

湖北长湖蓝藻季节动态及其驱动因子分析

李滔¹, 章叶飞¹, 王海艳¹, 熊勤学^{1,2}, 张露¹, 习小杰¹, 陈如¹, 刘章勇^{1,2}, 朱建强^{1,2}, 杨军^{1,2}

(1. 长江大学农学院, 湖北荆州 434025; 2. 长江大学湿地生态与农业利用教育部工程研究中心, 湖北荆州 434025)

摘要:长湖是调控长江中游地区生态平衡重要的湿地生态系统, 为了解长湖蓝藻季节动态并进一步探究蓝藻与环境因子的相关关系, 根据其湖形特征设置5个采样点, 于2020年4月至2021年3月对长湖蓝藻及水环境进行了逐月采样调查与分析。结果显示, 调查期间共检出蓝藻18种(属), 主要优势种为棒胶藻属(*Rhabdogloea* sp.)、惠氏微囊藻(*Microcystis wesenbergii*)和假鱼腥藻属(*Pseudanabaena* sp.)。二维非度量多维尺度(NMDS)分析显示, 长湖蓝藻生物量季节变化明显, 5、6、8月的蓝藻生物量较高, 为6.88~15.50 mg/L, 占浮游植物总生物量的24.0%~43.8%; 冬季和初春较低, 为0.13~0.29 mg/L, 占浮游植物总生物量的0.5%~2.8%。逐步回归分析显示, 气温、气压、总磷、降雨量和溶解氧是影响蓝藻的重要因子, 共解释了蓝藻生物量变化的70.0%。结构方程模型展示了环境因子与蓝藻生物量的关系, 气温和溶解氧的上升可促进蓝藻生长, 而气压、总磷和降雨量正好相反, 环境因子可直接或间接地通过改变湖泊的湖沼学特征影响蓝藻生物量。研究结果可为长湖蓝藻水华防控提供参考依据。

关键词:长湖; 蓝藻; 季节动态; 环境因子

中图分类号:Q948.11 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2023)04-0044-08

随着全球人口激增以及经济和社会的快速发展, 大量的湖泊、河流和水库暴发蓝藻水华, 且发生面积、频率和持续时间均呈快速增长趋势(Huisman et al, 2018)。水华发生不仅影响感官体验, 还可释放多种藻毒素、破坏水生生物网、降低水质、危害渔业生产、社会经济和人类健康(Jeff et al, 2019), 已成为当今水生态系统面临的主要问题和挑战。蓝藻水华的成因复杂多样, 秦伯强(2020)研究表明, 气候变暖和营养盐富集的复合效应、流域风速下降以及暴雨事件频次和强度增加等水文气象条件, 共同促进了蓝藻水华的暴发。相较于其他藻类, 蓝藻对高温具有更强的耐受力(Nalewajko et al, 2001), 这也是每年夏季各地蓝藻水华频发的重要诱因; 此外, 水体中氮、磷等营养盐的增加也会引起蓝藻的大量繁殖。一般认为水体中氮含量高于0.20 mg/L、磷含量高于0.02 mg/L时易引起富营养化, 水体发生藻类水华的概率更高(金相灿, 1995); 且氮磷比的高低也能决定蓝藻门类的组成(杨

敏等, 2014)。除了温度和营养盐之外, 光、气压、风速、降雨量和水位等水文气象要素也是影响浮游植物生长和繁殖的重要环境因子。蓝藻在水体中的垂直迁移过程与光照密切相关, 主要表现为昼夜迁移(Ostrovsky et al, 2020)。在低气压条件下, 蓝藻可借助自身的气囊结构上浮到水体表层, 成为湖泊表层的优势类群(王铭玮等, 2011; Shi et al, 2017)。在全球变化的大背景下, 风速、降雨量和水位的异常变化, 会显著减少或增加蓝藻的优势度(Fitch & Moore, 2007; Reichwaldt & Ghadouani, 2012; Bakker & Hilt, 2016)。

长湖是调控长江中游地区生态平衡重要的湿地生态系统, 为鲢类国家级水产种质资源保护区, 兼具防洪蓄水、农业灌溉、渔业养殖、航运和生活供水等功能, 其生态格局对维持江汉平原社会和经济发展的作用, 对保障汉江与长江流域生态安全有重要作用(任雁等, 2015)。但自20世纪80年代末开始, 由于围网养殖, 长湖原始的开放生态系统已逐渐演变成半封闭生态系统(何勇凤等, 2015), 加之周边工业、农业、工程建设和城乡生活等影响, 长湖水质急剧恶化, 长期处于地表水Ⅳ类至劣Ⅴ类水平(李兆华和李瑞勤, 2009)。2006~2011年的水质监测数据显示, 长湖综合水质为Ⅴ类(刘建峰等, 2014); 尽管2015~2016年长湖实施了湖泊生态恢复工程, 但2017~2018年调查显示, 长湖水质仍处于富营养化状态(杨军等, 2020)。近期调查表明, 长湖水生植物种类组成趋于简单且群落结构稳定性较差(谭凤霞等, 2021a), 浮游植物丰

收稿日期: 2022-04-01 修回日期: 2022-09-30

基金项目:国家自然科学基金(41901135; U21A2039); 长江科学院开放基金(CKWV2019770/KY); 湖北省教育厅项目(Q20191303)。

作者简介:李滔, 1998年生, 男, 硕士研究生, 研究方向为水环境与水生态。E-mail: taolisly@163.com

通信作者:杨军, 1986年生, 男, 副教授, 主要从事水环境与水生态、浮游植物和湿地水体修复研究。E-mail: junyang2@yangtzeu.edu.cn

度和生物量呈上升趋势(祁梅等,2020),且蓝藻易在夏秋两季占据优势地位(魏志兵等,2020),长湖已由草型湖泊向藻型湖泊演替(谭凤霞等,2021b)。

目前,围绕长湖的研究多集中于浮游植物群落结构组成及其与环境因子的关系,缺乏对长湖蓝藻季节动态及其驱动因子的了解。本研究通过对长湖周年调查,分析蓝藻种类组成和季节动态,明确驱动长湖蓝藻季节演变的关键环境因子,评估蓝藻水华发生风险,以期为长江中下游地区湖泊富营养化和蓝藻水华防控提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域

长湖是湖北省第三大湖泊,位于荆州、荆门、潜江三市交界处(30°22′~30°30′ N, 112°17′~112°30′ E),湖泊面积 122~150 km²,岸线全长约 310 km,最大水深 6.1 m,平均水深 2.1 m,库容为 2.71 亿 m³,属亚热带湿润季风气候,雨热同季,多发生于 5~9 月,主要以地表径流和湖面降水方式补给。其形态呈东西向分布,东部湖区较宽,西部湖区较窄,四周为堤渠,多湖湾和湖汊(图 1)。

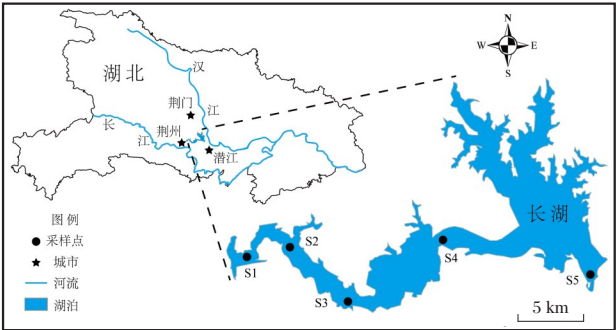


图 1 长湖采样点分布

Fig.1 Location of the sampling sites in Changhu Lake

1.2 样品采集与处理

根据长湖形态特征共设 5 个采样点,分别为园博园(S1)、陈堤头(S2)、宋家冲(S3)、龙口寨(S4)和习口(S5),于 2020 年 4 月至 2021 年 3 月每月定期采集水样,每次采样时间段为 9:00~11:00。现场用多参数水质分析仪测定水温和溶解氧(DO),同时用 2.5 L 有机玻璃采水器采集水面下 0.5 m 处水样,每个样点分别采集水样 1.5 L 用于水化学指标的测定和浮游植物计数,浮游植物样品现场用 1.5% 的酸性鲁哥氏液固定。水位、气温、气压、降雨量和日照时数等数据由当地水文气象管理部门(湖北水文水资源中心和荆州市气象局)提供。

样品带回实验室后,立即进行水化学指标测定,包括总氮(TN)、总磷(TP)和叶绿素 a 含量(Chl-a)等(魏复盛,2002;张丽彬等,2008)。将浮游植物样品静置 48 h 以上,去除上清液,浓缩至 40 mL,取 0.1 mL 标本液置于浮游植物计数框,使用 Olympus 生物显微镜(400×)进行鉴定与计数,每个样品计数所得到的浮游植物均在 500 个以上。浮游植物种类鉴定和生物量测算参照相关文献(章宗涉和黄祥飞,1995;Hillebrand et al,1999;胡鸿钧和魏印心,2006)。

1.3 数据处理

采用 Bray-Curtis 相似度、差异性分析(ANOSIM)和二维非度量多维尺度(NMDS)分析浮游植物群落演变过程。为了明确蓝藻与环境因子之间的联系,将蓝藻生物量与环境因子数据进行 lg(x+1)标准化,利用逐步多元回归分析,筛选影响蓝藻的主要环境变量,并依据筛选出的环境变量构建结构方程模型(SEM),剔除无显著作用的因子和路径,通过卡方检验(Chi-square)、拟合优度指数(GFI)、拟合调整优度指数(AGFI)和近似误差的均方根(RMSEA)等参数优化最终模型。采用 Excel 2007、Origin 2018、ArcGIS 10.6、PRIMER 5、SPSS 20 和 Amos 22 统计绘图。

2 结果与分析

2.1 环境因子

长湖环境因子逐月变化见图 2。其中,月累积降雨量 7 月最高(467.20 mm),1 月最低(10.60 mm)。气温自 4 月开始持续上升,8 月达峰值(29.63±0.41)℃,之后呈下降趋势。气压变化趋势与气温相反,从 4 月开始下降,至 7 月达谷值 99.92 kPa,之后持续上升,至 12 月达峰值 102.65 kPa。月累积日照时数为 50.70~223.20 h,8 月最长,12 月最短。受降雨量影响,长湖水位 7~8 月处于高位(32.05~32.22 m),而 DO 浓度则在 7~9 月较低(3.98~6.06 mg/L),其他月份为 7.36~10.96 mg/L。Chl-a 含量在 6 月最高,为(118.01±51.03) μg/L,11 月最低,仅(5.19±0.91) μg/L。TN 含量全年波动较大,在 6 月最高,为(4.49±0.27) mg/L,3 月最低,仅(0.53±0.15) mg/L。TP 含量在 4 月最高,为(119.05±24.21) μg/L,10 月至次年 2 月较低(6.30~19.83 μg/L)。

2.2 蓝藻动态

2.2.1 种类组成 调查期间共鉴定出蓝藻 18 种(属),其中色球藻属(*Chroococcus* sp.)和棒胶藻属(*Rhabdoglea* sp.)为长湖常见种。5~11 月的蓝藻种类数较多,平均为 12 种左右,12 月至次年 3 月较少,仅有 5~7 种(表 1)。

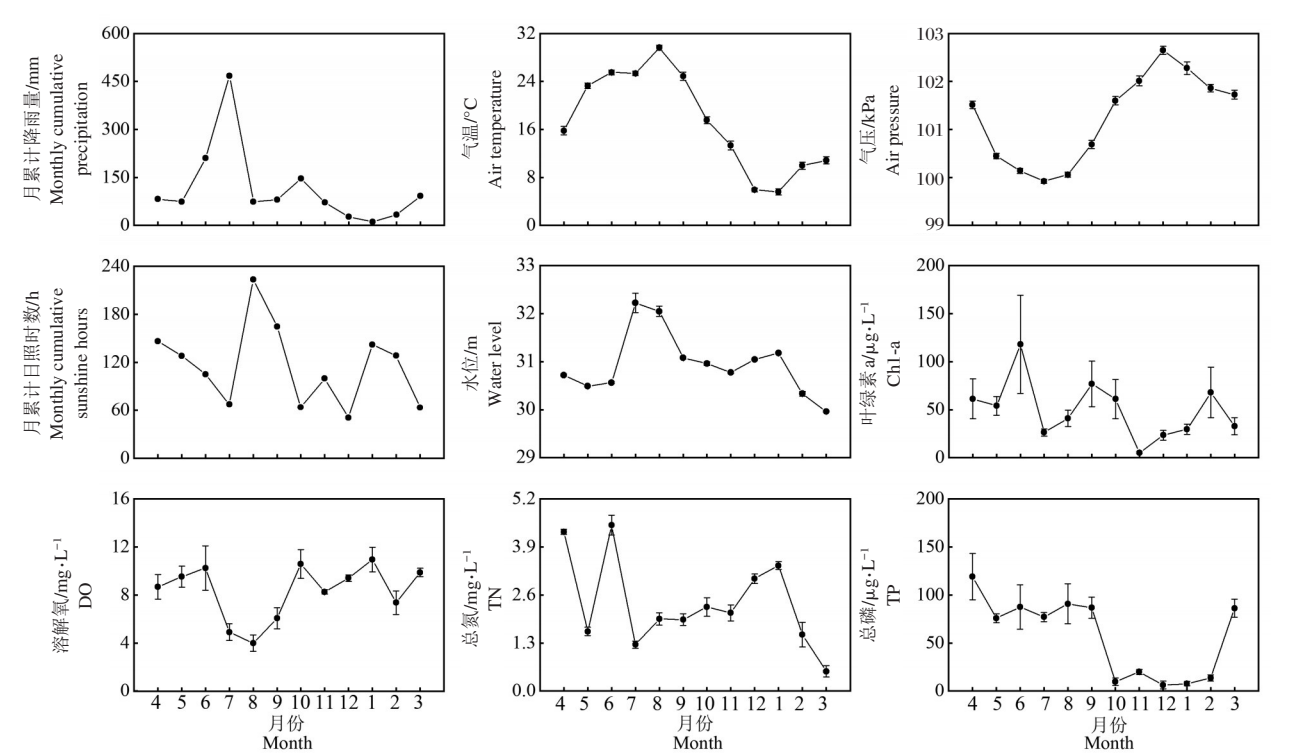


图2 2020–2021年长湖环境因子逐月变化趋势

Fig.2 Monthly changes in environmental factors in Changhu Lake from 2020 to 2021

表 1 2020–2021年长湖蓝藻名录

Tab.1 Species list of cyanobacteria in Changhu Lake from 2020 to 2021

编号	种类	月份											
		4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3
1	长孢藻属 <i>Dolichospermum</i> sp.		+	+	+	+	+	+				+	
2	环项圈藻 <i>Anabaenopsis circularis</i>		+	+		+	+	+					
3	束丝藻属 <i>Aphanizomenon</i> sp.		+	+	+	+		+	+				
4	隐球藻属 <i>Aphanocapsa</i> sp.		+	+		+		+	+				
5	色球藻属 <i>Chroococcus</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
6	粘球藻属 <i>Gloeocapsa</i> sp.	+		+			+						
7	束球藻属 <i>Gomphosphaeria</i> sp.		+					+	+	+	+	+	+
8	细小平裂藻 <i>Merismopedia minima</i>		+	+	+	+	+	+	+			+	+
9	铜绿微囊藻 <i>Microcystis aeruginosa</i>						+						
10	放射微囊藻 <i>Microcystis botrys</i>					+		+					
11	不定微囊藻 <i>Microcystis incerta</i>								+				
12	惠氏微囊藻 <i>Microcystis wesenbergii</i>		+	+	+	+	+	+	+	+		+	+
13	颤藻属 <i>Oscillatoria</i> sp.		+	+	+	+	+	+	+		+		
14	假鱼腥藻属 <i>Pseudanabaena</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+
15	尖头藻属 <i>Raphidiopsis</i> sp.		+		+	+	+	+	+		+		
16	棒胶藻属 <i>Rhabdogloea</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
17	小雪藻属 <i>Snowella</i> sp.		+	+					+				
18	螺旋藻属 <i>Spirulina</i> sp.			+		+	+	+	+				

注：“+”表示检测到。

Note：“+” represents detected.

调查期间,长湖蓝藻丰度季节变化明显(图3)。5月蓝藻丰度最高,达 13.12×10^6 个/L,冬季和初春较低,仅为 $0.38\times 10^6\sim 0.87\times 10^6$ 个/L。长湖主要蓝藻优势种为棒胶藻属、惠氏微囊藻(*Microcystis wesenbergii*)和假鱼腥藻属(*Pseudanabaena* sp.),棒胶藻属在4月和1月占比较高,分别达80.8%和68.9%;假鱼腥藻属在6月较高,为34.7%;其余月份均以惠氏微囊藻占优,为39.9%~94.4%。

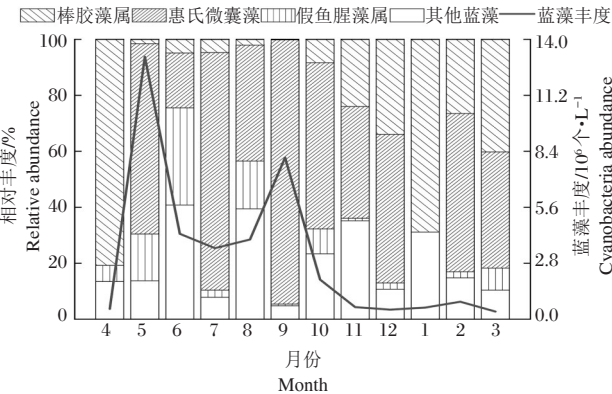


图3 2020-2021年长湖蓝藻种类丰度的月变化
Fig.3 Monthly changes in cyanobacteria abundance composition in Changhu Lake from 2020 to 2021

2.2.2 生物量 调查期间浮游植物总生物量随时间变化波动明显,在5、6、2月较高,分别为35.41、33.89、35.80 mg/L,11月较低,仅为7.11 mg/L(图4)。蓝藻生物量占总生物量比例呈现出单峰模式,5、6、8月蓝藻生物量占比较高,达24.0%~43.8%,冬季和初春较低,仅0.5%~2.8%。

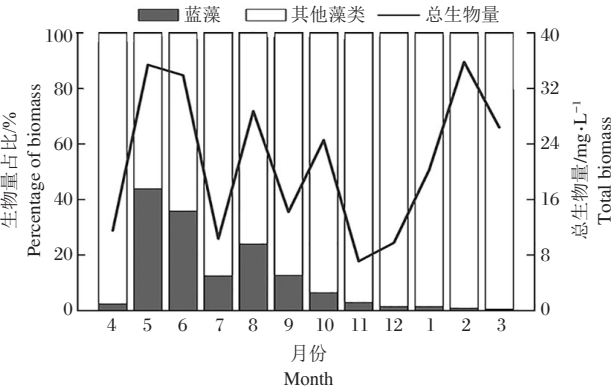


图4 2020-2021年长湖浮游植物组成的月变化
Fig.4 Monthly changes in phytoplankton biomass composition in Changhu Lake from 2020 to 2021

采用二维非度量多维尺度(NMDS)分析蓝藻生物量变化,胁强系数(Stress)为0.01,说明二维NMDS具有较好的拟合效果(图5)。NMDS结果显示,蓝藻生物量在5、6和8月较高,达6.88~15.50 mg/L,冬季

和初春较低,为0.13~0.29 mg/L。Bray-Curtis分析和ANOSIM分析显示,长湖蓝藻生物量在不同季节间存在显著差异($P<0.01$,Global $R=1$)。

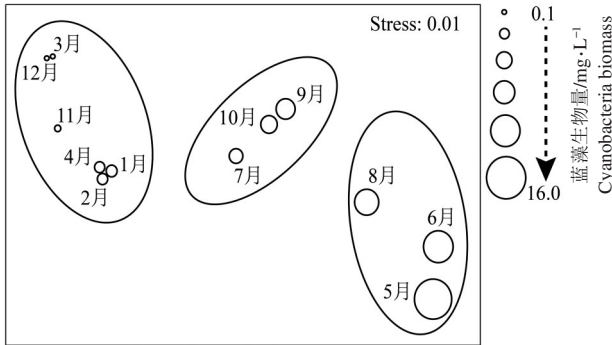


图5 2020-2021年长湖蓝藻生物量二维非度量多维尺度分析
Fig.5 Two-dimensional non-metric multidimensional scaling(NMDS)analysis of cyanobacteria biomass in Changhu Lake from 2020 to 2021

2.3 蓝藻与环境因子的关系

利用逐步多元回归分析对影响蓝藻生物量的主要环境变量进行筛选。结果表明,气温、气压、总磷、降雨量和溶解氧与蓝藻生物量关系密切(表2),共解释了蓝藻生物量变化的70.0%,其中气温和气压对蓝藻生物量的影响最为显著($P<0.001$)。

表2 长湖蓝藻生物量逐步回归模型
Tab.2 Stepwise regression model of cyanobacteria biomass in Changhu Lake

回归变量	偏回归系数	标准误	标准化系数	P
蓝藻生物量($R^2_{adj}=0.700$, $P<0.001$)				
常量	108.833	32.080		0.001
气温	0.465	0.134	0.583	0.001
气压	-3.394	0.996	-0.572	0.001
总磷	-1.923	0.717	-0.270	0.010
降雨量	-0.059	0.022	-0.288	0.011
溶解氧	0.339	0.133	0.222	0.014

基于上述逐步回归模型筛选的环境变量构建结构方程模型(SEM),模型调整优化后的拟合优度指数(GFI)和拟合调整优度指数(AGFI)分别为0.989和0.944,表明所构建的结构方程模型具有良好的解释效果(图6)。通过SEM模型可知,各环境变量与蓝藻生物量之间的关系较为复杂,其中气压、气温和总磷对蓝藻生物量的影响最为显著,气温、气压和降雨量可通过直接和间接方式对蓝藻生物量产生显著的影响。蓝藻生物量与气温和溶解氧呈显著正相关,而与气压、总磷和降雨量呈显著负相关关系。

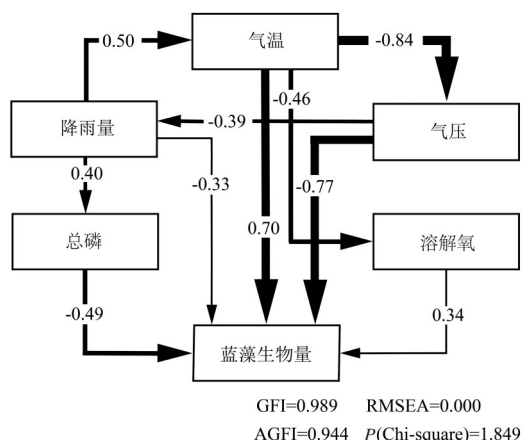


图 6 影响长湖蓝藻生物量的主要环境因子结构方程模型
Fig.6 Structural equation model (SEM) predicting effects of primary environmental factors on cyanobacteria biomass in Changhu Lake

3 讨论

3.1 长湖蓝藻优势种具有季节性高度集中特征

调查显示,长湖主要蓝藻优势种为假鱼腥藻属、惠氏微囊藻和棒胶藻属。假鱼腥藻属和惠氏微囊藻均为水华藻种,常见于富营养化水体(Tan et al,2010; Gao et al,2018),棒胶藻属一般喜生长于静止水体(胡鸿钧和魏印心,2006)。优势种在一定程度上反映了水体污染程度,通常优势种类越多且优势度越小,则群落结构越稳定(柳丽华等,2007)。本研究,长湖蓝藻优势种呈季节性高度集中,三类优势种全年占比为 59.2%~95.2%,尤其是惠氏微囊藻在 7~12 月平均占比达 62.2%,表明长湖蓝藻群落结构稳定性较差,水质状况不容乐观。该结果与其他长江中下游地区的太湖、巢湖和鄱阳湖的研究结果一致(钱奎梅等,2016;张民等,2021);导致这一现象的原因,可能与该地区水体中较高的营养盐含量有关(朱广伟等,2019)。

3.2 高温和富营养提升了春末长湖蓝藻优势度

长湖蓝藻生物量的季节变化明显。5、6、8 月的蓝藻生物量较高,尤其 5~6 月占浮游植物总生物量的比例达 35.7%~43.8%。与长湖以往的调查结果相比,蓝藻占优势的起始时间有所提前(郭坤等,2016)。依据水体富营养化标准(金相灿,1995),2020 年 4~9 月长湖处于富营养化状态,加之 5 月平均气温达 23.3℃,这些都为春末蓝藻的大量繁殖提供了良好的条件(Zhang et al,2016);类似现象已在太湖、滇池和巢湖等富营养化湖泊研究中有过报道(王菁吟等,2018)。因此,长湖春末较高的蓝藻优势度可能是高温和水体富营养共同驱动的结果。

3.3 不同环境因子对长湖蓝藻生长的驱动作用

本次研究表明,气温、气压、总磷、降雨量和溶解氧是影响长湖蓝藻生物量的主要环境因子。高温、低压、少雨和高溶氧量可显著提升长湖蓝藻的生物量,与王铭伟等(2011)对淀山湖的研究结果一致。气温升高使空气受热膨胀上升,造成近地面层的空气密度减小,从而导致气压下降,而多数蓝藻具有气囊,该结构可使蓝藻在气压偏低的条件下上浮到水体表层以获取更多的生存资源(Shi et al,2017);此外,气温上升可增加水体的滞留时间、减弱水体的垂向混合和形成水体热分层(Kraemer et al,2015),使得水体溶解氧含量随之降低(张运林,2015),进而抑制了蓝藻的呼吸作用(胡愈忻,2022)。与气温形成对比,降雨量的增加可增强水体混合程度、破坏水体分层并降低水体中的光照强度,进而破坏蓝藻原有的栖息空间和条件,不利于蓝藻生长(Richardson et al,2019;Stockwell et al,2020)。长湖 7 月蓝藻生物量与 5、6、8 月相比明显偏低,这与该月的强降雨密切相关。值得注意的是,本研究中的结构方程模型分析显示,总磷与蓝藻生物量呈显著负相关,其原因可能是降雨冲刷地表增加了水体中的总磷含量,为蓝藻生长提供了营养基础;但也有研究认为降雨导致的地表径流冲刷作用和湍流混合作用具有较强的抑藻效应,掩盖了总磷对蓝藻生长的促进作用(Reichwaldt & Ghadouani,2012)。

3.4 环境因子耦合作用增加长湖蓝藻水华风险

蓝藻水华的发生需要多种环境因素的协同作用。许海等(2019)认为蓝藻优势的形成是其自身生理特征以及外界营养盐、温度、水文和气象条件等诸多因素耦合作用的结果。因此,评估蓝藻水华风险需要多角度综合分析。从水质变化特征看,历年来长湖水体中的氮、磷等营养盐含量较高(李兆华和李瑞勤,2009;刘建峰等,2014;魏志兵等,2020),本次调查也显示,长湖多数月份处于富营养状态,具备蓝藻水华发生的营养基础。从流域气候特征看,长湖春末至秋初长期处于高温和低气压状态,同时水体含氧量随气温上升而降低,这些环境特征为长湖蓝藻生长和上浮聚集创造了有利条件。夏季强降雨虽在短期内具有消退蓝藻水华的作用,但长远来看,强降雨将加剧流域地表径流的冲刷作用(刘心愿等,2018),大量外源营养盐随径流挟带入湖,进而使长湖长期处于富营养化状态;此外,学者们将水体中蓝藻生物量超过 0.025 mg/L (Frau,2023)或 Chl-a 含量超过 30 μg/L (Liao et al,2021;Li et al,2022)作为蓝藻水华风险的量化预警指

标,长湖5-11月的蓝藻丰度和Chl-a含量均高于上述阈值,可见长湖在春末和夏秋季均有暴发蓝藻水华的风险。

当前,全球气候变化愈演愈烈,水生态系统蓝藻防控面临严峻挑战。长江中下游地区许多湖泊生态系统已退化为藻型湖泊(薛滨等,2007),这些湖泊一旦形成蓝藻-蓝藻、蓝藻-附生细菌和蓝藻-沉积物之间的氮、磷营养盐循环,将使该区域的蓝藻水华更加难于控制(杨柳燕等,2019);这也给湖泊管理者在气候变化背景下如何开展蓝藻水华防控提出了新挑战。本文基于湖北长湖蓝藻的研究,可为长江中下游地区湖泊富营养化和蓝藻水华防控提供参考。

参考文献

- 郭坤,杨德国,彭婷,等,2016. 湖北省长湖浮游植物优势种生态位分析[J]. 湖泊科学, 28(4):825-834.
- 何勇凤,李昊成,朱永久,等,2015. 湖北长湖富营养化状况及时空变化(2012-2013年)[J]. 湖泊科学, 27(5):853-864.
- 胡鸿钧,魏印心,2006. 中国淡水藻类——系统、分类及生态[M]. 北京:科学出版社.
- 胡愈炘,曹亮,屈仁超,等,2022. 长江流域着生藻类群落结构的格局及其生态评价[J]. 环境科学, 43(8):3998-4007.
- 金相灿,1995. 中国湖泊环境[M]. 北京:海洋出版社.
- 李兆华,李瑞勤,2009. 长湖水污染防治研究[M]. 北京:科学出版社.
- 刘建峰,张翔,谢平,等,2014. 长湖水水质演变特征及水环境现状评价[J]. 水资源保护, 30(4):18-22.
- 刘心愿,宋林旭,纪道斌,等,2018. 降雨对蓝藻水华消退影响及其机制分析[J]. 环境科学, 39(2):774-782.
- 柳丽华,左涛,陈瑞盛,等,2007. 2004年秋季长江口海域浮游植物的群落结构和多样性[J]. 海洋水产研究, 28(3):112-119.
- 祁梅,吴嘉伟,龚森森,等,2020. 长湖浮游植物功能群特征及其与环境因子的关系[J]. 海洋与湖沼, 51(1):75-84.
- 钱奎梅,刘霞,段明,等,2016. 鄱阳湖蓝藻分布及其影响因素分析[J]. 中国环境科学, 36(1):261-267.
- 秦伯强,2020. 浅水湖泊湖沼学与太湖富营养化控制研究[J]. 湖泊科学, 32(5):1229-1243.
- 任雁,汪正祥,雷耘,等,2015. 基础设施建设工程对湿地的生态补偿研究——以穿越长湖湿地自然保护区的蒙西铁路建设工程为例[J]. 湿地科学, 13(4):410-416.
- 谭凤霞,罗静波,龚森森,等,2021a. 拆围后长湖水生植物多样性与生态位的研究[J]. 海洋湖沼通报, 43(2):111-117.
- 谭凤霞,罗静波,祁梅,等,2021b. 长湖水生植物多样性与生态位的季节性变化研究[J]. 长江流域资源与环境, 30(5):1121-1129.
- 王菁晗,何吕奇姝,杨成,等,2018. 太湖、巢湖、滇池水华与相关

- 气象、水质因子及其响应的比较(1981-2015年)[J]. 湖泊科学, 30(4):897-906.
- 王铭玮,徐启新,车越,等,2011. 淀山湖蓝藻水华暴发的气象水文因素探讨[J]. 华东师范大学学报, (1):21-31.
- 魏复盛,2002. 水和废水监测分析方法[M]. 北京:中国环境科学出版社.
- 魏志兵,柴毅,罗静波,等,2020. 长湖浮游植物优势种季节演替及生态位分析[J]. 水生生物学报, 44(3):612-621.
- 许海,陈洁,朱广伟,等,2019. 水体氮、磷营养盐水平对蓝藻优势形成的影响[J]. 湖泊科学, 31(5):1239-1247.
- 薛滨,姚书春,王苏民,等,2007. 长江中下游不同类型湖泊沉积物营养盐蓄积变化过程及其原因分析[J]. 第四纪研究, (1):122-127.
- 杨军,王海艳,柴毅,2020. 生态恢复对长湖水水质时空变化的影响[J]. 中国农村水利水电, (7):77-84.
- 杨柳燕,杨欣妍,任丽曼,等,2019. 太湖蓝藻水华暴发机制与控制对策[J]. 湖泊科学, 31(1):18-27.
- 杨敏,张晟,胡征宇,2014. 三峡水库香溪河库湾蓝藻水华暴发特性及成因探析[J]. 湖泊科学, 26(3):371-378.
- 张丽彬,王启山,徐新惠,等,2008. 乙醇法测定浮游植物叶绿素a含量的讨论[J]. 中国环境监测, 24(6):9-10.
- 张民,史小丽,阳振,等,2021. 太湖和巢湖中微囊藻(*Microcystis*)与长孢藻(*Dolichospermum*)的长时序变化及其驱动因子[J]. 湖泊科学, 33(4):1051-1061.
- 张运林,2015. 气候变暖对湖泊热力及溶解氧分层影响研究进展[J]. 水科学进展, 26(1):130-139.
- 章宗涉,黄祥飞,1995. 淡水浮游生物研究方法[M]. 北京:科学出版社.
- 朱广伟,许海,朱梦圆,等,2019. 三十年来长江中下游湖泊富营养化状况变迁及其影响因素[J]. 湖泊科学, 31(6):1510-1524.
- Bakker E S, Hilt S, 2016. Impact of water-level fluctuations on cyanobacterial blooms: options for management[J]. Aquatic Ecology, 50(3):485-498.
- Frau D G, 2023. Towards a Quantitative Definition of Cyanobacteria Blooms[J]. Environmental Reviews, doi:10.1139/er-2022-0121.
- Fitch D T, Moore J K, 2007. Wind speed influence on phytoplankton bloom dynamics in the Southern Ocean Marginal Ice Zone[J]. Journal of Geophysical Research: Oceans, 112(8):8006.
- Gao J S, Zhu J, Wang M W, et al, 2018. Dominance and growth factors of *Pseudanabaena* sp. in drinking water source reservoirs, Southern China[J]. Sustainability, 10(11):3936.
- Hillebrand H, Dürselen C D, Kirschtel D, et al, 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae[J]. Journal of Phycology, 35(2):403-424.

- Huisman J, Codd G A, Paerl H W, et al, 2018. Cyanobacterial blooms[J]. *Nature Reviews Microbiology*, 16(8):471–483.
- Jeff C H, Anna M M, Nima P, 2019. Widespread global increase in intense lake phytoplankton blooms since the 1980s[J]. *Nature*, 574:667–670.
- Kraemer B M, Anneville O, Chandra S, et al, 2015. Morphometry and average temperature affect lake stratification responses to climate change[J]. *Geophysical Research Letters*, 42(12):4981–4988.
- Li Y P, Huang Y N, Ji D B, et al, 2022. Storm and floods increase the duration and extent of phosphorus limitation on algal blooms in a tributary of the Three Gorges Reservoir, China[J]. *Journal of Hydrology*, 607:127562.
- Liao A R, Han D M, Song X F, et al, 2021. Impacts of storm events on chlorophyll-a variations and controlling factors for algal bloom in a river receiving reclaimed water[J]. *Journal of Environmental Management*, 297: 113376.
- Nalewajko C, Murphy T P, 2001. Effects of temperature, and availability of nitrogen and phosphorus on the abundance of *Anabaena* and *Microcystis* in Lake Biwa, Japan: an experimental approach[J]. *Limnology*, 2(1):45–48.
- Ostrovsky I, Wu S, Li L, et al, 2020. Bloom-forming toxic cyanobacterium *Microcystis*: Quantification and monitoring with a high-frequency echosounder[J]. *Water Research*, 183:116091.
- Reichwaldt E S, Ghadouani A, 2012. Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: between simplistic scenarios and complex dynamics [J]. *Water Research*, 46(5):1372–1393.
- Richardson J, Feuchtmayr H, Miller C, et al, 2019. Response of cyanobacteria and phytoplankton abundance to warming, extreme rainfall events and nutrient enrichment[J]. *Global Change Biology*, 25(10):3365–3380.
- Shi K, Zhang Y L, Zhou Y Q, et al, 2017. Long-term MODIS observations of cyanobacterial dynamics in Lake Taihu: Responses to nutrient enrichment and meteorological factors[J]. *Scientific Reports*, 7(1):1–16.
- Stockwell J D, Doubek J P, Adrian R, et al, 2020. Storm impacts on phytoplankton community dynamics in lakes[J]. *Global Change Biology*, 26(5):2756–2784.
- Tan W H, Liu Y, Wu Z X, et al, 2010. cpcBA-IGS as an effective marker to characterize *Microcystis wesenbergii* (Komárek) Komárek in Kondrateva (cyanobacteria) [J]. *Harmful Algae*, 9(6):607–612.
- Zhang Y C, Ma R H, Duan H T, et al, 2016. Satellite analysis to identify changes and drivers of CyanoHABs dynamics in Lake Taihu[J]. *Water Science and Technology: Water Supply*, 16(5):1451–1466.

(责任编辑 万月华)

Seasonal Dynamics and Driving Forces of Cyanobacteria Populations
in Changhu Lake, Hubei Province

LI Tao¹, ZHANG Ye-fei¹, WANG Hai-yan¹, XIONG Qin-xue^{1,2}, ZHANG Lu¹,
XI Xiao-jie¹, CHEN Ru¹, LIU Zhang-yong^{1,2}, ZHU Jian-qiang^{1,2}, YANG Jun^{1,2}

(1. College of Agriculture, Yangtze University, Jingzhou 434025, P.R. China;
2. Engineering Research Center of Ecology and Agricultural Use of Wetland,
Ministry of Education, Yangtze University, Jingzhou 434025, P.R. China)

Abstract : The Changhu Lake wetland ecosystem is critical for regulating the ecological balance of the middle Yangtze River, and plays an important role in maintaining ecological stability in the Hanjiang and Yangtze River basins. In this study, we analyzed the seasonal dynamics of cyanobacteria populations and its relationship with environmental factors in Changhu Lake. Our objectives were to evaluate the risk of cyanobacteria bloom occurrence and provide scientific data to support the prevention and control of cyanobacteria blooms and eutrophication in lakes of the middle Yangtze River region. From April 2020 to March 2021, water samples were collected monthly at five sampling sites in Changhu Lake for phytoplankton identification and measurements of biomass and density. Physicochemical parameters of Changhu Lake were determined as samples were collected, and included WT, DO, TN, TP, Chl-a. A total of 18 cyanobacteria species (genera) were identified during the study period and the dominant species were *Rhabdogloea* sp., *Microcystis wesenbergii* and *Pseudanabaena* sp. Nonmetric multidimensional scaling (NMDS) analysis showed an obvious seasonal variation of cyanobacteria biomass in Changhu Lake, with the highest biomass (6.88–15.50 mg/L) recorded in May, June, and August and the lowest (0.13–0.29 mg/L) in winter and early spring, accounting for 24.0%–43.8% and 0.5%–2.8% of the total phytoplankton biomass. Stepwise regression analysis indicated that air temperature, air pressure, precipitation, TP and DO were the primary environmental factors affecting cyanobacteria biomass, explaining 70.0% of the total biomass variance. The structural equation model (SEM) demonstrated the relationship of environmental factors and cyanobacterial biomass, and indicated that the rise of air temperature and dissolved oxygen boosted the growth of cyanobacteria species, while air pressure, precipitation and TP had the opposite effect. To summarize, environmental factors directly and indirectly affect cyanobacteria biomass by altering limnological conditions.

Key words : Changhu Lake; cyanobacteria; population dynamics; environmental factors