

李先宁, 纪荣平, 蒋彬, 等. 2007. 组合介质的微生物富集效果及其去除太湖水源水中微囊藻毒素的研究 [J]. 环境科学学报, 27(1): 28 - 34
Li X N, Ji R P, Jiang B, et al. 2007. Study on microbe enrichment effect of assembled medium and its removal to microcystins in Lake Taihu water source [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 27(1): 28 - 34

组合介质的微生物富集效果及其去除太湖水源水中微囊藻毒素的研究

李先宁^{1,*}, 纪荣平¹, 蒋彬¹, 吕锡武¹, 浦跃朴², 尹立红²

1 东南大学环境科学与工程系, 南京 210096

2 东南大学公共卫生学院, 南京 210009

收稿日期: 2006-07-09 录用日期: 2006-11-21

摘要: 采用组合介质进行改善太湖源地水质的中试研究. 应用定量 PCR 分析发现组合介质上富集了大量具有溶藻能力的假单胞菌和芽孢杆菌, 表明组合介质对太湖土著溶藻细菌具有良好的富集效果. 微生物的空间分布解析结果表明, 细菌总数、硝化细菌及溶藻细菌 (假单胞菌、芽孢杆菌) 的分布具有显著特征, 在反应装置纵向的中段、出水端及垂直方向的中层, 组合介质上的溶藻细菌等特定微生物在密度及活性上处于相对优势, 这与微生物的功能、生长所需的微环境及基质条件密切相关. 组合介质通过富集微生物改善了太湖梅梁湾水源地的水质, 对总藻毒素 TMC、TMC-RR、TMC-LR、胞外藻毒外 EMC、Chl-a 的平均去除率为 64.8%、72.7%、62.9%、55.4%、30.1%.

关键词: 组合介质; 富集微生物; 水源水质改善; 藻毒素

文章编号: 0253-2468(2007)01-0028-07

中图分类号: X524, X172

文献标识码: A

Study on microbe enrichment effect of assembled medium and its removal to microcystins in Lake Taihu water source

LI Xianning^{1,*}, JI Rongping¹, JIANG Bin¹, LÜ Xiwu¹, PU Yuepu², YIN Lihong²

1. Dept. of Environmental Science and Engineering, Southeast University, Nanjing 210096

2. School of Public Health, Southeast University, Nanjing 210009

Received 9 July 2006;

accepted 21 November 2006

Abstract: Pilot study was conducted to improve water source quality in Lake Taihu by an assembled medium. By using Polymerase Chain Reaction (PCR) quantificational analysis large numbers of *Pseudomonas* sp. and *Bacillus* sp. with the ability of lysing algae were found to enrich on assembled medium, which indicated the assembled medium could have an effect on the enrichment of the indigenous lysing - algae bacteria in Lake Taihu. The analytical result of microbe's spatial distribution demonstrated that distributions of the total bacteria number, nitrobacteria and lysing - algae bacteria including *Pseudomonas* sp. and *Bacillus* sp. were of distinct characteristic, which was closely related to microbe's function, growth microhabitat and substrate condition. For instance, lysing - algae bacteria were comparatively predominant in the middle section, outlet part and middle layer of the assembled medium. The removal rates of TMC, TMC-RR, TMC-LR, EMC and Chl-a after water passing through the assembled medium were averagely at 64.8%, 72.7%, 62.9%, 55.4%, and 30.1% respectively. It was obvious the assembled medium enriched microbe could improve source water quality of Meiliangwan Bay of Lake Taihu.

Keywords: assembled medium; enriching microbes; source water quality improvement; microcystins

1 引言 (Introduction)

梅梁湾位于无锡太湖北部, 其主要功能为供水、风景旅游等, 总取水能力占无锡市区总用水量

的 51%. 由于人工胁迫湖泊的富营养化进程急剧加快, 太湖水体出现有机污染和富营养化现象. 2004 年中国环境状况公报公布, 太湖全湖处于中度富营养状态, 局部水质为劣类. 藻类过度繁殖带来的

基金项目: 国家高技术研究发展计划资助 (No. 2002AA601011)

Supported by the Hi-tech Research and Development Program of China (No. 2002AA601011)

作者简介: 李先宁 (1964—), 男, 副教授, E-mail: lx@seu.edu.cn; *通讯作者 (责任作者)

Biography: LI Xianning (1964—), male, associate professor, E-mail: lx@seu.edu.cn; * Corresponding author

微囊藻毒素 (Microcystins,MC)问题以及微量有机物的污染日趋严重 (Wang *et al* , 2003),这直接降低了饮用水的安全性.常规净水工艺不能有效去除富营养化原水中的藻毒素 (Chow *et al* , 1999; 朱光灿等, 2002).为此,急需采用水源地水质改善技术来提高太湖梅梁湾水质,恢复湖泊水生植被和生态系统,提高生态系统的净化能力和稳定性.在水质改善技术中组合人工介质作为一种兼具软性和半软性特点的微生物富集材料,因其微生物富集能力强,布设不受风浪、水体透明度、底泥等因素的影响而受到研究者的关注.以此为基础构建的组合介质净化技术,可以应用在湖泊中难于恢复水生植物的区域,并与水生植物生态净化区形成互补,改善太湖梅梁湾水源地的水质.目前国内外关于组合介质技术的相关报道较少,大部分研究集中在确立组合介质上溶藻细菌与藻毒素降解细菌的检测、分离、培养方法 (张立将等, 2005; 郭吉等, 2006; 赵传鹏等, 2006),人工介质的筛选,有机物、氮、磷等营养物质去除效果及藻毒素降解特性初步研究等方面 (纪荣平等, 2005a; 徐冬英等, 2006; 纪荣平等, 2005b).

本论文着重对组合介质的微生物富集与空间分布特征、及其对“藻华水体 溶藻及藻毒素去除效果的影响进行研究,以期为本技术的工程化应用提供理论指导及技术参数.

2 材料与方法 (Materials and methods)

2.1 试验装置

中试试验装置建于无锡市太湖梅梁湾.试验装置用砖石混凝土建造,共 2格,其中一格为空白对照池,另一格内放置组合介质,单池尺寸为 6m (长) × 1.2m (宽) ×1.8m (高).2格并联运行.经过前期介质筛选 (纪荣平等, 2005a),本试验采用效果较好的组合介质,该介质由四周穿结醛化维纶丝的中心盘 (骨架)、中心绳、空隔套管组成,装置中单位水体内的组合介质设置密度 (每 m³ 水体内组合介质所占实际体积)为 $9.72 \times 10^{-4} \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$.试验中湖水经离心泵提升至高位水箱,再经过输水管以重力流方式进入各个水池,流动方式为下部进水、上部出水 (见图 1).将组合介质悬挂于水池中,使微生物自然生长并富集在介质表面.

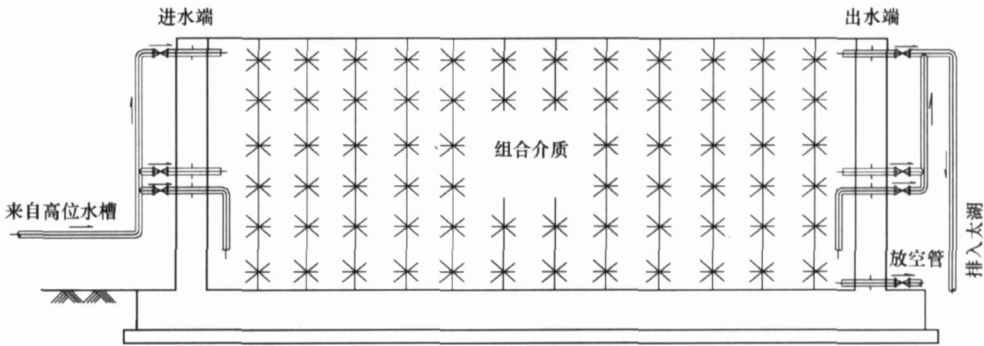


图 1 组合介质试验装置示意图

Fig 1 Schematic diagram of assembled medium experimental tanks

运行时间从 2004年 2月至 2004年 12月止,进水常规水质指标详见表 1.水力停留时间为 7d, COD_{Mn}、总氮、氨氮等常规水质指标每周采样监测 1次,藻毒素在 2004年 7月至 11月期间每周采样监测 1次,在进水端及出水端用采样瓶采集水样 5L供

水质分析.对溶藻细菌及硝化细菌等微生物学指标于 2004年 8月进行检测,试验样本分别取自进水端、中段 (距进水端 3.0m)、出水端及上层 (水深 0.1m)、中层 (水深 0.9m)、下层 (水深 1.8m)的组合介质.

表 1 进水常规水质指标

Table 1 Routine water qualities index of influent

mg·L⁻¹

COD _{Mn}	总氮	氨氮	亚硝酸氮	硝酸氮	总磷	正磷酸盐
4.17~9.88	3.35~11.60	0.22~5.19	0.01~0.94	0.22~4.17	0.08~0.79	0.22~4.17

2 2 试验分析项目及方法

分析项目及分析方法见表 2

表 2 试验仪器及分析方法		
Table 2 Analytical methods and apparatuses		
分析项目	试验分析方法	试验仪器或材料
生物量	脂磷法 (于鑫等, 2002)	分光光度计
生物活性	TTC脱氢酶活性法 (周春生等, 1996)	分光光度计
藻毒素 (浓度及种类)	高效液相色谱法 (HPLC) (张立将等, 2005)	Agilent 1100高效液相色谱仪
溶藻细菌 (密度及种类)	聚合酶链反应法 (PCR) (赵传鹏等, 2005)	7300型荧光定量 PCR 仪 (美国 ABI公司)
		GeneQuant RNA /DNA 测定仪 (美国 Pharmacia Biotech公司)
细菌总数 (密度)	DAP 荧光染色法 (Daniel <i>et al</i> , 2004)	Olympus BX41 荧光显微镜
亚硝化细菌、硝酸菌 (密度)	荧光原位杂交 (FISH) (Satoshi <i>et al</i> , 1999)	NIKON 荧光显微镜
Chl-a、溶解氧等常规水质指标	参照《水和废水监测分析方法》第 4 版 (2002)	

3 结果 (Results)

3 1 组合介质对微生物的富集效果

3.1.1 溶藻细菌分离及菌相分析试验 为分析组合介质对微生物的富集情况,在试验装置运行半年后,分别采用 DAPI 荧光染色试验、荧光原位杂交 (FISH) 技术检测湖水中组合介质上的细菌总数、硝酸细菌及亚硝酸细菌密度. 结果表明,湖水中细菌总数、硝酸细菌密度、亚硝酸细菌密度分别为 $5.4 \times 10^6 \text{ cells} \cdot \text{mL}^{-1}$ 、 $1.7 \times 10^6 \text{ cells} \cdot \text{mL}^{-1}$ 、 $0.5 \times 10^6 \text{ cells} \cdot \text{mL}^{-1}$,而在单位质量组合介质上的细菌密度平均分别为 $61.8 \times 10^{10} \text{ cells} \cdot \text{g}^{-1}$ 、 $5.4 \times 10^{10} \text{ cells} \cdot \text{g}^{-1}$ 、 $0.8 \times 10^{10} \text{ cells} \cdot \text{g}^{-1}$,基本与生活污水接触氧化处理工艺生物膜上的细菌密度 (细菌总数、硝酸细菌密度、亚硝酸细菌密度分别为 $10^{11} \sim 10^{13} \text{ cells} \cdot \text{g}^{-1}$ 、 $10^{10} \sim 10^{11} \text{ cells} \cdot \text{g}^{-1}$ 、 $10^8 \sim 10^{10} \text{ cells} \cdot \text{g}^{-1}$) 接近 (李先宁等, 2006);这说明组合介质对湖水中的土著微生物进行了有效富集,较大的微生物量可确保组合介质对污染物的生物降解效果.

细菌核糖体小亚基 RNA (16S ribosomal RNA, 16S rRNA) 基因与细菌整个基因组的变化相比具有高度的保守性,因此,通过 16S rRNA 基因保守区引物进行聚合酶链反应 (PCR) 扩增可快速、准确地鉴别细菌种类. 采用 PCR 技术分别对梅梁湾水体和组合介质进行细菌相分析,均发现存在溶解微囊藻的细菌 (以下简称溶藻细菌),其属于假单胞菌属 (*Pseudomonas* sp.) 和芽孢杆菌属 (*Bacillus* sp.). 对组合介质上分离得到的样本进行 PCR 检测,可以得到清晰的特异性条带 (见图 2),结果表明,组合介质

上富集了大量具有溶藻能力的土著假单胞菌和芽孢杆菌,其密度最大可分别达到 $3.4 \times 10^{10} \text{ cells} \cdot \text{g}^{-1}$ 、 $5.5 \times 10^{10} \text{ cells} \cdot \text{g}^{-1}$.

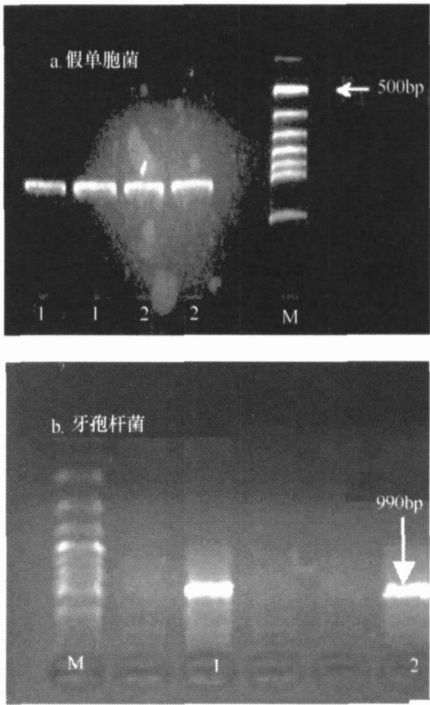


图 2 分离菌株 PCR 扩增电泳图 (1. 组合介质分离菌株, 2 标准菌株; M: marker)

Fig 2 PCR amplification and electrophoresis diagram of isolated bacterium

赵传鹏等 (2005) 对本研究中组合介质上的细菌进行分离,共获得 75 株细菌,其中第 17 号菌株可在 24h 内使微囊藻液完全黄化,具有强烈的溶藻能

力,经鉴定该 17 号菌株为铜绿假单胞菌. 在每 100mL 藻液中分别加入不同浓度的分离出来的第 17 号假单胞菌菌液 10mL 进行溶藻试验,在细菌浓度为 10^4 cells·mL⁻¹浓度时无明显的溶藻效应,浓度为 $10^5 \sim 10^8$ cells·mL⁻¹时具有明显的溶藻效应,且随着细菌浓度的增加溶藻能力趋于增强,其趋势与裴海燕等 (2005)的研究结果类似,但后者鉴定出的溶藻细菌归属芽孢杆菌属. 由以上研究结果看,细菌的溶藻作用必须在一定的细菌浓度下才能发生,而组合介质上富集的大量溶藻细菌是产生这一作用的前提. 假单胞菌对 MC-LR 具有降解作用,作用 72h 后藻液中已检测不出 MC-LR,这在国内的相关研究中已被证实 (Kiviranta *et al* , 1991; Takenaka *et al* , 1997).

3.1.2 组合介质上微生物的空间分布 对试验装置内微生物及 DO 的空间平均分布进行了试验,结果见表 3

(1)横向 (进水端至出水端)分布:假单胞菌密度从进水端的 1.3×10^{10} cells·g⁻¹增至出水端的 2.7×10^{10} cells·g⁻¹,而芽孢杆菌密度分布则表现出

相反的趋势,由进水端的 5.5×10^{10} cells·g⁻¹降至出水端的 0.9×10^{10} cells·g⁻¹. 假单胞菌密度在横向由低到高的分布趋势,主要与假单胞菌具有溶藻和降解微囊藻毒素的功能 (Kiviranta *et al* , 1991; Chorus *et al* , 1999; Imura *et al* , 2000)及反应过程有关. 藻类首先在细菌的溶藻作用下,逐渐被溶藻后释放出胞内藻毒素,溶藻过程需要一定的时间,导致能被假单胞菌直接利用和降解的胞外藻毒素浓度在进水端低于中段和出水端,而假单胞菌受作为基质的藻毒素浓度的影响较大,因而密度分布上表现出从进水端至出水端增加的趋势. 芽孢杆菌在横向分布上却完全不同于假单胞菌,出水端的密度比进水端低一个数量级. 相关研究 (彭超等, 2003; 裴海燕等, 2005)表明,芽孢杆菌具有溶藻功能,其通过分泌胞外酶溶解藻类获取能量与物质,在横向上作为芽孢杆菌营养基质的藻类浓度逐步降低,是引起芽孢杆菌密度减少的重要影响因素之一. 通过在横向上与假单胞菌的分布特征不同,可以推断芽孢杆菌的主要功能应为溶藻作用,对于其是否具有藻毒素降解作用尚未见相关报道,需进一步研究.

表 3 组合介质对微生物的富集
Table 3 Microbes enrichment of assembled medium

采样位置		假单胞菌 密度 / (10 ¹⁰ cells·g ⁻¹)	芽孢杆菌 密度 / (10 ¹⁰ cells·g ⁻¹)	细菌总数 / (10 ¹⁰ cells·g ⁻¹)	硝酸菌 密度 / (10 ¹⁰ cells·g ⁻¹)	亚硝酸菌 密度 / (10 ¹⁰ cells·g ⁻¹)	生物量 (以 P 计) / (μg·g ⁻¹)	DO / (mg·L ⁻¹)
横向平均分布	进水端	1.3	5.5	17.6	2.0	0.2	17.5	7.5
	中段	0.6	3.6	152.1	12.5	1.9	24.1	7.8
	出水端	2.7	0.9	15.6	1.7	0.2	18.5	7.5
垂向平均分布	上层	0.6	4.5	69.7	5.6	0.8	24.1	8.5
	中层	3.4	6.3	53.8	5.2	0.8	21.5	8.0
	下层	0.7	3.9	未测试	未测试	未测试	14.5	6.3

注:除 DO 外其余指标均为单位质量介质所具有.

试验装置横向中段部分的细菌总数、硝酸菌、亚硝酸菌密度分别为 152.1×10^{10} cells·g⁻¹、 12.5×10^{10} cells·g⁻¹、 1.9×10^{10} cells·g⁻¹,均高出进水端和出水端 1 个数量级. 单位质量介质上的生物量相应地表现为中段最大 ($24.1 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$),出水端 ($18.5 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$)和进水端 ($17.5 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$)次之. 细菌总数分布主要受有机物、营养物质及环境条件影响. 虽然在进水端有机物及各类营养物质浓度较高,但由于湖水含有较多的泥沙,在组合介质的生物膜表面观测到大量泥沙的沉积与附着,局部微环境不利于微生物的生长. 随着组合介质沿程对水体中泥沙等无机悬浮颗粒的去除,以及颗粒状有机物向可溶性有机物的转化,中段的水质和微生物营养条件得到

初步改善,在较有利的微环境中微生物得到大量增殖. 而在出水端随着有机物等微生物生长基质的沿程降解,出水端的微生物可利用的生长基质大大低于中段,导致了出水端细菌总数的减少. 硝酸菌和亚硝酸菌密度的横向分布还与氮素的存在形式有关:在试验期间 COD_{Mn}的进水端平均浓度为 $5.92 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,出水端平均浓度为 $4.81 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;氨氮的进水端平均浓度为 $1.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,出水端平均浓度为 $0.69 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 有机氮在进水端被氨化;中段的亚硝酸菌、硝酸菌利用充足的氨氮并将其转化为亚硝酸盐氮和硝酸盐氮,得到较大程度的增殖;出水端的氨氮浓度降低,随着亚硝酸菌、硝酸菌可利用生长基质的减少,细菌增殖速率下降,造成了中段的硝

酸菌和亚硝酸菌密度大于进水端和出水端.

(2)垂向分布:在垂向分布上,上层、中层的细菌总数、硝酸菌和亚硝酸菌的密度差别不大.中层的假单胞菌密度为 $3.4 \times 10^{10} \text{ cells} \cdot \text{g}^{-1}$,高于上层的 $0.6 \times 10^{10} \text{ cells} \cdot \text{g}^{-1}$ 和下层的 $0.7 \times 10^{10} \text{ cells} \cdot \text{g}^{-1}$,中层芽孢杆菌密度为 $6.3 \times 10^{10} \text{ cells} \cdot \text{g}^{-1}$,也略高于上层与下层,表明中层组合介质具有较强的溶藻和藻毒素降解能力.这是由于本试验装置采用了下部进水/上部出水的流动方式,随水流进入的藻类易被下、中层组合介质截留,而下层由于受到进水泥沙和底质扰动对生物膜活性、溶解氧条件的改变等因素的影响,使得中层更有利于假单胞菌和芽孢杆菌的生长.

微生物的空间分布是微生物生长所需的微环境、基质条件等因素共同作用的结果,根据空间分布特性可以为进一步进行组合介质的优化布局提供科学依据.从去除藻类、微囊藻毒素和氨氮几方面考虑,在横向上,中段和出水端的特定细菌(溶藻细菌、藻毒素降解菌及硝化细菌)生物量大、活性强,而在垂直分布上中层介质具有较强的溶藻及藻毒素降解菌的富集能力,因此,在工程应用设计时应重点提高中段和出水端以及中层组合介质的布置密度,通过合理布局,强化其微生物量和水质净化效果,进一步提高整体工程效果,降低工程投资.

3.2 藻毒素去除效果

Chl-*a*是估算浮游植物生物量(本试验主要指藻类)的重要指标.试验期间进水 Chl-*a*浓度在 $14.8 \sim 109.5 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间,出水浓度范围为 $6.9 \sim 53.0 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,组合介质对 Chl-*a*表观去除率为 $-33.8\% \sim 69.6\%$,平均去除率达 30.1% .8月水华暴发期间由于组合介质的物理截留作用,仍获得 51.6% 的去除率.

为了考察组合介质对藻毒素的去除效果,2004年7月~11月每周对总藻毒素 TMC (TMC-LR + TMC-RR)和胞外藻毒素 EMC (EMC-LR + EMC-RR)进行了跟踪检测,胞内藻毒素 MC (MC-LR + MC-RR)浓度为 TMC和 EMC浓度之差.

3.2.1 TMC浓度变化及去除效果 TMC的测试结果如图3所示. TMC、TMC-RR、TMC-LR的表观去除率随时间的变化趋势基本一致,分别为 $8.7\% \sim 94.8\%$ 、 $38.5\% \sim 94.0\%$ 、 $-83.3\% \sim 97.1\%$,平均去除率为 64.8% 、 72.7% 、 62.9% .9月 TMC、TMC-RR的表观去除率明显降低, TMC-LR的表观去除率甚

至出现负值 (-83.3%).其原因是在8月测定后,约1周内梅梁湾地区“水华”大爆发,呈绿油漆状的藻类大量涌入使系统受到严重影响,DO急剧下降,组合介质上微生物的代谢活动受到抑制,因而造成 TMC、TMC-RR、TMC-LR的去除率下降.朱光灿等(2003)采用三阶曝气生物膜反应器处理富营养化源水,在 HRT为2 h时 TMC、TMC-RR、TMC-LR的去除率分别为 84.0% 、 80.5% 、 71.5% .由于组合介质中试装置并未采用前者的曝气充氧措施,因此, TMC、TMC-RR、TMC-LR的去除率与前者相比稍低,但仍表现出良好的去除效果.

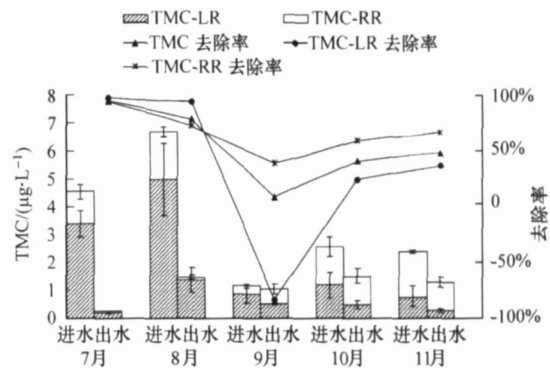


图3 TMC浓度及去除率随时间的变化

Fig 3 Variation of TMC concentration and removal ratio with time

TMC、TMC-RR、TMC-LR的去除率均在7月达到最大,9月明显降低后 TMC-LR的表观去除率达到最小值,之后呈回升趋势,这主要和进水 TMC浓度有关.从图4可知,当进水 TMC浓度在 $4.53 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下时,随进水 TMC浓度的增加, TMC去除率也随之上升;当进水 TMC浓度达到 $6.68 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, TMC去除率显著下降,因此,本试验系统对 TMC浓度的最大承受能力应在 $4.53 \sim 6.68 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间.组合介质对 TMC的去除速率(单位体积组合介质在单位时间内的去除量)与进水 TMC浓度间也存

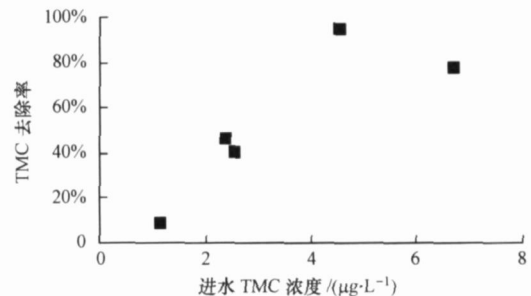


图4 TMC去除率随进水 TMC浓度的变化

Fig 4 Variation of TMC removal ratio with TMC concentration of influent

在着类似的相关关系,进水 TMC 浓度低于 $4.53 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时去除速率随浓度的增加而上升,去除速率变化范围为 $2.33 \times 10^{-2} \sim 2.71 \times 10^{-1} \text{mg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$.

3.2.2 EMC 浓度变化及去除效果 EMC 的试验结果见图 5 进水 EMC、EMC-RR、EMC-LR 浓度范围分别为 $0.24 \sim 0.80 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.13 \sim 0.71 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.03 \sim 0.16 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,三者的表观去除率分别为 $-226.7\% \sim 84.0\%$ 、 $-249.26\% \sim 88.85\%$ 、 $40.69\% \sim 91.6\%$,除 8 月外 EMC 总体去除效果稳定良好.从图 5 可知,8 月出水中的 EMC ($1.34 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) 高于进水 ($0.41 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$),这是由于在 8 月进水中 TMC 浓度达 $6.68 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,大大高于其它时段,且此时胞内藻毒素 MC 浓度为 $6.27 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,占 TMC 的 93.9%,组合介质上的溶藻细菌充分发挥其溶藻作用,表现出较高的 TMC 去除效果 (TMC 去除率为 77.9%,图 3);但强烈的溶藻作用将水中 MC 转化成了 EMC,超过了藻毒素降解细菌的降解能力,从而在具有较好的总藻毒素 TMC 去除效果的情况下引起了胞外藻毒素 EMC 浓度局部升高,使 EMC 表观去除率为负值 (-226.7%).在此条件下,溶藻细菌的溶藻速率与藻毒素降解细菌的胞外藻毒素降解速率间失去平衡,胞外藻毒素降解反应成为限制阶段,为进一步提高系统藻毒素去除能力,如何提高组合介质的藻毒素降解细菌如假单胞菌的富集能力和活性成为关键所在.

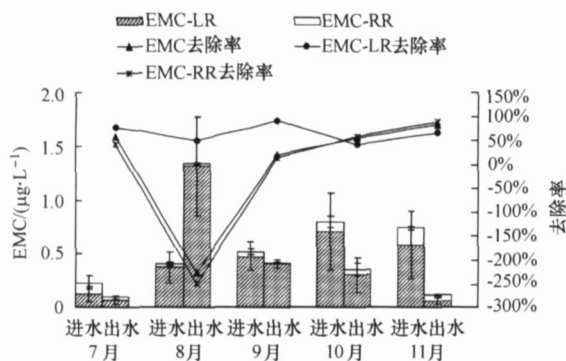


图 5 EMC 浓度及去除率随时间的变化

Fig 5 Variation of EMC concentration and removal ratio with time

图 6 表示了 EMC 进水浓度与去除率间的关系,除 A 点 (8 月) 去除率为负值外,其它各点的 EMC 的去除率在 $54.4\% \pm 29.6\%$ 范围内波动.未发现与图 4 所示的 TMC 进水浓度与去除率之间的关系,表明在本试验浓度条件下 EMC 去除率受浓度影响较小.这是由于胞外藻毒素 EMC 的去除,其降解作用除受

到藻毒素降解细菌的影响外,还受到系统中溶藻细菌溶藻后释放出 EMC 的协同作用的影响.因此,在组合介质具有强烈溶藻作用的前提下,系统中实际产生的 EMC 可高于进水中的 EMC 浓度,此时进水浓度已不是影响去除效率的关键,藻毒素降解细菌的降解速率成为了 EMC 去除率的重要限制因子.

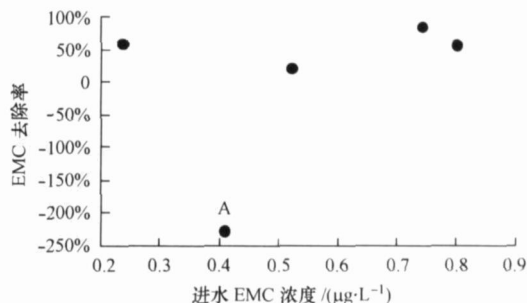


图 6 EMC 去除率随进水 EMC 浓度的变化

Fig 6 Variation of EMC removal ratio with EMC concentration of influent

4 结论 (Conclusions)

1) 微生物学试验表明,本试验中试装置中组合介质上富集了大量的具有溶藻能力的假单胞菌和芽孢杆菌,其密度最大可分别达到 $3.4 \times 10^{10} \text{cells}\cdot\text{g}^{-1}$ 、 $5.5 \times 10^{10} \text{cells}\cdot\text{g}^{-1}$.组合介质可对太湖梅梁湾水体中的土著微生物进行有效富集.

2) 微生物的空间分布与微生物生长所需的微环境、基质分布密切相关.细菌总数、假单胞菌、芽孢杆菌及硝化细菌具有各自的分布特点与规律.其中假单胞菌密度从进水端的 $1.3 \times 10^{10} \text{cells}\cdot\text{g}^{-1}$ 增至出水端的 $2.7 \times 10^{10} \text{cells}\cdot\text{g}^{-1}$,芽孢杆菌密度由进水端的 $5.5 \times 10^{10} \text{cells}\cdot\text{g}^{-1}$ 降至出水端的 $0.9 \times 10^{10} \text{cells}\cdot\text{g}^{-1}$ 与假单胞菌呈相反趋势.在垂向分布上中层的假单胞菌密度为 $3.4 \times 10^{10} \text{cells}\cdot\text{g}^{-1}$,高于上层的 $0.6 \times 10^{10} \text{cells}\cdot\text{g}^{-1}$ 和下层的 $0.7 \times 10^{10} \text{cells}\cdot\text{g}^{-1}$,中层芽孢杆菌密度为 $6.3 \times 10^{10} \text{cells}\cdot\text{g}^{-1}$,也略高于上层与下层.实验装置横向中段、出水端及垂直方向中层,组合介质上溶藻细菌等特定微生物在密度及活性上处于相对优势,工程实施时应对此采取强化措施.

3) 组合介质对 TMC、TMC-RR、TMC-LR、EMC、Chl-a 的平均去除率为 64.8%、72.7%、62.9%、55.4%、30.1%.组合介质富集微生物技术可明显改善太湖梅梁湾水源地的水质.

责任作者简介:李先宁 (1964—),男,工学博士,副教授.主

要研究方向为水污染控制及水环境生态修复. E-mail: lxu@seu.edu.cn, Tel: 025 - 83794171.

References:

- Chorus I, Bartam J. 1999. Toxic Cyanobacteria in Water[M]. London and New York: E&FN Spon: 85—86
- Chow C W K, Drikas M, House J, *et al*. 1999. The impact of conventional water treatment process on cells of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*[J]. *Wat Res*, 33(15): 3253—3262
- Daniel B, DeCoster M A. 2004. Quantification of sPLA₂-induced early and late apoptosis changes in neuronal cell cultures using combined TUNEL and DAPI staining[J]. *Brain Research Protocols*, 13: 144—150
- Guo J, Pu Y P, Yin L H, *et al*. 2006. Isolation and evaluation of algicidal bacteria from Taihu Lake[J]. *Journal of Southeast University (Natural Science Edition)*, 36(2): 293—297 (in Chinese)
- Iamua N, Motoike I, Noda N, *et al*. 2000. Arginacin A, a novel anti-cyanobacterial compound produced by an algae-lysing bacterium[J]. *J Antibiotics*, 53(11): 1317—1319
- Ji R P, L Ü X W, Li X N, L *et al*. 2005a. Effect of Three Kinds of Artificial Media on the Improvement of Taihu Lake Water Quality[J]. *China Water & Wastewater*, 21(6): 4—7 (in Chinese)
- Ji R P, Li X N, L Ü X W, *et al*. 2005b. 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)
- Kiviranta J, Sivonen K, Lahti K, *et al*. 1991. Production and biodegradation of cyanobacterial toxins—a laboratory study[J]. *Archiv für Hydrobiologie*, 121(3): 281—294
- Li X N, Song H L, L Ü X W, *et al*. 2006. Studies on the reactor-compartment enhancing the nitrification property of biologic contact oxidation[J]. *China Environmental Science*, 26(1): 62—66 (in Chinese)
- 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)
- Peng C, Wu G, Xi Y, *et al*. 2003. Isolation and identification of three algae-lysing bacteria and their lytic effects on blue-green algae (Cyanobacteria)[J]. *Research of Environmental Sciences*, 16(1): 37—40 (in Chinese)
- Satoshi O, Hisashi S, Yoshinasa W. 1999. In Situ Analysis of Nitrifying Biofilms as Determined by In Situ Hybridization and the Use of Microelectrodes[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 65(7): 3182—3191
- Takenaka S, Watanabe M F. 1997. Microcystin LR degradation by *Pseudomonas aeruginosa* alkaline protease[J]. *Chemosphere*, 34(4): 749—757
- Wang H, Wang C X, Wu W Z, *et al*. 2003. Persistent organic pollutants in water and surface sediments of Taihu Lake, China and risk assessment[J]. *Chemosphere*, 50: 557—562
- Xu D Y, L X W, Wu M, *et al*. 2006. The Experiment Research of Degradation of Nitrobenzene and Phthalic Acid Esters Paes by Microorganism[J]. *Water Purification Technology*, 25(1): 52—54 (in Chinese)
- Yu X, Zhang X J, Wang Z S. 2002. Biomass examination by lipid-p method for drinking water bio-treatment[J]. *Water & Wastewater Engineering*, 28(5): 1—5 (in Chinese)
- Zhang L J, Yin L H, Pu Y P, *et al*. 2005. Optimization in analysis and sample preparation of microcystins in water with high-performance liquid chromatography[J]. *Journal of Southeast University (Natural Science Edition)*, 35(3): 446—451 (in Chinese)
- Zhao C P, Pu Y P, Yin L H, *et al*. 2005. Isolation and algicidal effect of a lytic *Microcystis* bacterium from Taihu Lake[J]. *Journal of Southeast University (Natural Science Edition)*, 35(4): 602—606 (in Chinese)
- Zhao C P, Pu Y P, Yin L H, *et al*. 2006. Detection of abundance of *Pseudomonas* in environmental samples by real-time quantitative PCR[J]. *Journal of Southeast University (Natural Science Edition)*, 36(1): 143—146 (in Chinese)
- Zhou C S, Yin J. 1996. A method for measurement of TTC-dehydrogenase activity[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 16(4): 400—405 (in Chinese)
- Zhu G C, L X W. 2002. Removal of microcystins by conventional water treatment processes[J]. *Environmental Chemistry*, 21(6): 584—589 (in Chinese)
- Zhu G C, L X W. 2003. Degradation character of microcystin in biofilm reactors with different flow patterns[J]. *China Environmental Science*, 23(3): 267—271 (in Chinese)

中文参考文献:

- 郭吉, 浦跃朴, 尹立红, 等. 2006. 太湖溶藻细菌的分离及评价[J]. *东南大学学报 (自然科学版)*, 36(2): 293—297
- 纪荣平, 吕锡武, 李先宁, 等. 2005a. 三种人工介质对太湖水质的改善效果[J]. *中国给水排水*, 21(6): 4—7
- 纪荣平, 李先宁, 吕锡武, 等. 2005b. 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
- 李先宁, 宋海亮, 吕锡武, 等. 2006. 反应器分区提高生物接触氧化硝化性能的研究[J]. *中国环境科学*, 26(1): 62—66
- 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
- 彭超, 吴刚, 席宇, 等. 2003. 3株溶藻细菌的分离鉴定及其溶藻效应[J]. *环境科学研究*, 16(1): 37—40
- 徐冬英, 吕锡武, 吴敏, 等. 2006. 微生物降解硝基苯、酞酸酯类有机物试验研究[J]. *净水技术*, 25(1): 52—54
- 于鑫, 张晓键, 王占生. 2002. 饮用水生物处理中生物量的脂磷法测定[J]. *给水排水*, 28(5): 1—5
- 张立将, 尹立红, 浦跃朴, 等. 2005. 水中微囊藻毒素高效液相色谱检测与前处理条件优化[J]. *东南大学学报 (自然科学版)*, 35(3): 446—451
- 赵传鹏, 浦跃朴, 尹立红, 等. 2005. 溶微囊藻菌的分离与溶藻作用[J]. *东南大学学报 (自然科学版)*, 35(4): 602—606
- 赵传鹏, 浦跃朴, 尹立红, 等. 2006. 实时荧光定量 PCR法检测环境假单胞菌属细菌丰度[J]. *东南大学学报 (自然科学版)*, 36(1): 143—146
- 周春生, 尹军. 1996. TTC脱氢酶活性检测方法的研究[J]. *环境科学学报*, 16(4): 400—405
- 朱光灿, 吕锡武. 2002. 藻毒素在传统净水工艺中的去除特性[J]. *环境化学*, 21(6): 584—589
- 朱光灿, 吕锡武. 2003. 不同流态生物膜反应器对微囊藻毒素的降解特性[J]. *中国环境科学*, 23(3): 267—271