

詹旭, 吕锡武. 2010. 水源地藻类及藻毒素同时去除的效果及机制分析 [J]. 环境科学学报, 30(4): 775-780

Zhan X, Lü X W. 2010. Efficiency and mechanisms of simultaneous removal of algae and microcystins in source water [J]. Acta Scientiae Circumstantiae 30(4): 775-780

水源地藻类及藻毒素同时去除的效果及机制分析

詹旭^{1*}, 吕锡武²

1 江南大学环境与土木学院, 无锡 214112

2 东南大学环境工程系, 南京 210096

收稿日期: 2009-07-15 修回日期: 2009-12-12 录用日期: 2010-02-23

摘要: 利用组合载体对太湖梅梁湾水源地水体中藻类及藻毒素的同时去除试验表明: 检测水源地水体中藻量、Chl a TMC 的含量各为 $(31.67 \sim 78.27) \times 10^6 \text{ 个} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $32.58 \sim 102.67 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $1.79 \sim 11.97 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。在水力停留时间为 7 d 组合载体的密度为 13 % 的条件下, 组合载体 AP 对藻量的平均去除率达到了 59.78%, 对 Chl a 的平均去除率达到了 80.82%, 对 TMC-LR、TMC-RR、EMC-LR、EMC-RR 的降解率最高能达到 99.73%、97.10%、100%、75.44%。对其去除机制的研究表明, 组合载体 AP 对总细菌的富集能力达到了 $8.3 \times 10^{11} \sim 35.6 \times 10^{11} \text{ cells} \cdot \text{g}^{-1}$, 比湖水本底值中细菌的总数高出了 8~9 个数量级。对除藻及藻毒素过程中的优势菌种, 经过培养、分离, 考察其形态、生理生化特性, 利用聚合酶链反应 (PCR)、16S rRNA 序列分析技术, 经鉴定确认该优势菌株为假单胞菌属 (*Pseudomonas* sp.) 和芽孢杆菌 (*Bacillus* sp.)。组合载体 AP 上富集的大量微生物, 它们的协同降解作用是去除藻及藻毒素的主要作用机制。

关键词: 水源地; 组合载体 AP; 藻; 藻毒素; 去除; 机制

文章编号: 0253-2468(2010)04-775-06 中图分类号: X524 文献标识码: A

Efficiency and mechanisms of simultaneous removal of algae and microcystins in source water

ZHAN Xu^{1*}, LÜ Xiwu²

1 School of Environment and Civil Engineering, Jiangnan University, Wuxi 214112

2 Department of environmental engineering, Southeast University, Nanjing 210096

Received 15 July 2009; received in revised form 12 December 2009; accepted 23 February 2010

Abstract Simultaneous removal of algae and microcystins from Meiliang Bay Lake Taihu by a combined carrier of angular polystyrene was investigated in this study. The concentrations of algae were from $31.67 \times 10^6 \text{ cells} \cdot \text{L}^{-1}$ to $78.27 \times 10^6 \text{ cells} \cdot \text{L}^{-1}$, Chl a from $32.58 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ to $102.67 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, and Total Microcystins (TMC) from $1.79 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ to $11.97 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. The average removal could reach 59.78% for algae and 80.82% for Chl a with a hydraulic retention time (HRT) of 7 d and an AP density of 13%. Under the same conditions, the combined carrier degraded up to 99.73%, TMC-LR, 97.10% TMC-RR, 100% EMC-LR and 75.44% of EMC-RR. The removal mechanism was studied and the results showed that the biomass concentrated by the AP carrier was from $8.3 \times 10^{11} \text{ cells} \cdot \text{g}^{-1}$ to $35.6 \times 10^{11} \text{ cells} \cdot \text{g}^{-1}$, which was $10^8 \sim 10^9$ higher than the background in the lake water. The dominant strains removing algae and microcystins were identified as *Pseudomonas* sp. and *Bacillus* sp. by shape, physiological and biochemical characterization and by PCR and 16S rRNA sequencing. Synergetic degradation by the various microorganisms on the combined carrier AP is regarded as the main mechanism for the removal of algae and microcystins.

Keywords source water; combined carrier AP; algae; microcystins; removal; mechanisms

1 引言 (Introduction)

《2008 年中国环境状况公报》中显示, 太湖水体中总氮污染严重, 湖体水质呈劣 V 类, 处于中度富

营养状态, 太湖污染程度的恶化, 直接导致了湖泊水体中蓝藻的大量繁殖, 即“水华”现象的爆发。由于蓝藻进行新陈代谢的周期比较短, 在藻体大量死亡分解产生恶臭的同时, 会释放一种叫藻毒素

基金项目: 国家高技术研究发展计划 (863) (No. 2002AA601011); 江南大学青年基金 ((No. 2009LQN17)

Supported by the National High-Tech Research and Development Program of China (No. 2002AA601011) and the Jiangnan University Youth Foundation (No. 2009LQN17)

作者简介: 詹旭 (1981—), 男, 副教授; * 通讯作者 (责任作者), E-mail: zhanxu_010@163.com

Biography: ZHAN Xu (1981—), male, associate professor; * Corresponding author E-mail: zhanxu_010@163.com

(Algae Toxins)的有毒化合物,其中微囊藻毒素(Microcystins MC)是目前已知的毒性最强、急性危害最大的一类蓝藻毒素,这些类次级代谢产物严重危害人类及其它生物的安全(Vasconcelos *et al.*, 1996; Yasuno *et al.*, 1998).

藻类的去除研究成果有很多(Jen *et al.*, 2005; Moo *et al.*, 2001; Chen *et al.*, 1998),但大部分处理过程中由于藻体的破碎,产生的藻毒素,会引起二次污染问题,单纯的去藻并不能解决藻类引起的水体污染问题,较为有效的途径是实现藻类的去除和藻毒素的降解同时进行.课题组采用人工介质已进行了水源地水质改善的研究工作,对于藻类及藻毒素的研究也取得了前期成果,为了进一步提高藻类及藻毒素的去除效果,后期的研究,开发了水源地中应用性更强,安全性更高的载体,利用组合载体 AP 实现人工强化富集微生物技术对湖水中土著微生物大量强化富集,极大提高了水源地水体中藻类和藻毒素的去除效果,该方法容易操作、简单易行,具有很高的推广前景.

2 材料和方法 (Materials and methods)

2.1 实验装置

试验在太湖梅梁湾湖区旁边新建的实验室内进行,如图 1 所示.通过自吸泵将湖水引入两个相同规格试验池的蓄水箱,蓄水箱的水经过阀门、蠕动泵进入对应两个大小均为 55cm × 45cm × 35cm 的试验池,试验在 2006 年 4 月初开始进水,试验池 1 为组合载体 AP (詹旭, 2008),试验池 2 为试验对照池,水力停留时间通过蠕动泵来调节.

试验经过两个月的挂膜培养,于 2006 年 6 月中旬开始.

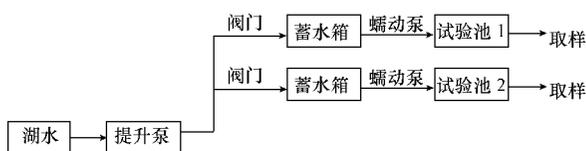


图 1 试验工艺图

Fig 1 Flow chart of the treatment process

2.2 监测项目与方法

2.2.1 藻量及藻毒素的分析方法 藻的数量通过显微镜计数观察;Chla 的测定,水样经 0.45 μm 乙酸纤维素滤膜过滤,加入 90% 丙酮萃取 24h 后,在波长 630、645、663、750nm 下测定吸光度(国家环境保护总局, 2002).藻毒素的测定采用高效液相色谱(HPLC)法测定总微囊藻毒素(TMC-RR、TMC-LR)和胞外微囊藻毒素(EMC-RR、EMC-LR)(Rivasseau *et al.*, 1998).

2.2.2 微生物的分析方法 采用 DAPI 荧光染色法测定细菌总数(郑天凌等, 2002).

对试验中的除藻和藻毒素的细菌进行培养、分离(裴海燕等, 2005).利用聚合酶链反应(PCR)检测技术对该菌鉴别其种属(Andrew *et al.*, 2003).

3 结果 (Results)

3.1 藻类的去除效果

3.1.1 藻量的去除效果 当组合载体 AP 的密度为 13.1%,水力停留时间为 7d 的条件下(詹旭等, 2007),试验考察组合载体对藻量的去除情况,如图 2 所示.进水藻的个数为 $(31.67 \sim 78.27) \times 10^6 \text{ 个} \cdot \text{L}^{-1}$,

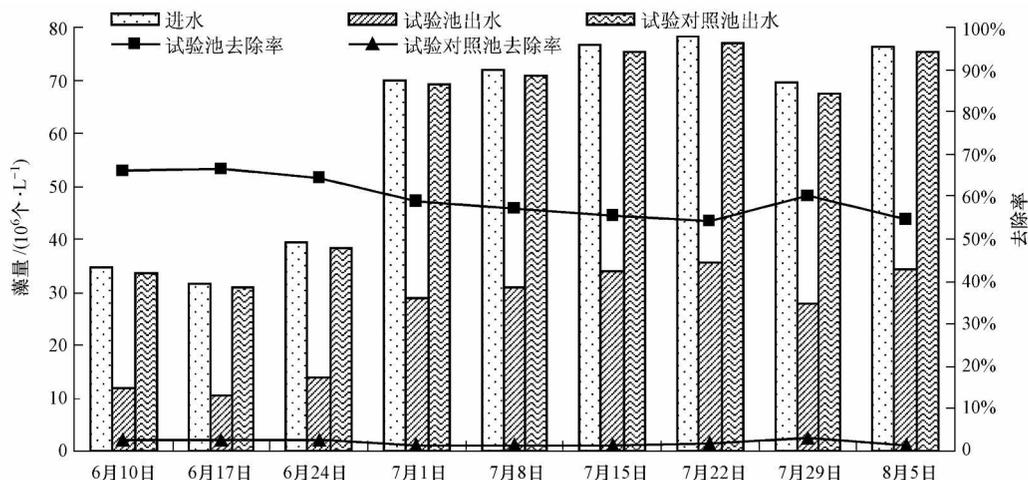


图 2 藻量的去除情况

经过处理后, 出水中藻的个数降低为 (10 56~ 35. 72) × 10⁶ 个 · L⁻¹, 藻量的去除率平均达到了 59. 78%. 对比试验对照池, 藻量的去除率平均仅为 1. 90% .

3. 1. 2 Chl-a 的去除效果 Chl-a 存在于所有的浮游植物中, 大约占有机物干重的 1% ~ 2%, 是估算浮游植物生物量的重要指标. 浮游植物细胞内叶绿素 a 含量随种类或类群而有所不同, 同时还受年龄、生长率、光和营养条件的影响 (赵孟绪等, 2005). 叶绿素可代表水体的初级生产力情况, 当 Chl-a 含量高时, 藻类等浮游植物生物量就大, Chl-a 与浮游植

物存在明显的相关关系, 故 Chl-a 常被作为浮游植物生物量的指标和计算浮游植物生产量的参数, 通常可把它作为藻类生物量的参考指标.

试验考察组合载体对 Chl-a 的去除情况, 如图 3 所示. 试验结果表明, 当进水 Chl-a 的浓度变化为 32. 58~ 102. 67 μg L⁻¹, 经过组合载体的处理后, 出水 Chl-a 的浓度降低为 5. 26~ 20. 39 μg L⁻¹, Chl-a 的平均去除率达到了 80. 82%, 对比试验对照池, Chl-a 的去除率平均仅为 4. 88%. 由上述数据可见, 组合载体 AP 对藻类的去除效果也表现突出.

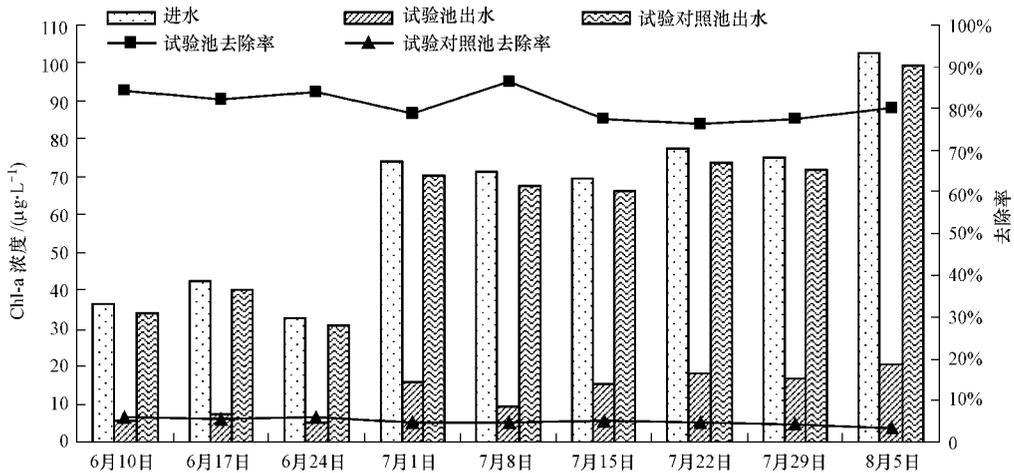


图 3 Chl-a 的去除效果

Fig. 3 Chl-a removal effect

3. 2 藻毒素

3. 2. 1 污染状况 2002 年国家在对地表水环境质量标准 (GB8383-88) 修订过程中, 增加了藻毒素的监测项目, 并在修订后的 GB8383-2002 中“集中式生活饮用水地表水源地特定项目标准限值中规定”对藻毒素-LR 作了限值要求, 规定藻毒素-LR 浓度必须小于 0. 001 mg L⁻¹, 2006 年生活饮用水卫生标准 (GB 5749-2006) 也对藻毒素-LR 浓度作了限值规定, 由此藻毒素的浓度及去除在水源地水体中的意义备受关注.

本试验针对微囊藻毒素作了人工强化富集微生物技术的降解试验, 其中包括总藻毒素 (TMC-LR、TMC-RR) 和胞外藻毒素 (EMC-LR、EMC-RR), 从 6 月 10 日开始, 水华发生期内, 连续监测试验池进水中藻毒素浓度变化情况, 结果见图 4. 原水中总藻毒素 (TMC) 的含量变化为 1. 79~ 11. 97 μg L⁻¹, 较高值出现在 7 月 1 日, 为 11. 97 μg L⁻¹, 而此时胞外藻毒素 (EMC) 没有对应显示出较高值, 这是由于蓝藻细胞的新陈代谢作用, 有一个延迟过程, 使得

EMC 的峰值与 TMC 不是同时出现, EMC/TMC 在 6 月 24 日达到较高, 为 0. 33. 可以推测在 6 月 10 日监测时间前, 太湖梅梁湾湖区的蓝藻已经开始爆发, 监测到的藻毒素浓度部分超过了国家相关标准的限值, 梅梁湾水源地水体已经受到了藻毒素的污染.

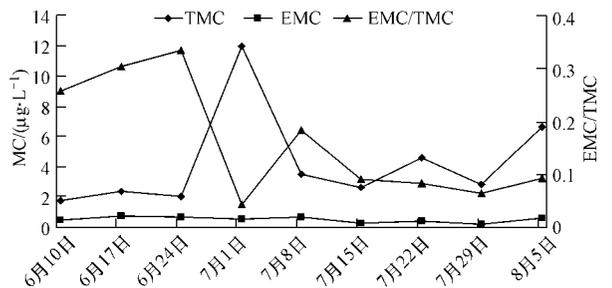


图 4 进水总藻毒素和胞外藻毒素的变化情况

Fig. 4 Variation of inflow TMC and EMC

试验在对水源地中藻毒素的种类作了进一步分析, 试验结果见图 5. 通过对藻毒素中含有的亮氨酸 (-LR) 和精氨酸 (-RR) 进行研究, 在监测期间内,

TMC-LR/TMC-RR的变化范围是 0.26~0.47,总藻毒素主要以精氨酸(-RR)污染物为主,EMC-LR/EMC-RR的变化范围是 0.53~0.94,胞外藻毒素中亮氨酸(-LR)的含量有所上升.7月29日,EMC-LR/EMC-RR出现较高值,为 0.94.

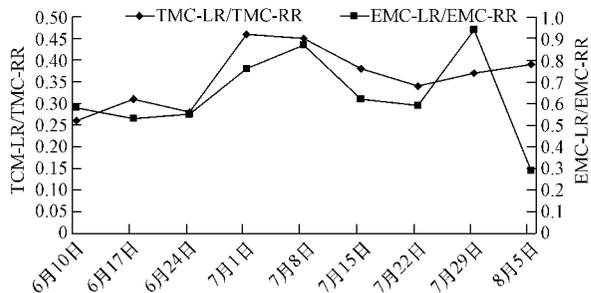


图 5 进水藻毒素(-LR/-RR)的比值变化情况
Fig 5 Variation of inflow MC-LR/MC-RR

3.2.2 藻毒素的降解效果 试验期间,考察总藻毒素的降解情况,如图 6所示.进水 TMC-LR 的浓度变化范围为 0.40~3.77 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,经过试验池的降解作用,出水浓度 0.01~0.26 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,降解率最高达到了 99.73%,对比试验对照池,TMC-LR 的出水浓度出现不同程度的上升现象,提高了 16.35%~18.13%.进水 TMC-RR 的浓度变化范围为 1.42~8.20 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,经过试验池的降解作用,出水浓度降低为 0.04~1.89 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,降解率最高达到了 97.10%,对比试验对照池,出水浓度基本与进水浓度相同,其降解率平均仅为 0.96%.

考察胞外藻毒素的降解情况如图 7所示.当进水 EMC-LR 的浓度变化范围为 0.09~0.30 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,经过试验池的降解作用,出水中 EMC-LR 的浓度降

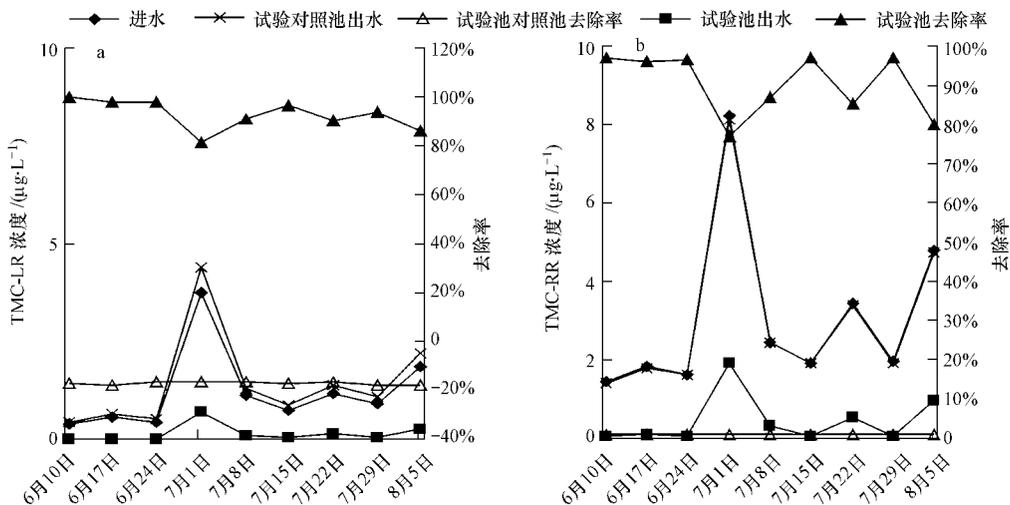


图 6 TMC-LR (a)和 TMC-RR (b) 的去除效果

Fig 6 Removal effect of TMC-LR (a) and TMC-RR (b)

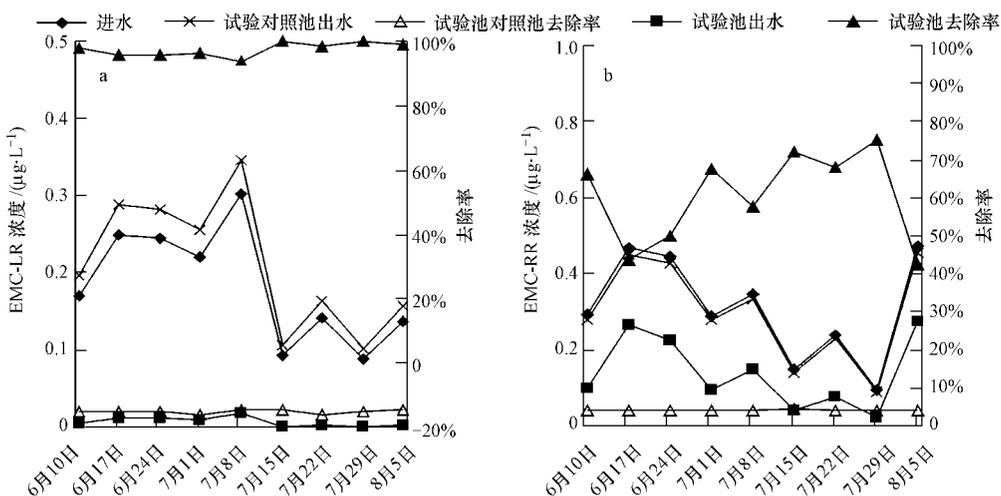


图 7 EMC-LR (a)和 EMC-RR (b) 的去除效果

Fig 7 Removal effect of EMC-LR (a) and EMC-RR (b)

为 $0 \sim 0.02 \mu\text{g L}^{-1}$, 试验池对 EMC-LR 的降解率可以达到 100%, 对比试验对照池, EMC-LR 的浓度出现上升现象, 提高了 14.57% ~ 16.13%。进水 EMC-RR 的浓度变化范围为 $0.09 \sim 0.47 \mu\text{g L}^{-1}$, 经过试验池的降解作用, 出水中 EMC-RR 的浓度降为 $0.02 \sim 0.27 \mu\text{g L}^{-1}$, 试验池对 EMC-RR 的降解率可以达到 75.44%, 对比试验对照池, 出水浓度基本与进水浓度相同, 其降解率平均仅为 4.12%。可见, 人工强化富集微生物技术对藻毒素的去除效果明显。

3.3 细菌的富集效果

采用 DAPI 荧光染色法来测定细菌总数, 研究

总细菌的富集特性。分别考察了湖水中细菌总数本底值和组合载体 AP 上富集的细菌总数, 结果表明组合载体 AP 上富集的细菌总数为 $8.3 \times 10^{11} \sim 35.6 \times 10^{11} \text{ cells g}^{-1}$, 比湖水中的细菌总数 ($0.8 \times 10^3 \sim 7.9 \times 10^3 \text{ cells g}^{-1}$) 高出了 8~9 个数量级。

3.4 微生物检测情况

对组合载体 AP 上除藻和藻毒素的细菌进行培养、分离试验, 得到了两株优势菌, 分别标记为 P01 和 B01 对其形态、生理生态特性的观察结果见表 1、表 2 初步分析 P01 为假单胞菌属 (*Pseudomonas* sp.), B01 为芽孢杆菌 (*Bacillus* sp.)。

表 1 P01 菌株的形态、生理生化特性

Table 1 Morphological, physiological and biochemical characteristics of P01 strain

菌落特征	菌体形态	菌体大小	芽孢	G 染色反应	氧化酶	淀粉水解
白色、扁平	杆状	$1.5 \times 0.5 \mu\text{m}$	+	-	+	-
VP	过氧化氢酶	类脂粒	硝酸盐还原	葡萄糖发酵	葡萄糖氧化	
-	+	-	+	-	+	

表 2 B02 菌株的形态、生理生化特性

Table 2 Morphological, physiological and biochemical characteristics of B02 strain

菌落特征	菌体形态	芽孢	芽孢形态	细胞直径	G 染色反应	葡萄糖产气
白色不规则	杆状	+	椭圆形	$< 1 \mu\text{m}$	+	-
葡萄糖产酸	蔗糖产酸	接触酶	氧化酶	淀粉水解	专性好氧生长	兼性厌氧生长
+	+	+	-	-	-	+

对该菌株作进一步鉴定, 利用聚合酶链反应 (PCR) 技术、16S rRNA 序列分析, 使用假单胞菌属、芽孢杆菌属的特异性引物进行扩增, 进一步确定组合载体 AP 表面上分离出的溶藻细菌为假单胞菌和芽孢杆菌。

4 讨论 (Discussion)

吕锡武等 (1998) 在试验中通过显微镜对污泥进行生物观察发现, 污泥样品中有大量草履虫的存在, 并且清晰可见草履虫以很快的速度吞食蓝藻; 而颤体虫 (后生动物) 的分泌物为蓝绿色, 含有大量叶绿素, 说明这些分泌物是颤体虫吞食蓝藻后尚未被完全消化的产物, 这些分泌物进而被细菌利用分解; 经过多次观察和对比试验, 结果表明, 反应器中草履虫多时, 蓝藻和藻毒素去除效果好。Takenaka 等 (1997) 利用分离出来的假单胞菌, 进行藻毒素的降解研究, 在藻毒素起始浓度为 50mg L^{-1} 的高浓度条件下, 20d 的降解率超过了 90%。本文利用组合载体 AP 进行藻类和藻毒素的去除研究, 结果显示, 对 Chl-a 的平均去除率达到了 80.82%, 对藻毒素的降

解率最高能达到 100%, 和国内相关研究相比 (纪荣平等, 2005), 具有较强的溶藻和藻毒素降解作用。

利用组合载体 AP 实现人工强化富集微生物技术去除藻类和藻毒素的确切机制目前尚不十分清楚, 藻类和藻毒素的去除初步确认是一个共同作用的结果, 组合载体 AP 良好的富集微生物能力去除藻和降解藻毒素的作用机制主要包括: 生物膜的吸附、附着, 微生物的氧化分解, 生物絮凝、沉淀等。其中生物膜对藻类的去除作用主要包括生物絮凝、吸附、附着作用, 原生动物、甲壳类浮游动物、轮虫类浮游动物对藻类和藻毒素的捕食作用; 生物膜脱落时, 在沉降作用下这些富集在生物膜表面的藻类随生物污泥一起排出, 减少了系统中藻类和藻毒素的量。另外, 在除藻和藻毒素的过程中, 假单胞菌、芽孢杆菌等溶藻细菌作为优势种群被分离、鉴定, 也进一步证明了组合载体 AP 在除藻和降解藻毒素能同时进行的优越性。

5 结论 (Conclusions)

1) 当水力停留时间为 7d 组合载体 AP 的密度

为 13% 的条件下, 组合载体 AP 对藻量的平均去除率达到了 59.78%, 对 Chl a 的平均去除率达到了 80.82%, 组合载体 AP 对藻类的去除效果明显。

2) 在试验期间, 总藻毒素 (TMC) 检测的浓度能达到 $11.97 \mu\text{g L}^{-1}$, 超过了国家标准限值, 太湖梅梁湾水源地水体受到藻毒素的污染比较严重。对藻毒素的降解试验表明: TMC-LR、TMC-RR、EMC-LR、EMC-RR 的降解率最高为 99.73%、97.10%、100%、75.44%。藻毒素的降解在藻类去除的同时, 相应也得到了明显地降解。

3) 对组合载体 AP 富集微生物性能进行了考察, 其上富集的细菌总数为 $8.3 \times 10^{11} \sim 35.6 \times 10^{11}$ cells g^{-1} , 比湖水本底值中细菌的总数高出了 8~9 个数量级。两株除藻和藻毒素的优势微生物经鉴定为假单胞菌和芽孢杆菌属。

责任作者简介: 詹旭 (1981-), 男, 副教授, 主要从事水源地微污染物的去除, 富营养化水体的修复, 生活污水、工业废水的治理等研究工作。

参考文献 (References):

- Chen Y M, Liu J C, Ju Y H. 1998. Flotation removal of algae from water [J]. *Colloids and Surfaces (B: Biointerfaces)*, 12: 49—55
- Chen J J, Ye H H. 2005. The mechanisms of potassium permanganate on algae removal [J]. *Water Research*, 39: 4420—4428
- 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会编. 2002. 水和废水监测分析方法 (第 4 版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社. 652
- Ministry of Environmental Protection. 2002. Standard Methods for Water and Wastewater Monitoring and Analysis (4th Edition) [M]. Beijing: China Environmental Science Press. 652 (in Chinese)
- 纪荣平, 李先宁, 吕锡武, 等. 2005. 人工介质富集微生物对藻类和藻毒素降解试验研究 [J]. *东南大学学报 (自然科学版)*, 35(3): 442—445
- Ji R P, Li X N, Lü X W, et al. 2005. Study on biological degradation of algae and microcystins by means of enrichment microbes on artificial medium [J]. *Journal of Southeast University (Natural Science Edition)*, 35(3): 442—445 (in Chinese)
- 吕锡武, 稻森悠平, 丁国际. 1999. 有毒蓝藻及藻毒素生物降解的初步研究 [J]. *中国环境科学*, 19(2): 138—140
- Lü X W, Yuhei I, Ding G J. 1999. Degradation of microcystin viridis and microcystins with biological reactors [J]. *China Environmental Science*, 19(2): 138—140 (in Chinese)
- McBain A J, Bartob R G, Catrenich C E, et al. 2003. Microbial characterization of biofilm in domestic drain and the establishment of stable biofilm microcosms [J]. *Appl Environ Microbiol*, 69(1): 177—185
- Han M Y, Kim W. 2001. A theoretical consideration of algae removal with clays [J]. *Microchemical Journal*, 68: 157—161
- 裴海燕, 胡文容, 曲音波, 等. 2005. 一株溶藻细菌的分离鉴定及其溶藻特性 [J]. *环境科学学报*, 25(6): 796—802
- Pei H Y, Hu W R, Qu Y B, et al. 2005. Isolation and identification of one algae lysing bacteria and its lytic character [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 25(6): 796—802 (in Chinese)
- Rivasseau C, Lam A, Fedorak P, et al. 1998. Determination of some physicochemical parameters of microcystins (cyanobacterial toxins) and trace level analysis in environmental samples using liquid chromatography [J]. *J Chromatography A*, 799(1): 155—169
- Takenaka S, Watanabe M F. 1997. Microcystin LR degradation by *Pseudomonas aeruginosa* alkaline protease [J]. *Chemosphere*, 34(4): 749—757
- Vasconcelos V M, Carmichael W W, Croll B, et al. 1996. Hepatotoxic microcystin diversity in cyanobacterial blooms collected in Portuguese Freshwaters [J]. *Water Res*, 30(10): 2377—2384
- Yasuno M, Sugaya Y, Okada M, et al. 1998. Variations in the toxicity of Microcystis species to *Moina macrocopa* [J]. *Phycological Research*, 46(1): 31—36
- 詹旭, 吕锡武. 2007. 生物强化技术改善太湖梅梁湾水源地水质的研究 [J]. *中国环境科学*, 27(6): 801—805
- Zhan X, Lü X W. 2007. Studies on the bioaugmentation techniques for improvement of source water quality in Meiliang Bay of Taihu Lake [J]. *China Environmental Science*, 27(6): 801—805 (in Chinese)
- 詹旭. 2008. 生物强化技术改善太湖梅梁湾水源地水质的研究 [D]. 南京: 东南大学
- Zhan X. 2008. Bioaugmentation for improvement of water quality from source water in Meiliang Bay, Lake Taihu [D]. Nanjing: Southeast University (in Chinese)
- 赵孟绪, 雷腊梅, 韩博平. 2005. 亚热带水库浮游植物群落季节变化及其影响因素分析 [J]. *热带亚热带植物学报*, 13(5): 386—392
- Zhao M X, Lei L M, Han B P. 2005. Seasonal Change in Phytoplankton Communities in Tangxi Reservoir and the Effecting Factors [J]. *Journal of Tropical and Subtropical Botany*, 13(5): 386—392 (in Chinese)
- 郑天凌, 王斐, 徐美珠, 等. 2002. 台湾海峡海域细菌产量、生物量及其在微食物环中的作用 [J]. *海洋与湖沼*, 33(4): 415—423
- Zheng T L, Wang F, Xu M Z, et al. 2002. Bacterial production biomass and role in microbial loop in Taiwan strait [J]. *Oceanologia Et Limnologia Sinica*, 33(4): 415—423 (in Chinese)