

南江水库蓝藻水华应急处置前后浮游植物群落结构及环境因子变化

徐梦娇, 董为贞, 张真, 朱旭华, 郭美华, 孙旭锋, 刘其根

Changes of phytoplankton community structure and environmental factors before and after emergency treatment of cyanobacteria bloom in Nanjiang reservoir

XU Mengjiao, DONG Weizhen, ZHANG Zhen, ZHU Xuhua, GUO Meihua, SUN Xufeng, LIU Qigen

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.12024/jsou.20210403387>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

上海市环城绿带休憩型河道浮游植物群落结构特征

Structural characteristics of phytoplankton community in suburb rivers for leisure located in Green belt around City of Shanghai, China

上海海洋大学学报. 2020, 29(5): 734 <https://doi.org/10.12024/jsou.20200302960>

杭州湾人工湖夏季浮游植物群落演替与环境因子的关系

Relationship between summer phytoplankton community succession and environment factors in the artificial lagoon of Hangzhou bay

上海海洋大学学报. 2020, 29(5): 757 <https://doi.org/10.12024/jsou.20200202922>

上海青草沙水库生态护坡区浮游植物的群落结构

Phytoplankton community structure of ecological slope protection area of Shanghai Qingcaosha reservoir

上海海洋大学学报. 2022, (2): 400 <https://doi.org/10.12024/jsou.20210203289>

日照近岸海域冬夏季网采浮游植物群落结构及其与环境因子的关系

Features of Net-phytoplankton communities and their environmental factors in the coastal waters of Rizhao in winter and summer

上海海洋大学学报. 2022, 31(1): 86 <https://doi.org/10.12024/jsou.20201003196>

凡纳滨对虾养殖池塘及外河道中后生浮游动物群落结构差异及其影响因素

Differences in metazooplankton community structure and its influencing factors in *Litopenaeus vannamei* aquaculture ponds and outer channels

上海海洋大学学报. 2022, 31(5): 1120 <https://doi.org/10.12024/jsou.20220503874>

文章编号: 1674-5566(2022)06-1467-11

DOI:10.12024/jsou.20210403387

南江水库蓝藻水华应急处置前后浮游植物群落结构及环境因子变化

徐梦娇^{1,2}, 董为贞^{1,2}, 张真^{1,2}, 朱旭华³, 郭美华³, 孙旭锋⁴, 刘其根^{1,2}

(1. 上海海洋大学水产科学国家级实验教学示范中心, 上海 201306; 2. 上海海洋大学农业农村部鱼类营养与环境生态研究中心, 上海 201306; 3. 浙江省东阳市南江水库管理局, 浙江 东阳 322100; 4. 浙江卫诚环保科技有限公司, 浙江 德清 313200)

摘要: 为了解实验室研发的应急处置对南江水库蓝藻水华的治理效果和治理过程中的水质变动情况, 分别对南江水库在修复前、中和后的水质和浮游植物群落结构的变化开展研究。结果表明: 修复后 TN、TP 质量浓度显著下降, 优势种从修复前的唯一优势种水华束丝藻(*Aphanizomenon flos-aquae*) 变化为修复后的鞘丝藻(*Lyngbya*)、水华束丝藻、巨颤藻(*Oscillatoria princeps*)、隐球藻(*Aphanocapsa*) 以及尖针杆藻(*Synedra acus*); 浮游植物生物密度从修复前 $(39.20 \pm 0.52) \times 10^7$ cells/L 下降为修复后的 $(5.50 \pm 0.13) \times 10^7$ cells/L; 生物量从修复前 (24.64 ± 3.25) mg/L 下降为修复后的 (7.97 ± 1.56) mg/L。Shannon-Wiener 多样性指数、Pielou 均匀度指数和 Margalef 丰富度指数在修复前期显著低于修复中期 ($P < 0.05$)。冗余分析(RDA)表明水温(WT)、总磷(TP)是影响浮游植物的主要环境因子, 其中总磷(TP)是蓝藻水华暴发的关键性因子。上述结果均表明该项应急处置能够大量削减水体中的氮、磷营养盐, 降低叶绿素含量, 在短期内对蓝藻水华的控制效果显著。

关键词: 南江水库; 应急处置; 浮游植物; 环境因子; 冗余分析

中图分类号: X 173; X 524

文献标志码: A

水库具有水资源供应、水力发电、航运、水产养殖以及污染物净化等社会和生态功能, 然而随着人口增长和气候变化的影响, 许多地区水资源供需矛盾日趋尖锐^[1], 水库的供水功能变得愈加重要^[2]。人类活动影响的不断增强导致水体富营养化问题日益突出, 水库蓝藻水华频繁暴发。蓝藻水华的大规模暴发不仅会降低水资源的利用效能^[3], 破坏水域生态系统的稳定性, 致使生物多样性丧失, 而且蓝藻产生的藻毒素也会对水生生物以及人类的生命健康构成威胁^[4]。2007年太湖蓝藻水华造成无锡市大约 200 万人口饮用水危机^[5]; 2014 年伊丽湖畔 60 万人口的城市 Toledo 因蓝藻水华暴发造成中断供水 2 d^[6]。因此预防和控制水库蓝藻水华暴发具有重要的现实意义。

南江水库位于浙江省东阳市境内、钱塘江流域东阳江上游支流南江上, 东南邻接磐安县城, 西南紧邻横店影视城, 西北为东阳县县城, 是

一座以灌溉、防洪为主, 结合供水发电的大型水库, 担负着下游湖溪镇、横店、南马几十万常驻人口和上千万流动人口的饮用水任务, 是东阳市一级饮用水源保护区。随着社会经济的快速发展和城市建设的推进, 南江水库也已从灌溉为主向着饮用水水源水库转变, 随着其水资源功能的不断突出, 其水环境保护也变得更加迫切。2019 年 4 月南江水库暴发大规模蓝藻水华, 水体富营养化加剧, 其水资源功能丧失。因此, 短期内解决蓝藻水华暴发这一问题迫在眉睫。为了尽快恢复水库的水资源功能, 水库管理处迅即采用本团队研发的一项蓝藻应急处置技术, 开展了对蓝藻水华的治理。

浮游植物具有个体微小、种类数量繁多、分布广泛、繁殖周期较短、对水体环境变化敏感等特征, 对水体环境具有指示作用^[7], 同时水环境因子也对浮游植物群落产生较大的影响。因此, 本文通过研究南江水库蓝藻水华应急处置过程

收稿日期: 2021-04-11

修回日期: 2021-06-06

基金项目: 蓝色粮仓项目: 湖泊生态养殖模式与净水渔业技术体系(2019YFD0900605)

作者简介: 徐梦娇(1995—), 女, 硕士研究生, 研究方向为湖泊生态学。E-mail: 1091524868@qq.com

通信作者: 刘其根, E-mail: qgliu@shou.edu.cn

中浮游植物群落结构及水环境因子的动态变化,了解该应急处置对蓝藻水华的治理和水质的改善效果,可为优化改进蓝藻治理技术以及为其他水库针对蓝藻水华暴发可能采取的短期应急处置方案提供数据支撑与借鉴。

1 材料与方法

1.1 生态活水控藻技术及修复方案

生态活水控藻技术是本团队(浙江卫诚环保科技有限公司与上海海洋大学联合团队)研发并经过多年实践检验的一项湖库蓝藻水华应急工程与生态综合治理技术(ZL201820494198.7),图1为搭载该技术的生态活水控藻船及进驻处置现场的照片。为了保障在尽可能短的时间内达到对全库蓝藻的有效控制,本工程根据水库实际库容(总库容1.168亿 m^3 ,正常库容0.910亿 m^3)配置了5条生态活水控藻船进行全库流动作业。该生态活水控藻技术的主要原理:针对蓝藻的大面积繁殖、集聚和上浮的生态条件,通过库底低温水团与表层蓝藻水层的充分混合,并通过物理作用破坏藻类聚集,增加对水体的高强度物理扰动,并进一步通过臭氧和电化学装置对蓝藻水团进行处置后回水入库,达到原位生态修复目标。根据船只配备功率大小,一般每艘控藻船每小时扰动的水体量为5万 m^3 以上。本工程修复时间为2019年5—6月,为期2个月,5条船每天工作时间一致,工作时长为8h。



图1 应急处置投放使用过程及主要装置

Fig.1 Emergency disposal process and main device

1.2 采样点设置

对2019年4—8月南江水库的浮游植物及水环境因子进行调查,根据自然环境特点和河流流向,在南江水库共设置3个采样点(图2),S1号点位于大坝、S2号点为中游、S3号点为上游,分别于南江水库生态应急处置修复前(2019年4

月)、修复中(2019年6月)、修复后(2019年8月)进行3次采样,3次采样时间均在月中旬。

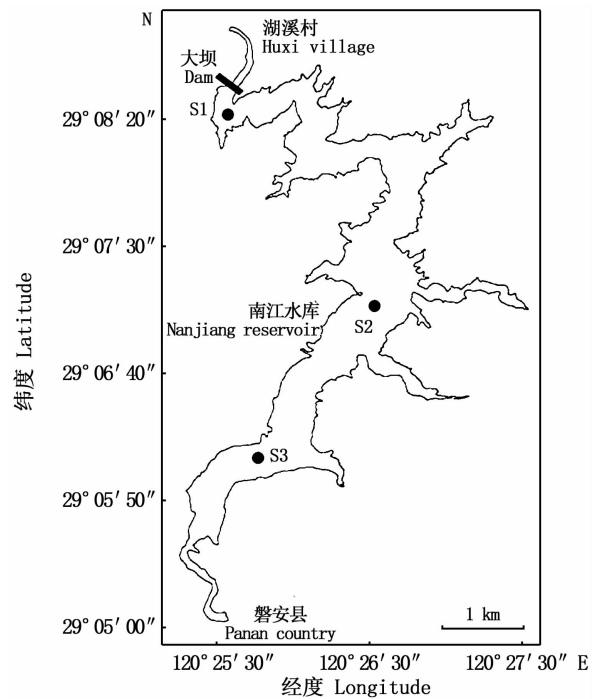


图2 南江水库各采样站点分布图

Fig.2 Map of the location of five sampling stations in Nanjiang Reservoir

1.3 样本采集与处理

采用便携式多参数水质分析仪(YSI-Plus)现场测定并记录溶解氧(DO)、水温(WT)、pH、氧化还原电位(ORP);利用Secchi盘法测定水体的透明度(SD);叶绿素a质量浓度使用bbe-FluoroProbe^[8]现场测定;水化学指标总氮(TN)、总磷(TP)测定方法参照《水和废水监测分析方法》第四版的测定方法在实验室内进行测定。其中总氮(TN)采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法,总磷(TP)采用钼酸铵分光光度法测定。

浮游植物取样过程为在水体表层(约0.5m)处取1L水样,加入15mL鲁哥试剂固定,静置沉淀24h以上弃上清液,浓缩定容至60mL,加入甲醛水溶液固定保存,在10×40倍的显微镜下利用0.1mL浮游植物计数框进行种类鉴定和计数。浮游植物鉴定参考《中国淡水藻志》^[9]以及《中国淡水藻类:系统、分类及生态》^[10]。

1.4 数据处理和分析

浮游植物群落优势种用优势度指数(Y)^[11]来计算判断:

$$Y = N_i / N \times f_i \quad (1)$$

式中: Y 为优势度; N_i 为第 i 种物种的个体数; N 为样品中全部物种的个体数; f_i 为第 i 种浮游植物在采样点中出现的频率;当 $Y > 0.02$ 时将该种类定为优势种。

浮游藻类 Shannon-Wiener (H')^[12] 物种多样性指数:

$$H' = - \sum P_i \ln P_i \quad (2)$$

式中: H' 为群落的多样性指数; P_i 为样品中第 i 种物种个体数占总个体数的比例,如样品总个体数为 N ,第 i 种个体数为 n_i ,则 $P_i = n_i / N$ 。

均匀度 Pielou 指数(J)^[11]:

$$J = H' / \ln S \quad (3)$$

Margalef 丰富度(R)指数^[11]:

$$R = (S - 1) / \ln N \quad (4)$$

式中: H' 为多样性指数; S 为群落内的物种数; N 为样品总数。

通过 SPSS 22.0 软件对数据进行单因素方差

分析 (One-way ANOVA) 和 Kruskal-Wallis 检验,以 $P < 0.05$ 作为差异显著水平;数据均采用 Excel 2010 软件和 Excel 2020 软件处理,使用 Origin 2021 完成数据制图工作。利用 CANOCO for Windows 5.0 软件对浮游植物与环境因子的关系进行冗余分析(RDA),分析前对数据进行对数 $\lg(x + 1)$ 转化。

1.5 富营养化及水质生物学评价

基于叶绿素 a 质量浓度及生物密度对水体水质进行评价(表 1 所示),且依据多样性指数来对水质清洁的程度进行划分^[13-14]: $0 < H' \leq 1$ 为重污染、 $1 < H' \leq 2$ 为中污染、 $2 < H' \leq 3$ 为轻度污染、 $H' > 3$ 为微污染;Pielou 均匀度 $0 < J \leq 0.3$ 为重污染、 $0.3 < J \leq 0.5$ 为中污染、 $0.5 < J \leq 0.8$ 为轻度污染、 $J > 0.8$ 为微污染;Margalef 丰度 $0 < R \leq 1$ 为重污染、 $1 < R \leq 3$ 为中污染、 $3 < R \leq 6$ 为轻度污染、 $R > 6$ 为清洁水质。

表 1 湖泊富营养化评价藻类生物学指标与标准

Tab. 1 Lake eutrophication evaluation algae biological indicators and standards

评价指标 Evaluating indicator	评价标准 Evaluation criterion						
	极贫营养 Extremely poor nutrition	贫营养 Poor nutrition	贫中营养 Poor-medium nutrition	中营养 Medium nutrition	中富营养 Medium eutrophication	富营养 Eutrophication	极富营养 Extreme eutrophication
叶绿素质量浓度 Mass concentration of <i>Chl. a</i> / ($\mu\text{g/L}$)	<0.5	<1.0	<5.0	<25.0	<50.0	<500	≥ 500
生物密度 Density / ($\times 10^6$ ind. /L)	≤ 0.5	≤ 1.0	1 ~ 9	10 ~ 40	41 ~ 80	81 ~ 99	≥ 100

2 结果与分析

2.1 南江水库理化因子

2019 年南江水库水体理化因子见表 2,从表 2 可以看出不同时期的理化因子在修复前中后各不相同。南江水库的 pH、溶解氧、ORP 受温度和季节有所影响。就不同时期而言,叶绿素浓度随着工程的推进逐渐下降,修复前期叶绿素浓度是修复中期的 3.94 倍,是修复后期的 4.93 倍;单因素方差分析显示,修复前期水体中总磷的浓度显著高于修复中期和修复后期($P < 0.05$),其浓度总体呈现下降的趋势,尽管修复后期较修复前期有小幅度的上升,但修复后期的浓度仍低于修复前期。Kruskal-Wallis 检验表明,修复前期总氮的浓度显著高于修复中期($P < 0.05$),与修复后期

并无显著性差异($P > 0.05$);修复中期的透明度最高,修复前期的透明度最低,前中后无显著性差异($P > 0.05$)。单因素方差分析显示,水温(WT)、溶氧(DO)均表现出修复前期显著高于修复中期和修复后期($P < 0.05$);pH、氧化还原电位(ORP)以及叶绿素(*Chl. a*)在各监测期差异不显著($P > 0.05$)。

2.2 南江水库浮游植物群落结构

2.2.1 浮游植物物种组成及优势种

2019 年 4 月至 8 月期间,南江水库共鉴定出浮游植物 7 门 62 属 83 种(含变形及变种);其中绿藻门种类最多,有 38 种,占总种数的 45.78%;硅藻门次之,有 19 种,占比 22.89%;蓝藻门有 15 种,占比 18.07%;甲藻门 4 种,占比 4.82%;裸藻门、黄藻门和隐藻门分别有 3 种、2 种和 1 种,分

别占比 3.61%、2.41% 和 1.20%。各个修复时期浮游植物的物种组成不尽相同(图 3)。修复前因蓝藻水华暴发,物种多样性降低,浮游植物物种数最少,鉴定出浮游植物共计 14 种,隶属 4 门 11

属;修复中期浮游植物共计 61 种,隶属 7 门 47 属;修复后期浮游植物种类数最多,共计 62 种,隶属 6 门 53 属。

表 2 2019 年南江水库各监测期水体理化指标(平均值 ± 标准差)

Tab. 2 Physical and chemical indexes of Nanjiang reservoir in each monitoring period in 2019 (Mean ± SD)

理化因子 Physical and chemical factors	修复前 Before restoration	修复中 During restoration	修复后 After restoration
总磷 TP/(mg/L)	0.11 ± 0.002	0.04 ± 0.02	0.05 ± 0.02
总氮 TN/(mg/L)	2.06 ± 0.19	1.15 ± 0.11	1.80 ± 0.06
透明度 SD/m	0.50 ± 0.20	0.83 ± 0.12	0.58 ± 0.28
水温 WT/°C	14.43 ± 1.34	21.73 ± 1.72	24.33 ± 0.71
溶氧 DO/(mg/L)	9.69 ± 0.32	5.09 ± 3.09	6.34 ± 1.45
pH	8.60 ± 0.16	8.79 ± 0.49	8.90 ± 0.25
氧化还原电位 ORP/mV	151.58 ± 53.16	135.20 ± 10.85	166.86 ± 16.58
叶绿素 <i>Chl. a</i> /(μg/L)	95.54 ± 45.05	24.27 ± 12.04	19.36 ± 3.13

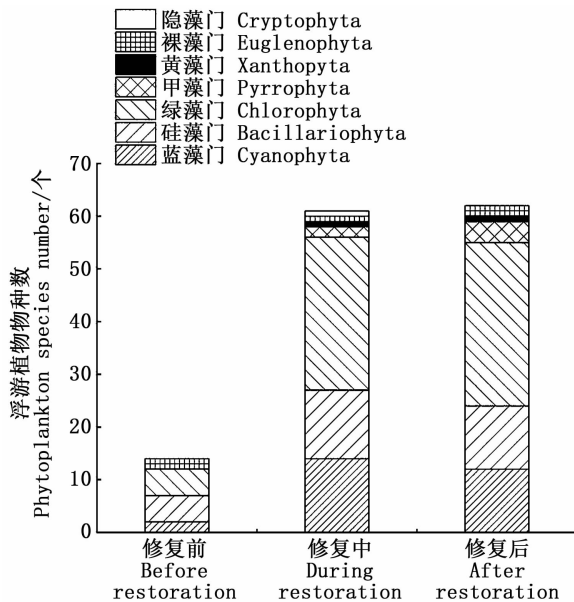


图 3 2019 年南江水库各监测期浮游植物各门类物种数

Fig. 3 Species of phytoplankton in each monitoring period of Nanjiang reservoir in 2019

不同修复时期浮游植物优势种共鉴定出 11 种(表 3),隶属蓝藻门、硅藻门以及绿藻门 3 个门类:修复前优势种仅有 1 种,为水华束丝藻(*Aphanizomenon flos-aquae*, 0.992);修复中优势种有 9 种,不定微囊藻(*Microcystis incerta*, 0.232)优势度最高,色球藻(*Chroococcus*, 0.025)优势度最低,而水华束丝藻优势度降低,优势度为 0.052;修复后优势种有 5 种,鞘丝藻的优势度最高

(*Lyngbya*, 0.683),水华束丝藻(*Aphanizomenon flos-aquae*)优势度上升为 0.120。

2.2.2 浮游植物生物密度及生物量

方差分析表明,修复前期浮游植物生物密度显著高于修复后期($P < 0.05$),而前期与修复中期并无明显差异($P < 0.05$),但生物密度在修复中期仍远低于修复前期;修复前期生物量显著高于修复中期和修复后期($P < 0.05$),其他两个时期无明显差异($P < 0.05$)。由图 4 可知,修复前中后各个站点优势种的生物密度、生物量所占比例都较高。修复前期 S1 站点大坝上游浮游植物的生物密度、生物量最高。整个修复前期浮游植物的生物密度、生物量也最高,生物密度均值为 $(39.20 \pm 0.52) \times 10^7$ cells/L;修复前的生物量为 19.7 ~ 30.78 mg/L,平均值为 (24.64 ± 3.25) mg/L;随着生态治理过程的推进,修复中期浮游植物生物密度和生物量大幅度下降,分别为 $(3.10 \pm 0.28) \times 10^7$ cells/L 和 (5.70 ± 3.73) mg/L;修复后期浮游植物丰度和生物量均较中期有所上升,为 $(5.50 \pm 0.13) \times 10^7$ cells/L 和 (7.97 ± 1.56) mg/L,但仍远低于修复前期浮游植物的生物密度和生物量。

研究发现,蓝藻门的生物密度和生物量在修复前中后的不同时期门类占比均有明显差异。由图 5 和图 6 可知,修复前蓝藻门的生物密度占修复前总生物密度的 99.85%,修复中期逐渐降低(占比为 79.13%),修复后期蓝藻门比例逐渐降低为 66.48%;修复前蓝藻门的生物量占修复

前期总生物量的 99.03%,修复中期比例逐渐降低为 31.18%,修复后期蓝藻门生物量占比降至

最低为 9.88%。这表明该生态应急治理措施对蓝藻去除效果极为显著。

表 3 2019 年南江水库不同修复时期浮游植物优势种组成及其优势度

Tab.3 Composition and dominance of phytoplankton in different restoration periods of Nanjiang reservoir in 2019

门 Phylum	物种 Species	修复前 Before restoration	修复中 During restoration	修复后 After restoration
蓝藻门 Cyanophyta	水华束丝藻 <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0.992	0.052	0.120
	鱼腥藻 <i>Anabaena</i>	-	0.225	-
	色球藻 <i>Chroococcus</i>	-	0.025	-
	鞘丝藻 <i>Lyngbya</i>	-	0.127	0.683
	不定微囊藻 <i>Microcystis incerta</i>	-	0.232	-
	巨颤藻 <i>Oscillatoria princeps</i>	-	-	0.020
	惠氏微囊藻 <i>Microcystis wesenbergii</i>	-	0.056	-
	隐球藻 <i>Aphanocapsa</i>	-	-	0.068
硅藻门 Bacillariophyta	尖针杆藻 <i>Synedra acus</i>	-	0.036	0.041
绿藻门 Chlorophyta	小球藻 <i>Chlorella</i>	-	0.038	-
	双对栅藻 <i>Scenedesmus bijuba</i>	-	0.021	-

注:“-”表示该种在该时期未出现。

Notes:“-” indicates that this species did not appear in this period.

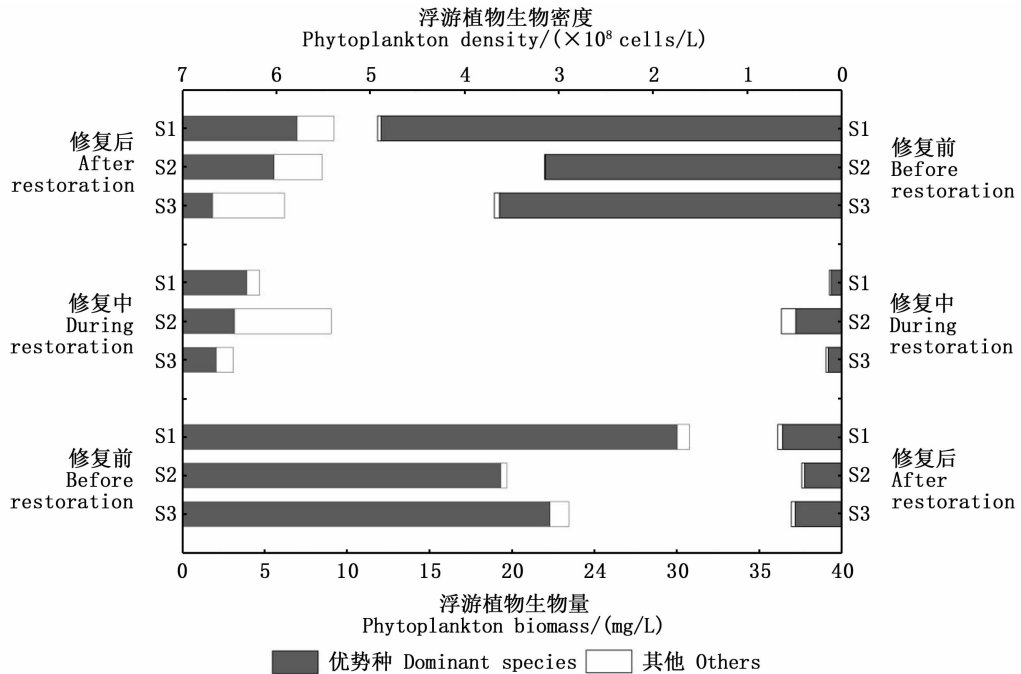


图 4 2019 年南江水库各监测期不同站点浮游植物生物密度及生物量

Fig.4 Phytoplankton density and biomass at different stations of Nanjiang reservoir in different monitoring periods in 2019

2.2.3 南江水库浮游植物多样性

由表 4 可知,南江水库浮游植物 Shannon-Wiener 多样性指数 (H')、Pielou 均匀度指数 (J) 和 Margalef 丰富度指数 (D) 均呈现出先升高后降低的趋势。修复前期浮游植物的 Shannon-Wiener 多样性指数最低,为 0.05 ± 0.02 ,修复中期 Shannon-Wiener 多样性指数最高,为 $2.17 \pm$

0.18 ,修复后期次之,为 1.09 ± 0.27 ;修复中期 Pielou 均匀度指数最高,为 0.59 ± 0.04 ,修复前期最低,为 0.03 ± 0.01 ;修复前期 Margalef 丰富度指数为 $0.40 \sim 0.83$,平均值为 0.66 ± 0.13 ,修复中期为 $4.01 \sim 6.35$,平均值为 5.17 ± 0.67 。单因素方差分析表明,修复前期 Shannon-Wiener 多样性指数、Pielou 均匀度指数均显著低于修复中期

($P < 0.05$), 与修复后期差异不显著($P > 0.05$); Kruskal-Wallis 检验表明, Margalef 丰富度指数在修复前期显著低于修复中期($P < 0.05$), 与修复后期差异不显著($P > 0.05$)。

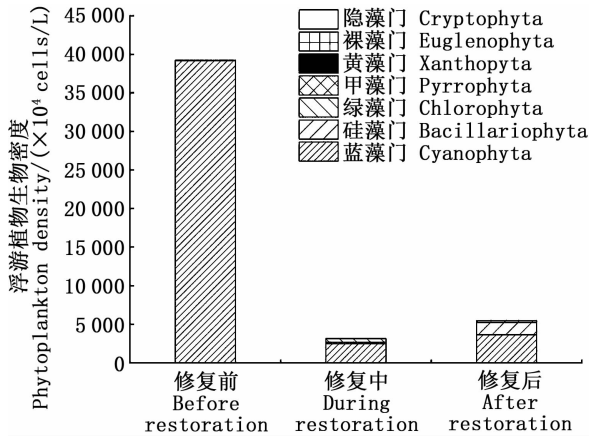


图 5 2019 年南江水库各监测期浮游植物生物密度
Fig. 5 Phytoplankton density in each monitoring period of Nanjiang reservoir in 2019

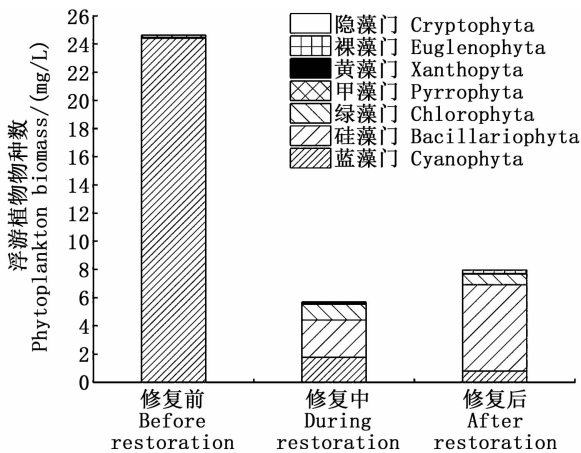


图 6 2019 年南江水库各监测期浮游植物生物量
Fig. 6 Phytoplankton density in each monitoring period of Nanjiang reservoir in 2019

表 4 2019 年南江水库各监测期浮游植物多样性指数
Tab. 4 Phytoplankton abundance index of Nanjiang reservoir in different monitoring periods in 2019

多样性指数 Diversity index	修复前 Before restoration	修复中 During restoration	修复后 After restoration
H'	0.05 ± 0.02 ^b	2.17 ± 0.18 ^a	1.09 ± 0.27 ^{ab}
J	0.03 ± 0.01 ^b	0.59 ± 0.04 ^a	0.30 ± 0.07 ^{ab}
D	0.66 ± 0.13 ^b	5.17 ± 0.67 ^a	4.25 ± 0.32 ^{ab}

注: 平均值 ± 标准误。同行数据不含相同字母表示差异显著 ($P < 0.05$)。

Notes: Mean ± SE. Peer data without the same letter means significant difference ($P < 0.05$).

2.2.4 优势种与环境因子的相关性分析

对数据进行去趋势对应分析(DCA), 结果显示排序轴最大值为 $1.9 < 3$, 故对 11 种浮游植物优势种(表 5)生物密度与环境因子间的关系采用冗余分析(RDA)。RDA 排序第一轴与第二轴的特征值分别为 0.459 和 0.174, 共解释了浮游植物数据的 63.38%, 前 2 轴物种-环境因子的相关系数分别为 0.974 和 0.911, 表明物种与环境因子之间的相关性极强。4 个排序轴解释了浮游植物与环境因子的相关性总变异的 100%, 表明 RDA 排序轴能很好地反映浮游植物与环境因子间的相关性。

蒙特卡洛检验表明, 水温(WT)、总磷(TP)是影响浮游植物的主要环境因子。RDA 排序图显示, 蓝藻门的水华束丝藻(*Aphanizomenon flos-aquae*, SP1)、鱼腥藻(*Anabaena*, SP2)与总磷(TP)正相关, 与水温(WT)呈负相关; 其他物种均与水温(WT)呈正相关, 与总磷(TP)负相关。其中水华束丝藻(*Aphanizomenon flos-aquae*, SP1)与总磷(TP)的正相关性极强, 表明总磷(TP)是影响水华束丝藻生长的关键性环境因子(图 7)。

表 5 RDA 分析中浮游植物物种代码

Tab. 5 Phytoplankton species code in RDA analysis

藻类类别 Phylum	代码 Code	物种 Species
蓝藻门 Cyanophyta	SP1	水华束丝藻 <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
	SP2	鱼腥藻 <i>Anabaena</i>
	SP3	色球藻 <i>Chroococcus</i>
	SP4	鞘丝藻 <i>Lyngbya</i>
	SP5	不定微囊藻 <i>Microcystis incerta</i>
	SP6	巨颤藻 <i>Oscillatoria princeps</i>
	SP7	惠氏微囊藻 <i>Microcystis wesenbergii</i>
	SP8	隐球藻 <i>Aphanocapsa</i>
硅藻门 Bacillariophyta	SP9	尖针杆藻 <i>Synedra acus</i>
绿藻门 Chlorophyta	SP10	小球藻 <i>Chlorella</i>
	SP11	双对栅藻 <i>Scenedesmus bijuba</i>

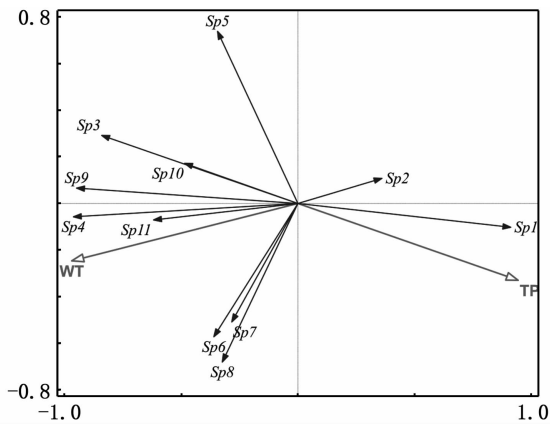


图7 南江水库浮游植物与环境因子 RDA 分析图
Fig.7 RDA analysis of phytoplankton and environmental factors in Nanjiang reservoir

2.2.5 浮游植物对水质的指示作用

基于叶绿素、浮游植物生物密度、Shannon-Wiener 多样性指数、Pielou 均匀度指数和 Margalef 丰富度指数对南江水库修复前中后 3 个时期对水质健康状态进行评价。结果显示,修复后期水质均比修复前期有明显较大的改善。参照评价标准,修复前期叶绿素为 95.54 mg/L,水质处于富营养状态;修复后期叶绿素为 24.27 mg/L,水质处于中营养状态。修复前期浮游植物生物密度为 $(39.20 \pm 0.52) \times 10^7$ cells/L,水质处于极富营养状态;修复后期浮游植物生物密度为 $(5.50 \pm 0.13) \times 10^7$ cells/L,水质处于中富营养状态。修复前期 Shannon 多样性指数、Pielou 均匀度指数以及 Margalef 丰富度指数分别为 0.05、0.03 和 0.66,水质则均处于重污染状态;修复后期 Shannon 多样性指数、Pielou 均匀度指数以及 Margalef 丰富度指数分别为 1.09、0.30 和 4.25,水质处于轻污染状态(表 6)。从以上藻类生物学指标与标准综合分析,南江水库在蓝藻暴发时期水质处于重度污染状态,经过生态治理在修复后期水质得到积极明显的缓解和改善。

3 讨论

蓝藻水华主要由微囊藻(*Microcystis*)、鱼腥藻(*Anabaena*)、束丝藻(*Aphanizomenon*)、拟柱胞藻(*Cylindrospermopsis*)和颤藻(*Oscillatoria*)等蓝藻中的一种或几种产生^[15-18]。不同湖泊引起蓝藻水华的优势种各有所不同。滇池在 1999 年暴发以铜绿微囊藻为主的蓝藻水华^[19],玄武湖在 2005

表 6 南江水库水质评价结果
Tab.6 Water quality assessment results of Nanjiang reservoir

水质评价指标 Water quality evaluation index	监测期 Monitoring period		
	修复前 Before restoration	修复中 During restoration	修复后 After restoration
叶绿素 <i>Chl. a</i> /($\mu\text{g/L}$)	富营养	中营养	中营养
细胞密度/($\times 10^6$ ind./L)	极富营养	中营养	中富营养
<i>H'</i>	重污染	中污染	轻污染
<i>J</i>	重污染	中污染	轻污染
<i>D</i>	重污染	轻污染	轻污染

年暴发微囊藻水华^[20],武汉机器荡子湖在 2016 年暴发束丝藻水华^[21]。南江水库的蓝藻水华优势种也为水华束丝藻。南江水库蓝藻水华暴发的原因可能是以下几方面综合作用的结果:一是前几年养殖公司大量投饵、释放导致外源污染的大量输入并在水体沉积形成内源污染,水库自身的调节能力较差,水体中已沉积的营养盐在水体环境发生变化时极易释放;二是由于气候变化,降雨增多,流域上游地表积累的大量面源污染物随着地表径流汇入水库,同时人类活动的影响也加重了外源污染物的输入。但一个不得不指出的情况是,水库渔业的承包期刚好在前一个年度到期,导致水库中的鱼类特别是鲢、鳙鱼类被大量捕捞,导致水库的食物链结构发生了很大的变动。但这种捕捞与随后春季蓝藻的暴发之间是否存在关系,则缺乏相关的研究。本研究中,对南江水库前中后 3 个时期的水质指标分析发现,修复后期南江水库的总磷浓度与修复前期相比总体呈现显著下降趋势。修复中期总氮浓度显著低于修复前期,与修复后期无明显差异。这表明该项处置技术确实能够有效削减水体中总氮、总磷等营养盐的浓度,且总磷的削减能力强于总氮。浮游植物生物密度尤其是蓝藻的生物密度在修复后期均要显著低于修复前期。多样性指数在修复中期较修复前期均有显著提升,修复后期与前期虽无显著差异,但后期仍远高于前期。综合藻类生物学评价标准分析发现,修复前期水华暴发导致水质已成为重度污染状态,在修复中期、后期水质均得到明显的缓解和改善。综合这些数据表明该项处置技术在对藻类生长以及影响藻类生长的营养盐浓度方面具有良好的控制和去除效果,对水质的改善具有良好的时效性。

目前控制蓝藻水华的措施主要包括物理、化学和生物 3 种措施^[22]。物理措施主要包括机械法、气浮法、黏土絮凝、稀释冲刷等^[23],其对于短时间内蓝藻水华的应急清除可以起到良好效果,同时也能有效降低内源氮、磷等污染物负荷^[24],但是这种方法耗时、耗人力、耗材;化学措施主要是通过化学药剂的使用来达到控藻的目的^[25],这些药剂会导致水体二次污染,杀掉水体内大部分微生物,破坏水体微生物群落^[26];生物学方法则是利用水生动植物和微生物控藻等^[27],但是此种方法比较耗时且进展缓慢,并不能在短时间内解决水华问题。李静会等^[28]对玄武湖蓝藻水华应急治理发现,采用除藻剂除藻药剂显效时间短,受风力、水力条件影响较大。王闪等^[29]利用改性黏土去除水华束丝藻效果显著。赵益华等^[30]采用壳聚糖改性硅藻土除藻效果显著。但是以上两种方法需要考虑其最佳投放量还需要考虑其对水体的二次污染,局限性较大。林映津等^[22]采用微纳米气泡技术和投放已驯化的环境友好型微生物去除水华微囊藻水华,该方法虽然没有造成二次污染,实验效果显著,但是耗费大量的人力、物力以及财力,在小型水体较为适用,在大型水体成本较高。笔者所采用的应急处置技术综合了物理、生态以及两者之间的交互作用对蓝藻水华进行控制,是一种原位处置技术,并不投放使用任何辅助物料,不会对水体产生二次污染,且除藻见效快,适合于应急处置,可用于不同的水体,并且 1 台应急处置装置在运行处理过程中仅需 1 人操作即可,也可无限次循环使用,大大减少了人力、物力的浪费。

通过吸收库底低温水团与表层蓝藻水层的充分混合并通过物理作用破坏藻类聚集,因此在对南江水库运行处置过程中,船体的运行对水体的物理扰动是非常剧烈的,而强扰动会对藻类细胞造成机械损伤并抑制藻类的增殖。AMEC 地球与环境公司^[31]在美国樱桃溪水库安装浸没式扰动系统用以降低蓝藻生长的效果较好。LEWIS 等^[32]认为扰动作为控制水库内部负荷和限制藻类生长也是一种颇为有效且安全的方法。邹锐等^[33]研究表明垂向扰动机对水体蓝藻可以产生明显的抑制效应。另外,在本研究处置过程中高强度的扰动也会导致底泥再悬浮,而通过扰动使得破碎的细胞残骸,因为其体积的明显减少便于

底泥在自然沉降中对藻类的吸附。李文斌等^[34]发现底泥扰动有利于降低叶绿素 a 含量和藻类活性,且对溶解性磷酸盐和氨氮也有一定的去除效果。本研究在处理过程中利用臭氧灭藻,不仅操作简便,而且效果较好。汪小雄等^[35]利用臭氧灭活水中铜绿微囊藻效果显著。缪恒锋等^[36]研究认为臭氧化去除铜绿微囊藻效果显著,并且低剂量的臭氧就会抑制铜绿微囊藻的正常生长。

因此,研究表明该项应急处置技术对水华束丝藻的去除效果显著,并且根据后续的跟踪调查发现,水质的维稳性比较好,并不随时间的变化而反弹。该技术在慈溪的一些水库针对常见的蓝藻水华物种——微囊藻水华处理后同样取得非常有效和稳定的效果,展示了其在蓝藻治理上的前景。但目前尚未利用该技术对硅藻水华进行应急处置,其是否适合于对硅藻水华的治理,尚待今后研究的检验。在对南江水库进行生态应急治理时,由于时间紧凑,居民饮用水危机需尽快解决,投放了 5 条船同时对水库进行应急处置,并且水域水体之间的联通性较好,且装置的运行对水体的扰动是非常大的。基于这样的前提,无法在该水库开展单独的水域空白对照实验。但是从修复前中后 3 个时期的不同对比,发现该生态应急治理在应对蓝藻水华暴发具有时效性。

本研究虽未对南江水库的蓝藻成因开展专门的研究,但通过分析水华前后的一些环境因子的变动,仍能为认清南江水库营养化的主要原因提供一些参考。监测结果显示,蓝藻水华暴发前,水体中的氮、磷含量高(总氮 2.06 mg/L、总磷 0.11 mg/L),远远超过了 OCED 推荐的总氮 0.2 mg/L 和总磷 0.02 mg/L 的临界含量,因此氮磷含量超标可能是导致水华暴发的一个重要原因。杨飞等^[37]对太湖蓝藻水华成因分析时发现,蓝藻水华暴发前其水体中已经悬浮大量的微囊藻群体,在适宜的条件下上浮、聚集迁移至水体表层表现出瞬时的水华暴发,说明蓝藻具有潜伏期长、暴发突然的特点。因此从长远的角度考虑,要预防控制蓝藻水华暴发,就要加大对外源性营养物质输入的控制力度,截污清淤,建立生态修复湿地,而利用滤食性鱼类来预防也不失为一种有效的调控方法。但一旦水库暴发了蓝藻水华,则需要采取应急处置技术,以尽快恢复水库的饮

用水水源功能。本研究表明,本实验室发明的这种蓝藻水华应急处置技术是有效的,可供大家选用。

参考文献:

- [1] SCHELLEKENS J, DUTRA E, MARTÍNEZ-DE LA TORRE A, et al. A global water resources ensemble of hydrological models: the earth2 Observe Tier-1 dataset[J]. *Earth System Science Data*, 2017, 9(2): 389-413.
- [2] 金相灿. 湖泊富营养化研究中的主要科学问题:代“湖泊富营养化研究”专栏序言[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(1): 21-23.
- JIN X C. The key scientific problems in lake eutrophication studies[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, 28(1): 21-23.
- [3] 张壹壹, 张玉超, 周雯, 等. 富营养化湖泊典型水华蓝藻的固有光学特性[J]. *湖泊科学*, 2018, 30(6): 1681-1692.
- ZHANG Y X, ZHANG Y C, ZHOU W, et al. Inherent optical properties of typical cyanobacteria in eutrophic lakes[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2018, 30(6): 1681-1692.
- [4] 范亚民, 姜伟立, 刘宝贵, 等. 蓝藻水华暴发期间太湖贡湖湾某水厂水源水及出厂水中微囊藻毒素污染分析及健康风险评估[J]. *湖泊科学*, 2018, 30(1): 25-33.
- FAN Y M, JIANG W L, LIU B G, et al. Temporal microcystin dynamics of the source water and finished water in a waterworks of Lake Taihu[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2018, 30(1): 25-33.
- [5] ZHANG X J, CHEN C, DING J Q, et al. The 2007 water crisis in Wuxi, China: analysis of the origin[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 182(1/3): 130-135.
- [6] STEFFEN M M, DAVIS T W, MCKAY R M L, et al. Ecophysiological examination of the lake Erie *Microcystis* bloom in 2014: linkages between biology and the water supply shutdown of Toledo, OH[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(12): 6745-6755.
- [7] 杜庆红, 陈凯, 黄智伟, 等. 安海湾浮游植物群落特征[J]. *渔业研究*, 2018, 40(1): 42-52.
- DU Q H, CHEN K, HUANG Z W, et al. Community characteristics of phytoplankton in Anhui Bay[J]. *Journal of Fisheries Research*, 2018, 40(1): 42-52.
- [8] 周静, 胡忠军, 李培培, 等. 基于叶绿素 a 测定的分光光度法与 bbe 法比较: 以千岛湖为例[J]. *水生态学杂志*, 2013, 34(2): 80-84.
- ZHOU J, HU Z J, LI P P, et al. Comparison between spectrophotometry and bbe-FluoroProbe for measuring chlorophyll a: illustrated by the example of Qiandao Lake[J]. *Journal of Hydroecology*, 2013, 34(2): 80-84.
- [9] 毕列爵, 胡征宇. 中国淡水藻志(第八卷): 绿藻门 绿球藻目[M]. 北京: 科学出版社, 2004.
- BI L J, HU Z Y. *Freshwater algae in China (Volume Eight)* [M]. Beijing: Science Press, 2004.
- [10] 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.
- HU H J, WEI Y X. *The freshwater algae of China: systematics, taxonomy and ecology* [M]. Beijing: Science Press, 2006.
- [11] 张家路, 王银平, 蔺丹清, 等. 安庆新洲水域浮游植物群落结构特征[J]. *上海海洋大学学报*, 2019, 28(5): 680-688.
- ZHANG J L, WANG Y P, LIN D Q, et al. Characteristics of community structure of phytoplankton of Xinzhou waters in Anqing[J]. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2019, 28(5): 680-688.
- [12] 曹毅, 李丽, 陈丽平, 等. 上海市环城绿带休憩型河道浮游植物群落结构特征[J]. *上海海洋大学学报*, 2020, 29(5): 734-745.
- CAO Y, LI L, CHEN L P, et al. Structural characteristics of phytoplankton community in suburb rivers for leisure located in green belt around City of Shanghai, China[J]. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2020, 29(5): 734-745.
- [13] 宋勇军, 戚菁, 刘立恒, 等. 程海湖夏冬季浮游植物群落结构与富营养化状况研究[J]. *环境科学学报*, 2019, 39(12): 4106-4113.
- SONG Y J, QI J, LIU L H, et al. Eutrophication status and phytoplankton community structure in Chenghai Lake in summer and winter [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, 39(12): 4106-4113.
- [14] PAERL H W, TUCKER J, BLAND P T, et al. Carotenoid enhancement and its role in maintaining blue-green algal (*Microcystis aeruginosa*) surface blooms[J]. *Limnology and Oceanography*, 1983, 28(5): 847-857.
- [15] 王扬才, 陆开宏. 蓝藻水华的危害及治理动态[J]. *水产学杂志*, 2004, 17(1): 90-94.
- WANG Y C, LU K H. Harm and control about cyanobacterial bloom[J]. *Chinese Journal of Fisheries*, 2014, 17(1): 90-94.
- [16] 吴庆龙, 谢平, 杨柳燕, 等. 湖泊蓝藻水华生态灾害形成机理及防治的基础研究[J]. *地球科学进展*, 2008, 23(11): 1115-1123.
- WU Q L, XIE P, YANG L Y, et al. Ecological consequences of cyanobacterial blooms in lakes and their countermeasures[J]. *Advances in Earth Science*, 2008, 23(11): 1115-1123.
- [17] 张维清, 韩丽华, 林立清. 太湖微囊藻水华暴发发现状及其研究进展[J]. *江西科学*, 2018, 36(5): 830-832, 876.
- ZHANG W Q, HAN L H, LIN L Q. Current situation of *Microcystis* blooms outbreak in Lake Taihu and its research progress[J]. *Jiangxi Science*, 2018, 36(5): 830-832, 876.
- [18] 贾晓会, 施定基, 史绵红, 等. 巢湖蓝藻水华形成原因探索及“优势种光合假说”[J]. *生态学报*, 2011, 31(11): 2968-2977.

- JIA X H, SHI D J, SHI M H, et al. Formation of cyanobacterial blooms in Lake Chaohu and the photosynthesis of dominant species hypothesis[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(11): 2968-2977.
- [19] 刘丽萍. 滇池水华特征及成因分析[J]. *环境科学研究*, 1999, 12(5): 36-37.
- LIU L P. Characteristics of blue algal bloom in Dianchi Lake and analysis on its cause[J]. *Research of Environmental Sciences*, 1999, 12(5): 36-37.
- [20] 张哲海, 梅卓华, 孙洁梅, 等. 玄武湖蓝藻水华成因探讨[J]. *环境监测管理与技术*, 2006, 18(2): 15-18.
- ZHANG Z H, MEI Z H, Sun J M, et al. Study on the reasons of blue alga in Xuanwu Lake of Nanjing[J]. *The Administration and Technique of Environmental Monitoring*, 2006, 18(2): 15-18.
- [21] 万红, 许弯弯. 武汉机器荡子湖蓝藻水华优势藻种和土嗅味藻源鉴定[J]. *生态与农村环境学报*, 2017, 33(6): 539-545.
- WAN H, XU W W. Identification on preponderant algae of cyanobacteria bloom and geosmin odor source of Wuhan Jiqidangzi[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2017, 33(6): 539-545.
- [22] 林映津, 曾小妹, 陈倩, 等. 东牙溪水库蓝藻水华的应急与长效管控效果[J]. *渔业研究*, 2020, 42(5): 429-444.
- LIN Y J, ZENG X M, CHEN Q, et al. Emergency and long-term control effect of cyanobacteria bloom in Dongyaxi Reservoir[J]. *Journal of Fisheries Research*, 2020, 42(5): 429-444.
- [23] 邓莎, 周键. 蓝藻水华的危害及主要控制技术研究进展[J]. *安徽农学通报*, 2020, 26(18): 150-151, 198.
- DENG S, ZHOU J. Research advances in the harm of cyanobacteria bloom and its main control technology[J]. *Anhui Agricultural Science Bulletin*, 2020, 26(18): 150-151, 198.
- [24] 沈银武, 刘永定, 吴国樵, 等. 富营养湖泊滇池水华蓝藻的机械清除[J]. *水生生物学报*, 2004, 28(2): 131-136.
- SHEN Y W, LIU Y D, WU G Q, et al. Mechanical removal of heavy cyanobacterial Bloom in the hyper-eutrophic Lake Dianchi[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2004, 28(2): 131-136.
- [25] 汪小雄. 化学方法在除藻方面的应用[J]. *广东化工*, 2011, 38(4): 24-26.
- WANG X X. Application of chemical method in algae removal technology[J]. *Guangdong Chemical Industry*, 2011, 38(4): 24-26.
- [26] 王世香. 优化组合蓝藻防控技术措施对保护优质饮用水源地的作用[J]. *广东化工*, 2020, 47(24): 90-91.
- WANG S X. Effect of optimizing combination of cyanobacteria control technology measures on protection of high quality drinking water source[J]. *Guangdong Chemical Industry*, 2020, 47(24): 90-91.
- [27] 谈伟强, 孔赞, 潘国强, 等. 湖库富营养化生物控藻技术的研究进展[J]. *安全与环境工程*, 2017, 24(4): 58-63.
- TAN W Q, KONG Y, PAN G Q, et al. Advanced research of biological control algae techniques for eutrophication of lakes and reservoirs[J]. *Safety and Environmental Engineering*, 2017, 24(4): 58-63.
- [28] 李静会, 高伟, 张衡, 等. 除藻剂应急治理玄武湖蓝藻水华实验研究[J]. *环境污染与防治*, 2007, 29(1): 60-62.
- LI J H, GAO W, ZHANG H, et al. Emergency control of blue algal bloom by algicide: experimental study in Xuanwu Lake[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2007, 29(1): 60-62.
- [29] 王闪, 姚丹义, 陈微, 等. 改性黏土去除水华束丝藻的研究[J]. *安全与环境学报*, 2016, 16(5): 242-247.
- WANG S, YAO D Y, CHEN W, et al. Increasing the removal efficiency of algae *Aphanizomenon flos-aquae* via the modified clays[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2016, 16(5): 242-247.
- [30] 赵益华, 贾凯悦, 季民, 等. 壳聚糖改性硅藻土除藻性能及生态安全性评价[J]. *生态环境学报*, 2020, 29(12): 2441-2448.
- ZHAO Y H, JIA K Y, JI M, et al. Algae removal performance and ecological safety evaluation of diatomite modified by chitosan[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2020, 29(12): 2441-2448.
- [31] AMEC Earth & Environmental, Inc, Alex Horne Associates and Hydrosphere Resource Consultants, Inc. Feasibility report cherry creek reservoir destratification[R]. 2005.
- [32] LEWIS W M, SAUNDERS J F, MCCUTCHAM J H. Studies of phytoplankton response to nutrient enrichment in Cherry Creek Reservoir, Colorado[R]. 2004.
- [33] 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.
- ZOU R, ZHOU J, SUN Y J, et al. Numerical experiment study on the algae suppression effect of vertical hydrodynamic mixers[J]. *Environmental Science*, 2012, 33(5): 1540-1549.
- [34] 李文斌, 李大鹏. 底泥扰动对藻类去除效果影响的研究[J]. *苏州科技学院学报(工程技术版)*, 2015, 28(1): 53-57.
- LI W B, LI D P. Effect of sediment disturbance on algae removal[J]. *Journal of Suzhou University of Science and Technology (Engineering and Technology)*, 2015, 28(1): 53-57.
- [35] 汪小雄, 姜成春, 朱佳, 等. 臭氧灭活水中铜绿微囊藻影响因素研究[J]. *中国环境科学*, 2012, 32(4): 653-658.
- WANG X X, JIANG C C, ZHU J, et al. Effect of various factors on ozone inactivating *Microcystis aeruginosa* in water[J]. *China Environmental Science*, 2012, 32(4): 653-658.
- [36] 缪恒锋, 陶文沂, 张信华, 等. 铜绿微囊藻臭氧化以及藻毒素去除研究[J]. *安徽农业科学*, 2008, 36(5): 1730-

1731, 1746.

MIAO H F, TAO W Y, ZHANG X H, et al. Study on the ozonization of *Microcystis aeruginosa* and the removal of its Algae Toxins [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2008, 36(5): 1730-1731, 1746.

- [37] 杨飞, 刘钰, 张毅敏, 等. 溧湖蓝藻水华发生成因及控制研究进展[C]//2020 中国环境科学学会科学技术年会论文集(第一卷). 南京:《中国学术期刊(光盘版)》电子杂

志社有限公司, 2020: 8.

YANG F, LIU Y, ZHANG Y M, et al. Research progress on the causes and control of bloom in Gehu Lake [C]// Proceedings of the 2020 Annual Meeting of Science and Technology of the Chinese Society for Environmental Sciences (Volume 1). Nanjing: China Academic Journal (CD version) Electronic Magazine Co., Ltd, 2020: 8.

Changes of phytoplankton community structure and environmental factors before and after emergency treatment of cyanobacteria bloom in Nanjiang reservoir

XU Mengjiao^{1,2}, DONG Weizhen^{1,2}, ZHANG Zhen^{1,2}, ZHU Xuhua³, GUO Meihua³, SUN Xufeng⁴, LIU Qigen^{1,2}

(1. National Demonstration Center for Experimental Fisheries Science Education, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 2. Centre for Research on Environmental Ecology and Fish Nutrition of the Ministry of Agriculture, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 3. Nanjiang Reservoir Administration of Dongyang City, Zhejiang Province, Dongyang 322100, Zhejiang, China; 4. Zhejiang Weicheng Environmental Protection Technology Co., Ltd, Deqing 313200, Zhejiang, China)

Abstract: In order to understand the effect of emergency treatment developed by the laboratory on cyanobacteria of bloom in Nanjiang Reservoir and the water quality changes in the process of treatment, we studied the water quality and phytoplankton structure changes before, during and after the restoration of Nanjiang Reservoir. The results showed that the mass concentration of TN and TP decreased significantly after restoration, and the dominant species changed from the only dominant species *Aphanizomenon flos-aquae* before restoration to the after restoration: *Lyngbya*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Oscillatoria princeps*, *Aphanocapsa* and *Synedra acus*. The density of phytoplankton decreased from $(39.2 \pm 0.52) \times 10^7$ cells/L in the early stage to $(5.5 \pm 0.13) \times 10^7$ cells/L in the later stage of restoration; the biomass decreased from (24.64 ± 3.25) mg/L before the restoration to (7.97 ± 1.56) mg/L after restoration. Shannon-Wiener diversity index, Pielou evenness index and Margalef richness index were significantly lower in the early stage than in the middle stage ($P < 0.05$). Redundancy analysis (RDA) showed that water temperature (WT) and total phosphorus (TP) were the main environmental factors affecting phytoplankton, and total phosphorus (TP) was the key factor for outbreak of cyanobacteria bloom. The results above indicate that the emergency treatment can reduce the nutrient salt of nitrogen and phosphorus in water and reduce the chlorophyll content, and the effect of control on cyanobacteria bloom is significant in the short term.

Key words: Nanjiang reservoir; emergency treatment; phytoplankton; environmental factor; Redundancy analysis