

洞庭湖春秋季节浮游植物群落结构及其 与环境因子的关系

王昊 潘保柱 赵耿楠 韩谔 蒋小明 李典宝¹

(西安理工大学西北旱区生态水利工程国家重点实验室, 陕西 西安 710048)

【摘要】: 为探究影响通江湖泊-洞庭湖春秋季节浮游植物群落结构的关键环境因子, 分别于2018年4月(春季)和10月(秋季)对洞庭湖30个采样点的水环境和浮游植物进行了调查。结果显示: 两次调查共鉴定浮游植物7门51属157种, 其中4月(105种)和10月(120种)的物种数分别占本次调查总物种数的66.9%、76.4%。调查期间洞庭湖浮游植物主要优势门为硅藻门、绿藻门和蓝藻门, 群落结构由4月的硅藻型转变成10月的硅藻-绿藻型。浮游植物平均丰度4月(19.0×10^4 cells/L)和10月(18.7×10^4 cells/L)差异较小, 4月平均生物量(0.67mg/L)低于10月(0.83mg/L)。对比两季度Shannon-Wiener多样性指数(H)、Marglef丰富度指数(d)、Pielou均匀度指数(J)及Beta多样性发现, 洞庭湖春秋季节浮游植物不同区域间差异较秋季大, 整体物种多样性及丰富度均低于秋季。此外, 冗余分析(RDA)结果表明, 影响4月浮游植物群落结构的关键环境因子为pH、流速、电导率和透明度, 10月为氨氮、水温、透明度和总氮。通过对比通江湖泊与阻隔湖泊浮游植物的相关研究发现, 阻隔湖泊浮游植物生物多样性明显低于通江湖泊, 而丰度和生物量却显著高于通江湖泊, 这归因于阻隔湖泊水体以静水区为主, 生境异质性低。通过分析通江湖泊与阻隔湖泊浮游植物群落结构差异的主导因素发现, 水文水动力条件为首要影响因素, 而水体理化因素如透明度、悬浮物及营养盐为次要影响因素。研究可为洞庭湖等通江湖泊的生态环境保护提供科学依据。

【关键词】: 洞庭湖 浮游植物 环境因子 群落特征

【中图分类号】: Q948.8 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2021)11-2659-11

洞庭湖作为我国第二大淡水湖, 是目前长江流域仅存的两个大型通江湖泊之一, 同时也是长江中段重要的调蓄湖泊^[1]。洞庭湖南有四水(湘、资、沅、澧)汇入, 北容纳三口(松滋、太平、藕池)分流, 湖水经城陵矶与长江连通, 形成了错综复杂的江湖关系^[2]。近30年来随着洞庭湖流域社会经济的快速发展, 湖区污染加剧, 水体水质不断下降, 部分区域富营养化程度日趋严重^[3,4]; 同时大面积围湖造田导致湖区面积萎缩, 水环境承载能力下降^[5]; 尤其在上游梯级开发等人为干扰下, 江湖关系发生变化, 湖区来水来沙量大幅减少, 换水周期延长, 湖泊水生生态系统产生较大的变化^[6,7]。为保护洞庭湖生态环境, 开展水生态健康评价势在必行。

浮游植物作为淡水生态系统中主要的初级生产者, 在生态系统的物质循环和能量流动中起着关键的作用。浮游植物生长周期短, 环境因子的变化直接影响其群落结构^[8,9], 同时其群落结构也可以反映水质和水动力条件等的变化^[10,11,12,13], 可以作为淡水生态系统健康的指示生物^[14,15]。

作者简介: 王昊(1996~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为浮游植物生态. E-mail:121042814@qq.com; 潘保柱, E-mail:zhuzipan@xaut.edu.cn

基金项目: 国家自然科学基金项目(51622901)

目前,洞庭湖浮游植物研究多集中在群落结构调查^[16,17,18,19]、物种多样性分析^[20]和水质评价^[21,22,23]等方面。王丑明等^[24]通过对1997~2017年洞庭湖浮游植物演变分析发现,洞庭湖区浮游植物丰度呈上升趋势,其中东洞庭湖区浮游植物丰度最高。傅园园等^[25]在调查东洞庭湖浮游植物时发现,硅藻占据主要地位,枯水期浮游植物多样性指数大于丰水期。汪星等^[26]于2010年对洞庭湖典型断面浮游植物调查发现,溶解氧和总氮是影响浮游植物的主要环境因子。虽然目前围绕洞庭湖浮游植物开展了众多研究,但关于全湖区尺度上浮游植物群落结构特征及影响因子的研究较少。本研究调查分析了2018年春秋两季洞庭湖全湖区水环境和浮游植物群落结构特征,确定了影响浮游植物群落结构的关键环境因子,旨在为洞庭湖流域生态环境保护提供科学依据。

1 研究区域与方法

1.1 研究区域概况及采样点布置

洞庭湖(110° 40' E~113° 10' E、28° 30' N~30° 20' N)位于长江中段,在岳阳站水位为33.5m(黄海基面)时湖泊面积为2625km²,湖长为143km,平均湖宽为17km,平均水深为6.4m,蓄水量为167亿km³。于2018年4和10月对洞庭湖全湖区进行采样调查,共设置了10个小区域(图1),每个小区域设3个采样点,样点之间间隔300~500m。生物采样与水化学采样同步进行。

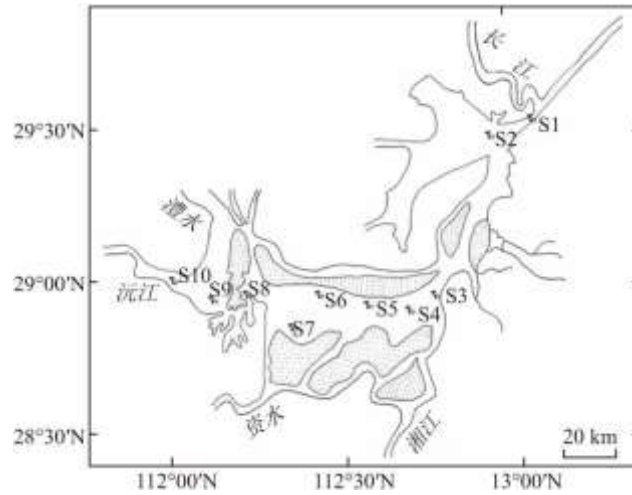


图1 洞庭湖浮游植物采样区域分布图

1.2 环境因子的测定

水深使用 Speedtech Depthmate-5A 水深仪进行测量;水温、pH、电导率和溶解氧使用哈希 HQ40D 便携式多参数分析仪现场测量;透明度使用透明度盘测定;流速采用 Global Water FP211 直读式流速仪测量。在水深0.5m处采集表层水样后带回实验室进行分析测定,根据《水和废水检测分析方法》(第四版)测定氨氮(NH₄-N)、硝态氮(NO₃-N)、总氮(TN)、总磷(TP)。

1.3 浮游植物样品采集与鉴定

用1L有机玻璃采水器在水下0.5m处采样,加入15mL鲁哥试剂固定,沉淀48h后浓缩并定容到50mL备用。充分摇匀后取0.1mL于计数框内,在光学显微镜下放大400倍观察计数,每次计数视野数为100~200个,计数量在6%~12%之间,浮游植物鉴定参考《中国淡水藻类-系统、分类及生态》^[27]和《中国淡水生物图谱》^[28]。采用细胞体积法计算浮游植物生物量^[29]。

1.4 数据统计与分析

使用 Origin2018 软件绘制相关图表。在 SPSS25.0 软件中使用配对样本 t 检验 (Paired-sample t test) 分别比较两个月份的环境因子和浮游植物丰度占比差异。

浮游植物的优势度 (Y) 和 Alpha 多样性指数的计算公式如下:

优势度 (Y):

$$Y = P_i \times f_i \quad (1)$$

Shannon-Wiener 多样性指数 (H):

$$H = - \sum_{i=1}^s P_i \times \log_2 P_i \quad (2)$$

Marglef 丰富度指数 (d):

$$d = (S-1) / \log_2 N \quad (3)$$

Pielou 均匀度指数 (J):

$$J = H / \log_2 S \quad (4)$$

式中: $P_i = n_i / N$, n_i 为样品中第 i 种物种的个数; N 为样品中所有种类的总个数; S 为样品中所有物种的种类数。为分析基于丰度的浮游植物群落结构相似性, 使用 Bray-Curtis 相似性指数计算浮游植物的 Beta 多样性^[30]。以上计算均在 Primer6.0 软件中完成。

使用束缚型排序方法解释浮游植物群落分布与环境因子之间的关系。其中, 将环境参数作为环境数据源, 浮游植物丰度作为生物数据源, 构成环境因子与物种矩阵。群落分布的除趋势对应分析显示线性模式, 故采用冗余分析。为优化分析, 环境数据 (除 pH 外) 和生物数据分析前进行 $\log_{10}(x+1)$ 转换, 偏相关系数 ($r > 0.80$) 和变异波动系数大于 20 的环境因子均不计入分析^[31]。用前选和 Monte Carlo 法确定对浮游植物群落分布具有重要性且独立作用的最小变量组合应用于最终 RDA 分析中。对 RDA 分析中所使用的浮游植物数据进行筛选, 需要满足以下两个条件: (1) 在各采样点的出现频率 $> 25\%$; (2) 至少一个采样点的相对丰度 $> 1\%$ ^[32, 33]。分析使用 Canoco for Windows4.5 软件完成。

2 结果

2.1 环境因子

配对样本 t 检验表明, 两个月份 pH、电导率和溶解氧具有极显著差异性 ($p < 0.01$), 水深和透明度具有显著差异性 ($p < 0.05$), 其余环境因子差异性不显著 (表 1)。

2.2 浮游植物群落结构

洞庭湖2次调查共鉴定浮游植物7门51属157种。其中4月共鉴定6门38属105种,硅藻门(18属72种)为优势类群,占物种总数的68.6%;绿藻门(14属25种)占23.8%;蓝藻门(2属2种)占2.0%;裸藻门(1属2种)、隐藻门(1属1种)和甲藻门(2属3种)分别占2.0%、1.0%和3.0%(图2)。10月鉴定6门46属120种,其中优势类群为硅藻门(17属60种)和绿藻门(17属39种),各占物种总数的50%、32.5%;蓝藻门(9属12种)占10.0%;裸藻门(2属7种)、甲藻门(1属1种)和金藻门(1属1种)分别占6.0%、1.0%和1.0%(图2)。

表1 洞庭湖4月和10月调查样点水体环境因子对比

| 环境因子 | 4月 | 10月 | t | p |
|--|--------------|--------------|-------|-------|
| | 平均值±标准差 | 平均值±标准差 | | |
| 水深/(m) | 2.24±1.85 | 2.96±1.82 | -2.07 | 0.05 |
| 水温/(°C) | 19.32±1.99 | 20.12±1.18 | -1.44 | 0.16 |
| pH | 7.86±1.47 | 8.38±0.50 | -6.62 | <0.01 |
| 电导率/(μ S/cm) | 289.64±39.48 | 264.74±45.72 | 4.10 | <0.01 |
| 溶解氧/(mg/L) | 8.89±0.74 | 8.45±0.52 | 3.01 | 0.01 |
| 透明度/(m) | 0.32±0.14 | 0.25±0.14 | 2.10 | 0.04 |
| 流速/(m/s) | 0.25±0.15 | 0.27±0.45 | -0.69 | 0.50 |
| NH ₄ ⁺ -N/(mg/L) | 0.12±0.03 | 0.20±0.07 | -1.80 | 0.08 |
| NO ₃ ⁻ -N/(mg/L) | 0.91±0.20 | 1.35±0.27 | -1.92 | 0.06 |
| TN/(mg/L) | 1.10±0.38 | 2.01±0.33 | -0.91 | 0.37 |
| TP/(mg/L) | 0.07±0.03 | 0.07±0.03 | 0.68 | 0.50 |

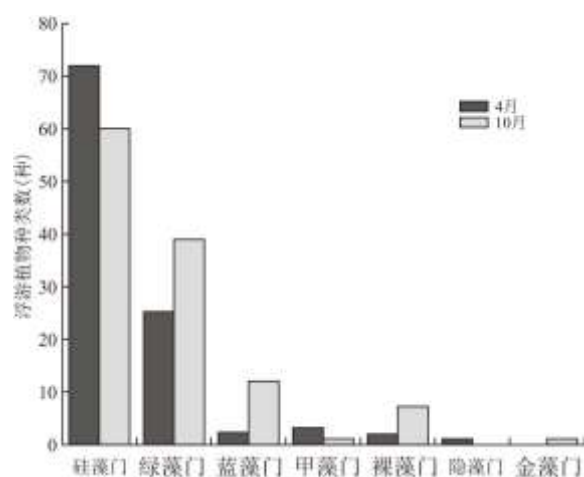


图 2 洞庭湖 4 与 10 月浮游植物种类组成

两次调查的洞庭湖浮游植物丰度变化范围为 $5.6 \times 10^4 \sim 44.3 \times 10^4$ cells/L, 生物量变化范围为 0.01~5.90mg/L。4 月平均丰度为 19.0×10^4 cells/L, 其中硅藻门所占总丰度比例最高; 10 月平均丰度为 18.7×10^4 cells/L, 蓝藻门所占比例上升。4 和 10 月的平均生物量分别为 0.67、0.83mg/L。两个月份不同门类浮游植物生物量占比对比发现, 硅藻门占据绝对优势(图 3)。两个月份浮游植物均以硅藻门为主, 但是物种数、丰度和生物量占比存在一定的差异。在 4 月硅藻无论是物种数、丰度和生物量占比都占据了绝对优势; 而 10 月整体物种数增加, 其中绿藻门和蓝藻门的物种数、丰度和生物量占比上升, 硅藻门优势度下降。

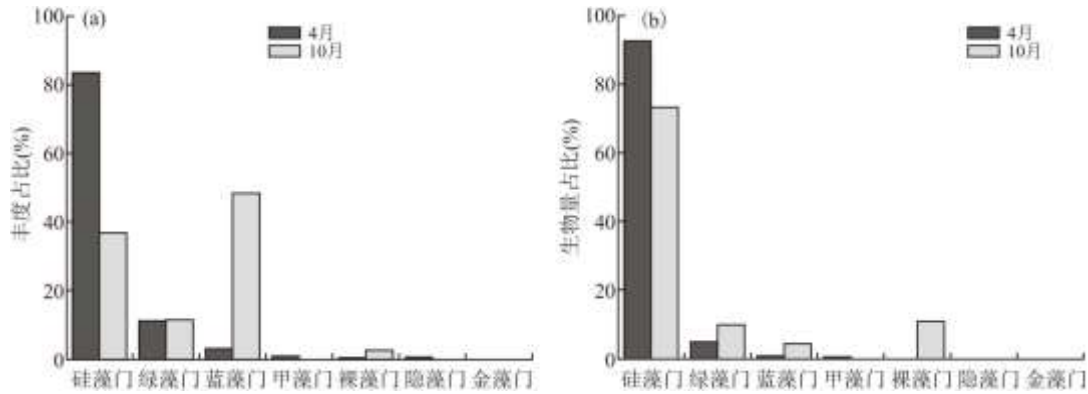


图 3 洞庭湖 4 和 10 月不同门类的浮游植物丰度占比(a)和生物量占比(b)的对比

洞庭湖浮游植物优势门分别为硅藻门、绿藻门和蓝藻门, 优势种共 8 种。4 月优势种为变异直链藻、梅尼小环藻、系带舟形藻和谷皮菱形藻。10 月为颗粒直链藻最狭变种、梅尼小环藻、尖针杆藻、系带舟形藻、游丝藻和小席藻。其中梅尼小环藻与系带舟形藻为两个季节共同优势种(表 2)。

表 2 调查期间洞庭湖浮游植物优势种

| | 中文名 | 4 月 | 10 月 |
|-----|-----------|--------|--------|
| 硅藻门 | 颗粒直链藻最狭变种 | 0.007 | 0.021 |
| | 变异直链藻 | 0.063 | <0.001 |
| | 梅尼小环藻 | 0.025 | 0.182 |
| | 尖针杆藻 | 0.014 | 0.039 |
| | 系带舟形藻 | 0.074 | 0.047 |
| | 谷皮菱形藻 | 0.071 | 0.007 |
| 绿藻门 | 游丝藻 | <0.001 | 0.049 |
| 蓝藻门 | 小席藻 | 0.006 | 0.040 |

注: 优势度指数 $Y > 0.02$ 为优势种, 表中加粗为优势种优势度。

洞庭湖两个月份多样性指数，Alpha 多样性指数中 Shannon-Wiener 多样性指数和 Marglef 丰富度指数 10 月高于 4 月，而 Pielou 均匀度指数两个月份相近。Beta 多样性指数 4 月要高于 10 月(表 3)。

表 3 洞庭湖浮游植物多样性指数

| | | 4 月 | 10 月 |
|-------|--------------------------|------|------|
| Alpha | Shannon-Wiener 多样性指数 (H) | 3.38 | 3.74 |
| | Marglef 丰富度指数 (d) | 1.08 | 1.29 |
| | Pielou 均匀度指数 (J) | 0.94 | 0.93 |
| Beta | | 0.82 | 0.73 |

2.3 浮游植物与环境因子关系

经筛选，在 11 个环境因子中两个月份共选出 pH、电导率、流速、透明度、水温、总氮、氨氮等 7 个具有显著性解释的环境因子($p < 0.05$)。影响洞庭湖 4 月浮游植物群落结构的环境因子为：pH、流速、电导率和透明度；10 月为氨氮、水温、透明度和总氮(图 4)。RDA 排序图较好的说明了浮游植物群落结构和环境因子的关系。

4 月 RDA 第一和第二排序轴特征值分别为 0.112 和 0.065；物种与环境相关系数分别为 0.770 和 0.735；物种变异累积百分数分别为 11.2%和 17.7%；物种-环境变异累积百分数分别为 46.2%和 73.4%。沿第一轴方向，呈正相关的环境因子是透明度，而 pH、流速和电导率与排序轴负相关。沿第二轴方向，pH 和透明度与第二排序轴呈正相关，而与流速和电导率负相关。筛选出的浮游植物物种中，绝大多数都分布于第一和第四象限，适合在高透明度的水体中生长；部分藻种例如普通等片藻(*Diatoma vulgare*)、谷皮菱形藻趋于分布在 pH 高的水体中。

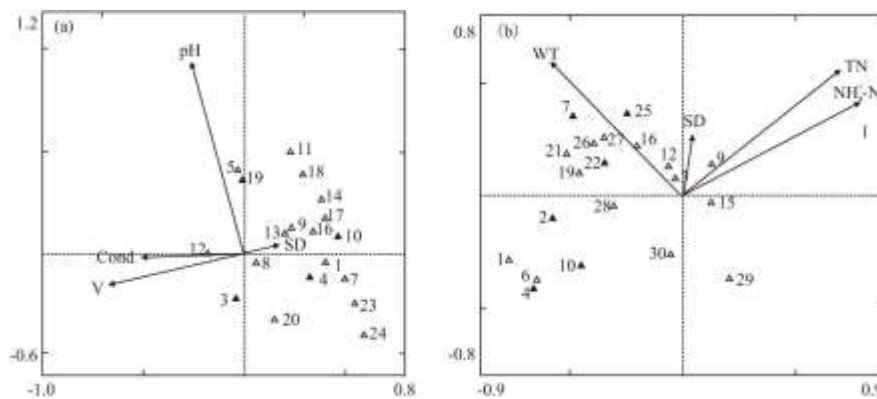


图 4 洞庭湖 4(a) 和 10 月(b)浮游植物群落结构与环境因子的冗余分析排序图(图中的浮游植物物种编号见附录；实心为优势种)

10 月 RDA 第一和第二排序轴特征值分别为 0.169 和 0.059；物种与环境相关系数分别为 0.861 和 0.819；物种变异累积百分数分别为 16.9%和 22.7%；物种-环境变异累积百分数分别为 54.2%和 73.0%。沿第一轴方向，呈正相关的环境因子是氨氮、透明度和总氮，水温与排序轴负相关。沿第二轴方向，氨氮、水温、透明度和总氮均与第二排序轴呈正相关。在所筛选的浮游植物中，

大部分绿藻和蓝藻表现出对高水温的偏好；尖布纹藻和偏肿桥湾藻主要分布在高营养盐浓度且透明度大的水体中。

3 讨论

在本研究中，洞庭湖浮游植物群落结构季节差异明显，主要体现在物种数、丰度、生物量及优势门等方面。4月浮游植物的物种数和生物量均低于10月，但两次调查浮游植物丰度相近。由两月浮游植物物种数、丰度及生物量变化规律可以得出10月每个藻种平均数量降低及单个个体平均干重增加。这是因为洞庭湖为通江湖泊，虽然4与10月都为平水期，但采样间期为丰水期且经历了洪水过程，增强了浮游植物的扩散能力，促进了江湖之间的物种交换^[34]，10月物种数有所增加；尽管水体交换可为湖内输入更多的营养物质^[35,36]，但洞庭湖生态系统可承载浮游植物生长的环境容量具有上限，浮游植物每个藻种平均数量降低，10月平均丰度变化不大。除此之外，季节的变化也是导致物种数、丰度及生物量改变的原因之一，随着季节更替，水体理化性质更适宜绿藻、蓝藻和甲藻的大量繁殖，浮游植物每个藻个体平均干重增高，生物量在10月显著增加。在优势门方面，硅藻门为两个月共同优势门，其中4月优势门仅为硅藻门，10月优势门为硅藻门、绿藻门和蓝藻门，群落结构由4月的硅藻型逐渐转变为10月的硅藻-绿藻型。结合水体理化性质发现，洞庭湖4月水温和营养盐浓度低于10月，且透明度显著偏高，适合硅藻大量繁殖并形成明显优势^[37]；采样两月间为丰水期，汛期径流水体携带大量颗粒态营养物质和泥沙，外源营养盐输入增加^[35,36]，水体透明度减小，使得某些耐低光的蓝藻（主要为颤藻）获得竞争优势^[38]；10月进入非汛期，入湖水量减少，湖水的自净能力减弱^[36,39]，同时沉降于沉积物中的颗粒态污染物开始分解并释放，导致洞庭湖水体营养盐浓度升高，再加之水温升高，促进了绿藻、蓝藻的生长^[40]。针对湖泊浮游植物群落结构季节性的变化，Sommer等^[41]通过对大量温带通江及阻隔中营养湖泊浮游植物和理化因子进行分析，提出了PEG(Plankton Ecology Group)模型，认为浮游植物季节演替规律大概是：春、冬季节的硅藻和隐藻占优势，夏季绿藻占优，夏末秋初时蓝藻占据优势。从本研究的结果来看，洞庭湖2018年4和10月浮游植物群落结构与PEG模型有相似之处。

本研究两个月份浮游植物群落结构差异不仅体现在现存量和优势门上，还体现在生物多样性上，一般用Alpha多样性和Beta多样性表示。Alpha多样性主要用来描述群落内部的多样性，包括了Shannon-Wiener多样性指数(H)、Marglef丰富度指数(d)和Pielou均匀度(J)。与4月相比，10月浮游植物Shannon-Wiener多样性指数(H)和Marglef丰富度指数(d)增加，这与10月浮游植物物种数目增加有关。然而两个月份的Pielou均匀度(J)未见明显差异，可能是由于两个月份浮游植物物种数皆达到一定数量，同时两月份的均匀度值均接近于1，这表明洞庭湖浮游植物分布较为均匀。Beta多样性指数反映了不同区域的群落物种组成的相异性^[42]。洞庭湖调查期间4月Beta多样性明显高于10月，这是由于在汛期的洪水过程中，浮游植物得以充分扩散，不同栖息地间的环境异质性降低，从而导致群落间的相似性增加，Beta多样性降低^[43,44,45]。

湖泊的水文连通度高低及通江与否将直接影响湖区浮游植物群落结构。洞庭湖与鄱阳湖同为长江通江湖泊，二者浮游植物群落结构有异同之处，硅藻和绿藻同为主要优势门，但洞庭湖浮游植物丰度和生物量均小于鄱阳湖，生物多样性要高于鄱阳湖^[46,47,48]，这是由于鄱阳湖水文连通程度低于洞庭湖，洞庭湖水交换能力较强，因而影响了浮游植物的群落结构。与长江中下游泛滥平原阻隔湖泊如洪湖^[49,50]、军山湖^[51]等相比，洞庭湖浮游植物生物多样性高于阻隔湖泊，而阻隔湖泊的丰度、生物量显著大于洞庭湖。这是因为阻隔湖泊与通江湖泊相比，流水生境丧失，栖息地异质性降低，一些喜流水的浮游植物物种减少，生物多样性明显低于通江湖泊。但也正是由于这个原因，阻隔湖泊由于过量的营养盐输入导致富营养化程度增加，为藻类的大量生长繁殖提供了有利的条件，而通江湖泊长期保持较高的流速且水体的交换时间较短不利于浮游植物的生长^[52,53]，导致阻隔湖泊的丰度和生物量显著大于通江湖泊。

在水生生态系统中，浮游植物群落结构与环境因子关系密切。本研究发现洞庭湖浮游植物群落结构受多个环境因子的影响，4月影响浮游植物群落结构的关键环境因子为pH、流速、电导率和透明度，10月为氨氮、水温、透明度和总氮。透明度是影响两个月份浮游植物群落结构的共同环境因子，这与之前的研究结果一致^[18]。大部分藻类与透明度呈正相关，透明度反映了水体中光照的强弱，水体透明度增大，浮游植物光合作用得到增强，从而促进了藻类的生长和繁殖^[2]。在4月，浮游植物受pH影响显著。pH是水体中重要的环境因子，与浮游植物的生长密切相关，不同的浮游植物适宜生长的pH不同^[54]。有研究证明，硅藻受pH影响较大，适合在偏碱性的水体中生长^[55]，与本研究结果相同。硅藻的最适生长温度为14°C~18°C^[56]，4月的水温较低且波动

较大,在该水环境背景条件下硅藻易形成优势,故4月优势种全为硅藻。在10月,浮游植物受水温和营养盐影响显著。温度通过控制藻类的光合作用和呼吸作用直接影响藻类的生长和繁殖^[57],绿藻和蓝藻的最适生长温度分别为20°C~25°C、25°C~30°C^[56],一般在水温超过20°C时,蓝藻开始表现出生长优势^[58]。本次研究发现10月水温整体高于4月且波动较小,且绿藻与蓝藻种类和密度占比增加,RDA显示优势种尖针杆藻、游丝藻、小席藻均与水温呈正相关,水温上升对绿藻和蓝藻的繁殖起促进作用,故游丝藻和小席藻在10月成为优势种。氨氮和总氮也是影响10月洞庭湖浮游植物群落结构的关键环境因子,不同的营养盐浓度下对浮游植物群落结构的影响程度不同^[59,60]。颗粒直链藻最狭变种、梅尼小环藻和系带舟形藻等大部分藻类与氨氮和总氮呈负相关,这可能是10月氨氮和总氮的浓度上升,营养物质充足,对浮游植物生长的限制性减弱所致。综上所述,两个月份影响浮游植物的关键环境因子存在差异,4月pH等环境因子在驱动浮游植物群落结构中发挥着重要作用,而10月主要受水温、营养盐的影响。

为探究长江中下游通江湖泊和阻隔湖泊中影响浮游植物群落结构的关键环境因子的异同,对通江湖泊和阻隔湖泊进行了对比。通江湖泊包括鄱阳湖和石白湖,研究发现,影响大型通江湖泊鄱阳湖的关键环境因子为水温、悬浮物和透明度^[47];影响小型通江湖泊石白湖的关键环境因子为pH、溶解氧、透明度、氨氮、水温和电导率^[61]。对阻隔湖泊进行对比,影响洪湖浮游植物群落结构的关键环境因子为悬浮物、水温、正磷酸盐、矿化度和溶解氧^[49];影响长江中下游草型阻隔湖泊(龙感湖、梁子湖、斧头湖及保安湖)浮游植物群落结构的关键环境因子为pH、总磷^[62]。结合本研究结果发现,通江湖泊与阻隔湖泊影响浮游植物群落结构差异的主导因素中水文水动力条件为首要因素,水体理化因素如透明度、悬浮物及营养盐等为次要因素。

4 结论

(1)2018年4月(105种)和10月(120种)洞庭湖共鉴定浮游植物7门51属157种,主要优势类群为硅藻、绿藻和蓝藻,主要优势种为颗粒直链藻最狭变种、变异直链藻、梅尼小环藻、尖针杆藻、系带舟形藻、谷皮菱形藻、游丝藻和小席藻。浮游植物群落结构由4月的硅藻型转变成10月的硅藻-绿藻型,两个月份丰度无明显差异,10月生物量较高。

(2)影响洞庭湖2018年4月浮游植物群落结构的关键环境因子为pH、流速、电导率和透明度;10月为氨氮、水温、透明度和总氮。4月pH等环境因子在驱动浮游植物群落结构中发挥着重要作用,而10月主要受水温、营养盐的影响。

(3)阻隔湖泊生境异质性低,富营养化程度高等原因导致其生物多样性明显低于通江湖泊,但丰度和生物量显著大于通江湖泊。通过分析通江湖泊与阻隔湖泊浮游植物群落结构差异的主导因素发现,水文水动力条件为首要影响因素,而水体理化因素为次要影响因素。

参考文献:

- [1]邓金运,范少英,庞灿楠,等.三峡水库蓄水期长江中游湖泊调蓄能力变化[J].长江科学院院报,2018,35(5):147-152.
- [2]王琦,欧伏平,张雷,等.三峡工程运行后洞庭湖水环境变化及影响分析[J].长江流域资源与环境,2015,24(11):1843-1849.
- [3]黄代中,万群,李利强,等.洞庭湖近20年水质与富营养化状态变化[J].环境科学研究,2013,26(1):27-33.
- [4]熊剑,喻方琴,田琪,等.近30年来洞庭湖水水质营养状况演变特征分析[J].湖泊科学,2016,28(6):1217-1225.
- [5]杨刚,谢永宏,陈心胜,等.退田还湖后洞庭湖区土壤颗粒组成和化学特性的变化[J].生态学报,2009,29(12):6392-6400.

-
- [6] 赖旭. 三峡工程影响下洞庭湖湿地水位与植被覆盖变化研究[D]. 长沙: 湖南大学, 2014.
- [7] 王艳分, 倪兆奎, 林日彭, 等. 洞庭湖水环境演变特征及关键影响因素识别[J]. 环境科学学报, 2018, 38(7):2554-2559.
- [8] KOTUT K, KRIENITZ L, MUTHURI F M, et al. Temporal changes in phytoplankton structure and composition at the Turkwel Gorge Reservoir, Kenya[J]. *Hydrobiologia*, 1998, 368(1):41-59.
- [9] YANG W, ZHENG Z, ZHENG C, et al. Temporal variations in a phytoplankton community in a subtropical reservoir: An interplay of extrinsic and intrinsic community effects[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 612:720-727.
- [10] BADRUZZAMAN M, PINZON J, OPPENHEIMER J, et al. Sources of nutrients impacting surface waters in Florida: A review[J]. *Journal of Environmental Management*, 2012, 109:80-92.
- [11] LIU X, QIAN K, CHEN Y. Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a Changjiang River floodplain lake (Poyang Lake): Implications for dam operations[J]. *Journal of Great Lakes Research*, 2015, 41(3):770-779.
- [12] NOGES T, NOGES P. The effect of extreme water level decrease on hydrochemistry and phytoplankton in a shallow eutrophic lake[J]. *Hydrobiologia*, 1999:277-283.
- [13] LEPISTO L, HOLOPAINEN A, VUORISTO H, et al. Type-specific and indicator taxa of phytoplankton as a quality criterion for assessing the ecological status of Finnish boreal lakes[J]. *Limnologia*, 2004, 34(3):236-248.
- [14] WHITTON B A. Changing approaches to monitoring during the period of the ‘Use of Algae for Monitoring Rivers’ symposia[J]. *Hydrobiologia*, 2012, 695(1):7-16.
- [15] WHITTON B A, KELLY M G. Use of algae and other plants for monitoring rivers[J]. *Australian Journal of Ecology*, 1995, 20(1):45-56.
- [16] LIU X, QIAN K, CHEN Y, et al. A comparison of factors influencing the summer phytoplankton biomass in China’s three largest freshwater lakes: Poyang, Dongting, and Taihu[J]. *Hydrobiologia*, 2016, 1-20.
- [17] ZENG Z, ZHANG C, LI X, et al. Study on the water quality and protection measures of Dongting Lake[J]. *Asian Agricultural Research*, 2015, 7(1):57-60.
- [18] 王丑明, 吴可方, 张屹, 等. 洞庭湖浮游植物时空变化特征及影响因素分析[J]. 淡水渔业, 2018, 48(4):52-57.
- [19] 严广寒, 殷雪妍, 汪星, 等. 长江三口-西洞庭湖环境因子对浮游植物群落组成的影响[J]. 中国环境科学, 2019, 39(6):2532-2540.
- [20] 杨毓鑫, 杜春艳, 钱湛, 等. 洞庭湖区南汉垸水体浮游植物群落结构特征及其影响因素[J]. 环境科学研究, 2020, 33(1):147-154.
- [21] 李利强, 张建波. 洞庭湖浮游植物群落结构及与水质营养状况的关系[J]. 环保科技, 1999, 2:8-11.

-
- [22]田琪, 李利强, 黄代中. 洞庭湖浮游植物群落结构与富营养化特征分析[J]. 当代水产, 2012(7):72-74.
- [23]汪梦琪, 汪金成, 王琪, 等. 洞庭湖区平水期浮游生物群落结构特征及富营养化现状[J]. 生态学杂志, 2018, 37(8):2418-2429.
- [24]王丑明, 郭晶, 张屹, 等. 1988-2017年洞庭湖浮游植物的群落演变[J]. 中国环境监测, 2018(6):5.
- [25]傅园园, 黄河仙, 张琦, 等. 东洞庭湖浮游藻类群落的结构特征及物种多样性分析[J]. 生命科学研究, 2016, 20(1):8-15.
- [26]汪星, 郑丙辉, 刘录三, 等. 洞庭湖典型断面藻类组成及其与环境因子典范对应分析[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(5):995-1002.
- [27]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.
- [28]韩茂森, 束蕴芳. 中国淡水生物图谱[M]. 北京: 海洋出版社, 1995.
- [29]HILLEBRAND H, CLAUS-DIETER DÜRSELEN, KIRSCHTEL D et al. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae[J]. *Journal of Phycology*, 1999, 35(2):403-424.
- [30]BASELGA A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity[J]. *Global Ecology and Biogeography*, 2010, 19(1):134-43.
- [31]TER BRAAK C J F, SMILAUER P. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for canonical community ordination (version 4.5) [M]. Ithaca Ny Usa Www, 2002.
- [32]MUYLAERT K, SABBE K, VYVERMAN W. Spatial and temporal dynamics of phytoplankton communities in a freshwater tidal estuary (Schelde, Belgium) [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2000, 50(5):673-687.
- [33]代培, 阎明军, 周游, 等. 太湖五里湖沿岸带浮游植物群落生态特征(2014~2015年)[J]. 长江流域资源与环境, 2018, 27(10):199-208.
- [34]THOMAZ S M, BINI L M, BOZELLI R L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems[J]. *Hydrobiologia*, 2007, 579(1):1-13.
- [35]李莹杰, 王丽婧, 李虹, 等. 不同水期洞庭湖水体中磷分布特征及影响因素[J]. 环境科学, 2019, 40(5):2170-2177.
- [36]李正最, 谢悦波, 徐冬梅. 洞庭湖水沙变化分析及影响初探[J]. 水文, 2011(1):45-53.
- [37]DA SILVA CA, TRAIN S, RODRIGUES LC. Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system[J]. *Hydrobiologia*, 2005, 537(1-3):99-109.
- [38]邓建明, 秦伯强. 全球变暖对淡水湖泊浮游植物影响研究进展[J]. 湖泊科学, 2015, 27(1):1-10.

-
- [39]李景保, 秦建新, 王克林, 等. 洞庭湖环境系统变化对水文情势的响应[J]. 地理学报, 2004, 59(2):239-248.
- [40]王建国, 于洪贤, 马成学, 等. 兴凯湖浮游植物数量特征与群落结构分析[J]. 淡水渔业, 2011(4):26-31.
- [41]SOMMER U, GLIWICZ Z M, LAMPERT W I, et al. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters[J]. Archiv Fur Hydrobiologie, 1986, 106(4):433-471.
- [42]陈圣宾, 欧阳志云, 徐卫华, 等. Beta 多样性研究进展[J]. 生物多样性, 2010, 18(4):323-335.
- [43]TONKIN J D, STOLL S, JÄHNIG S C, et al. Contrasting metacommunity structure and beta diversity in an aquatic-floodplain system[J]. Oikos, 2016, 125(5):686-697.
- [44]GODLEWSKA M, G. MAZURKIEWICZ-BORO, POCHIECHA A, et al. Effects of flood on the functioning of the Dobczyce reservoir ecosystem[J]. Hydrobiologia, 2003, 504(1-3):305-313.
- [45]THOMAZ S M, BINI L M, BOZELLI R L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems[J]. Hydrobiologia, 2007, 579(1):1-13.
- [46]LIU J, CHEN Y, LI M, et al. Water-level fluctuations are key for phytoplankton taxonomic communities and functional groups in Poyang Lake[J]. Ecological Indicators, 2019, 104:470-478.
- [47]王艺兵, 侯泽英, 叶碧碧, 等. 鄱阳湖浮游植物时空变化特征及影响因素分析[J]. 环境科学学报, 2015, 35(5):1310-1317.
- [48]张婷, 马行厚, 王桂苹, 等. 鄱阳湖国家级自然保护区浮游生物群落结构及空间分布[J]. 水生生物学报, 2014, 38(1):158-165.
- [49]邓建明, 蔡永久, 陈宇炜, 等. 洪湖浮游植物群落结构及其与环境因子的关系. 湖泊科学, 2010, 22(1):70-78.
- [50]吴卫菊, 王玲玲, 张斌, 等. 洪湖水生生物多样性及水质评价研究[J]. 环境科学与管理, 2015(10):184-187.
- [51]刘霞, 钱奎梅, 谭国良, 等. 鄱阳湖阻隔湖泊浮游植物群落结构演化特征:以军山湖为例[J]. 环境科学, 2014, 35(7):2557-2564.
- [52]LIU X, LI Y, LIU B, et al. Cyanobacteria in the complex river-connected Poyang Lake:Horizontal distribution and transport[J]. Hydrobiologia, 2016, 768(1):95-110.
- [53]田琪, 陈政. 洞庭湖浮游植物群落结构调查与分析[J]. 当代水产, 2007, 32(8):30-32.
- [54]DENG J, QIN B, PAERL H W, et al. Earlier and warmer springs increase cyanobacterial (*Microcystis* spp.) blooms in subtropical Lake Taihu, China[J]. Freshwater Biology, 2014, 59(5):1076-1085.
- [55]LASSEN M K, NIELSEN K D, RICHARDSON K, et al. The effects of temperature increases on a temperate phytoplankton community:A mesocosm climate change scenario[J]. Journal of Experimental Marine Biology and

Ecology, 2010, 383(1):79-88.

[56]NALEWAJKO C, MURPHY T P. 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*, 2001, 2(1):45-8.

[57]BLINN D W. Diatom Community structure along physicochemical gradients in Saline Lakes[J]. *Ecology*, 1993, 74(4):1246-1263.

[58]吴攀, 邓建明, 秦伯强, 等. 水温和营养盐增加对太湖冬、春季节藻类生长的影响[J]. *环境科学研究*, 2013, 26(10):1064-1071.

[59]DAVIS C C. Evidence for the eutrophication of Lake Erie from phytoplankton records[J]. *Limnology and Oceanography*, 1964, 9(3):275-283.

[60]TILMAN D, KILHAM S S, KILHAM P. Phytoplankton community ecology: The role of limiting nutrients[J]. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1982, 13(1):349-372.

[61]国超旋, 王冬梅, 胡晓东, 等. 石臼湖江苏段浮游植物群落结构特征及与环境因子的关系[J]. *水生态学杂志*, 2016, 37(4):23-29.

[62]孟睿, 何连生, 过龙根, 等. 长江中下游草型湖泊浮游植物群落及其与环境因子的典范对应分析[J]. *环境科学*, 2013, 34(7):2588-2596.