

# 水库微囊藻毒素-LR 含量与环境因子的相关性研究\*

蔡金榜<sup>1</sup>, 李文奇<sup>2</sup>, 逢 勇<sup>1</sup>, 杨旭光<sup>3</sup>

(1. 河海大学 环境科学与工程学院, 江苏 南京 210098; 2. 中国水利水电科学研究院水环境研究所, 北京 100038; 3. 华中农业大学 资源与环境学院, 湖北 武汉 430070)

**摘要:**对华北地区某水库水体中溶解性微囊藻毒素(extracellular microcystin-LR, EMC-LR)和藻类细胞内微囊藻毒素(intracellular microcystin-LR, IMC-LR)进行了为期 1a 的监测,研究了 EMC-LR 和 IMC-LR 随时间的变化规律。最后,利用 SPSS 软件,分析 EMC-LR 和 IMC-LR 与环境影响因子的相关性。结果表明,1~3 月份和 12 月份,EMC-LR 和 IMC-LR 均未检出,其峰值出现在夏秋季。水库全年实测 EMC-LR 含量为  $0.9412 \pm 1.3379 \mu\text{g/L}$ ,最大值为  $5.6288 \mu\text{g/L}$ ,IMC-LR 含量为  $0.0129 \pm 0.0165 \text{ pg/cell}$ ,最大值为  $0.0833 \text{ pg/cell}$ 。EMC-LR 与高锰酸盐指数、叶绿素 a、藻细胞密度、悬浮物和水温呈显著正相关( $P < 0.001$ ),与 TN、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、TN/TP 和透明度呈显著负相关( $P < 0.001$ ),IMC-LR 与  $\text{NH}_3 - \text{N}$  呈负相关性( $P < 0.05$ ),与 TN/TP 呈现正相关性( $P < 0.05$ )。

**关键词:**水库;微囊藻毒素;环境因子;相关分析

中图分类号:X524 文献标志码:A 文章编号:1006-7329(2007)05-0130-05

## Research on Microcystin-LR in a Reservoir with Relation to Environmental Factors

CAI Jin-bang<sup>1</sup>, LI Wen-qi<sup>2</sup>, PANG Yong<sup>1</sup>, YANG Xu-guang<sup>3</sup>

(1. College of Environmental Science and Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China; 2. Department of Water Environment, China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100038, China; 3. College of Resources and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China)

**Abstract:** The high performance liquid chromatography (HPLC) was used to monitor intracellular microcystin-LR (IMC-LR) and extracellular microcystin-LR (EMC-LR) within one year in a reservoir in the northern part of China. The rules of EMC-LR and IMC-LR changed with time were studied. Finally, the correlations between environmental factors and EMC-LR and IMC-LR were discussed by use of the software of SPSS. The results showed that the concentrations of EMC-LR and IMC-LR were under the limit of the detection in January, February, March and December. The annual tendency of EMC-LR was the same with that of IMC-LR, with peak value in summer and autumn. The concentrations of EMC-LR and IMC-LR were  $0.9412 \pm 1.3379 \mu\text{g/L}$  and  $0.0129 \pm 0.0165 \text{ pg/cell}$ , with a maximum of  $5.6288 \mu\text{g/L}$  and  $0.0833 \text{ pg/cell}$ , respectively. The water temperature, chlorophyll-a, permanganate index, algae cell density and suspended solids had a significant positive correlation with EMC-LR concentration ( $P < 0.001$ ), whereas TN,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ , TN/TP-ratio and secchi-depth showed a significant negative influence ( $P < 0.001$ ). The IMC-LR concentration was negatively correlated with  $\text{NH}_3 - \text{N}$  and positively correlated with TN/TP-ratio ( $P < 0.05$ ), but no significant correlations between environmental factors and IMC-LR was found.

**Keywords:** reservoir; microcystins; environmental factor; correlation analysis

\* 收稿日期:2007-03-10

基金项目:水利部科技创新项目(SCX2002-04);国家自然科学基金项目(50579015)

作者简介:蔡金榜(1976-),男,福建泉州人,博士研究生,主要从事水体富营养化研究。

欢迎访问重庆大学期刊网 <http://qks.cqu.edu.cn>

微囊藻毒素(Microcystins, MCs)是一种在蓝藻水华污染中出现频率最高、产生量最大和造成危害最严重的蓝藻毒素<sup>[5]</sup>。MCs 主要由铜绿微囊藻、节球藻、鱼腥藻、念珠藻和颤藻等产生,是一类具有生物活性的单环七肽毒素,分子量约为 1 000,至今已发现了 60 多种同分异构体,其中研究较多的主要有 3 种类型,分别是 Microcystin-LR、RR 和 YR(L, R, Y 分别代表亮氨酸,精氨酸和酪氨酸)<sup>[2]</sup>,其中 MC-LR 的毒性大于 MC-RR 和 MC-YR<sup>[3]</sup>。

本文对华北地区某水库水体中溶解性微囊藻毒素-LR(extracellular microcystin-LR, EMC-LR)和藻类细胞内微囊藻毒素-LR(intracellular microcystin-LR, IMC-LR)进行为期 1a 的监测,主要研究了它们的全年变化规律及其与环境因子的相关性。

## 1 材料与方法

### 1.1 水库概况

水库位于华北地区,库容  $1.4 \times 10^8 \text{ m}^3$ ,多年平均蓄水  $7\,500 \times 10^4 \text{ m}^3$ ,水面面积  $13 \text{ km}^2$ ,平均水深 5.7 m。近些年来,随着当地工农业经济的发展,地表径流带入水库的营养盐不断增多,导致在夏季蓝藻大爆发,水库富营养化日益严重,影响了水库的饮用水源功能。

### 1.2 采样点布设及样品采集

2005 年,在水库的四周及水库中心共布设 5 个采样点,利用有机玻璃采样器,距离水面 0.5 m、3 m 和 6 m 处分别取水样 2 L,并等体积混合,每月采集 1 次,并根据水华现象严重程度,进行了加密采样,同时现场测定水温 WT、pH、溶解氧 DO 和透明度 SD。

### 1.3 分析及测量方法

1.3.1 常规项目的分析与测量方法 常规项目包括叶绿素 a(Chl-a)、总磷(TP)、正磷酸盐( $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ )、溶解性总磷(DTP)、总氮(TN)、氨氮( $\text{NH}_3 - \text{N}$ )、硝酸盐氮( $\text{NO}_3^- - \text{N}$ )、溶解氧(DO)、pH 值、透明度(SD)、水温(WT)、高锰酸盐指数( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ )、藻细胞浓度(ACD)、悬浮物(SS)等 14 项指标,各监测项目的分析均采用标准方法<sup>[4]</sup>。

1.3.2 MCs 的测定方法 取 1~5 L 水样,经 GF/C 滤膜( $0.45 \mu\text{m}$ )过滤后分为滤膜和滤液,滤膜上的藻类细胞用于测定 IMC-LR 含量,滤液用于测定 EMC-LR 含量。将滤膜在  $-20 \text{ }^\circ\text{C}$  下反复冻融 2~3 次,用剪刀将滤膜剪碎至烧杯中,并加入 100 mL 5% 醋酸溶液,超声 30 min,用显微镜检查细胞是否完全破碎,然后用高速离心机( $4\,000 \text{ r/min}$ )离心 30 min,分

离上清液于  $4 \text{ }^\circ\text{C}$  下避光保存,残渣再按同样方法重复离心 2 次,合并上清液用 GF/C 滤膜( $0.45 \mu\text{m}$ )过滤,滤液待富集。先后分别用 10 mL 甲醇、Millipore 制纯净水 20 mL 冲洗固相萃取柱 SPE(Agilent Accu-BOND II ODS  $\text{C}_{18}$ , 500 mg/6 mL) 2 遍,将滤液以 5 mL/min 流过经活化处理过的 SPE 小柱,使目标提取物吸附于 SPE 柱中。先后分别用 10% 甲醇 10 mL, Millipore 制纯净水 20 mL 冲洗 SPE 柱 2 遍,流速同上。最后,用 80% 甲醇 5 mL 冲洗 SPE 柱,将洗出液收集到 K-D 瓶中,放入  $40 \text{ }^\circ\text{C}$  恒温水浴中,并用纯净氮气吹至浓缩体积为 0.8 mL,最后用甲醇定容至 1 mL,留作 HPLC 分析用。

MCs 检测采用美国安捷伦公司 Agilent HPLC1100 高效液相色谱仪,配备紫外可见光检测器。色谱柱:NOVA-PAK  $\text{C}_{18}$  色谱柱,波长 239 nm,柱温  $40 \text{ }^\circ\text{C}$ ,进样量  $10 \mu\text{L}$ ,流速  $1 \text{ mL/min}$ ,流动相:甲醇:水(磷酸缓冲盐  $\text{pH}=3$ )=50:50。MCs 标准品由日本筑波大学提供。

## 2 结果分析

### 2.1 水库理化指标的变化特征

水库全年实测 TN 浓度为  $0.267 \sim 5.694 \text{ mg/L}$ ,平均含量为  $1.709 \text{ mg/L}$ ; TP 浓度变化为  $0.022 \sim 0.375 \text{ mg/L}$ ,平均含量为  $0.080 \text{ mg/L}$ 。水库水温呈现明显的季节变化,全年水温在  $2.5 \sim 29.0 \text{ }^\circ\text{C}$  范围内,1~4 月份和 12 月份的水温均在  $10 \text{ }^\circ\text{C}$  以下,6~9 月份的水温都在  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  以上。水库氮磷 TN/TP 比值变化范围比较大,最大值出现在 4 月份,高达 124.55,10 月份的 TN/TP 值最小,其平均值仅为 7.61,1~6 月份的 TN/TP 比值均大于 29。水库 pH 值在  $7.31 \sim 9.41$ ,略偏碱性;水体透明度为  $0.26 \sim 1.88 \text{ m}$ ,平均值为  $0.72 \text{ m}$ ;高锰酸盐指数为  $1.66 \sim 21.75 \text{ mg/L}$ ,平均值为  $4.13 \text{ mg/L}$ 。

### 2.2 EMC-LR、IMC-LR 及 Chl-a 的年变化规律

图 1 给出了 Chl-a、EMC-LR 及 IMC-LR 的年变化过程。1~4 月份,水库水温比较低,不适合藻类生长,因此水库水体中 Chl-a 浓度增加缓慢;从 5 月份起,随着水温的升高,Chl-a 浓度开始逐步增加,并在 8 月初达到全年最大值,为  $0.106 \text{ mg/L}$ ;随后 Chl-a 浓度开始迅速下降,从 9 月底又缓慢上升,并在 10 月底达到  $0.065 \text{ mg/L}$  后一直减少到 12 月份的  $0.024 \text{ mg/L}$ 。EMC-LR 全年变化趋势和藻类生长繁殖的变化趋势有相同之处,均表现为夏、秋季高,但是 EMC-LR 含量的峰值比藻类生物量峰值滞后,这是因

为 MCs 是一种内毒素,生理性分泌很少,只有在藻类死亡分解时才会大量释放到水体中。藻类生物量在 8 月初达到峰值后,藻类开始死亡分解并释放 MCs 到水体中,因此水体中 EMC-LR 含量在 8、9 月份比较高,其中最高峰值出现在 9 月中旬,高达  $3.3928 \mu\text{g/L}$ 。9 月中下旬,水库当地连续降雨,大量的暴雨径流通过西河和东河流入水库,对水体中的 EMC-LR 含量起到稀释作用,造成 EMC-LR 含量急剧下降。9 月下旬,水库水温开始逐渐降低,此时水库水温已不是藻类生长的最佳水温,藻类生长速度缓慢并开始大规模死亡,藻类死亡分解时释放 MCs 到水体中,因此水体中 EMC-LR 含量从 9 月底开始逐步升高,并在 10 月份出现第 3 个毒素峰,峰值为  $1.7295 \mu\text{g/L}$ 。1~4 月中旬,IMC-LR 和 EMC-LR 均为检出,IMC-LR 含量全年出现 2 个比较明显的起伏,分别出现在 8 月中旬和 9 月下旬,其峰值分别为  $0.2167 \mu\text{g/L}$  和  $0.3428 \mu\text{g/L}$ ,全年平均值为  $0.0716 \mu\text{g/L}$ 。

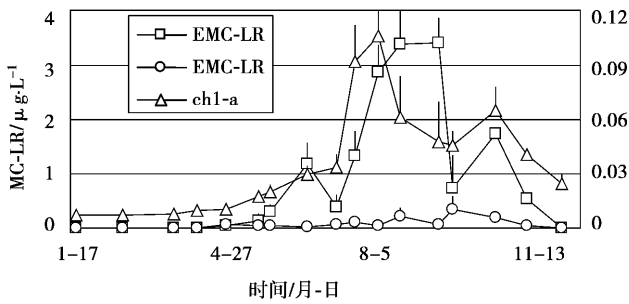


图 1 EMC-LR、IMC-LR 及 Chl-a 的年变化过程

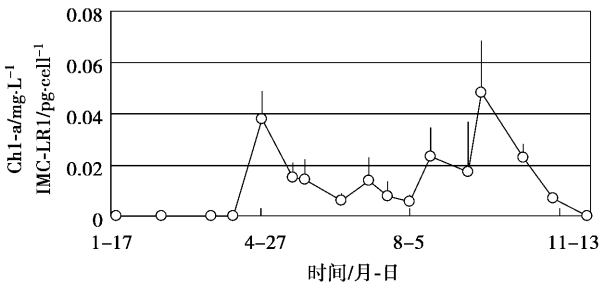


图 2 单位细胞内毒素 IMC-LR1 的年变化过程

为了研究单个藻细胞的产毒素能力,将所测的藻类细胞内毒素含量 IMC-LR 除以藻类细胞浓度,得到单位细胞内毒素含量 IMC-LR1 (pg/cell),其年变化过程如图 2 所示。图 2 表明,4 月下旬~11 月份水库藻类细胞内均有 IMC-LR1 检出,但是单位细胞内毒素 IMC-LR1 含量并不相等,并且全年出现多个起伏,其中 4 月下旬和 9 月下旬的 IMC-LR1 含量相对较高,分别为  $0.0380 \text{ pg/cell}$  和  $0.0484 \text{ pg/cell}$ 。水库全年实

测单位细胞内毒素 IMC-LR1 含量为  $0.0129 \pm 0.0165 \text{ pg/cell}$ ,实测最大值为  $0.0833 \text{ pg/cell}$ 。

### 2.3 MCs 与各环境因素之间的关系

分别将 EMC-LR、IMC-LR 及 IMC-LR1 与 Chl-a、TP 等 15 项环境因子进行线性相关分析,分析结果如表 1 所示。从表中可以看出,EMC-LR 和 IMC-LR 均与  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、Chl-a、ACD、WT 呈显著正相关 ( $P \leq 0.001$ );EMC-LR 和 TN、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  呈显著负相关 ( $P \leq 0.001$ ),IMC-LR 分别和  $\text{NH}_3 - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  呈负相关,IMC-LR1 只与  $\text{NH}_3 - \text{N}$  存在相关性,但是 EMC-LR、IMC-LR、IMC-LR1 和磷的相关性均不明显。

表 1 MCs 与环境因子的相关性分析 (n=85)

	EMC-LR		IMC-LR		IMC-LR1	
	R	P	R	P	R	P
TN	-0.450	<0.001	-0.090	0.480	0.147	0.246
$\text{NH}_3 - \text{N}$	0.075	0.555	-0.300	0.016	-0.311	0.012
$\text{NO}_3^- - \text{N}$	-0.456	<0.001	-0.340	0.008	0.134	0.292
TP	0.114	0.369	0.171	0.177	-0.137	0.282
$\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$	-0.177	0.162	-0.055	0.667	-0.088	0.489
DTP	-0.137	0.281	-0.081	0.525	-0.196	0.121
TN/TP	-0.387	0.002	-0.170	0.180	0.260	0.038
$\text{COD}_{\text{Mn}}$	0.641	<0.001	0.429	<0.001	0.098	0.440
Chl-a	0.533	<0.001	0.410	0.001	-0.048	0.706
ACD	0.565	<0.001	0.438	<0.001	-0.059	0.644
DO	0.056	0.661	-0.260	0.038	-0.200	0.113
SS	0.594	<0.001	0.074	0.562	-0.160	0.206
SD	-0.500	<0.001	-0.284	0.023	0.195	0.122
pH	-0.239	0.057	0.198	0.116	0.062	0.628
WT	0.448	<0.001	0.194	0.125	0.052	0.686

注:R 为相关系数,P 为显著性检验的 P 值。

## 3 讨论

### 3.1 水库水体中 MC-LR 含量与国内其他水体的比较分析

目前,国内已见报道的水体中 MC-LR 含量如表 3 所示<sup>[5,6,7,8,9,10]</sup>。本次调查结果表明,该水库水体中 MC-LR 含量为  $0.9412 \pm 1.3379 \mu\text{g/L}$ ,实测最大值为  $5.6288 \mu\text{g/L}$ ,和表 2 数据比较可知,水库水体 MC-LR 含量处于相对较高的水平,这是由于每年有大量的陆源营养盐进入水库,造成水体中营养盐浓度逐年上升,水体富营养化程度加剧,夏秋季藻类大量生长繁殖,以微囊藻为优势种的有毒蓝藻水华频繁发生,大量的有毒蓝藻死亡分解后会释放毒素到水体中。6~10

月份,水库水体中 MC-LR 含量平均值均超过  $1.0 \mu\text{g/L}$ ,超过了 1998 年 WHO 出版的《饮用水卫生基准》增补版<sup>[11]</sup>和 2001 年我国卫生部颁发的《生活饮

用水卫生规范》<sup>[12]</sup>中推荐的饮用水中 MC-LR 浓度基准值  $1.0 \mu\text{g/L}$ ,由此可见该水库对饮用水安全已构成严重威胁。

表 2 国内不同湖泊水体中 MC-LR 含量 ( $\mu\text{g/L}$ )

	滇池	武汉 莲花湖	武汉 东湖	三峡 库区	淀山湖	太 湖	湖	
年/月	2003/4-12	2002/9-10	2000/10	2004/5.8	2002/6-10	1999/8	1999/10	2000/1
MC-LR	$0.2 \pm 0.26$	1~4	$0.04 \pm 0.01$	$0.07 \sim 0.57$	$0.09 \pm 0.01$	$4.23 \pm 11.73$	$1.26 \pm 2.79$	$0.30 \pm 0.23$

### 3.2 水温对 MCs 的影响

水库水体中 EMC-LR 含量和藻类细胞内 IMC-LR 含量呈现明显的季节性变化,夏秋季含量均比较高,这种季节性变化主要受多种元素影响。Chorus 等认为蓝藻水华的爆发主要受各种不同非生物因素的影响,如水温、光照、pH、营养盐和 DO 等,但是 MC-LR 的产量则同时受生物因素和非生物因素的影响<sup>[13]</sup>。Orr 等发现微囊藻在低温条件下生长缓慢,其低温适应能力比其他藻类弱<sup>[14]</sup>。本次调查表明,EMC-LR 与水温呈显著线性正相关,6~10 月份,水库水温在  $15 \sim 28 \text{ }^\circ\text{C}$  范围内,藻类大量生长繁殖,死亡分解后释放毒素到水体中,因此该时段内水体中 EMC-LR 含量比较高,而 1~4 月中旬和 12 月份,水库水温均低于  $10 \text{ }^\circ\text{C}$ ,水体中 EMC-LR 均未检出。不过分析中发现 IMC-LR、IMC-LR1 与水温的线性关系并不明显,但是 IMC-LR1 与水温之间的非线性关系比较显著,并且呈现一定的变化趋势,当水温在  $15 \sim 25 \text{ }^\circ\text{C}$  时,IMC-LR1 含量比较高,当水温低于  $15 \text{ }^\circ\text{C}$  或高于  $25 \text{ }^\circ\text{C}$  时,IMC-LR1 含量都比较低,这和以往的研究成果比较相似,Codd 等发现细胞内微囊藻毒素 MC-LR 含量高值出现在  $15 \sim 20 \text{ }^\circ\text{C}$  水温范围内,当水温升高到  $30 \text{ }^\circ\text{C}$  以上或下降到  $10 \text{ }^\circ\text{C}$  以下时,细胞内微囊藻毒素 MC-LR 含量非常低<sup>[15]</sup>。

### 3.3 MCs 与磷的相关性分析

目前,关于磷影响 MCs 产生的研究比较多,但是研究结果并不一致。Watanabe 和 Oishi 通过实验发现微囊藻的产毒能力主要受磷控制,并且其细胞内毒素随磷浓度的减少而减少<sup>[16]</sup>。Sivonen 对两株阿氏颤藻的研究表明,当磷浓度在  $0.1 \sim 0.4 \text{ mg/L}$  范围内,MCs 含量随磷浓度的增加而增加,但是更高的磷浓度对促进 MCs 产生的效果不明显<sup>[17]</sup>。相反地,Oh 等认为微囊藻的产毒能力随着磷浓度的降低而增强<sup>[18]</sup>,而 Utkilen 和 Gjolme 认为磷对微囊藻细胞内毒素的产生没有影响<sup>[19]</sup>。在对水库磷与 EMC-LR、IMC-LR、IMC-LR1 进行相关性分析时,未发现其呈现具有统计

意义的相关性,可能是由于水库水体中磷浓度比较高,超出了磷对 MCs 产生的刺激效应范围,这和 Wick 对南非 Hartbeespoort 水库为期 2 年半的调查结果一致,其发现水体中总磷、正磷酸盐含量并未与 MCs 呈现相关关系,主要是它们的含量总是超过浮游植物生长的需要<sup>[20]</sup>。

### 3.4 MCs 与氮的相关性分析

氮是蓝藻生长必需的营养成分之一,对蓝藻的生长和产毒起着一定的作用。本文调查结果表明,水体中 EMC-LR 与  $\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  都呈现显著线性负相关 ( $P < 0.001$ ),与  $\text{NH}_3 - \text{N}$  未呈具有统计意义的相关性,但是单位细胞内毒素 IMC-LR1 仅与  $\text{NH}_3 - \text{N}$  呈显著线性负相关 ( $P = 0.012$ )。Kotak 对 Little Beaver 等 3 个湖泊为期 2 年的调查结果也显示细胞内毒素 MC-LR 与  $\text{NH}_3 - \text{N}$  呈线性负相关<sup>[21]</sup>,这和本文的结果一致。张玮等通过室内试验发现微囊藻的产毒与环境中的  $\text{NH}_3 - \text{N}$  浓度存在紧密联系, $\text{NH}_3 - \text{N}$  浓度小于  $1.83 \text{ mg/L}$  时,随着  $\text{NH}_3 - \text{N}$  浓度升高,毒素产量增大,但是  $\text{NH}_3 - \text{N}$  浓度过大对微囊藻的生长、生理和产毒均有抑制作用<sup>[22]</sup>,这与本文的研究结果不一致,主要是由于自然水体中蓝藻的生长和毒素合成不是仅受某一因素影响,而是多种物理、化学、生物因素共同作用的结果,而且各种产毒藻之间还存在一定的种群差异,所以造成室内试验结果与现场调查结果的不一致。

### 3.5 MCs 与 TN:TP 比值的相关性分析

在对世界各地 17 个典型湖泊调查分析的基础上,Smith 于 1983 年提出“TN:TP rule”,认为当水体中 TN:TP 比值小于 29 时,蓝藻将在浮游植物中占优势,大于 29 时,蓝藻在整个生物量中的比重将下降<sup>[23]</sup>。然而,Canfield 等发现水体中 TN:TP 比值的改变会增加有毒水华爆发的频率和毒素的产量<sup>[24,25]</sup>。本文调查研究表明,EMC-LR 和 TN:TP 比值呈显著负相关,但是 TN:TP 比值和细胞内毒素的相关性不明显,可见,TN:TP 比值对藻类细胞的产毒能力影响很小,它

主要通过影响藻类生物量,从而影响水体中 EMC-LR 含量。在水库水华爆发前期(1~6月),水体中 TN:TP 比值大于 29,水华爆发期间(7~10月),TP 浓度比水华爆发前期高,TN:TP 比值逐步下降并且均小于 29,水华消除后(11~12月),TP 浓度下降,TN 浓度升高,TN:TP 比值也逐步上升,这和 Takamura 在 Kasumigaura 湖的调查结果一致<sup>[26]</sup>。不过关于低 TN:TP 比值究竟是水库水华爆发的结果还是起因的问题需要做进一步研究。

### 参考文献:

- [1] CARMICHAEL W W, WATANABE MF, ET AL. Toxic microcystins and the environment[M]. Boca Raton: CRC Press, 1996.
- [2] DOWSON RD. The toxicity of microcystins[J]. Toxicol, 1998, 36 (7):953-962.
- [3] GUPTA N, PANT SC, VIJAYARAGHAVAN R, ET AL. Comparative toxicity evaluation of cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin variants (LR, RR, YR) in mice[J]. Toxicology, 2003, 188: 285-296.
- [4] 国家环境保护局编辑委员会. 水和废水监测分析方法(第四版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [5] 潘晓洁, 常锋毅, 沈银武, 等. 滇池水体中微囊藻毒素含量变化与环境因子的相关性研究[J]. 湖泊科学, 2006, 18 (6):572-578.
- [6] 郑力, 谢平, 林匡飞, 等. 武汉莲花湖微囊藻毒素含量变化特征及其影响因素的研究[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(6):1 053-1 057.
- [7] 隋海霞, 严卫星, 徐海滨, 等. 武汉东湖微囊藻毒素污染及其在鱼体内的动态研究[J]. 卫生研究, 2004, 33(1): 39-41.
- [8] 许川, 舒为群, 曹佳, 等. 重庆市及三峡库区水体微囊藻毒素污染研究[J]. 中国公共卫生, 2005, 21(9):1 050-1 052.
- [9] 张志红, 赵金明, 蒋颂辉, 等. 淀山湖夏秋季微囊藻毒素-LR 和类毒素-A 分布状况及其影响因素[J]. 卫生研究, 2003, 32(4):316-318.
- [10] 穆丽娜, 陈传炜, 俞顺章, 等. 太湖水体微囊藻毒素含量调查及其处理方法研究[J]. 中国公共卫生, 2000, 16 (9):803-804.
- [11] WHO. Cyanobacterial toxins: Microcystin-LR. WHO Guidelines for Drinking Water Quality, Addendum to Volume 2 [M]. Geneva: World Health Organization, 1998.
- [12] 中华人民共和国卫生部. 生活饮用水水质卫生规范[S]. 2001.
- [13] CHORUS I, BARTRAM J. Toxic cyanobacteria in winter: A guide to their public health consequences, monitoring, and management[M]. E&FN Spon, London, UK, 1999.
- [14] ORR PT, JONES GJ, DOUGLAS GB. Response of cultured *M. aeruginosa* from the Swan River, Australia, to elevated salt concentration and consequences for bloom and toxin management in estuaries [J]. Mar Freshw Res, 2004, 55:277-283.
- [15] CODD GA, POON GK. Cyanobacterial toxins[J]. Proc Phytochem Soc Eur, 1988, 28:283-296.
- [16] WATANABE MF, OISHI S. Effects of environmental factors on toxicity of a cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* under culture conditions[J]. Appl. Environ. Microbiol. 1985, 49:1 342.
- [17] SIVONEN K. Effects of light, temperature, nitrate, orthophosphate and bacteria on growth of and hepatotoxin production by *osillatoria agardhii* strains[J]. Appl. Environ. Microbiol, 1990, 56:2 658-2 666.
- [18] OH HM, LEE SJ, JANG MH, ET AL. Microcystin production of *microcystis aeruginosa*[J]. Appl. Environ. Microbiol, 2000, 66:176-179.
- [19] UTKILEN H, GJOLME N. Iron-stimulated toxin production in *microcystis aeruginosa* in P-limited chemostat [J]. Appl. Environ. Microbiol, 1995, 61:797-800.
- [20] WICKS RJ, THIEL PG. Environmental factors affecting the production of peptide toxin floating scums of the cyanobacterium *microcystis aeruginosa* in a hypertrophic African reservoir[J]. Environmental Science and Technology, 1990, 24:1 413-1 418.
- [21] KOTAK BG, LAM AK, PREPAS EE, ET AL. Variability of the hepatotoxin, microcystin-LR, in hypereutrophic drinking water lakes [J]. J. Phycol, 1995, 31: 248-263.
- [22] 张玮, 林一群, 郭定芳, 等. 不同氮磷浓度对铜绿微囊藻生长、光合及产毒的影响[J]. 水生生物学报, 2006, 30 (3): 318-322.

(下转 138 页)

便求出所需的动力学系数或参数。同时,大大提高了系统模拟的准确性、可靠性。

综上所述,SBR 动力学模型的改进式克服了经典 SBR 动力学反应器的设计和积分反应器动力学的设计的缺点,使间歇反应器中微生物的生长和有机质降解的动态变化规律更加易于操作、计算,对同类型间歇反应器工艺参数的设计及其运行具有直接指导意义和参考价值。

#### 参考文献:

[1] 杨云龙,陈启斌. SBR 工艺的现状与发展[J]. 工业用水与

废水,2002,33(1):45—50

- [2] 杨琦,刘建林等. 序批式活性污泥工艺(SBR 法)设计与运行控制理论探讨[J]. 给水排水,1996,(22):10—11.
- [3] BRAHA, A. et al, Use of Lab Batch Reactors to Model Biokinetics[J]. Wat. Res, 1987, 21(1):73—81.
- [4] 吴婉娥,葛红光. 废水处理新技术第 1 版[M]. 北京:化学工业出版社. 2003.
- [5] 刘永淞. 间歇活性污泥法数学模型分析[J]. 中国给水排水. 1991,7(6):12—16.

(编辑 胡 玲)

(上接第 134 页)

- [23] Smith VH. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton [J]. Science(Wash., D. C. ). 1983, 221:669—671.
- [24] Canfield DE, Philips E, Duarte CM. Factors influencing the abundance of blue-green algae in Florida lakes[J]. Can. J. Fish. Aquat. Sci. . 1989, 46:1232—1237.
- [25] Dowing JA, Watson SB, McCauley E. Predicting cyanobacteria dominance in lakes[J]. Can. J. Fish. Aquat.

Sci. . 2001, 58:1905—1908.

- [26] Takamura N, Otsuki A, Aizaki M, et al. Phytoplankton species shift accompanied by transition from nitrogen dependence to phosphorus dependence of primary production in lake Kasumigaura, Japan[J]. Arch. Hydrobiol. . 1992, 124:129—148.

(编辑 陈 蓉)