

# 水动力扰动方式对富营养化湖泊藻毒素的影响

张宏亮<sup>1</sup> 解孟平<sup>1,2</sup> 田伟<sup>2,3</sup> 汤祥明<sup>2\*</sup>

(<sup>1</sup>安阳师范学院资源环境与旅游学院,河南安阳 455000; <sup>2</sup>中国科学院南京与地理湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室,南京 210008; <sup>3</sup>安徽师范大学环境科学与工程学院,安徽芜湖 241003)

**摘要** 太湖是一个典型的大型浅水湖泊,在季风影响下,常年受风浪扰动影响。为了解风浪扰动对太湖水体中微囊藻释放藻毒素(MC)的影响,于2018年7月采集含有微囊藻水华的太湖原水,在中国科学院太湖湖泊生态系统研究站设置了对照、间歇扰动和持续扰动3种处理方式来进行模拟实验,研究水体中藻毒素的变化,实验共持续19 d。结果表明:3种处理方式下,MC浓度的变化趋势一致,1~13 d呈升高趋势,其后均有不同幅度的下降;对照组MC浓度最低,平均值为 $1.69 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ,显著低于间歇扰动组和持续扰动组( $P < 0.05$ );间歇扰动组和持续扰动组MC均值分别为 $1.81$ 和 $1.86 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ,两者差异不显著;3种处理方式下,单位藻细胞MC含量1~7 d持续减小,且各组间差异不显著( $P > 0.05$ );10~19 d各组均有一个先增加后减小的过程,且组间差异均显著( $P < 0.05$ )。对照组、间歇扰动组和持续扰动组单位藻细胞MC含量均值分别为 $0.55$ 、 $1.20$ 和 $1.98 \mu\text{g} \cdot 10^8 \text{ cells}^{-1}$ ;本实验条件下MC与氮磷等因子显著负相关,与水温、SS、Chla等之间显著正相关。本研究表明,扰动可促进水体中藻毒素浓度及单位藻细胞藻毒素含量的升高。

**关键词** 富营养化; 微囊藻毒素; 扰动; 营养盐; 太湖

**Effects of hydrodynamic disturbance on algal toxins in eutrophic lakes.** ZHANG Hong-liang<sup>1</sup>, XIE Meng-ping<sup>1,2</sup>, TIAN Wei<sup>2,3</sup>, TANG Xiang-ming<sup>2\*</sup> (<sup>1</sup>*School of Resource Environment and Tourism, Anyang Normal University, Anyang 455000, Henan, China*; <sup>2</sup>*State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China*; <sup>3</sup>*School of Environmental Science and Engineering, Anhui Normal University, Wuhu 241003, Anhui, China*).

**Abstract:** Taihu Lake is a typical shallow large lake, which is disturbed by wind wave all the year round due to the monsoon. To understand the effect of disturbance from wind and wave on the release of microcystin (MC) by *Microcystis* spp. in Taihu Lake, water samples containing *Microcystis* bloom were collected in July 2018. Three treatments including control, intermittent disturbance and continuous disturbance were set up at Taihu Laboratory for Lake Ecosystem Research, Chinese Academy of Sciences to investigate the changes of MC during 19 days. Our results showed that the changes of MC concentration under the three treatments were consistent, which increased during 1–13 d and decreased with different margins. The average concentration of MC in control was  $1.69 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ , which is significantly lower ( $P < 0.05$ ) than those in the intermittent ( $1.81 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ) and continuous disturbance group ( $1.86 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ). The differences of MC concentration between the two disturbance groups were not statistically significant. During 1–7 d, the contents of MC per unit decreased in all the three treatments, with no significant differences among them ( $P > 0.05$ ). During 10–19 d, the contents of MC per unit in all treatments increased and then decreased, with significant differences among groups ( $P < 0.05$ ). The average contents of MC per unit in control, intermittent and continuous disturbance groups were

中国科学院前沿科学重点研究项目(QYZDJ-SSW-DQC008)、江苏省水利科技项目(2018001-2)和中国科学院南京地理与湖泊研究所“一三五”项目(NIGLAS2017GH05)及“科创计划”(20184001638)资助。

收稿日期: 2019-08-13; 接受日期: 2019-12-04

\* 通讯作者 E-mail: xmtang@niglas.ac.cn

0.55, 1.20 and 1.98  $\mu\text{g} \cdot 10^8 \text{ cells}^{-1}$ , respectively. Under this experiment condition, the concentration of MC was significantly negatively correlated with nitrogen and phosphorus, and positively correlated with water temperature, SS and Chla. Our results indicated that hydrodynamic disturbance could increase the MC concentration and MC content per unit in lake waters.

**Key words:** eutrophication; microcystin; disturbance; nutrient; Lake Taihu.

地表水污染是全球都在关注的一个重要环境问题,已经对饮用水安全以及经济发展构成了严重威胁(Viji *et al.* 2014)。我国长江中下游地区湖泊富营养化现象较为普遍(马经安等,2002),而社会经济效益驱动下的水利工程建设、旅游开发、经济鱼类的引入等使流域水生态环境不断恶化,加速了湖泊富营养化(吕笑天等,2017)。太湖是我国第三大淡水湖,因受人类大规模活动的影响成为了我国富营养化湖泊中的典型代表(秦伯强等,2007)。

由富营养化导致的蓝藻水华现象是大型浅水湖泊太湖的主要环境特征之一。太湖最近每年的5—10月都会出现以微囊藻为主的蓝藻水华,给环太湖地区的生产和生活造成了极大影响和损失(Chen *et al.* 2003)。研究发现,世界各地有25%~70%的蓝藻水华会产生毒素(Duy *et al.*, 2000; 黄萌, 2006)。水体中藻毒素浓度与藻类生物量有一定关系,并在蓝藻生长对数期有较明显的变化(江敏等, 2014)。微囊藻毒素(MC)是水体中藻毒素的一个重要组分,它是一种具有生物活性的七肽单环肝毒素(Patocka, 1994),能使动物细胞内部分生理或生化反应产生紊乱,肝细胞会受到不同程度的损伤,是较强的肝脏肿的促进剂(Nishiwaki-Matsushima *et al.*, 1992)。人或动物接触或饮用含有MC的水会出现一系列如四肢乏力、呕吐、呼吸频率加快的症状,严重时会导致肝坏死或肝肿大出血甚至死亡(苏雅玲等, 2013)。因此,研究MC的影响因素,具有非常强的现实性意义。

关于MC的影响因子,国内学者做了较多研究。朱光灿等(2004)研究发现,影响MC合成的主要环境因子有光照、pH值、温度和一些营养元素等。骆和东等(2016)认为,总氮和透明度是藻毒素的主要影响因子。陈国永等(2008)认为,磷元素在MC的产生中起到了较为重要的影响,并做出了磷浓度可能是解决微囊藻毒素产生的有效途径的假设。王经洁等(2011)认为,风向、风速以及水量等因素很有可能影响到藻毒素的浓度。

频繁的水动力扰动是太湖作为大型浅水湖泊另

一个明显的特征。由于面积大、水浅,受东亚季风影响,夏季频繁的风浪扰动对太湖生态系统有着重要影响。风浪扰动可促进沉积物中的营养盐向水体释放(颜润润等,2008; 梁培瑜等,2013),加剧太湖富营养水平,并影响蓝藻生长(李冬梅等,2010; 刘玉等,2017; 杨桂军等,2017)。蓝藻的生长状态与藻毒素的产生密切相关,谢利娟(2010)研究认为高强度扰动抑制微囊藻生长的同时也降低了系统毒素浓度,但有关扰动对藻毒素的影响作用目前还十分匮乏。本研究通过室内模拟扰动实验,探讨不同扰动方式对蓝藻藻毒素产生的影响,以期对富营养化湖泊中蓝藻水华和藻毒素研究提供一定的理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验设置与样品采集

实验在中国科学院太湖湖泊生态系统研究站大型水池内进行,为模拟实验。以12只洗净晾干的100 L(桶高度为60 cm)塑料水桶为实验容器,向每只水桶内注入约100 L的太湖原水。在太湖湖边打捞发生水华时的蓝藻,用64  $\mu\text{m}$ 尼龙网浓缩,添加适量藻浆于上述水桶内,混匀后测定水桶中叶绿素a(Chla)浓度,保持各水桶内Chla初始浓度为110  $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右。向水桶中添加氮磷营养盐(分别使用 $\text{NaNO}_3$ 和 $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 进行配制),混匀后保持各水桶内水的TN约11.5  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,TP约0.45  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,模拟近几年来太湖蓝藻水华暴发比较严重的梅梁湾地区的氮磷的平均值(许慧萍等,2014)。水体静置1天后开始实验。在12只水桶的表面水位下10 cm处固定一造浪泵(功率为20 W),使扰动时获得水平方向的波浪,浪高约5 cm。其中对照组3只水桶,间歇扰动组6只水桶,持续扰动组3只水桶。间歇扰动组的扰动时间为上午10:00—13:00以及下午16:00—19:00,每天共扰动6 h。水桶悬挂在有机玻璃房内的大型水池内,实验时间为2018年7月10—29日,实验共持续19 d。考虑到实验放置沉积物会增加系统复杂性和随机性,故没有放沉积物,但添加了足量的营养盐来平衡沉积物

再悬浮问题。

实验开始第 1、4、7、10、13、16、19 d, 每天 08:00 采集约 1 L 水样, 过滤测定理化指标, 并取 1 mL 混合均匀的原水置于 1.5 mL 的离心管中,  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$  冷冻保存, 待分析 MC 含量。

### 1.2 微囊藻毒素浓度检测

MC 采用定量酶联免疫试剂盒法( Beacon Analytical Systems Inc.) 进行检测。该试剂盒可检测微囊藻毒素-LR、微囊藻毒素-RR、微囊藻毒素-YR 等, 且相关值及交叉反映率分别为 100%、87%、48%; 试剂盒检测质量的平均相对标准偏差(RSD) 为 2.25%, 再现性良好, 灵敏度较高; 本实验的标准品浓度范围为  $0\sim 2\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。实验时在微孔板的每个测试孔中注入  $50\text{ }\mu\text{L}$  酶标记物, 再加入  $50\text{ }\mu\text{L}$  标准溶液以及阴性对照品和样品( 冰箱中冷冻后室温解冻的水样), 之后再向每个测试孔中加入  $50\text{ }\mu\text{L}$  抗体溶液, 覆上封口膜, 并快速震荡使孔中的溶液能够混合, 在室温下( $20\sim 25\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) 孵育 30 min, 然后进行洗板( 王经洁 2011)。洗板之后向每个测试孔中再加入  $100\text{ }\mu\text{L}$  底物溶液, 覆上封口膜, 震荡并孵育 30 min。揭开封口膜, 将微孔中的溶液倒入水槽中, 将 1 倍清洗液清洗吸入微孔并完全充满, 对其进行清洗, 震荡后倒掉, 上述清洗过程重复 4 次, 总共进行 5 次洗板, 并尽可能将微孔板中的水在吸水纸上拍干。按照加底物的顺序每个孔中再加入  $100\text{ }\mu\text{L}$  停止液(1N 盐酸), 最后放于酶标仪下读板。相关数据分别在 450、605、650 nm 波长下读出, 选取 450 nm 波长下的数据进行标准曲线绘制以及分析, 标准曲线绘制及结果计算参考文献进行( 毛丽莎等, 2008; 顾丽丽, 2013)。

### 1.3 理化因子的测定分析

水温(T)、溶氧(DO)、pH 等指标用多参数水质检测仪(YSI) 现场测定。其他测定的理化因子包含总氮(TN)、溶解性总氮(TDN)、铵氮( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) 和硝氮( $\text{NO}_3^-\text{-N}$ )、总磷(TP)、溶解性总磷(TDP)、磷酸根( $\text{PO}_4^{3-}$ )、叶绿素 a(Chla) 以及悬浮物质(SS)。其中, 测定 TN、TP 的水样为实验所采集的原水, 而剩余的氮、磷指标使用的水为实验采集的原水经 GF/F 膜过滤后的水,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  分别使用纳氏试剂分光光度法和酚二磺酸分光光度法, Chla 使用热乙醇提取后分光光度法检测( 陈宇炜等, 2006), 剩余指标的测定均参照《水和废水监测分析方法》来进行( 1989)。

### 1.4 数据分析

实验数据通过 Microsoft Excel 2016 录入, 采用 RStudio.3.5.2 软件以及 Origin 2018 分析和作图, 采用 R 软件平台的 Performance Analytics 及 gclus 软件包进行可视化相关分析( Borcard *et al.*, 2018), 并使用非参数 Kruskal-Wallis 秩和检验来分析不同组别之间差异的显著性( $P<0.05$  表示差异显著,  $P<0.01$  表示差异极显著)。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同扰动方式下 MC 浓度及单位藻细胞中 MC 含量的变化

实验伊始, 3 组 MC 浓度分别为  $1.39$ 、 $1.66$ 、 $1.62\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 在 1~4 d 内, 对照组以 12.6% 的增长速度上升, 增速较为明显( 图 1a)。对照组在 4~10 d 里 MC 的浓度起伏较小, 变化较为均匀, 在 13 d 达到峰值  $1.91\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 在 14~19 d 下降到  $1.85\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。间歇扰动组的 MC 浓度在实验前期出现了减小的趋势, 在 4~10 d 持续上升, 在 13 d 达到峰值  $1.94\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 随后呈现缓慢下降趋势。持续扰动组在 1~16 d 中 MC 浓度持续增长, 并在 16 d 达到了峰值  $1.98\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 随后略有下降。整体而言, 实验 19 天内对照组、间歇扰动组以及持续扰动组 MC 的浓度均有不同程度的上升。实验期间持续扰动组和间歇扰动组 MC 的平均浓度均显著高于对照组( $P<0.05$ , 图 1b), 但持续扰动组与间歇扰动组之间没有显著差异( $P=0.119$ )。

实验过程中单位藻细胞中 MC 含量的变化见图 1c。3 种处理方式下, 起始单位藻细胞 MC 含量分别为  $0.64$ 、 $0.87$  和  $1.0\text{ }\mu\text{g}\cdot 10^8\text{ cells}^{-1}$ , 1~7 d 持续减小, 且各组间差异不显著( $P>0.05$ )。10~19 d 各组均有一个先增加后减小的过程, 且组间差异均显著( $P<0.05$ ), 对照组、间歇扰动组和持续扰动组单位藻细胞 MC 含量均值分别为  $0.55$ 、 $1.20$  和  $1.98\text{ }\mu\text{g}\cdot 10^8\text{ cells}^{-1}$ 。3 组单位藻细胞 MC 含量最高值分别为  $0.90$ ( 第 13 天)、 $2.47$ ( 第 13 天) 和  $2.91$ ( 第 16 天)  $\mu\text{g}\cdot 10^8\text{ cells}^{-1}$ 。

### 2.2 不同扰动方式下藻类细胞浓度的变化

实验过程中各处理组藻类细胞浓度变化如图 1d 所示, 实验初始, 对照组、间歇扰动组和持续扰动组的细胞浓度初始值分别为  $1.60$ 、 $2.59$  和  $1.68\times 10^8\text{ cells}\cdot\text{L}^{-1}$ ( 藻浆为手动添加, 具有一定的误差)。在充足的营养盐和光照的刺激下, 3 组中藻细胞浓度

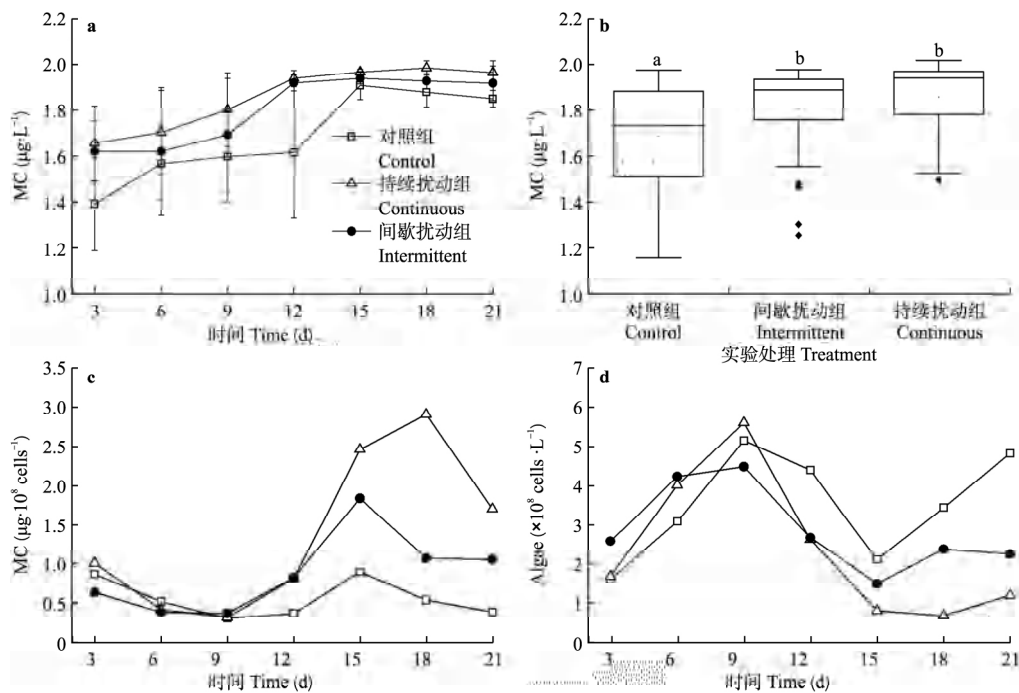


图1 实验过程中藻毒素浓度的变化(a)、不同处理组间藻毒素浓度差异的显著性检测(b)、实验过程中单位藻细胞藻毒素含量的变化(c)以及各处理组中藻类细胞数量的变化(d)

Fig.1 Variations of MC during the experiment (a), the test of significance of MC concentrations among different treatments (b), variations of MC content under same algal cells during the experiment (c) and the changes of algal cells among different treatments (d)

注: 不同小写字母表示组间差异显著 ( $P < 0.05$ )。

Note: Values with different lowercase letters between the groups are significantly different ( $P < 0.05$ ).

都呈现了较为迅速的增长,至实验第7天均达到最高值,分别为 $5.16$ 、 $4.50$ 和 $5.61 \times 10^8 \text{ cells} \cdot \text{L}^{-1}$ 。随着营养盐不断消耗,3组藻类开始大量死亡,在第13天,对照组和间歇扰动组均达到最低值,藻细胞浓度分别为 $2.11$ 和 $1.50 \times 10^8 \text{ cells} \cdot \text{L}^{-1}$ 。而持续扰动组藻细胞浓度在第16天达到最低值,为 $0.68 \times 10^8 \text{ cells} \cdot \text{L}^{-1}$ 。实验后期,3组藻细胞浓度均有上升趋势,但扰动处理的实验组藻细胞浓度均低于不扰动的对照组。统计检验显示,在第1~7天,3组藻类细胞浓度差异不显著 ( $P > 0.05$ ),但在第10~19天,对照组藻类细胞浓度显著高于间歇扰动组 ( $P < 0.05$ )和持续扰动组 ( $P < 0.01$ ),且持续扰动组也显著低于间歇扰动组 ( $P < 0.05$ )。

### 2.3 实验过程中主要理化因子的变化

**氮磷的变化趋势。**实验过程中各理化因子的变化趋势如图2所示,其中N、P等营养元素是微囊藻生长过程中必不可少的元素,而MC又是微囊藻生长中的产物。实验过程中氮浓度总体呈下降趋势, TN分别由最初的 $11.94$ 、 $11.71$ 、 $11.74 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (顺序依次为对照组、间歇扰动组、持续扰动组)下降到实验结束时的 $8.81$ 、 $6.66$ 、 $6.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , TDN和 $\text{NO}_3^-$

N也出现了不同程度的下降,但是 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 浓度呈波动上升趋势,由初始的 $0.20$ 、 $0.17$ 、 $0.19 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 增长到 $0.38$ 、 $0.28$ 、 $0.32 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。总体而言,实验过程中TP、TDN及 $\text{NO}_3^-$ 降低的幅度均是扰动处理组明显高于对照组。TP与TDP的变化趋势基本一致。实验过程中TP由初始的 $0.44$ 、 $0.44$ 、 $0.43 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 下降到实验结束时的 $0.16$ 、 $0.13$ 、 $0.13 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。TP与TDP浓度均在1~10 d急速下降,后期变化幅度平缓。实验后期(13~19 d)对照组TP浓度明显高于两个扰动组(图2)。

**Chla和SS的变化趋势。**3个处理之间的Chla变化显示了不同的趋势(图2),分别由第1天的 $115.9$ 、 $113.0$ 、 $111.4 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 增加到实验结束时的 $251.8$ 、 $178.8$ 、 $327.6 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。期间,Chla浓度在实验期间波动变化,并都在实验的第13天出现了谷值,之后便以不同增速增长。整体来看,持续扰动组Chla浓度明显高于对照组和间歇扰动组。3个处理组中SS浓度整体均呈现增长趋势,分别由起始值 $27.9$ 、 $20.7$ 、 $20.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 增加到实验结束时的 $40.7$ 、 $36.0$ 、 $43.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。实验前期对照组和间歇扰动组的SS浓度均有明显的下降趋势,但在实验的7 d后

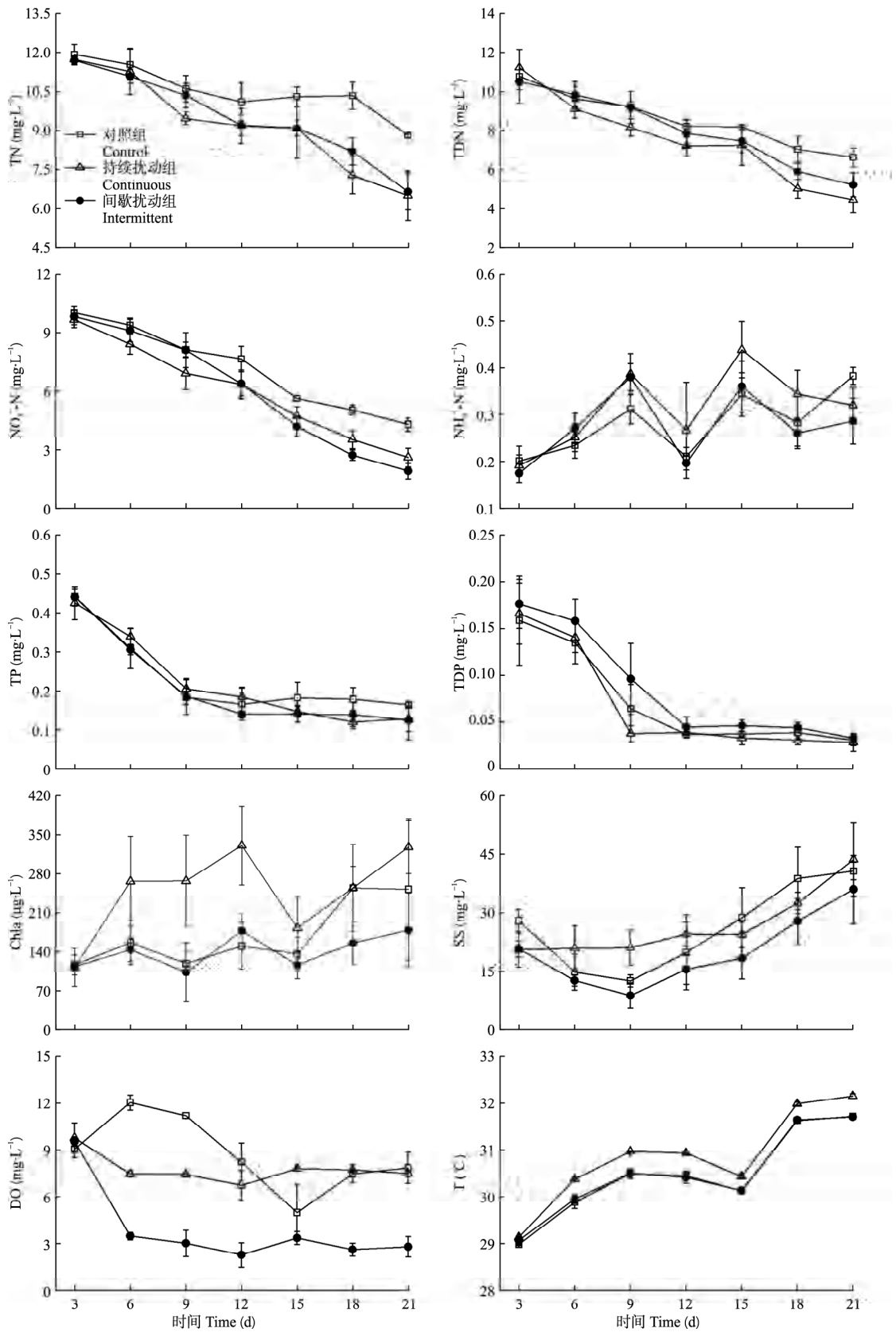


图 2 实验过程中主要理化因子的变化

Fig.2 Trends of the main physical and chemical parameters during the experiment

开始逐渐升高。持续扰动组的 SS 浓度在实验的 1~13 d 里增速较慢,在实验的 13~19 d 增速加快。

溶解氧与水温的变化趋势。3 个处理组 DO 的浓度分别由起始值 9.06、9.53、9.78  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  下降到实验结束时的 7.86、2.79、7.49  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  (图 2)。对照组实验过程中 DO 浓度的变化较为剧烈,实验 1~4 d 时 DO 快速上升;随后水体中 DO 浓度的不断减少,至第 13 天时达到最低值的 4.98  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,然后又迅速回升。持续扰动组 DO 总体变化较小,DO 在第 10 天达到最低值。间歇扰动组的 DO 整体上远低于对照组和持续扰动组,实验 1~4 d 时间歇扰动组水体中 DO 迅速越低至 3.48  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,此后进一步缓慢下降,至第 10 天降至最低值 2.27  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,后期在 3.00  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  左右波动。3 组温度变化具有明显的一致性,实验期间水温的变化幅度整体在 28.2~

32.2  $^{\circ}\text{C}$ 。实验 1~7 d 3 个处理组的水温均呈增长趋势,随后开始下降,至第 13 天降至 30  $^{\circ}\text{C}$  左右,然后又持续升高。整体而言,持续扰动组水温度高于对照组和间歇扰动组。

### 2.4 MC 与各理化因子之间的相关性

MC 与各理化因子的 Spearman 相关性分析结果如图 3 所示。MC 浓度与单位藻细胞 MC 含量显著正相关( $r = 0.6, P < 0.001$ )。MC 浓度与 TN、TDN、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 、TP、TDP 及 DO 均存在显著负相关关系(相关系数  $r$  的范围为 -0.43~-0.75,  $P$  值均  $< 0.001$ ) ,与 WT、Chla、SS 及  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  存在显著正相关关系(相关系数  $r$  的范围为 0.34~0.54,  $P < 0.01$ )。单位藻细胞 MC 含量与 TN、TDN、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$  及 TP 显著负相关关系(相关系数  $r$  的范围为 -0.39~-0.75,  $P$  值均  $< 0.001$ ) ,仅与 SS 呈显著正相关关系( $r = 0.37, P < 0.001$ )。此

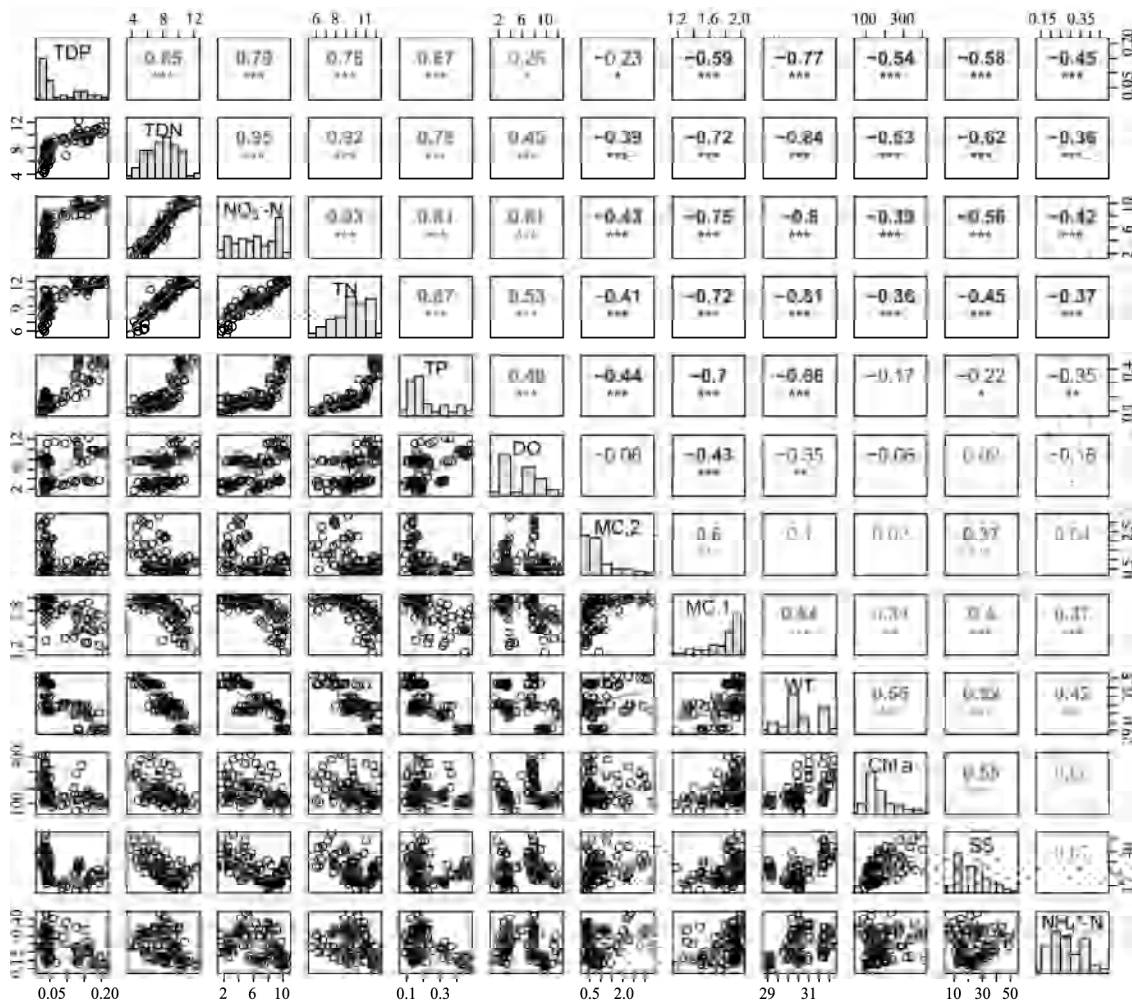


图 3 藻毒素与各理化因子之间的相关性

Fig.3 Correlations between MC and physical and chemical factors

注: MC.1: 微囊藻毒素浓度, MC.2: 单位藻细胞微囊藻毒素含量

Note: MC.1: MC concentration, MC.2: Content of MC in unit algal cells.

外,温度与各种氮、磷元素存在显著的负相关性,与 Chla、SS 及  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  存在正相关关系。

### 3 讨论

#### 3.1 扰动对 MC 的影响

一直以来,水体扰动在浅水湖泊中的作用都备受人们关注。扰动对体系内部的营养盐进行了再分配,使藻细胞生长过程中吸收的营养物质得到了补充,也提高了营养物质的利用率,适度的扰动对藻类的生长具有一定的促进作用(颜润润等,2008;江成,2014)。本实验过程中,不同处理组 MC 均呈现了先升高后下降的趋势,整体高于初始值(图 1a)。从检验结果来看,扰动显著增加了水体中 MC 的浓度(图 1b)。从单位藻细胞 MC 含量来看,扰动对 MC 的影响更加显著(图 1b),且在实验后期持续扰动组单位藻细胞 MC 含量显著高于间歇扰动组( $P < 0.05$ )及对照组( $P < 0.01$ )。本实验表明,扰动及不同扰动方式显著影响富营养化水体中 MC 浓度及单位藻细胞 MC 含量。

本实验中,间歇扰动组和持续扰动组的 MC 浓度在实验 1 d 的浓度要高于对照组,这可能是因为外部施加的扰动对微囊藻细胞产生了刺激作用,引起生理特征的改变(芮政等,2019),促进了 MC 的释放。研究发现,蓝藻暴发后水体中胞内和胞外藻毒素大约各占 50%(Griffiths *et al.*, 2010)。经鉴定,实验起始时蓝藻占比在 93% 以上,对照组 MC 浓度的第二个快速升高期(10~13 d)出现在藻细胞大量死亡的同期(图 1),可能是因为藻类死亡时胞内毒素得以释放,从而使得水体中 MC 浓度快速增加。此外,两个扰动组细胞降低(细胞死亡释放 MC)最明显的时期是第 7~9 天,比对照组要早 3 d 左右。这可能是扰动组 MC 含量在第 7~9 天快速增长的原因之一。综上,扰动可以促使蓝藻细胞生长周期缩短,同时在扰动一定的时间后显著促进单位细胞内 MC 含量增加。

扰动条件在培养的后期显著提高了单位藻细胞的 MC 含量(图 1c)。这可能与实验过程中水体中不同藻类间的竞争及扰动方式有关。许秋瑾等(2004)研究表明,藻类种群竞争可导致微囊藻产毒能力提高。本实验发现,对照组微囊藻占水体中藻类的百分比一直在 90% 以上,而间歇扰动组和持续扰动组微囊藻后期占比分别为 82% 和 66%,明显低于对照组。因此,扰动组后期单位藻细胞的 MC 含

量显著提高的可能与种群竞争有关,微囊藻可能通过向水体释放 MC 以维持其优势地位。此外, $\text{CO}_2$ 浓度的增加也能促进微囊藻胞内毒素含量(高欣,2013)。水体的扰动加速了空气与水体的结合,促使更多的  $\text{CO}_2$  进入水体,加强了藻类的光合作用,所以持续扰动的水体中,Chla 含量高于另外两个处理组。并且持续扰动组的 MC 浓度在 3 个处理组之间较高。

实验前期(1~7 d)扰动对藻类生长产生了一定的促进作用(图 1d),但后期扰动条件下藻类细胞浓度显著低于对照组,说明实验过程中由于藻类生长或系统的反硝化脱氮等过程导致水体内的营养盐不断被消耗,已难以维持大量藻类生存需求的情况下,持续扰动对藻类表现为明显的抑制作用,间歇扰动次之,对照组则无明显的抑制作用。因此,当微囊藻生长受到抑制时,其产毒水平有所升高。扰动通过对藻类的生长环境、种群竞争以及藻类本身的影响进而影响 MC 的产生。

#### 3.2 理化因子对 MC 的影响

##### 3.2.1 氮磷营养盐对 MC 的影响

磷营养盐与藻毒素整体呈现了负相关的关系,这与丁剑楠等(2018)的研究结果相似。氮磷是藻类生长繁殖不可或缺的营养元素,而且 MC 的合成需要大量的氮素,因此水体中氮、磷的污染状况和氮磷比值变化(代丹等,2018)对水华形成的规模和程度以及藻毒素的产生有极其重要的影响(Long *et al.*, 2001; Deschoenmaeker *et al.*, 2017)。TP、TDP、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$  在藻类的生长过程中不断被消耗,浓度不断降低,但  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的浓度却呈现增加的趋势,氮营养盐的消耗对藻毒素的产生有促进作用。有研究表明, $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度比  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  低时,水华微囊藻吸收  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  向  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  转化过程中导致水体  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度增大(周涛等,2013),这与本实验结果类似。此外,藻细胞在新陈代谢的过程中会向水体释放  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (刘玉,2018)。

磷元素在藻类生长中也发挥着不可替代的作用,研究发现,磷浓度的增加对微囊藻毒素有促进作用(Ge *et al.*, 2007)或抑制作用(Bader *et al.*, 2007)。本实验更倾向于后者的说法,TP 与 TDP 对藻毒素的影响有较强的一致性,TP 浓度和 TDP 浓度分别在  $0.12 \sim 0.18 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  和  $0.03 \sim 0.13 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  范围时,对 MC 浓度的影响最为显著,高浓度的磷反而不利于微囊藻产毒。实验中营养盐虽为人工配置,但

是在一次性添加且实验时间较长的前提下,后续基于藻类生长过程中营养的变化规律及其与MC的关系有一定的实际意义。

**3.2.2 水温、Chla及DO等对MC的影响** 产毒蓝藻在达到一定的条件之后会产生MC(Kurmayer *et al.* 2002),蓝藻是太湖中的优势藻类,Chla又可以在某种程度上反映蓝藻的生物量(Gurbuz *et al.*, 2009)。水温与Chla及MC浓度显著正相关(图3)。总体上看,随着水温的升高,藻类生长速度加快,生物量累积,Chla含量也相应增加,MC浓度也随之增加,这与前人研究一致(Harke *et al.* 2016; Tang *et al.* 2018)。基于此,本实验中持续扰动组由于扰动导致的水温略高于其他两个实验组,也可能是其MC浓度和单位藻细胞MC含量高于其他两个组的原因之一。从Chla变化可以看出,第13天时Chla均处于最低值,然而MC却最高(图2),这可能与藻细胞死亡裂解释放出的MC有关(宋立荣等, 2009; 杨希存等, 2009)。此外,Chla在与MC的响应关系中有一定的滞后性(杨旭光等, 2007),水体中的MC多是由于微囊藻细胞死亡破裂后,其产生的毒素溶于水,在这个过程中,会有部分微生物对MC产生一定程度的降解(余国忠等, 2003)。本实验结果证实了上述研究,不同处理组的MC峰值均位于叶绿素峰值之后(图1)。

实验过程中3组DO的变化趋势明显不同(图2)。持续扰动组DO总体变化较小,在不停扰动的情况下,上下水体交换频繁,因此,该处理组的DO含量相对稳定。对照组水体中的DO主要通过表层水体的自然扩散进行的,在第1~4天时,DO有一明显升高过程,可能与实验初期静水环境下表层水体中藻类的快速增殖释放O<sub>2</sub>有关。而扰动组由于扰动的存在,藻类从太湖移入实验水桶中的适应期比对照组需要更多的时间。对照组4~13d期间DO的快速下降可能是由于此阶段表层水体几乎被藻类覆盖,导致大气中O<sub>2</sub>的扩散减小。间歇扰动组只在白天扰动6h,采样时间是在其经历了夜晚长时间的静置后进行的,藻类在夜间的呼吸作用、衰亡分解等所消耗的O<sub>2</sub>可能比对照组多,因此间歇扰动组DO含量低于持续扰动组和对照组。需要说明的是,DO检测时是在08:00时,此时藻类光合作用尚不明显,随着白天光照的增加,间歇扰动组水体中DO含量也迅速增高。相关性分析表明,DO与水体中MC浓度显著负相关,但是与单位藻细胞MC含量无显著

关系(图3)。本实验过程中对照组虽然没有扰动,但DO含量一直较高,说明并不缺氧,而间歇性扰动反而降低了水体中的DO(图2)。目前湖泊蓝藻水华治理过程中主要采用曝气增氧的方式,充气泵搅动的方式进行曝气确实有助于水体增氧,增氧的目的主要是防止藻类大量堆积时由于腐烂分解消耗大量氧气,造成水体缺氧,严重时可能造成黑水团事件,对湖泊生态系统健康或饮用水安全造成重大影响。本实验表明,在水体中蓝藻浓度未达到过高引起腐烂分解的情况下,水体并不一定缺氧,此时如果进行水力扰动可能进入水体中CO<sub>2</sub>的量更多,对藻类生长和藻类种群结构也产生了重要影响,其综合作用增加了水体藻毒素的产生。因此,在蓝藻实际治理过程中采用搅动曝气增氧的方式,尚需进一步评估其生态毒理及环境效应。

#### 4 结 论

水力扰动对富营养化湖泊水体藻毒素的产生有显著促进作用,MC浓度及单位藻细胞MC含量均是持续扰动组最高,间歇扰动组次之,并且均显著高于不扰动的对照组。

实验条件下,不同处理间MC浓度及单位藻细胞MC含量随时间的变化趋势相似,且MC浓度及单位藻细胞MC含量与氮磷营养盐浓度显著负相关;MC浓度与水温、SS及Chla显著正相关。

致 谢 感谢太湖湖泊生态系统研究站薛静琛、胡洋、邵克强、孙敦平在实验过程及理化数据测试分析中的帮助,以及两位审稿专家提出的宝贵意见。

#### 参考文献

- 陈国永,杨振波,马 昱,等. 2008. 实验条件下氮、磷对微囊藻毒素产生的影响. 卫生研究, 37(2): 147-150. [Chen GY, Yang ZB, Ma Y, *et al.* 2008. Effect of nitrogen and phosphorous on the production of microcystin under laboratory conditions. *Journal of Hygiene Research*, 37(2): 147-150.]
- 陈宇炜,陈开宁,胡耀辉. 2006. 浮游植物叶绿素a测定的“热乙醇法”及其测定误差的探讨. 湖泊科学, 18(5): 550-552. [Chen YW, Chen KN, Hu YH. 2006. Discussion on possible error for phytoplankton chlorophyll-a concentration analysis using hot-ethanol extraction method. *Journal of Lake Sciences*, 18(5): 550-552.]
- 代 丹,李小菠,胡小贞,等. 2018. 白马湖水污染特征及其成因分析. 长江流域资源与环境, 27(6): 1287-1297.



- [Dai D, Li XB, Hu XZ, et al. 2018. Characteristics and causes of water pollution in the Baima Lake, China. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, **27**(6): 1287–1297.]
- 丁剑楠, 张闪闪, 武旭跃, 等. 2018. 太湖贡湖湾水体中微囊藻毒素的时空分布及健康风险评估. *生态环境学报*, **27**(11): 2095–2101. [Ding JN, Zhang SS, Wu XY, et al. 2018. Spatial and temporal distribution and health risk assessment of microcystins in water of Gonghu Bay, Taihu Lake. *Ecology and Environmental Sciences*, **27**(11): 2095–2101.]
- 高欣. 2013. CO<sub>2</sub>浓度升高和温度升高对铜绿微囊藻产毒量以及微囊藻毒素合成酶基因转录的影响(硕士学位论文). 武汉: 华中师范大学. [Gao X. 2013. Effect of elevated CO<sub>2</sub> and Temperature on the Toxicogenicity and the Transcription of Microcystin Biosynthesis Gene of *Microcystis aeruginosa* (Master Degree Dissertation). Wuhan: Central China Normal University.]
- 顾丽丽. 2013. ELISA 试剂盒法测定水中 LR 型微囊藻毒素. 化学分析计量, **22**(1): 97–99. [Gu LL. 2013. Determination of Microcystin-LR in water by ELISA kit. *Chemical Analysis and Meterage*, **22**(1): 97–99.]
- 黄萌. 2006. 富营养化对水生生态系统的污染生态效应. 科技情报开发与经济, **16**(20): 137–138. [Huang M. 2006. The pollutional ecological effect of autrophication on the aquatic ecosystem. *Sci-Tech Information Development & Economy*, **16**(20): 137–138.]
- 江成. 2014. 水体扰动对藻生长机制与 QCS 水库富营养化控制的影响研究(硕士学位论文). 上海: 上海交通大学. [Jiang C. 2014. Effect of Water Turbulence on the Algal Growth Mechanism and Eutrophication Control in QCS Reservoir (Master thesis). Shanghai: Shanghai Jiao Tong University.]
- 江敏, 王婧, 许慧. 2014. 蓝藻毒素去除方法研究进展. *生态学杂志*, **33**(12): 3455–3462. [Jiang M, Wang J, Xu H. 2014. Research progress on the methods of cyanobacterial toxin removal. *Chinese Journal of Ecology*, **33**(12): 3455–3462.]
- 李冬梅, 高永利, 田甜, 等. 2010. 水体扰动对多种赤潮藻生长的影响. *热带海洋学*, **29**(6): 65–70. [Li DM, Gao YL, Tian T, et al. 2010. Effects of turbulence on phytoplankton: Species differences. *Journal of Tropical Oceanography*, **29**(6): 65–70.]
- 梁培瑜, 王炬, 马芳冰. 2013. 水动力条件对水体富营养化的影响. *湖泊科学*, **25**(4): 455–462. [Liang PY, Wang H, Ma FB. 2013. Effect of hydrodynamic conditions on water eutrophication: A review. *Journal of Lake Sciences*, **25**(4): 455–462.]
- 刘玉, 杨桂军, 韩丽华, 等. 2017. 扰动强度对太湖水华微囊藻群体大小的影响. *生态环境学*, **26**(11): 1961–1968. [Liu Y, Yang GJ, Han LH, et al. 2017. Effects of different disturbance intensity on the colony size of *Microcystis flos-aquae* in Lake Taihu. *Ecology and Environmental Sciences*, **26**(11): 1961–1968.]
- 刘玉. 2018. 扰动对群体微囊藻营养吸收的影响及其生物学响应研究(硕士学位论文). 无锡: 江南大学. [Liu Y. 2018. Study on Effect of Disturbance to Colonial *Microcystis* on Nutrient Absorption and Its Biological Response (Master thesis). Wuxi: Jiangnan University.]
- 骆和东, 谢钦铭, 洪华荣, 等. 2016. 厦门汀溪水库微囊藻毒素含量变化与环境因子的关系. *环境卫生学杂志*, **6**(1): 11–15. [Luo HD, Xie QM, Hong RH, et al. 2016. Correlation between microcystin content variation and environment factors in Tingxi Reservoir, Xiamen. *Journal of Environmental Hygiene*, **6**(1): 11–15.]
- 吕笑天, 吕永龙, 宋帅, 等. 2017. 气候变化与人类活动双重驱动的冷水湖泊富营养化. *生态学报*, **37**(22): 7375–7386. [Lü XT, Lü YL, Song S, et al. 2017. Eutrophication in cold-water lakes driven by combined effects of climate change and human activities. *Acta Ecological Sinica*, **37**(22): 7375–7386.]
- 马经安, 李红清. 2002. 浅谈国内外江河湖库水体富营养化状况. *长江流域资源与环境*, **11**(6): 575–578. [Ma JA, Li HQ. 2002. Preliminary discussion on eutrophication status of lakes reservoirs and rivers in China and overseas. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, **11**(6): 575–578.]
- 毛丽莎, 陈慧玲, 李瑞园, 等. 2008. 水中微囊藻毒素的定量酶联免疫法研究. *职业与健康*, **24**(24): 2666–2667. [Mao LS, Chen HL, Li RY, et al. 2008. Detection of microcystins in water with ELISA. *Occupation and Health*, **24**(24): 2666–2667.]
- 秦伯强, 王小冬, 汤祥明, 等. 2007. 太湖富营养化与蓝藻水华引起的饮用水危机——原因与对策. *地球科学进展*, **22**(9): 896–906. [Qin BQ, Wang XD, Tang XM, et al. 2007. Drinking water crisis caused by eutrophication and Cyanobacterial Bloom in Lake Taihu: Cause and measurement. *Advances in Earth Science*, **22**(9): 896–906.]
- 芮政, 杨桂军, 刘玉, 等. 2019. 扰动方式对水华微囊藻 (*Microcystis flos-aquae*) 群体大小的影响. *湖泊科学*, **31**(2): 355–364. [Rui Z, Yang GJ, Liu Y, et al. 2019. Effects of disturbance modes on the size of *Microcystis flos-aquae* colonies. *Journal of Lake Sciences*, **31**(2): 355–364.]
- 水和废水监测分析方法编委会. 1998. 水和废水监测分析方法. 北京: 中国环境科学出版社. [Water and Wastewater Monitoring and Analysis Methodology Editorial Board. 1998. Water and wastewater monitoring and analysis meth-

- ods. Beijing: China Environmental Science Press.]
- 宋立荣, 陈伟. 2009. 水华蓝藻产毒的生物学机制及毒素的环境归趋研究进展. *湖泊科学*, **21**(6): 749–757. [Song LR, Chen W. 2009. Production of microcystins in bloom-forming cyanobacteria and their environmental fates: A review. *Journal of Lake Sciences*, **21**(6): 749–757.]
- 苏雅玲, 邓一荣. 2013. 富营养化湖泊中微囊藻毒素及其控制去除技术. *环境科学与技术*, **36**(6): 62–66. [Su YL, Deng YR. 2013. Microcystins in eutrophic lakes and their controlling and removing methods. *Environmental Science & Technology*, **36**(6): 62–66.]
- 王经洁. 2011. 环境因子对微囊藻胞外多糖以及藻毒素分泌的影响研究(硕士学位论文). 南京: 南京大学. [Wang JJ. 2011. Study on the Factors Affecting the Exudation of Extracellular Polysaccharides and Microcystins by *Microcystis aeruginosa* (Master thesis). Nanjing: Nanjing University.]
- 王经结, 杨佳, 鲜敏鸣, 等. 2011. 太湖微囊藻毒素时空分布特征及与环境因子的关系. *湖泊科学*, **23**(4): 513–519. [Wang JJ, Yang J, Xian QM, et al. 2011. Characteristic of microcystin distributions and its relationships with environmental factors in Lake Taihu. *Journal of Lake Sciences*, **23**(4): 513–519.]
- 谢利娟. 2010. 环境因子对太湖两种微囊藻生长及产毒的影响(硕士学位论文). 无锡: 江南大学. [Xie LJ. 2010. The Effects of Environmental Factors on Growth and Microcystins Production of Two *Microcystis* strain in Taihu Lake (Master thesis). Wuxi: Jiangnan University.]
- 许慧萍, 杨桂军, 周健, 等. 2014. 氮、磷浓度对太湖水华微囊藻(*Microcystis flos-aquae*) 群体生长的影响. *湖泊科学*, **26**(2): 213–220. [Xu HP, Yang GJ, Zhou J, et al. 2014. Effect of nitrogen and phosphorus concentration on colony growth of *Microcystis flos-aquae* in Lake Taihu. *Journal of Lake Sciences*, **26**(2): 213–220.]
- 许秋瑾, 高光, 陈伟民. 2004. 从种群竞争的角度初步研究微囊藻的产毒机理. *生物学杂志*, **21**(1): 17–19. [Xu QJ, Gao G, Chen WM. 2004. Studies on microcystin from population competition aspect. *Journal of Biology*, **21**(1): 17–19.]
- 颜润润, 逢勇, 陈晓峰, 等. 2008. 不同风等级扰动对贫营养下铜绿微囊藻生长的影响. *环境科学*, **29**(10): 2749–2753. [Yan RR, Feng Y, Chen XF, et al. 2008. Effect of disturbance on growth of *microcystis aeruginosa* in different nutrient levels. *Environmental Science*, **29**(10): 2749–2753.]
- 杨桂军, 钟春妮, 秦伯强, 等. 2017. 野外模拟扰动对太湖微囊藻群体大小的影响. *湖泊科学*, **29**(2): 363–368. [Yang GJ, Zhong CN, Qin BQ, et al. 2017. Effects of in situ simulative mixing on colony size of *Microcystis* in Lake Taihu. *Journal of Lake Sciences*, **29**(2): 363–368.]
- 杨希存, 王素凤, 鄂学礼, 等. 2009. 洋河水库微囊藻毒素含量与水污染指标的相关性研究. *环境与健康杂志*, **26**(2): 137–138. [Yang XC, Wang SF, E XL, et al. 2009. Correlation between microcystin and water pollution indexes of Yanghe Reservoir, Qinhuangdao. *Journal of Environment and Health*, **26**(2): 137–138.]
- 杨旭光, 李文奇, 周怀东, 等. 2007. 河北 YH 水库不同季节中微囊藻毒素-LR 与 N、P 之间的关系. *湖泊科学*, **19**(2): 131–138. [Yang XG, Li WQ, Zhou HD, et al. 2007. Relationship between microcystin-LR and N, P of water column in different seasons from a reservoir of Hebei Province. *Journal of Lake Sciences*, **19**(2): 131–138.]
- 余国忠, 赵淑玲, 栗印环, 等. 2003. 水中藻毒素降解的影响因素及其净水工艺控制. *信阳师范学院学报: 自然科学版*, **16**(1): 85–89. [Yu GZ, Zhao SL, Li YH, et al. 2003. Factors affecting degradation of algal toxins and its control by the drinking water treatment processes. *Journal of Xinyang Normal University: Natural Science Edition*, **16**(1): 85–89.]
- 周涛, 李正魁, 冯露露. 2013. 氨氮和硝氮在太湖水华自维持中的不同作用. *中国环境科学*, **33**(2): 305–311. [Zhou T, Li ZK, Feng LL. 2013. The different roles of ammonium and nitrate in the bloom self-maintenance of Lake Taihu. *China Environmental Science*, **33**(2): 305–311.]
- 朱光灿, 吕锡武, 王超. 2003. 微囊藻毒素的产生及其影响因素. *污染防治技术*, **16**(4): 132–136. [Zhu GC, Lü XW, Wang C. 2003. Production of microcystins and its effect factors. *Pollution Control Technology*, **16**(4): 132–136.]
- Bader M, Zimmer H, Triebig G. 2007. Urinary pentachlorophenol in painters and bricklayers in a four-years time interval after the PCP prohibition ordinance in Germany. *Industrial Health*, **45**: 338–342.
- Borcard D, Gillet F, Legendre P. 2018. Numerical Ecology with R. Second edition, New York: Springer.
- Chen Y, Qin B, Teubner K, et al. 2003. Long-term dynamics of phytoplankton assemblages: *Microcystis*-domination in Lake Taihu, a large shallow lake in China. *Journal of Plankton Research*, **25**: 445–453.
- Deschoenmaecker F, Bayonvicente G, Sachdeva N, et al. 2017. Impact of different nitrogen sources on the growth of *Arthrospira* sp. PCC 8005 under batch and continuous cultivation—A biochemical, transcriptomic and proteomic profile. *Biore-source Technology*, **237**: 78–88.
- Duy TN, Lam PK, Shaw GR, et al. 2000. Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. *Reviews of Environmental Contamination & Toxicology*, **163**: 113–186.

- Ge J , Pan J , Fei Z , *et al.* 2007. Concentrations of pentachlorophenol ( PCP ) in fish and shrimp in Jiangsu Province , China. *Chemosphere* , **69**: 164–169.
- G.Sr Griffith DJ , Saker ML. 2010. The Palm Island mystery disease 20 years on: A review of research on the cyanotoxin cylindrospermopsin. *Environmental Toxicology* , **18**: 78–93.
- Gurbuz F , Metcalf JS , Karahan AG , *et al.* 2009. Analysis of dissolved microcystins in surface water samples from Kovada Lake , Turkey. *Science of the Total Environment* , **407**: 4038–4046.
- Harke MJ , Steffen MM , Gobler CJ , *et al.* 2016. A review of the global ecology , genomics , and biogeography of the toxic cyanobacterium , *Microcystis* spp. *Harmful Algae* , **54**: 4–20.
- Kurmayer R , Dittmann E , Fastner J , *et al.* 2002. Diversity of microcystin genes within a population of the toxic Cyanobacterium *Microcystis* spp. in Lake Wannsee ( Berlin , Germany) . *Microbial Ecology* , **43**: 107–118.
- Long BM , Jones GJ , Orr PT. 2001. Cellular microcystin content in N-limited *Microcystis aeruginosa* can be predicted from growth rate. *Applied & Environmental Microbiology* , **67**: 278–283.
- Nishiwaki-matsushima R , Ohta T , Nishiwaki S , *et al.* 1992. Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. *Journal of Cancer Research and Clinical Oncology* , **118**: 420–424.
- Patocka J 1994. The toxins of Cyanobacteria. *Scientific American* , **270**: 78–86.
- Tang X , Krausfeldt LE , Shao K , *et al.* 2018. Seasonal gene expression and the ecophysiological implications of toxic *Microcystis aeruginosa* blooms in Lake Taihu. *Environmental Science & Technology* , **52**: 11049–11059.
- Viji J , Priyanka J , Manish R , *et al.* 2014. Assessment of deterioration in water quality from source to household storage in semi-urban settings of developing countries. *Environmental Monitoring & Assessment* , **186**: 725–734.

---

作者简介 张宏亮 男 ,1970 年生 博士 ,主要研究方向为湖泊环境。E-mail: phytolith@ 163.com

责任编辑 李凤芹

---