

硫酸铜控藻对浮游植物群落的影响

赵小丽 宋立荣 张小明

(中国科学院水生生物研究所, 武汉 430072)

摘要:硫酸铜广泛用于水华藻类的去除和控制。本文测定了不同藻类对 Cu^{2+} 的敏感性, 几种常见水华藻类对 Cu^{2+} 的敏感性顺序为: 铜绿微囊藻 > 水华鱼腥藻 > 小环藻 > 莱哈衣藻 > 斜生栅藻。在某城市的富营养化湖泊中用 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ($102\mu\text{g/L Cu}^{2+}$) 作为杀藻剂控制蓝藻水华的试验结果表明: 在用硫酸铜控制蓝藻水华的过程中, 水体透明度有明显改善; 总氮总磷无显著变化; 浮游植物总数在试验初期下降, 但在试验后期则有所回升, 在试验初期蓝藻门数量有所下降, 绿藻门和硅藻门数量增加, 这与不同藻类对 Cu^{2+} 敏感性差异相关; 试验后期, 蓝藻门种类快速生长, 并成为优势种; 水柱中微囊藻毒素的浓度随藻类数量的减少在 4d 内大幅降低。

关键词:硫酸铜; 水华; 控制; 富营养化

中图分类号: X171.5 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3207(2009)04-0596-07

随着社会经济的发展和城市人口的剧增, 人类的活动使城市湖泊水体的富营养化过程加快, 水生生态系统受到不同程度的破坏, 藻类大量繁殖, 水体透明度下降, 沉水植物消亡, 严重影响城市湖泊特有的景观娱乐功能^[1, 2]。污染严重的湖泊还会出现藻类过量繁殖而形成“水华”, 产生藻类毒素, 危害水生生物和人类健康, 并能产生多种异味物质, 对湖泊的多种用水功能(饮用、水产养殖、景观等)造成严重的影响和损害^[3, 4]。目前, 在我国为治理城市小水体的富营养化已采取了多种措施, 如为了削减营养负荷, 在杭州西湖采用的污水截流技术、引水冲洗技术、底泥疏浚技术^[5]; 为控制藻类水华利用黏土絮凝剂、铜离子类杀藻剂等; 种植大型水生植物、沉水植物控制水体富营养化等^[6, 7]。

在湖泊水体的藻类控制技术中, 各种铜化合物的使用仍然较为广泛。铜对藻类产生毒性是由于铜对藻细胞壁表面的含硫基团有很强的亲和力, 干扰藻类正常的新陈代谢和生化反应过程, 破坏叶绿体等胞内物质, 从而对藻类的生长产生抑制作用^[8]。本文研究了 CuSO_4 对几种常见水华藻类的毒性作用, 并在某城市的一个富营养化湖泊进行了 CuSO_4 控藻试验, 研究了水体在施入 CuSO_4 杀藻剂后水质

的变化和浮游植物数量及种类组成的变化。

1 材料与方法

1.1 材料来源 铜绿微囊藻 *Microcystis aeruginosa* (PCC 7806)、水华鱼腥藻 *Anabaena flos-aquae* FACHB (245)、莱哈衣藻 *Chlamydomonas reinhardtii* FACHB (479)、斜生栅藻 *Scenedesmus obliquus* FACHB (416) 以及一株从汉江分离的小环藻 *Cyclotella* sp. FACHB (986), 均由中国科学院典型培养物保藏中心淡水藻种库 (FACHB) 提供。 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 购自武汉市诚鑫化工有限公司, 纯度 95%, 为蓝色粉末状晶体。

1.2 方法 采用 OECD 规定的藻类生长抑制实验方法^[9]。培养基为 BG-11 培养液, 温度为 25 ± 2 , 光照强度 $20\mu\text{mol photons/m}^2 \cdot \text{s}$, 光照周期为 12h 12h, 经常摇动确保藻细胞的悬浮。每个 250mL 三角瓶中藻液 100mL, 每浓度 3 个平行, 每个种 2 次重复, 实验时间为 72h, 每 12h 或 24h 取样, 用血球计数板计数。

初始细胞密度, *M. aeruginosa* PCC (7806) 为 10^7 cells/mL, *S. obliquus* FACHB (416)、*C. reinhardtii* FACHB (479) 和 *Cyclotella* sp. FACHB (986) 为 10^5

收稿日期: 2007-05-25; 修订日期: 2008-12-26

作者简介: 赵小丽 (1982—), 女, 汉族, 四川省峨眉山人; 硕士; 主要从事藻类水华的研究。现工作单位为湖北省环境监测中心站; E-mail: gin1992@163.com

通讯作者: 宋立荣, E-mail: lrsong@ihb.ac.cn

cells/mL, *A. flos-aquae* FACHB (245) 由于是丝状蓝藻, 先做出 A_{680} 和细胞数的线性关系后, 实验中测定 A_{680} 以获得细胞密度, 其初始密度为 10^5 cells/mL。

A 湖为一大型城市湖泊的一个湖湾, 面积 45 亩, 水深 1—3m, 为进行过水生态修复的小型景观水体。于 2005 年 7 月 28 日、9 月 20 日先后在 A 湖均匀泼洒入 CuSO_4 浓溶液, 使 CuSO_4 在湖水中的浓度为 0.4 mg/L (Cu^{2+} 0.102 mg/L), 采集水样观察水体后续变化, 包括水质变化及浮游植物种类组成变化。

施入 CuSO_4 后约 10d 内对湖水采样分析, 采样间隔时间为 2—3d。设置 3 个采样点。在上午 9:00—11:00 采集水体垂直混合水样, 采样器为 1L 采水器, 水样采集后储存于 1L 聚乙烯容器中, 现场用 lugol's 液固定, 另取 1L 水样储存于玻璃容器中以分析水质指标。pH 用 HannaH 98127pH 仪测定。

透明度用黑白盘测定。水温用采水器上的温度计测定。藻类的定性定量与叶绿素 *a* 分析方法参见《淡水浮游生物研究方法》。总氮总磷的分析方法参考国家标准 GB11893-89 和 GB11894-89。水体中微囊藻毒素的测定方法为 ELISA 方法^[11, 12], 即国家标准 GB/T 20466-2006。

2 结 果

2.1 CuSO_4 对几种常见藻类的毒性

进行了 CuSO_4 对几种常见藻类的生长抑制实验, 包括铜绿微囊藻、水华鱼腥藻、莱哈衣藻、斜生栅藻以及一株从汉江分离的小环藻。按照绿藻的急性毒性实验方法, 测定了 CuSO_4 对以上几种藻类的 48h 半有效浓度 EC_{50} , 结果 (表 1)。根据 EC_{50} , 几种常见藻类对铜的敏感性为: 铜绿微囊藻 > 水华鱼腥藻 > 小环藻 > 莱哈衣藻 > 斜生栅藻。

表 1 铜对几种藻类生长的抑制作用
Tab. 1 The effect of Cu to some algae

Regression equation		Coefficient correlation	EC_{50} ($\text{CuSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 48h) (mg/L)	EC_{50} (Cu 48h) (mg/L)
<i>M. aeruginosa</i> PCC 7806	$y = 0.2431x + 0.0595$	0.9724	0.1811	0.0461
<i>A. flos-aquae</i> FACHB 245	$y = 0.4054x + 0.0911$	0.9465	0.2938	0.0748
<i>C. reinhardtii</i> FACHB 479	$y = 3.5904x - 0.2137$	0.9359	1.5815	0.4027
<i>S. obliquus</i> FACHB 416	$y = 6.9266x - 1.4393$	0.9338	2.0240	0.5154
<i>Cyclotella</i> sp. FACHB 986	$y = 2.1131x - 0.2733$	0.9147	0.7833	0.1994

注: *y* 为硫酸铜浓度; *x* 为 I_h
Note: *y* and *x* stand for concentration of CuSO_4 and I_h

2.2 水质参数的变化

对处理湖水进行了总氮、总磷分析 (表 2), 试验结果显示, 经 CuSO_4 处理后, 水体中总氮总磷并无显著变化, 在 7 月底到 8 月初, A 湖第一次试验中总氮的浓度为 $(3.36 \pm 0.74)\text{ mg/L}$, 总磷的浓度为 $(0.727 \pm 0.10)\text{ mg/L}$, 在 9 月中旬至 10 月初, 第 2 次试验中总氮的浓度为 $(3.45 \pm 0.10)\text{ mg/L}$, 总磷的浓度为 $(0.63 \pm 0.25)\text{ mg/L}$ 。

试验期间湖水透明度有较大升高, 其后随浮游植物的生长, 又有明显降低 (图 1); 水温变化不大, 试验期间在 25—31 之间; pH 在 3 次试验中均为中性偏碱性, 施入硫酸铜后 pH 略有降低, 随后又有升高。

试验湖水中的叶绿素 *a* 在短时间内均有显著降低, 在 9 月至 10 月的试验中, 水体中的叶绿素 *a* 含量在 3d 内降低了 53.0%, 其后则又上升 (图 2)。

表 2 A 湖水体中总氮和总磷的含量
Tab. 2 Changes of TN and TP content

	Date	TP (mg/L)	TN (mg/L)
A 湖 (7—8 月)	7—27	0.649	4.178
	8—2	0.828	3.652
	8—6	0.805	4.275
	8—11	0.632	2.888
A 湖 (9 月)	9—18	0.606	3.363
	9—26	0.638	3.495
	9 - 30	0.632	3.211

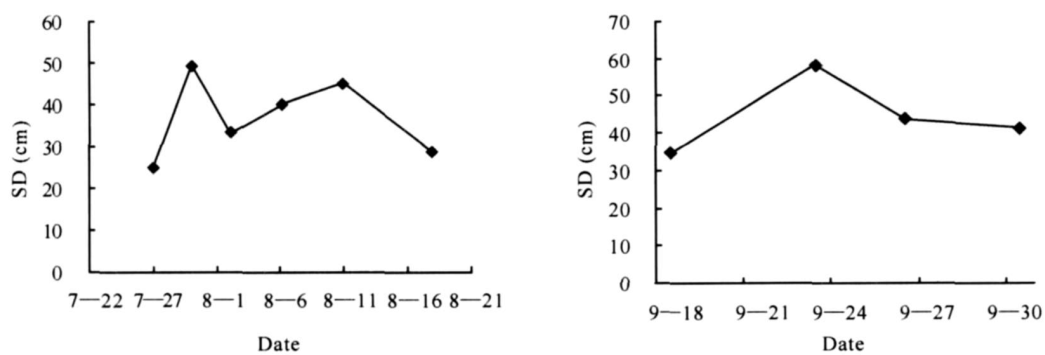


图 1 A湖透明度的变化
Fig. 1 Change of transparency

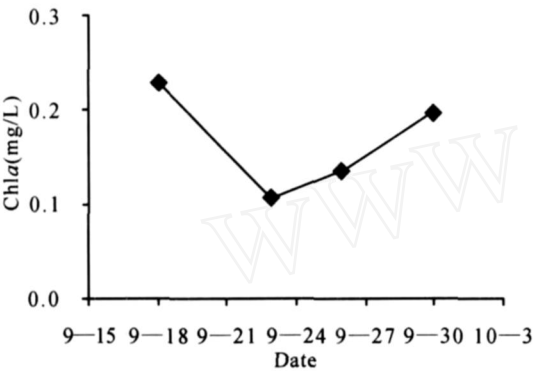


图 2 9月 A湖叶绿素 a的变化
Fig. 2 Change of Chl a content

2.3 浮游植物数量及种类组成的变化

在对 A 湖的 CuSO_4 杀藻试验中,湖中蓝藻水华严重,主要为微囊藻属种类,包括铜绿微囊藻 (*M. aeruginosa*)、惠氏微囊藻 (*M. wesenbergii*)、水华微囊藻 (*M. flos-aquae*)等。

经 CuSO_4 处理后,A湖水体中浮游植物的总量

有明显下降,表面水华消失。先后两次试验中发现, CuSO_4 处理后,浮游植物总数量在试验初期有所下降,但在试验后期则有所回升 (图 3);浮游植物种类组成在处理前后也发生了变化,由以微囊藻为优势种转变成成为以硅藻门 (Bacillariophyta)和绿藻门 (Chlorophyta)的藻类为优势种,包括衣藻属 (*Chlamydomonas*)、栅藻属 (*Scenedesmus*)、小球藻属 (*Chlorella*)、月牙藻属 (*Selenastrium*)、小环藻属 (*Cyclotella*)、针杆藻属 (*Synedra*)的种类,其后,蓝藻门 (Cyanophyta)的种类重新开始生长并逐渐占据优势,A湖的两次试验中藻类种类数量的变化和优势种的变化列于表 3 和表 4。

2.4 水柱中微囊藻毒素含量的变化

经 CuSO_4 杀藻后,检测湖水中的微囊藻毒素 (MC),发现水中 MC 含量升高,但随着藻类生物量减少,MC 含量也大幅度降低,并在后续观察中维持在较低水平 (图 4)。

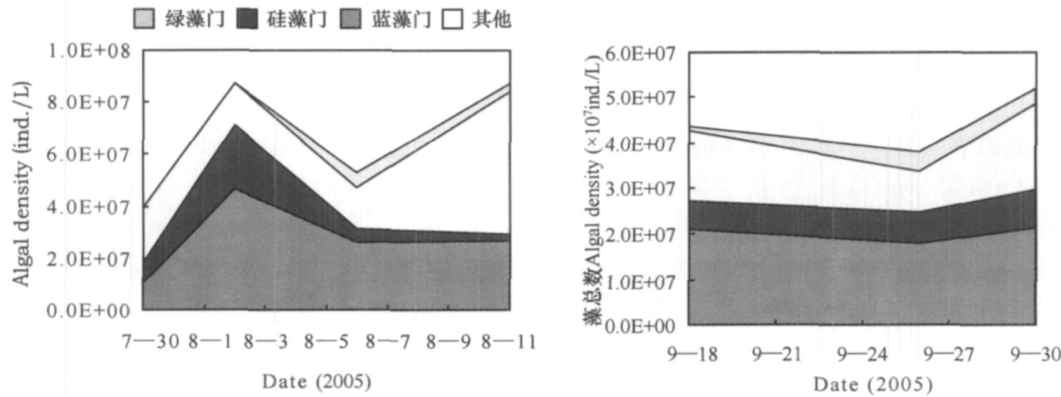


图 3 A湖浮游植物数量及种类组成变化
Fig. 3 Change of total algal and category in Lake A

表 3 7—8 月 A 湖试验期间浮游植物种类组成及优势种
Tab. 3 Species composition of phytoplankton and preponderant species in Lake A in July and August

门类 Species	7 月 27 日 Jul. 27		7 月 30 日 Jul. 30		8 月 2 日 Aug. 2		8 月 6 日 Aug. 6		8 月 11 日 Aug. 11	
	种数	优势种	种数	优势种	种数	优势种	种数	优势种	种数	优势种
硅藻门 Bacillariophyta	3	小环藻 <i>Cyclotella</i>	3	小环藻 <i>C.</i> ***	2	小环藻 <i>C.</i> ***	3	小环藻 <i>C.</i>	3	小环藻 <i>C.</i>
绿藻门 Chlorophyta	13	小球藻 <i>Chlorella</i> 栅藻 <i>Scenedesmus</i>	17	月牙藻 <i>S.</i> 小球藻 <i>C.</i> **	18	小球藻 <i>C.</i> ** 栅藻 <i>S.</i> **	15	衣藻 <i>C.</i> *** 月牙藻 <i>S.</i>	15	小球藻 <i>C.</i> ** 衣藻 <i>C.</i> **
蓝藻门 Cyanophyta	11	微囊藻 <i>Microcystis</i> *** 颤藻 <i>Oscillatoria</i> **	9	微囊藻 <i>Microcystis</i> **	5	微囊藻 <i>Microcystis</i> **	6	微囊藻 <i>Microcystis</i>	11	微囊藻 <i>Microcystis</i> ***
隐藻门 Cryptophyta	1	蓝隐藻 <i>Chroomonas</i>	—	—	1	蓝隐藻 <i>C.</i>	3	蓝隐藻 <i>C.</i> **	1	蓝隐藻 <i>C.</i>
裸藻门 Euglenophyta	2	裸藻 <i>Euglena</i>	—	—	2	裸藻 <i>E.</i>	2	裸藻 <i>E.</i>	2	裸藻 <i>E.</i>
甲藻门 Pyrrophyta	1	多甲藻 <i>Peridinium</i>	—	—	—	—	2	多甲藻 <i>P.</i>	2	多甲藻 <i>P.</i>

*** 主要优势种, ** 次要优势种 **** Dominant species, ** Subdominant species

表 4 9 月 A 湖试验期间浮游植物种类组成及优势种
Tab. 4 Species composition of phytoplankton and preponderant species in lake A in September

门类 Species	9 月 18 日 Sept. 18		9 月 20 日 Sept. 20		9 月 23 日 Sept. 23		9 月 26 日 Sept. 26		9 月 30 日 Sept. 30	
	种数	优势种	种数	优势种	种数	优势种	种数	优势种	种数	优势种
硅藻门 Bacillariophyta	4	小环藻 <i>Cyclotella</i> **	4	针杆藻 <i>S.</i> **	5	小环藻 <i>C.</i> **	5	小环藻 <i>C.</i> ***	4	小环藻 <i>C.</i>
绿藻门 Chlorophyta	13	栅藻 <i>Scenedesmus</i> 小球藻 <i>Chlorella</i>	12	衣藻 <i>C.</i> ** 栅藻 <i>S.</i> **	25	栅藻 <i>S.</i> *** 栅藻 <i>S.</i>	22	小球藻 <i>C.</i> ** 栅藻 <i>S.</i>	16	小球藻 <i>C.</i> **
蓝藻门 Cyanophyta	11	微囊藻 <i>Microcystis</i> *** 颤藻 <i>Oscillatoria</i> **	9	微囊藻 <i>Microcystis</i> ***	6	颤藻 <i>O.</i>	5	微囊藻 <i>Microcystis</i>	10	微囊藻 <i>Microcystis</i> ***
隐藻门 Cryptophyta	—	—	1	蓝隐藻 <i>C.</i>	1	蓝隐藻 <i>C.</i>	3	蓝隐藻 <i>C.</i>	1	蓝隐藻 <i>C.</i>
裸藻门 Euglenophyta	2	裸藻 <i>Euglena</i>	2	裸藻 <i>E.</i>	2	裸藻 <i>E.</i> **	2	裸藻 <i>E.</i>	2	裸藻 <i>E.</i>
甲藻门 Pyrrophyta	1	多甲藻 <i>Peridinium</i>	2	多甲藻 <i>P.</i>	2	多甲藻 <i>P.</i>	2	多甲藻 <i>P.</i>	—	—

*** 主要优势种, ** 次要优势种

*** Dominant species, ** Subdominant species

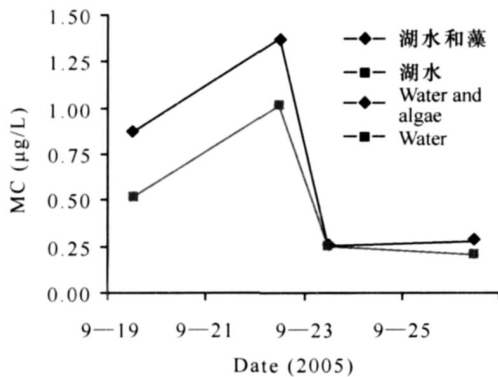


图 4 A湖水柱中微囊藻毒素的变化

Fig. 4 Change of MC-LR in water body of Lake A

3 讨论

硫酸铜由于其经济、有效、相对安全和易于操作等原因,在历史上作为杀藻剂已有超过 100 年的时间。在通常使用的剂量 ($25\text{--}1000\mu\text{g/L Cu}^{2+}$) 下,硫酸铜被认为对人类健康无显著影响,也不会造成严重的环境破坏^[13,14]。对这些方面的研究很多,主要集中在铜离子在湖泊底泥中的积累^[15-17],对底栖大型无脊椎动物的影响以及使用硫酸铜后可能引起的鱼类死亡^[17],对大型水生植物的生长的影响^[18],对 Cu^{2+} 产生抗性的突变株的出现等^[19]。国内对硫酸铜作为杀藻剂的研究相对较少,本文以硫酸铜作为杀藻剂,研究了不同藻类对铜毒性的敏感性,以及对富营养化水华水体施入 CuSO_4 后,从物化指标到生物指标的变化。

3.1 硫酸铜处理对水质的影响

本研究结果表明, CuSO_4 对减少水体中浮游植物数量,降低叶绿素 *a* 含量,改善水体透明度,在短时间内有显著的效果,但对总氮和总磷等水质指标则没有改善的作用。Effler, *et al.* 认为在接纳低浓度硫酸铜的湖泊的响应研究中,总磷的含量没有显著的变化,硫酸铜并没有引起水柱中磷的损失^[20], Roussel, *et al.* 的研究也得出在不同 Cu 浓度污染情况下,水体营养盐指标无明显变化的结果^[21]。这是由于硫酸铜通过对藻类的毒性作用,使水华藻类死亡并沉降,从而造成水体透明度升高,藻类数量减少,叶绿素 *a* 值降低的现象,但不能改变水体高负荷的营养水平。这从试验后期,水体中浮游植物的含量再次回升,并有高于使用 CuSO_4 前的水平的现象可以证明。因此,在高营养水平条件下使用杀藻剂控制藻类水华只能获得短期效应。

加入硫酸铜后,叶绿素 *a* 值有下降的趋势,试验后期,随着藻类的生长,叶绿素 *a* 又呈上升趋势。湖水 pH 亦呈相似的变化。Mcknight 认为,水体中对藻类毒性作用最强的形式为二价铜离子,有机或无机结合的铜则毒性作用较弱,而当水体处于碱性条件下时,会促使水体中的 Cu^{2+} 与无机离子配位结合,从而降低铜杀藻剂的效果^[13]。藻类生长引起碳酸盐平衡的改变,引起 pH 的改变,从而影响水体中 Cu 各种形式的组成,进而影响铜的杀藻效应^[8]。本研究中,水体始终偏碱性,对硫酸铜杀藻效应可能有一定影响,这可能是 CuSO_4 除藻效应短的原因之一。

水体透明度在使用 CuSO_4 后大幅度增加,但在试验后期则有逐渐降低的趋势。这可能是由于死去的浮游植物细胞在沉降的同时将水体中的颗粒物质一并沉降,使透明度增加。

3.2 硫酸铜对藻类的毒性

使用 CuSO_4 杀藻后,蓝藻门藻类大量消亡, A 湖的两次试验中,蓝藻门所占比例先后由 53.0% 和 35.2% 降低到 18.1% 和 23.9%。随着试验进行,蓝藻门、硅藻门和绿藻门种类先后成为优势种。与在 Jeune, *et al.* 使用硫酸铜控制自然水体中水华的报道相似^[21],藻类的结构组成偏向于更能耐受铜毒性的种类^[22]。但随后湖中微囊藻又快速生长,两次试验结束时分别达到 62.9% 和 36.2%,均高于试验开始时的水平 (53.0% 和 35.2%)。这表明使用 CuSO_4 控制湖泊中的蓝藻“水华”,改善了水体透明度,浮游动物死亡导致的捕食压力减小等因素,使藻类更快地生长起来,从而加剧“水华”现象。Jeune, *et al.* 认为可以使用铜控制蓝藻门藻类的生长从而控制和引导浮游植物群落的结构^[21],但本研究的结果表明,在自然水体中,铜的影响时间约为 15d。利用 CuSO_4 控制蓝藻门的藻类,只能在短期内改变水体中藻类组成,蓝藻门在一段时间后将会重新占据优势,甚至获得更大的比例,这与 Mcknight 和 Effler, *et al.* 所认为的,硫酸铜处理只能引起浮游植物丰度和种类组成短时间改变的结果相一致^[20,23]。蓝藻门的藻类能在湖泊中迅速获得优势,可能是由于微囊藻不同表型 (单细胞和群体) 独特的生理生态机制所致^[24]。

CuSO_4 对水体中的藻类显示出不同的毒性作用。藻类生长抑制实验证明,微囊藻和鱼腥藻对铜更为敏感,其 EC_{50} 值较低,而斜生栅藻、莱哈衣藻和小环藻则更能耐受铜的毒性。这与试验期间出现的

蓝藻死亡,渐次绿藻门、硅藻门种类成为优势种的现象相吻合。这与 Elder, *et al.* 的研究结果相一致^[16]。Roussel, *et al.* 认为在实验室内对单种藻类进行的毒性实验或生长抑制实验不能代表环境中各种直接和间接因素给浮游植物带来的影响^[21],但本研究结果则表明,铜对不同种类的藻类毒性的差别,与试验过程中的种类更替相吻合。

3.3 硫酸铜处理过程中微囊藻毒素含量的变化

本研究在 9 月对 A 湖的试验中,监测了微囊藻毒素在水体中的含量。微囊藻大量死亡,向水体中释放毒素,水体中毒素浓度有所升高,但并未积累在水体中,而是在 4d 内锐减,推测是水柱和底泥中发生的生物降解,使毒素含量降低^[25]。与 Jones, *et al.* 研究结果一致,即对使用有机铜杀藻剂处理后湖泊中微囊藻毒素的释放和降解研究中,微囊藻毒素仅在数小时至 24h 内大量释放到水体中的结果一致^[24]。Jones, *et al.* 认为,微囊藻毒素 LR 进入表层水体后,会有 3d 至 3 周的滞留期,降解开始后,95% 的毒素在 3—4d 内被降解^[26],本研究中未发现滞留期的存在。Kenefick, *et al.* 研究表明,实验室条件下,铜处理后毒素释放需要 2—3d 后达到峰值,毒素降解一半需 3d,99% 的毒素降解需 3 周时间,与此相比,本研究中水体微囊藻毒素含量降低更快^[27]。

4 小 结

作为一种广泛使用的杀藻剂,硫酸铜处理有害藻类水华是否合理,一直受到人们的关注。本文研究了不同藻类对铜毒性作用的敏感性,以及在自然水体中使用硫酸铜控制水华实例中,水体对硫酸铜加入的响应和浮游植物群落组成的改变等发现铜对改变浮游植物群落组成结构在短期内有一定的作用,由对铜敏感的蓝藻门的种类转变为较不敏感的绿藻门和硅藻门的种类。但由于自然水体中铜的流失、有机化等作用使铜的有效浓度降低,以及环境因子的改变等,造成铜控制水华仅有短暂的时效性。

参考文献:

- [1] Jin X C, Liu H L, Tu Q Y. The eutrophication in China lakes [M]. Beijing: China Environmental Science Press 1990 [金相灿,刘鸿亮,屠清瑛. 中国湖泊富营养化. 北京: 中国环境科学出版社. 1990]
- [2] Peng J J, Li C H, Huang X H. Causes and characteristics of eutrophication in urban lakes [J]. *Ecologic Science*, 2004, **23**(4): 370—373 [彭俊杰,李传红,黄细花. 城市湖泊富营养化成因和特征. 生态科学, 2004, **23**(4): 370—373]
- [3] Zhang W H, Xu X Q, Qiu C Q. Advance in study on microcystins in aquatic environment [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2001, **14**(2): 57—61 [张维昊,徐小清,丘昌强. 水环境中微囊藻毒素研究进展环境科学研究. 环境科学研究, 2001, **14**(2): 57—61]
- [4] Song L R, Li L, Chen W, *et al* Research progress on the off-flavours and secondary metabolites of algae in the aquatic environment [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2004, **28**(4): 434—439 [宋立荣,李林,陈伟,等. 水体异味及其藻源次生代谢产物研究进展. 水生生物学报, 2004, **28**(4): 434—439]
- [5] Guo P Y. Eutrophication control of West Lake in Hangzhou City [J]. *Environmental Protection Science*, 2005, **31**(128): 9—11 [郭沛涌. 杭州西湖水体富营养化的控制. 环境保护科学, 2005, **31**(128): 9—11]
- [6] Zou H, Pang G, Chen H. Effects of ionic strength on the flocculation and removal of cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa* by clays [J]. *Environmental Science*, 2005, **26**(2): 148—151 [邹华,潘纲,陈灏. 离子强度对黏土和改性黏土絮凝去除水华铜绿微囊藻的影响. 环境科学, 2005, **26**(2): 148—151]
- [7] Chen K N, Bao X M, Shi L X, *et al* Ecological restoration engineering in Lake Wuli, Lake Taihu: a large enclosure experiment [J]. *Journal of Lake Science*, 2006, **18**(2): 139—149 [陈开宁,包先明,史龙新,等. 太湖五里湖生态重建示范工程—大型围隔试验. 湖泊科学, 2006, **18**(2): 139—149]
- [8] Liu J K. Senior Hydrobiology [M]. Beijing: Academic Press 2002 [刘建康. 高级水生生物学. 北京: 科学出版社. 2002]
- [9] Kaplan D, Stadler T. A lgal B iotechnology [M]. London: Elsevier Applied Science. 1988, 179
- [10] OECD (Organization for Economic Development). Alga growth inhibition test Test Guideline No. 201. *OECD Guidelines for Testing of Chemicals*, Paris, 1984
- [11] Ou D Y, Song L R, Gan N Q, *et al* Effects of microcystins on and toxin degradation by *Poteroiochomonas* sp. [J]. *Environ Toxicol*, 2005, **20**(3): 373—380
- [12] Lei L M, Wu Y S, Gan N Q, *et al* An ELISA-like time-resolved fluorescence immunoassay for microcystin detection [J]. *Clinica Chimica Acta*, 2004, **48**: 177—180
- [13] WHO Guidelines for Drinking Water Quality Health Criteria and other Supporting Information World Health Organization, Geneva, 1996, **2**: 973
- [14] McKnight D M, Chisholm S W, Harleman D R F. CuSO₄ treatment of nuisance algal blooms in drinking water reservoirs [J]. *Environ Manage*, 1983, **7**: 311—320
- [15] Sanchez I and Lee G F. Environmental chemistry of copper in Lake Monona [J]. *Water Research*, 1978, **12**: 899—903
- [16] Elder J f, Home A J. Copper cycles and CuSO₄ algicidal capacity in two California Lakes [J]. *Environ Manage*, 1978, **1**: 17—30
- [17] Hanson M J and Stefan H G. Side effects of 58 years of copper sulphate treatment of the Faimont Lakes [J]. *Water Research*, 1984, **20**: 889—900

- [18] Tarun K Mal, Peter Adorjan and Andrea L. Corbett, effect of copper on growth of an aquatic macrophyte, *Elodea canadensis* [J]. *Environmental Pollution*, 2002, **120**(2): 307—311
- [19] Libertad Garc á-V illada Occurrence of copper resistant mutants in the toxic cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*: characterisation and future implications in the use of copper sulphate as algicide [J]. *Water Research*, 2004, **38**(8): 2207—2213
- [20] Effler S W, Linen S Whole lake responses to low level copper sulphate treatment [J]. *Water Research*, 1980, **14**: 1489—1499
- [21] Anne-H elène Le Jeune, *et al* Effect of copper sulphate treatment on natural phytoplanktonic communities [J]. *Aquatic Toxicology*, 2006, **80**: 267—280
- [22] H elène Roussel, Loïc Ten-Hage A long-term copper exposure on freshwater ecosystem using lotic mesocosms: Primary producer community responses [J]. *Aquatic Toxicology*, 2007, **81**: 168—182
- [23] McKnight D. Chemical and biological processes controlling the response of a freshwater ecosystem to copper stress: a field study of the CuSO_4 treatment of Mill Pond Reservoir [J]. *Limnol Oceanogr*, 1981, **26**: 518—531
- [24] Wu Z X, Gan N Q, Huang Q, *et al* Response of microcystis to copper stress—Do phenotypes of microcystis make a difference in stress tolerance [J]? *Environ Pollut*, 2007, **147**(2): 324—330
- [25] Chen W, Li L, Gan N Q, *et al* Optimization of an effective extraction procedure for the analysis of microcystins in soils and lake sediments [J]. *Environmental Pollution*, 2006, **143**: 241—246
- [26] Gary J. Jones and Philip T Orr, Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay [J]. *Water Research*, 1994, **28**(4): 871—876
- [27] S L Kenefick, S E Hrudey, H G Peterson, *et al* Toxin release from *Microcystis aeruginosa* after chemical treatment [J]. *Water Scientific Technology*, 1993, **27**(2—3): 433—440

EFFECTS OF COPPER SULFATE TREATMENT ON EUTROPHIC URBAN LAKE PHYTOPLANKTON COMMUNITIES

ZHAO Xiao-Li, SONG Li-Rong and ZHANG Xiao-Ming

(Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072)

Abstract: Copper sulphate treatment is widely used as a global and empirical method to remove or control phytoplankton blooms. We tested the acute toxicity of 5 species of familiar microalgae and gave an urban lake copper sulfate treatment in order to illuminate how the water body response to copper treatment, especially the change of phytoplankton species and density of microcystins. According to OECD Alga growth inhibition test, effect of copper on 5 species of familiar microalgae was tested, and species of Cyanophyta showed much higher sensitivity to copper than species of Chlorophyta and Bacillariophyta. In a eutrophic urban lake, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ was used as algicide to control the water bloom caused by cyanobacteria. The copper concentration applied was $102\mu\text{g/L}$ (as copper). We investigated the lake response to copper sulfate, which showed that the transparency was substantially improved; TN and TP did not change a lot; total algal decreased just after the copper sulfate treatment, and later increased again; at the beginning of the experiment, species of Cyanophyta died and the amount sharply decreased, Bacillariophyta and Chlorophyta turned to be the preponderant species, which could be related to species sensitivity to copper, and species of Cyanophyta began to grow again and took the predominance few days later; density of microcystins in the water rapidly decreased to level lower than that in the treatment before, only in 4d.

Key words: Copper sulfate; Water bloom; Control; Eutrophication