.
- [21] 李巧云, 曾清如, 廖柏寒, 等. 沉水植物对沉积物中铜锌铅的富集[J]. 水土保持学报, 2012, 26(5): 177–181.
- LI Qiao-yun, ZENG Qing-ru, LIAO Bo-han, et al. Enrichment effect of submerged plants on Cu Zn Pb in sediments[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2012, 26(5): 177–181.
- [22] XUE Pei-ying, LI Guo-xin, LIU Wen-ju, et al. Copper uptake and translocation in a submerged aquatic plant *Hydrilla verticillata* (L. f.) Royle [J]. *Chemosphere*, 2010, 81(9): 1098–1103.
- [23] Srivastava S, Mishra S, Tripathi R D, et al. Phytochelatin and antioxidant systems respond differentially during arsenite and arsenate stress in *Hydrilla verticillata* (L. f.) Royle [J]. *Environ Science & Technology*, 2007, 41(8): 2930–2936.
- [24] Sinha S, Pandey K. Nickel induced toxic effects and bioaccumulation in the submerged plant, *Hydrilla verticillata* (L. f.) Royle under repeated metal exposure [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2003, 71(6): 1175–1183.
- [25] 董小霞, 颜昌宙, 王灶生, 等. 组合式水生植物净化系统对 Cu、Pb 和 Cd 的去除与生物富集特征[J]. 环境工程学报, 2014, 8(4): 1147–1153.
- DONG Xiao-xia, YAN Chang-zhou, WANG Zhao-sheng, et al. Removal efficiency and accumulation characteristics of Cu, Pb and Cd in combined purification systems [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2014, 8(4): 1147–1153.
- [26] 胡天印, 谢佩君, 晏丽蓉, 等. 菹草对底泥中重金属污染的修复效果[J]. 生态科学, 2014, 33(6): 1182–1188.
- HU Tian-yin, XIE Pei-jun, YAN Li-rong, et al. Repairing effect of *Potamogeton crispus* on heavy metal pollution in sediment [J]. *Ecological Science*, 2014, 33(6): 1182–1188.