

doi: 10.12131/20180178

曝气对蓝藻门微囊藻属水华形成过程的影响

王小冬¹, 刘兴国¹, 顾兆俊¹, 曾宪磊¹, 李月¹, 魏布^{1,2}

(1. 中国水产科学研究院渔业机械仪器研究所, 上海 200092; 2. 上海海洋大学水产与生命学院, 上海 201306)

摘要: 为研究曝气是否会促进池塘蓝藻门微囊藻属 (*Microcystis*) 水华的发生, 于夏季在温室内用玻璃缸进行了实验。实验设 1 个处理组和 1 个对照组, 均不添加沉积物, 各组 3 个重复。对照组不曝气, 处理组进行水产养殖池塘中常见强度的曝气, 对照组和处理组均添加 2 次相同的无机氮 (N)、磷 (P) 营养盐。初始时浮游植物以绿藻为优势, 随后对照组和处理组中均逐渐形成微囊藻属优势, 其在实验后期成为优势最大的种类 (平均湿质量浓度为 36.28~75.81 mg·L⁻¹)。对照组的溶解氧质量浓度显著高于处理组 ($P<0.05$), 叶绿素 *a*、浮游植物总湿质量浓度、蓝藻湿质量浓度、绿藻湿质量浓度、微囊藻占藻类总湿质量的比例以及浮游动物等均无显著差异 ($P>0.05$)。表明曝气对浮游植物由绿藻门优势向微囊藻优势的转变, 即微囊藻水华的形成过程无直接影响; 曝气是否存在均可以形成微囊藻优势; 曝气主要改变了微囊藻在水中的分布。

关键词: 曝气; 微囊藻水华; 蓝藻; 绿藻; 养殖池塘; 富营养

中图分类号: S 913

文献标志码: A

文章编号: 2095 - 0780 - (2019) 02 - 0029 - 09

Effect of aeration on formation of cyanobacterial (*Microcystis* spp.) blooms

WANG Xiaodong¹, LIU Xingguo¹, GU Zhaojun¹, ZENG Xianlei¹, LI Yue¹, WEI Bu^{1,2}

(1. Fishery Machinery and Instrument Research Institute, Chinese Academy of Fisheries Sciences, Shanghai 200092, China;

2. College of Fisheries and Life Science, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China)

Abstract: In order to study whether aeration will promote the occurrence of cyanobacterial (*Microcystis* spp.) blooms in aquaculture ponds, we conducted an experiment (a treatment group and a control group) in a greenhouse during summer, without sediment addition and three replicates of glass tanks. The control group was not aerated, but the treatment group was aerated with common aeration intensity for aquaculture ponds. Inorganic nitrogen and phosphorus nutrients were added to both the control and the treatment groups twice. The initial phytoplankton was dominated by green algae, then *Microcystis* gradually appeared in both two groups, and then became the most dominant species at later stage of the experiment (average wet mass of 36.28~75.81 mg·L⁻¹). The dissolved oxygen mass concentration in the control was significantly higher than that in the treatment ($P<0.05$); however, there was no significant difference between both groups ($P>0.05$), including chlorophyll *a*, total algal wet mass, cyanobacteria wet mass, green algae wet mass, proportion of *Microcystis* to the total wet mass, as well as zooplankton contents. It is indicated that aeration disturbance in aquaculture ponds has no direct influence on the occurrence of *Microcystis* dominance, which can appear either at the presence or absence of aeration disturbance, and the aeration disturbance mainly changes the position of *Microcystis* colonies in the water column.

Key words: aeration; *Microcystis* bloom; cyanobacteria; green algae; aquaculture pond; eutrophication

收稿日期: 2018-08-13; 修回日期: 2018-10-08

资助项目: 国家自然科学基金项目 (41401580); 中国水产科学研究院基本科研业务费项目 (2017GH10); 国家科技基础条件平台——水产种质资源平台 (2018DKA30470)

作者简介: 王小冬 (1981—), 女, 博士, 副研究员, 从事池塘生态与工程研究。E-mail: wangxd1201@163.com

蓝藻水华易在富营养湖泊中暴发^[1-5]。蓝藻门微囊藻属 (*Microcystis*) 水华的形成受多种因素影响^[1-5], 如生物因素^[2]、化学因素^[2]和物理因素^[4]等, 使蓝藻水华形成的确切条件难以被完全界定。目前普遍认为水化学因素 (尤其是营养盐) 是蓝藻水华形成的重要原因^[2,5], 但关于扰动的影响则有不同观点^[6-10]。有研究者^[9-12]认为扰动对蓝藻水华的发生有直接或间接的促进作用, 而其他研究^[6-7,13]则认为扰动在一定程度上能控制蓝藻水华的强度。

目前, 蓝藻水华在中国的水产养殖池塘中普遍存在^[14-15]。随着水产养殖密度和投饵增加, 机械增氧对水产养殖至关重要, 而曝气是水产养殖池塘中应用较多的一种增氧扰动方式; 同时, 养殖池塘中也广泛出现微囊藻水华, 因此, 增氧扰动有可能促进池塘蓝藻水华的发生。关于扰动对蓝藻水华发生的影响研究主要针对湖泊进行, 很少针对养殖池塘。在大型浅水湖泊中风浪较大, 因富营养而容易出现蓝藻水华, 如我国的太湖^[10]。风浪引起的扰动可以通过影响营养盐的供应而对蓝藻水华起作用^[16-17], 然而营养盐供应、底质悬浮和扰动本身的作用是混杂在一起的。已有研究要么在水体原位进行^[6,9-12,16], 其中混杂了营养盐供应、底质悬浮等因素; 要么研究扰动对室内纯种藻之间竞争的影响^[8,18], 但尚未见在无沉积物干扰情况下, 从天然微囊藻水华形成过程, 尤其是微囊藻与绿藻竞争过程来探讨扰动本身影响的研究。

本实验由初始没有蓝藻水华、以绿藻为优势的水源, 在相应条件下实现微囊藻优势即微囊藻水华的形成, 不同于一般采用纯种藻类进行的实验, 也不同于浅水湖泊的原位观测实验; 扰动的方式采用类似于养殖池塘机械增氧的曝气方式, 以期探究曝气扰动对蓝藻水华形成的影响。此外, 虽有研究表明, 将藻类丰富但还未出现蓝藻水华的富营养水源引入玻璃容器中后, 在一定条件下添加适量的无机氮 (N)、磷 (P) 营养盐可促成蓝藻门微囊藻属水华的形成^[2,19], 但这些实验并未考虑水动力因素。本实验研究了没有沉积物影响, 且添加无机氮、磷营养盐时曝气对浮游植物由绿藻优势向微囊藻优势转变的影响, 为后续相关研究提供了有益参考。

1 材料与方法

1.1 实验设计

实验于 2015 年 7 月 16 日至 8 月 3 日在玻璃温

室中进行。实验容器为 60 cm×35 cm×40 cm 的无色透明玻璃缸, 实验初始水的体积为 68 L。

实验设 1 个对照组和 1 个处理组, 各组 3 个重复。对处理组进行水产养殖中常规的气泡石曝气。其中单个曝气头的曝气量约为 1.0~1.3 m³·h⁻¹。对照组不曝气。处理组和对照组的其他措施一样。

曝气处理中, 利用 YSI FlowTracker 便携式声学多普勒流速仪 (Sontek/YSI, 美国) 测定玻璃缸中心位置水面以下 3 cm 和距底部 3 cm 处的水流速度 (v)。以玻璃缸两面垂直的壁分别为 x 、 y 轴方向, 则表层水流速度 v_x 和 v_y 分别为 $-0.007 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 和 $0.028 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, 底部水流速度 v_x 和 v_y 分别为 $-0.027 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 和 $-0.008 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 。

实验期间约每 3 d 补充一次纯水。实验期间共添加 2 次无机氮、磷营养盐, 由硝酸钾 (KNO₃) 和磷酸二氢钾 (KH₂PO₄) 配置成母液。添加氮、磷营养盐的质量浓度均参考已有实验^[2,19]。第 6 天进行第 1 次添加, 使各缸水中氮、磷的质量浓度分别增加约 2.3 mg·L⁻¹ 和 0.33 mg·L⁻¹; 第 13 天进行第 2 次添加, 使各缸水中氮、磷的质量浓度分别增加约 2.1 mg·L⁻¹ 和 0.3 mg·L⁻¹。营养盐的添加为当天水样采集后, 即当天测定的营养盐水平为添加营养盐之前的水平。本实验并未设置不添加营养盐的处理, 是由于在前期实验的基础上已发现在适宜的条件下添加适量的氮、磷营养盐能促成蓝藻水华的形成^[2,19]。

实验初始水体的叶绿素 a (Chl a) 质量浓度为 113.47 μg·L⁻¹。约 9/10 体积的实验用水来自于玻璃温室内 (利用自来水添加鱼类配合饲料培养的浮游植物丰富的水), 其中浮游植物基本为绿藻门的小球藻属 (*Chlorella*); 另外补充了约占 1/10 体积的天然池塘水源, 该池塘为一个圆形观赏池塘, 面积约 20 m², 池水的补充水源主要是自来水, 其中优势种为绿藻门的蹄形藻属 (*Kirchneriella*), 微囊藻含量很少, 湿质量比例 <1%。

1.2 测定指标及方法

测定指标包括水温 (WT)、溶解氧 (DO)、总氮 (TN)、总磷 (TP)、溶解性总氮 (DTN)、溶解性总磷 (DTP)、活性磷 (SRP) 和 Chl a , 并监测浮游植物和浮游动物的密度与组成。

每天约 09:00 和 14:00 各记录 1 次 DO 和 WT。实验前期每 3 d 测定一次 Chl a 和浮游植物, 实验后期每 2 d 测定 1 次。营养盐和浮游动物每 6 d 测

定1次。为增加样品的代表性,采集对照组玻璃缸中水样时,先缓缓搅动缸中水体至尽量均匀。

WT、DO使用YSI Professional plus(美国)进行原位测定;TN、TP、DTN、DTP的测定采用过硫酸钾联合消解法^[20];SRP的测定使用磷钼蓝比色法^[21];测定Chl *a*、SRP、DTN、DTP的水样经过GF/F玻璃纤维滤膜(Whatman,英国,0.7 μm)过滤;Chl *a*使用热乙醇测定法^[22-23]测定。

浮游植物样品采用1%鲁哥氏液保存,使用0.1 mL计数框计数^[24]。浮游植物种类的鉴定参照文献^[25]在Olympus CX31显微镜下进行。浮游植物生物量以浮游植物的湿质量表示。浮游植物的体积通过浮游植物细胞密度和大小确定,浮游植物细胞大小通过测量至少30个细胞相关尺寸并转化为最相近的简单几何体体积后进行估算^[26]。浮游植物湿质量计算时设定1 mm³体积等于1 mg湿质量。

浮游动物的采集采用25[#]浮游生物网(网孔为0.064 mm),过滤0.5 L搅动混匀后的水样获得浓缩的样品,其鉴定和计数均参考文献^[26]。

1.3 数据分析与比较

对照组和处理组的数据比较使用重复测量方差分析(repeated measures ANOVA),在SPSS 16.0软件上进行。此外,为了增加数据的方差齐性,对Chl *a*数据进行开平方转化后再比较^[27],对浮游动物密度进行log对数转化后再比较^[27],所有数据均以“平均值±标准差($\bar{X} \pm SD$)”表示,差异显著水平 $\alpha=0.05$ 。

2 结果

2.1 WT和DO

实验期间WT为30℃(上午09:00)~38℃(下午14:00)。处理组的DO质量浓度相对平稳,上午约7~9 mg·L⁻¹,下午约7~10 mg·L⁻¹;而对照组的DO则波动较大,上午为4~15 mg·L⁻¹,下午为7~28 mg·L⁻¹(图1)。实验期间天气晴朗时,可见对照缸中水面出现一层细小的泡沫。

方差分析结果显示,上午和下午处理组与对照组的WT无显著差异($P>0.05$,表1),而对照组的DO质量浓度在上、下午均显著高于处理组($P<0.05$,表1)。

2.2 氮、磷营养盐

实验期间对照组和处理组TN、TP的质量浓度分别从约3.0 mg·L⁻¹、0.65 mg·L⁻¹升至约6.0 mg·L⁻¹、

1.0 mg·L⁻¹。而DTN、DTP和SRP的质量浓度分别从约2.0 mg·L⁻¹、0.47 mg·L⁻¹和0.36 mg·L⁻¹降至1.0 mg·L⁻¹、0.15 mg·L⁻¹和0.08 mg·L⁻¹(图2)。随着TN、DTN、TP、DTP、SRP质量浓度的变化,对照组和处理组的 $\rho(\text{TN}) : \rho(\text{TP})$ 、 $\rho(\text{DTN}) : \rho(\text{DTP})$ 和 $\rho(\text{SRP}) : \rho(\text{DTP})$ 值也出现相应的变化。 $\rho(\text{TN}) : \rho(\text{TP})$ 从约5降至约3; $\rho(\text{DTN}) : \rho(\text{DTP})$ 从约5升至约10。实验初始时 $\rho(\text{SRP}) : \rho(\text{DTP})$ 约为0.8,表明SRP是DTP的主要成分,而实验结束时, $\rho(\text{SRP}) : \rho(\text{DTP})$ 约为0.4(图2)。

2.3 Chl *a*和浮游生物

随着实验时间的延续,对照组和处理组中均出现了群体态的微囊藻。一般单个群体中细胞数量为几十个至上百个,而单个大群体的细胞数量有成百上千个甚至几千个,但几千个细胞组成的大型群体数量较少。对照组中由于没有扰动,在水面漂浮了一层微囊藻,而处理组中有曝气扰动,微囊藻形成的细小颗粒悬浮在水中。即微囊藻在对照缸的水面聚集形成了明显的水面水华,而处理缸中的微囊藻细小颗粒由于曝气扰动而分散在水中,相当于曝气扰动改变了微囊藻颗粒在水中的分布。

对照组和处理组的Chl *a*质量浓度变化趋势相同。第3天时Chl *a*质量浓度降低,随后从第6天开始逐渐升高(图3)。方差分析结果显示,对照组和处理组的Chl *a*质量浓度无显著差异($P>0.05$,表1)。

实验期间,对照缸和处理缸中均仅出现了轮虫(图4),未出现枝角类和桡足类。对照组和处理组的轮虫优势种类均为臂尾轮虫属(*Brachionus*)。方差分析结果显示,对照组和处理组的轮虫密度无显著差异($P>0.05$,表1)。

实验初始时优势属为绿藻门的蹄形藻属、盘星藻属(*Pediastrum*)、小球藻属和栅藻属(*Scenedesmus*)。随着实验时间的延长,对照组和处理组中绿藻门种类仍占据一定的优势,如蹄形藻属、盘星藻属、栅藻属等,但在实验后期对照组和处理组中均出现了微囊藻属优势,且其在实验后期成为最大的优势种类(表2和表3)。

实验期间藻类总湿质量、蓝藻门藻类及绿藻门藻类的湿质量均出现升高,而微囊藻属湿质量的比例从初始时的0%增至约60%,对照缸和处理缸中的平均微囊藻湿质量浓度达36.28~75.81 mg·L⁻¹(图5)。但对照组和处理组的这些指标均无显著差异($P>0.05$,表1)。

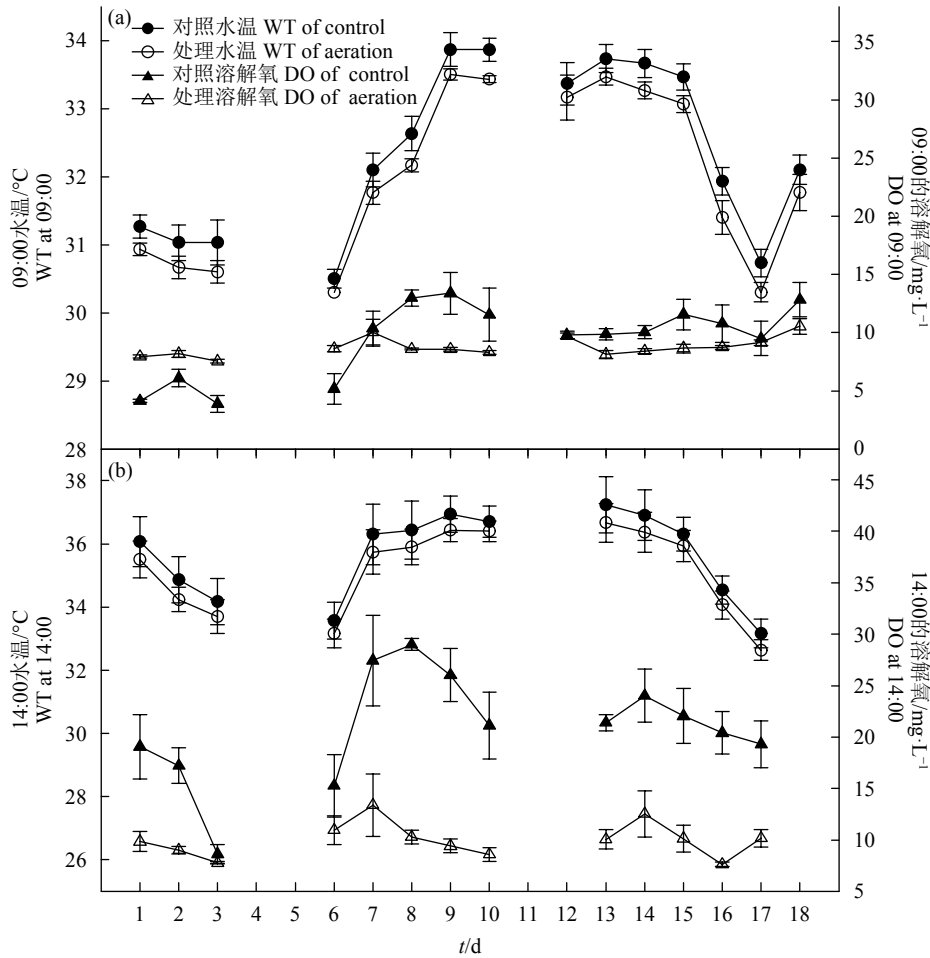


图1 实验期间对照组和处理组在上午09:00 (a) 和下午14:00 (b) 的水温和溶解氧的变化
数据以“平均值±标准差”表示，后图同此

Fig.1 Change in water temperature and dissolved oxygen at 09:00 (a) and 14:00 (b) in control and treatment groups during the experiment
The data are shown in $\bar{X} \pm SD$. The same case in the following figures.

表1 对照组和处理组相关指标重复测量方差分析的F值和P值

Tab.1 F and P values of relative indices in control and treatment groups by repeated measures ANOVA

| 指标 index | F | P | 指标 index | F | P |
|-------------|---------|---------------------|---|-------|-------|
| 09:00水温 WT | 4.338 | 0.106 | 轮虫密度 rotifer density | 1.919 | 0.238 |
| 14:00水温 WT | 0.667 | 0.460 | 浮游植物总湿质量 total algal wet mass | 0.754 | 0.434 |
| 09:00溶解氧 DO | 9.709 | 0.036 [*] | 蓝藻湿质量 cyanobacteria wet mass | 0.307 | 0.609 |
| 14:00溶解氧 DO | 184.471 | 0.000 ^{**} | 绿藻湿质量 green algae wet mass | 0.136 | 0.731 |
| 叶绿素a Chl a | 1.104 | 0.353 | 微囊藻占藻类总湿质量比例/% proportion of <i>Microcystis</i> to total wet mass | 0.192 | 0.684 |

注: *. 差异显著 ($P < 0.05$); **. 差异极显著 ($P < 0.001$)

Note: *. significant difference ($P < 0.05$); **. very significant difference ($P < 0.001$)

3 讨论

本实验初始时浮游植物以绿藻门种类占绝对优势，且微囊藻数量很少，但在实验中后期，对照组和处理组中均出现了绿藻门藻类优势向蓝藻门微囊

藻属优势的转变，其中微囊藻属平均湿质量浓度达 $36.28 \sim 75.81 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，即均形成了微囊藻水华。这表明在本实验条件下，当温度、营养盐等条件适宜且没有沉积物时，曝气扰动本身对微囊藻优势的形

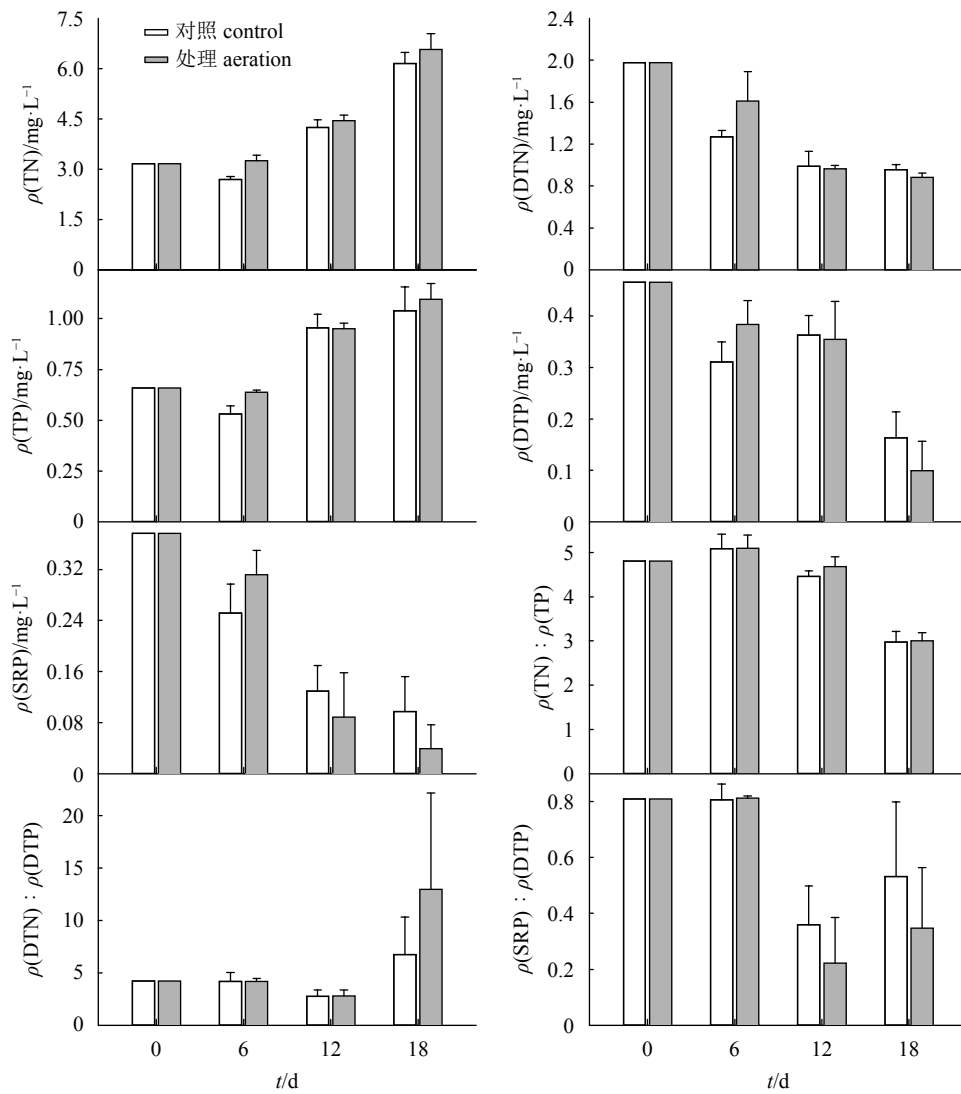


图2 实验期间氮、磷质量浓度及 $\rho(\text{TN}) : \rho(\text{TP})$ 、 $\rho(\text{DTN}) : \rho(\text{DTP})$ 、 $\rho(\text{SRP}) : \rho(\text{DTP})$ 的变化
第 6 天和第 12 天的营养盐质量浓度为营养盐添加前的质量浓度

Fig.2 Change in nitrogen and phosphorus mass concentration and TN:TP, DTN:DTP, SRP:DTP ratios during the experiment
The data of Day 6 and Day 12 are measured before nutrients' enrichment.

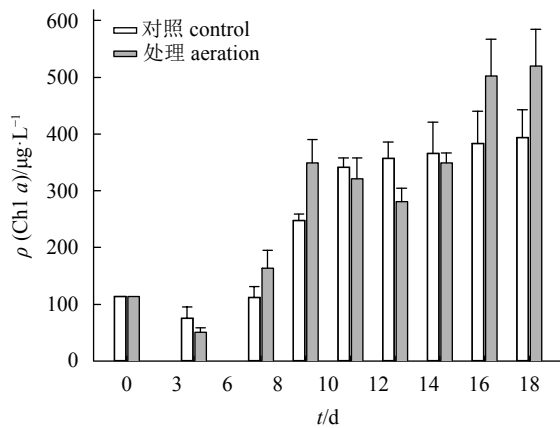


图3 实验期间叶绿素 a 质量浓度的变化
Fig.3 Change in Chl a mass concentration during the experiment

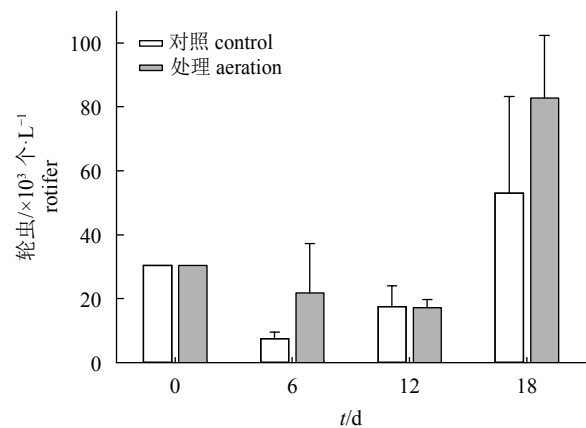


图4 实验期间处理组和对照组的轮虫密度变化
Fig.4 Change in rotifer density in control and treatment groups during the experiment

表2 对照组湿质量排名前4的优势属湿质量百分比

| Tab.2 Wet mass proportion to total wet mass of top four dominant genera in control group | | | | | | | %; $\bar{X} \pm SD$ |
|--|--------------|--------------|--------------|----------------|----------------|----------------|---------------------|
| 浮游植物 phytoplankton | 第0天 Day 0 | 第3天 Day 3 | 第6天 Day 6 | 第10天 Day 10 | 第14天 Day 14 | 第16天 Day 16 | 第18天 Day 18 |
| 蹄形藻 <i>Kirchneriella</i> | 11.52 | 13.41±2.58 | 25.87±4.29 | 22.24±12.90 | 25.39±6.30 | 18.18±4.27 | 10.66±1.01 |
| 微囊藻 <i>Microcystis</i> | — | 14.60±6.68 | 50.57±8.21 | 58.79±15.41 | 59.81±10.47 | 47.67±3.74 | 55.45±19.59 |
| 盘星藻 <i>Pediastrum</i> | 38.59 | — | 6.87±6.15 | 9.70±8.67 | 2.42±3.32 | — | 12.82±11.35 |
| 小球藻 <i>Chlorella</i> | 42.82 | 51.25±21.04 | — | — | — | — | — |
| 栅藻 <i>Scenedesmus</i> | 5.34 | — | — | — | — | — | — |
| 空星藻 <i>Coelastrum</i> | — | 12.66±14.32 | — | — | 2.36±2.35 | — | — |
| 多芒藻 <i>Golenkinia</i> | — | — | — | — | — | 5.94±6.31 | 5.75±4.57 |
| 四球藻 <i>Tetrachlorella</i> | — | — | 7.25±5.77 | — | — | — | — |
| 微芒藻 <i>Micractinium</i> | — | — | — | 4.35±0.64 | — | — | — |
| 隐球藻 <i>Aphanocapsa</i> | — | — | — | — | — | 10.50±11.44 | — |

表3 处理组湿质量排名前4的优势属湿质量百分比

| Tab.3 Wet mass proportion to total wet mass of top four dominant genera in treatment group | | | | | | | %; $\bar{X} \pm SD$ |
|--|--------------|--------------|--------------|----------------|----------------|----------------|---------------------|
| 浮游植物 phytoplankton | 第0天 Day 0 | 第3天 Day 3 | 第6天 Day 6 | 第10天 Day 10 | 第14天 Day 14 | 第16天 Day 16 | 第18天 Day 18 |
| 蹄形藻 <i>Kirchneriella</i> | 11.52 | 9.15±2.47 | 20.98±8.26 | 10.33±1.57 | 22.36±10.10 | 18.07±8.56 | 16.79±10.09 |
| 微囊藻 <i>Microcystis</i> | — | 31.32±8.96 | 54.53±11.37 | 63.26±8.80 | 59.47±24.50 | 51.14±20.58 | 39.06±14.32 |
| 盘星藻 <i>Pediastrum</i> | 38.59 | 9.08±12.84 | 13.23±9.28 | — | 11.64±12.91 | 11.64±10.51 | 16.94±16.68 |
| 栅藻 <i>Scenedesmus</i> | 5.34 | — | — | — | 3.30±1.23 | 6.90±7.16 | — |
| 小球藻 <i>Chlorella</i> | 42.82 | 34.93±20.02 | — | — | — | — | — |
| 四球藻 <i>Tetrachlorella</i> | — | — | 6.73±2.47 | 9.01±8.36 | — | — | — |
| 微芒藻 <i>Micractinium</i> | — | — | — | 5.03±1.60 | — | — | — |
| 隐球藻 <i>Aphanocapsa</i> | — | — | — | — | — | — | 18.08±12.93 |

成无直接影响,曝气扰动是否存在均可以形成微囊藻优势。此外,对照组和处理组的微囊藻属湿质量、微囊藻属湿质量占浮游植物总湿质量的比例均无显著差异,这是由于对照组和处理组的氮、磷营养盐水平和添加的一样,且没有沉积物释放改变其中的营养盐水平,即支撑对照组和处理组中微囊藻生物量的氮、磷等物质基础相同。这表明在添加相同量无机氮、磷营养盐水平下,水产养殖池塘中常见的曝气扰动强度未对微囊藻水华的严重程度造成影响;同时也表明微囊藻水华的出现,即绿藻门藻类优势向蓝藻门微囊藻属优势的转变,在本实验条件下是由扰动之外的其他因素造成的。

已有的一些研究也表明,没有风浪扰动时可以形成微囊藻优势或者水华^[28-30]。在中国北京洋河水

库进行的围隔实验表明,添加营养盐后水面形成了微囊藻属水华^[28]。Ghadouani等^[29]在原位进行浅水围隔实验,添加溶解性无机氮和溶解性无机磷后也观测到多种蓝藻形成的严重水华。而2000年夏季在中国武汉东湖进行的围隔实验,无论是否添加营养盐,所有围隔中均出现了严重的微囊藻属水华^[30]。这些围隔实验虽然没有去除底部沉积物的作用,但围隔没有外加扰动,这说明没有水动力扰动也能促成蓝藻水华的形成。而笔者前期的研究表明,在去除底部沉积物且没有扰动,但添加无机氮、磷营养盐时也能实现微囊藻优势即水华的形成^[2,19]。

关于扰动对蓝藻优势或者水华的形成是否有影响,目前在不同的研究条件下得到截然不同的3种

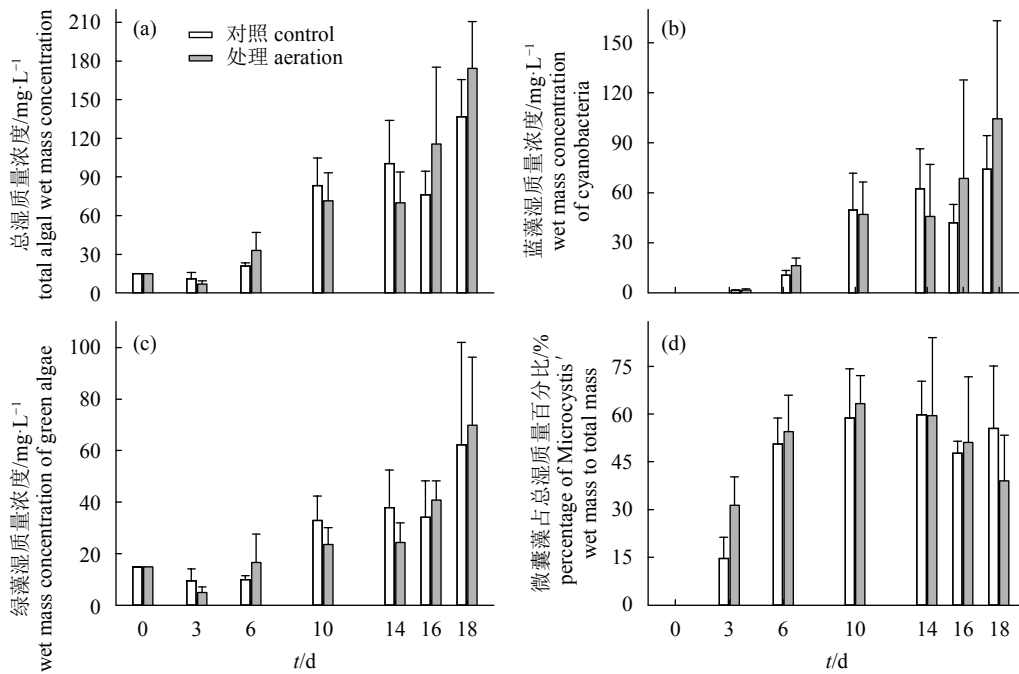


图5 对照组和处理组的藻类总湿质量浓度 (a)、蓝藻门藻类湿质量浓度 (b)、绿藻门藻类湿质量浓度 (c) 及微囊藻属湿质量占总湿质量的百分比 (d) 随时间的变化

Fig.5 Total algal wet mass concentration (a), cyanobacteria wet mass concentration (b), green algae wet mass concentration (c) and proportion of Microcystis' wet mass to total algal wet mass (d) in control and treatment groups

结果: 抑制作用^[6-7,13,18,31-32]、几乎没有影响^[8]和促进作用^[9-12,17,33-36]。在一些湖泊中, 强烈的扰动能够促进浮游植物优势种类由蓝藻向硅藻和绿藻转变^[31-32]。Jungo 等^[6]发现人工扰动可以减少荷兰 Nieuwe Meer 湖中微囊藻的生长。Hudnell 等^[7]发现, 使用太阳能驱动的水动力扰动机 Solarbee 能有效控制淡水有害藻华, 该方法能够产生较长距离 (>200 m) 的表层水扰动循环以抑制水华。邹锐等^[13]认为垂向水动力扰动机能够抑制蓝藻, 并进行了垂向水动力扰动机的工程设计与效果评估。江成^[18]设计不同扰动强度对代表性蓝藻、绿藻进行的纯培养实验表明, 扰动会抑制蓝藻的生长。王艺兵等^[8]通过室内模拟实验发现水动力因素本身对蓝藻生长的影响不大, 认为水动力降低引起的其他因素改变可能是导致蓝藻水华暴发的主要诱因。

而较多关于扰动对浅水湖泊 (太湖) 中蓝藻水华作用的研究结论基本一致, 普遍认为扰动有助于太湖蓝藻水华的形成^[9-12,17,33-36]。高永霞等^[17]的研究显示大风浪扰动初期能引起浅水湖泊中颗粒态和溶解态营养盐质量浓度的迅速提高, 能够为水华蓝藻的快速生长提供大量可直接利用或酶解的营养盐。吴挺峰等^[9]研究表明, 水动力强度对太湖北部

湖区 Chl *a* 浓度垂向分层及蓝藻水华水平漂移均具有重要影响。秦伯强等^[10]提出了关于太湖蓝藻水华“暴发”的全新概念性解释, 其认为适度的扰动促使蓝藻细胞团碰撞而形成更大的细胞团, 更容易在水动力消失后快速上浮形成水华。

然而, Zhou 等^[37]利用太湖发生蓝藻水华的水进行实验时发现, 扰动在短期内促进了微囊藻和有毒微囊藻的生长, 但当扰动长达 10 d 时会促进蓝藻向硅藻和绿藻转变, 这表明扰动本身对藻类群落结构演替的作用可以随研究条件的变化而变化, 但 Zhou 等^[37]的实验过程中不额外添加营养盐, 与本实验补充了丰富的 KNO₃ 和 KH₂PO₄ 不同, 因此可判断其实验中扰动对浮游植物群落演替的作用与本实验不同的原因在于营养盐因素, 即营养盐因素会改变扰动对浮游植物的影响。而且, 笔者之前的实验已发现补充无机营养盐在一定条件下能促进绿藻门藻类优势向蓝藻门藻类优势转变, 而不添加营养盐且不扰动时浮游植物群落结构能够保持相对稳定^[2]。这也表明, 本实验中无机营养盐添加对浮游植物群落结构的影响比扰动产生的影响大。

扰动对藻类自身特性及相关环境与生物因子的影响已有相关研究。在一些深水湖泊中, 往往发现

强烈的扰动能够促进浮游植物优势种类由蓝藻向硅藻和绿藻转变^[31],这是由于扰动减少了浮游植物沉降,且降低了水体 pH 从而有利于非上浮性的藻类生长。但蓝藻能上浮的这个优势在扰动环境中并不能发挥作用,因此其他藻类也能获得相应的竞争优势^[31]。扰动同时影响了藻类对光的竞争,具有伪空泡的蓝藻能在静态水中通过控制垂向的漂浮从而增加获取更多营养盐和光照的机会^[38],但不能自由活动的硅藻和绿藻比蓝藻更能适应扰动环境中不稳定的光照条件^[39],前者在扰动后还可以减少沉底。而夏季时的扰动改变了水体的温度和 DO 分层,从而有利于不同水层的藻类获得相近的温度条件进行生长。这表明在深水环境中,扰动对藻类优势种类的影响不是扰动的直接作用,而是扰动产生的一些间接作用所导致。本实验的玻璃缸透明、水深不超过 40 cm,因此其中温度、光照、DO 的分层情况均与深水湖泊不同,扰动产生的温度、光照、DO 的变化也不大,且对照组和处理组中具有相同添加水平的无机氮、磷营养盐,也没有沉积物额外提供悬浮物影响光照或者释放营养盐,因此曝气扰动对水中光照条件和营养盐分布的影响较小,从而本实验中曝气扰动对浮游植物群落结构的间接影响也小。

曝气扰动在本实验条件下主要改变了水中的 DO 质量浓度,而对照组中 DO 质量浓度反而高于处理组,这是由于其中浮游植物浓度高、光合作用强烈,产生了超饱和的 DO,而处理组中的扰动恰好把超饱和的 DO 从水中赶出。对照组中 DO 在天气晴朗时能高达 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上,这在一般有沉积物的水体中难以出现。对照缸中没有沉积物耗氧且浮游植物浓度高而产生超饱和 DO 的情况,与采用“黑白瓶”法测定浮游植物初级生产力时水体上层白瓶中的情况相似。赵文等^[40-41]对浮游植物 Chl *a* 质量浓度约 $180 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 4[#]池塘的研究表明,表层 0~5 cm 水层在 08:00—16:00 的产氧能力 (O_2) 约 $10\sim 12 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot 2 \text{ h})^{-1}$,即挂瓶 2 h 后,白瓶比初始瓶中 DO 增加了 $10\sim 12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,即若初始时瓶中 DO 为 $7\sim 9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,则白瓶中 DO 能达 $17\sim 21 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。卢迈新等^[42]研究发现 21[#]池塘中 0~50 cm 水层的毛产氧量为 $(11.24 \pm 3.72) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (3—11 月每半个月采样 1 次,共 18 次数据),反推其中高值达近 $17 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,也可推断出白瓶中 DO 高值可达约

$20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。而本实验中的 Chl *a* 质量浓度在中后期达约 $400 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,其中的产氧能力相比之前的研究也更强。因此本实验中浮游植物丰富且没有沉积物耗氧时,水中 DO 在晴朗天气里出现严重超饱和而达 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上。

对照组和处理组均未出现 $1\sim 2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的低 DO 或厌氧情况,这与玻璃缸系统没有沉积物耗氧有关。而笔者在前期利用没有微囊藻优势的池塘水体重现微囊藻优势形成过程的实验中^[4,23],均采用透明玻璃缸且无沉积物,也应该不会造成低 DO 或厌氧的状况。但天然水体中由于耗氧生物多,往往易在夜间形成底层的低 DO。本实验对照组中未模拟低 DO 条件,无法探讨低 DO 条件对浮游动物密度、细菌群落与浮游植物的竞争的影响,而很多细菌间的竞争会受到 DO 水平的影响,当把蓝藻看作蓝细菌时,其与真核的浮游植物竞争时可能也会受 DO 质量浓度的影响。

与对照组相比,曝气对实验中浮游动物、Chl *a*、浮游植物优势种类等均未形成显著影响(图 3~图 5、表 2~表 3),因此本实验中绿藻优势向微囊藻优势转变应该与除曝气扰动外的其他因素有关。本实验消除了沉积物悬浮、沉积物营养盐释放、鱼类等因素的作用,从绿藻优势向微囊藻优势转变的过程查看了水产养殖池塘中常见的曝气扰动对微囊藻优势形成的影响,比原位实验更能清晰说明扰动本身对微囊藻优势形成的影响。本实验扰动主要改变了微囊藻在水中的分布。因此,在营养盐、水温等条件充足时曝气扰动本身对无沉积物条件下微囊藻优势的形成无直接影响,即水产养殖池塘中蓝藻水华的发生与曝气扰动无直接联系。另外,由于本实验仅选择了水产养殖池塘中常见的一个曝气强度,更强曝气强度下的影响有待进一步的研究。

参考文献:

- [1] JACOBY J M, COLLIER D C, WELCH E B, et al. Environmental factors associated with a toxic bloom of *Microcystis aeruginosa*[J]. Can J Fish Aquat Sci, 2011, 57(1): 231-240.
- [2] WANG X, QIN B, GAO G, et al. Nutrient enrichment and selective predation by zooplankton promote *Microcystis* (Cyanobacteria) bloom formation[J]. J Plankt Res, 2010, 32(4): 457-470.
- [3] PAERL H W, OTTEN T G. Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls[J]. Microb Ecol, 2013, 65(4): 995-1010.
- [4] PAERL H W, HÜISMANN J. Blooms like it hot[J]. Science, 2008, 320(5872): 57-58.

- [5] O'NEIL J M, DAVIS T W, BURFORD M A, et al. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change[J]. *Harmful Algae*, 2012, 14: 313-334.
- [6] JUNGO E, VISSER P M, STROOM J, et al. Artificial mixing to reduce growth of the blue-green alga *Microcystis* in Lake Nieuwe Meer, Amsterdam: an evaluation of 7 years of experience[J]. *Water Sci Technol: Water Supply*, 2001, 1(1): 17-23.
- [7] HUDNELL H K, JONES C, LABISI B, et al. Freshwater harmful algal bloom (FHAB) suppression with solar powered circulation (SPC)[J]. *Harmful Algae*, 2010, 9(2): 208-217.
- [8] 王艺兵, 储昭升, 曾清如, 等. 扰动对三种典型藻类生长的影响[J]. *生态科学*, 2015, 34(5): 77-83.
- [9] 吴挺峰, 朱广伟, 秦伯强, 等. 前期风场控制的太湖北部湖湾水动力及对蓝藻水华影响[J]. *湖泊科学*, 2012, 24(3): 409-415.
- [10] 秦伯强, 杨桂军, 马健荣, 等. 太湖蓝藻水华“暴发”的动态特征及其机制[J]. *科学通报*, 2016, 61(7): 759-770.
- [11] WU T, QIN B, ZHU G, et al. Dynamics of cyanobacterial bloom formation during short-term hydrodynamic fluctuation in a large shallow, eutrophic, and wind-exposed Lake Taihu, China[J]. *Environ Sci Pollut R*, 2013, 20(12): 8546-8556.
- [12] ZHU M, PAERL H W, ZHU G, et al. The role of tropical cyclones in stimulating cyanobacterial (*Microcystis* spp.) blooms in hypertrophic Lake Taihu, China[J]. *Harmful Algae*, 2014, 39: 310-321.
- [13] 邹锐, 周璟, 孙永健, 等. 垂向水动力扰动机的蓝藻控制效应数值实验研究[J]. *环境科学*, 2012, 33(5): 1540-1549.
- [14] 李大命, 周军, 唐晟凯, 等. 河蟹养殖池塘微囊藻水华毒性及其光合作用活性特征[J]. *湖泊科学*, 2015, 27(1): 113-118.
- [15] 李建松. 淡水池塘蓝藻水体细菌群落结构的研究[D]. 上海: 上海海洋大学, 2016: 1-67.
- [16] ZHU G, QIN B, GAO G. Direct evidence of phosphorus outbreak release from sediment to overlying water in a large shallow lake caused by strong wind wave disturbance[J]. *Chinese Sci Bull*, 2005, 50(6): 577-582.
- [17] 高永霞, 孙小静, 张战平, 等. 风浪扰动引起湖泊磷形态变化的模拟试验研究[J]. *水科学进展*, 2007, 18(5): 668-673.
- [18] 江成. 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[D]. 上海: 上海交通大学, 2014: 38-91.
- [19] 王小冬, 秦伯强, 高光. 氮磷的不同供应比例和频度对藻类水华形成的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2011, 30(12): 2533-2541.
- [20] GROSS A, BOYD C E. A digestion procedure for the simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in pond water[J]. *J World Aquacult Soc*, 1998, 29(3): 300-303.
- [21] EATON A D, CLESCERI L S, GREENBURG A E. Standard methods for the examination of water and wastewater [M]. 19th ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 1995: 4-91.
- [22] LORENZEN C J. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations[J]. *Limnol Oceanogr*, 1967, 12(2): 343-346.
- [23] JESPERSEN A M, CHRISTOFFERSEN K. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent[J]. *Arch Hydrobiol*, 1987, 109(3): 445-454.
- [24] PALMER C M, MALONEY T E. A new counting slide for nanoplankton[J]. *Limnol Oceanogr*, 1954, 21(Special Publ): 1-7.
- [25] 胡鸿钧, 魏印心. 中国淡水藻类——系统、分类及生态[M]. 北京: 科学出版社, 2006: 23-903.
- [26] 章宗涉, 黄祥飞. 淡水浮游生物研究方法[M]. 北京: 科学出版社, 1991: 252-288.
- [27] UNDERWOOD A J. Experiments in ecology: Their logical design and interpretation using analysis of variance[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 1997: 189-192.
- [28] 华锦彪, 宗志祥. 洋河水库“水华”发生的实验研究[J]. *北京大学学报(自然科学版)*, 1994, 30(4): 476-484.
- [29] GHADOUANI A, PINEL-ALLOUL B, PREPAS E E. Effects of experimentally induced cyanobacterial blooms on crustacean zooplankton communities[J]. *Freshw Biol*, 2003, 48(2): 363-381.
- [30] TANG H, XIE P, XIE L, et al. Effect of enclosure and nutrient enrichment on *Microcystis* blooms in Donghu Lake[J]. *Chin J Oceanol Limnol*, 2006, 24(3): 278-284.
- [31] VISSER P M, IBELINGS B W, van der VEER B, et al. Artificial mixing prevents nuisance blooms of the cyanobacterium *Microcystis*, in Lake Nieuwe Meer, the Netherlands[J]. *Freshw Biol*, 1996, 36(2): 435-450.
- [32] MORENO-OSTOS E, CRUZ-PIZARRO L, BASANTA A, et al. The influence of wind-induced mixing on the vertical distribution of buoyant and sinking phytoplankton species[J]. *Aquat Ecol*, 2009, 43(2): 271-284.
- [33] 李亚春, 谢小萍, 杭鑫, 等. 结合卫星遥感技术的太湖蓝藻水华形成风场特征[J]. *中国环境科学*, 2016, 36(2): 525-533.
- [34] CAO H, KONG F, LUO L, et al. Effects of wind and wind-induced waves on vertical phytoplankton distribution and surface blooms of *Microcystis aeruginosa* in Lake Taihu[J]. *J Freshw Ecol*, 2006, 21(2): 231-238.
- [35] HUNTER P D, TYLER A N, WILLBY N J, et al. The spatial dynamics of vertical migration by *Microcystis aeruginosa* in a eutrophic shallow lake: a case study using high spatial resolution time-series airborne remote sensing[J]. *Limnol Oceanogr*, 2008, 53(6): 2391-2406.
- [36] ZHOU J, QIN B, HAN X. Effects of the magnitude and persistence of turbulence on phytoplankton in Lake Taihu during a summer cyanobacterial bloom[J]. *Aquat Ecol*, 2016, 50(2): 197-208.
- [37] ZHOU J, QIN B, CASENAVE C, et al. Effects of wind wave turbulence on the phytoplankton community composition in large, shallow Lake Taihu[J]. *Environ Sci Pollut R*, 2015, 22(16): 12737-12746.
- [38] OLIVER R L. Floating and sinking in gas-vacuolate cyanobacteria[J]. *J Phycol*, 1994, 30(2): 161-173.
- [39] HÜISMAN J, SHARPLES J, STROOM J M, et al. Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species[J]. *Ecology*, 2004, 85(11): 2960-2970.
- [40] 赵文, 董双林, 李德尚, 等. 盐碱池塘浮游植物初级生产力的研究[J]. *水生生物学报*, 2003, 27(1): 47-54.
- [41] 赵文, 董双林, 张兆琪, 等. 盐碱池塘浮游植物初级生产力日变化的研究[J]. *应用生态学报*, 2003, 14(2): 234-236.
- [42] 卢迈新, 黄樟翰, 吴锐全, 等. 养鳘池塘的初级生产力和能量转换效率[J]. *水产学报*, 2000, 24(1): 37-40.