J. Lake Sci.(湖泊科学),2025,**37**(6):1897-1909
DOI 10.18307/2025.0611
© 2025 by *Journal of Lake Sciences*

南亚热带水库浮游植物群落特征及丝状蓝藻优势驱动因素研究:以广西大王滩水库为例*

鲍航通[1],李一平[1**],赵国理[2],李荣辉[3],朱　雅[1],余　敏[2],潘海平[2],王亚宁[1],王　璨[1],王楚尔[1],黄旭升[4]
(1:河海大学环境学院,浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室,南京 210098)
(2:广西壮族自治区大王滩水库管理处,南宁 530200)
(3:广西大学土木工程与建筑学院,南宁 530004)
(4:广西壮族自治区水利科学研究院,南宁 530023)

摘　要:大王滩水库是南亚热带地区典型的大型饮用水水源地,因富营养化导致的蓝藻优势及水华对供水安全构成主要威胁,明确水库浮游植物群落特征以及蓝藻优势的驱动因子,对水华防控和水库供水安全管理具有重要意义。于2021年对大王滩水库水环境和浮游植物群落开展季度调查,探讨浮游植物群落季节动态及丝状蓝藻优势形成的驱动因子。结果表明,水库浮游植物由7门127种组成,种类上以绿藻门、硅藻门和蓝藻门为主,归属于26个功能群;浮游植物细胞密度范围为$1.2\times10^6\sim430\times10^6$ cells/L,表现为秋季>春季>冬季>夏季,生物量在0.14~51 mg/L之间,表现为秋季>冬季和春季>夏季;优势属为蓝藻门的泽丝藻(*Limnothrix*)和假鱼腥藻(*Pseudanabaena*),S1功能群为长期优势功能群。水库综合营养状态指数介于36.02~49.57之间,表明水库处于中营养状态。Mantel检验和冗余分析(RDA)表明,水温、透明度和氮浓度是影响丝状蓝藻优势形成的显著解释变量,丝状蓝藻绝对优势出现在透明度和氮浓度较低而水温较高的秋季,为泽丝藻和假鱼腥藻水华高风险时期。结合功能群分析表明,大型水库浑浊环境是丝状蓝藻优势形成的重要原因,秋季水温及营养条件处于泽丝藻和假鱼腥藻的生长适宜范围,是其大规模增殖的关键驱动因素。在泽丝藻和假鱼腥藻等丝状蓝藻的威胁下,我们应关注水库水体浊度、色度升高的原因,以提高水体透明度限制丝状蓝藻的优势形成。
关键词:南亚热带水库;浮游植物;优势功能群;环境因子;丝状蓝藻

Phytoplankton community structure and driving factors of filamentous cyanobacteria dominance in south subtropical reservoirs: A case study of Dawangtan Reservoir, Guangxi*

Bao Hangtong[1], Li Yiping[1**], Zhao Guoli[2], Li Ronghui[3], Zhu Ya[1], Yu Min[2], Pan Haiping[2], Wang Yaning[1], Wang Can[1], Wang Chuer[1] & Huang Xusheng[4]
(1: *Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development on Shallow Lakes, Ministry of Education, College of Environment, Hohai University, Nanjing* 210098, *P. R. China*)
(2: *Dawangtan Reservoir Management, Guangxi Zhuang Autonomous Region, Nanning* 530200, *P. R. China*)
(3: *College of Civil Engineering and Architecture, Guangxi University, Nanning* 530004, *P. R. China*)
(4: *Guangxi Hydraulic Research Institute, Nanning* 530023, *P. R. China*)

Abstract: Dawangtan Reservoir is a typical large drinking water source reservoir in the south subtropical region. Cyanobacterial dominance and algal blooms caused by eutrophication pose major threats to its water supply security. Understanding the characteristics of the phytoplankton community and the driving factors behind cyanobacterial dominance is of great significance for algal bloom prevention and the management of reservoir water supply safety. A quarterly investigation of the aquatic environment and phytoplankton community in the Dawanqtan Reservoir was conducted in 2021 to explore the seasonal dynamics of the phytoplankton com-

* 2025-01-15收稿;2025-03-24收修改稿。
国家自然科学基金项目(52039003,52079033)和国家重点研发计划项目(2023YFC3208900)联合资助。
** 通信作者;E-mail:liyiping_hhu@163.com。

munity and the driving factors behind the dominance of filamentous cyanobacteria. The results indicated that the phytoplankton in Dawangtan Reservoir comprised 127 species from 7 phyla, with Chlorophyta, Bacillariophyta, and Cyanophyta being the dominant groups in terms of species composition, belonging to 26 functional groups. The phytoplankton cell density ranged from 1.2×10^6 to 430×10^6 cells/L, exhibiting the order of autumn > spring > winter > summer, while the biomass ranged from 0.14 to 51 mg/L, with the order of autumn > winter and spring > summer. The dominant genera were *Limnothrix* and *Pseudanabaena*, and the functional group S1 was the long-term dominant functional group. The comprehensive trophic level index (TLI) of the reservoir ranged between 36.02 and 49.57, indicating a mesotrophic state. Mantel tests and redundancy analysis (RDA) revealed that water temperature, transparency, and nitrogen concentration were significant explanatory variables influencing the dominance of filamentous cyanobacteria. The absolute dominance of filamentous cyanobacteria occurred in Autumn, characterized by lower transparency and nitrogen concentration but higher water temperature, representing a high-risk period for blooms of *Limnothrix* and *Pseudanabaena*. Combined with functional group analysis, the results indicate that the turbid environment of large reservoirs is an important factor promoting the dominance of filamentous cyanobacteria. In Autumn, water temperature and nutrient conditions fall within the optimal range for the growth of *Limnothrix* and *Pseudanabaena*, serving as key drivers for their massive proliferation. Given the threat posed by filamentous cyanobacteria such as *Limnothrix* and *Pseudanabaena*, attention should be paid to the causes of increased turbidity and water color in reservoirs to improve water transparency and thereby limit the formation of filamentous cyanobacterial dominance.

Keywords: South subtropical reservoir; phytoplankton; dominant function group; environmental factors; filamentous cyanobacteria

浮游植物是水生态系统的初级生产者和食物链基础环节[1],其群落结构对水环境变化敏感[2]。水环境变化直接驱动浮游植物的种类组成及优势种改变[3-5],而浮游植物群落结构的改变会通过食物链影响浮游动物和鱼类的变化[6-7],进而对水生态系统的结构和功能产生影响。蓝藻是淡水浮游植物群落的主要组成部分,由于蓝藻能够产生多种次生代谢物(包括肝毒素、神经毒素和皮肤毒性化合物),威胁人类健康,削弱生态系统功能并危及供水安全[8],因此,研究浮游植物群落变化尤其是蓝藻优势形成机制,对于保障水质和水生态系统健康具有重要意义。

全球湖库常见的优势蓝藻有以微囊藻(*Microcystis*)为代表的非丝状蓝藻和以长孢藻(*Dolichospermum*)、尖头藻(*Raphidiopsis*)、假鱼腥藻(*Pseudanabaena*)等为代表的丝状蓝藻[9]。太湖[10]、巢湖[11]、滇池[12]等浅水湖泊以非丝状微囊藻为常见优势水华蓝藻,而我国南亚热带地区水库以丝状蓝藻长期占据优势。例如,陈飞等[13]和朱忆秋[14]的研究发现,在南亚热带地区 67 座水库中主要优势种包括尖头藻、假鱼腥藻和泽丝藻(*Limnothrix*)等丝状蓝藻;Lei 等[15]研究发现,在华南地区 25 座水库中,丝状蓝藻(尖头藻和泽丝藻)占主导地位;此外,孙瑞欣等[16]对广东鹤地水库的研究显示,库区全年浮游植物细胞密度以蓝藻门为主,其中丝状蓝藻尖头藻的全年优势度在 0.43~0.70 之间。不同于微囊藻主要在富营养水体中占据优势[17],多数丝状蓝藻对低营养盐具有较强的耐受性[18],因此其优势形成机制更为复杂[19]。陈玉茹等[20]研究发现,丝状蓝藻的优势受水温和总氮的影响显著;Lu 等[21]和 Yang 等[22]的研究发现,丝状蓝藻的优势与水温和营养物质之间存在密切关系;陈飞等[13]发现优势丝状蓝藻生物量与透明度、硝态氮和 pH 有关,而非丝状蓝藻生物量与透明度和总磷有关;Gao 等[23]的研究发现,水温升高、无机氮与总磷之比降低显著影响了丝状蓝藻的生长,而光可利用性可能改变优势蓝藻之间的竞争结果;Napiórkowska-Krzebietke 等[24]的研究揭示,丝状蓝藻的优势主要受温度升高驱动,同时丝状蓝藻对氮、磷营养盐的富集能力、对低光照环境的适应性及对浮游动物捕食压力的抵抗机制也在其生长过程中发挥重要作用。目前,关于南亚热带水库中丝状蓝藻长期占据优势而非微囊藻占据优势的成因尚不清晰,因此,针对南亚热带水库中优势丝状蓝藻的发生机制及其与环境因子变化的响应关系,以及丝状蓝藻与微囊藻之间竞争的动态仍需进一步深入研究。

大王滩水库是广西壮族自治区南宁市最大的饮用水源地水库,地处热带和亚热带的过渡区域,其所在纬度位置与多数南亚热带水库(如广东流溪河水库[25]、新丰江水库[26]和大镜山水库[27]等)相近,与这些水库也有相似的气候环境。大王滩水库曾受到工业、农业和养殖业等多重污染影响,尽管自 2013 年全库区清理后水质有所改善,但富营养化问题仍较为突出,近年来丝状蓝藻优势和水华现象的频繁出现,已成为南亚热带地区水库的典型特征。本研究以大王滩水库为研究对象,通过解析浮游植物群落结构与水环境因子的

关系,探讨影响泽丝藻和假鱼腥藻等丝状蓝藻长期占据优势的关键因素。本研究结果既可为大王滩水库管理提供科学依据,也为我国南亚热带地区水库丝状蓝藻水华防控提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况与采样点位设置

大王滩水库(22°18′~22°36′N,108°09′~108°22′ E)位于广西壮族自治区南宁市良庆区,建于 1958 年,1960 年投入运行,属于珠江水系、八尺江中游。水库集雨面积为 907 km^2,涉及范围南北长 55 km、东西宽 35 km,总库容为 6.38 亿 m^3,正常蓄水位对应水域面积为 38.4 km^2,多年平均流量为 17.2 m^3/s,多年平均水深为 16.7 m,最大水深为 29.0 m,4—11 月处于热分层稳定期,12—2 月处于热分层消亡期。大王滩水库是以灌溉为主,兼发电、供水的大Ⅱ型水库,同时也是广西重要的饮用水源地之一,流域内土地利用类型以林地(桉树)为主,约占总面积的 70%。本研究于 2021 年 12 月(冬季)以及 2022 年 4 月(春季)、8 月(夏季)和 10 月(秋季)开展 4 次水质和浮游植物采样,具体采样点位见图 1。

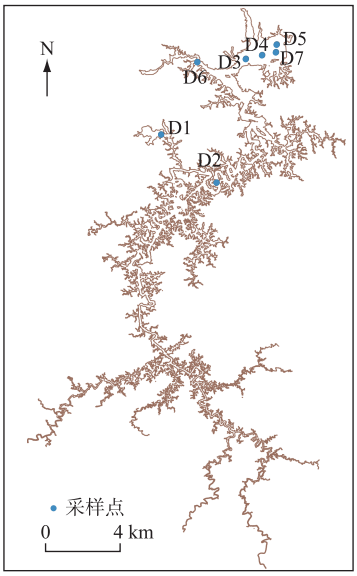

图 1 大王滩水库采样点位分布

Fig. 1 Distribution of sampling sites in Dawangtan Reservoir

1.2 样品采集及测定

现场采用多参数水质分析仪(EXO2,YSI)测定水温(WT)、pH 值、溶解氧(DO),采用 Secchi 盘法测定透明度(SD)。每个采样点采用有机玻璃采水器取表层(0.5 m)1 L 水样,现场加入 15 mL 鲁哥试剂固定,带回实验室静置、沉淀 48 h 后利用虹吸法将上清液吸出,定容至 30 mL,存放在样品瓶中,用显微镜进行浮游植物鉴定和计数[28]。浮游植物生物量由各种属细胞密度进行体积转换得到[29];取水样 500 mL 冷藏避光带回实验室,采用《水质 叶绿素 *a* 的测定 分光光度法》(HJ 897—2017)测定叶绿素 *a* 浓度。取 1 L 水样,加入硫酸使水样 pH≤2,随后装入低温保存箱中,冷藏带回实验室,参照《水和废水监测分析方法》[30]测定总氮(TN)、总磷(TP)、氨氮(NH_3-N)、硝态氮(NO_3^--N)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})。采样期间降雨数据采用国家气象科学数据中心(https://data.cma.cn/)南宁站(59431)基本气象观测数据。

1.3 数据处理

采用传统形态学分类和功能群归类相结合的方法对浮游植物进行分类[31],以降低分析预测过程的不确定性[32-33]。浮游植物物种(或功能群)在不同季节的优势度(Y)计算方法如下:

$$Y = N_i/N \cdot f_i \tag{1}$$

$$f_i = k_i/n' \tag{2}$$

式中,N_i 为第 i 种浮游植物物种(或功能群)的细胞个数,N 为浮游植物总细胞个数,f_i 为第 i 种物种(或功能群)出现的频率,k_i 为第 i 种物种(或功能群)在单组调研中不同采样点检出的频数,n' 为单组调研中采样点点位总数,当 $Y>0.02$ 时,该类即为优势属(或类群)[34]。依据观测的细胞形态并参考文献[13],将优势蓝藻划分为丝状蓝藻(形态为圆柱形或条形丝状)和非丝状蓝藻,具体分类情况见表 1。鉴于具有固氮异形胞类型的蓝藻细胞密度相对较低,且其可能对分析结果产生潜在干扰,本研究整合优势丝状蓝藻中的非固氮类型,将其归类为“丝状蓝藻”进行后续分析。

浮游植物多样性指数计算公式如下[35-37]:

Shannon-Wiener 多样性指数(H′)计算公式为:

$$H' = -\sum_{i=1}^{S}(N_i/N)\ \ln(N_i/N) \tag{3}$$

Simpson 多样性指数(D)计算公式为:

$$D = 1 - \sum_{i=1}^{S}(N_i/N)^2 \tag{4}$$

Pielou 均匀度指数(J)计算公式为:

$$J = H'/\ln S \tag{5}$$

式中,S 为浮游植物种类数,N_i 为第 i 种的个体数,N 为所有种类的总个体数。

综合营养状态指数(TLI(Σ))是评价湖泊富营养化程度的指标,参照《湖泊(水库)富营养化评价方法及分级技术规定》进行计算[38]:

$$TLI(\Sigma) = \sum_{j=1}^{m} W_j \cdot TLI(j) \tag{6}$$

式中,TLI(j)代表第 j 种参数的营养状态指数,W_j 为第 j 种参数的营养状态指数的相关权重。当 TLI(Σ)<30 时为贫营养;30≤TLI(Σ)≤50 时为中营养;50<TLI(Σ)≤60 时为轻度富营养;60<TLI(Σ)≤70 时为中度富营养;TLI(Σ)>70 时为重度富营养。

1.4 数据分析

采用 Excel 软件计算浮游植物优势度、多样性指数和综合营养状态指数。用 SPSS 26.0 软件对浮游植物密度、生物量、多样性指数和理化因子的季节差异进行基于 Kruskal-Wallis 的单因素 ANOVA 多重比较。绘图在 Origin 2022 中完成,采样点位图采用 QGIS 3.24.2 绘制。

在 R 语言中使用"vegan"包进行非度量多维尺度分析(nonmetric multidimensional scaling,NMDS)研究浮游植物群落结构季节变化,并使用相似性检验(analysis of similarities,ANOSIM)分析群落间差异显著性,用相似性百分比分析(SIMPER)找出季节间群落差异来源,即主要特征功能类群的季节差异。在"linkET""dplyr"包中进行环境因子之间的 Spearman 相关性分析,将"丝状蓝藻"与"非丝状蓝藻"细胞密度进行 lg (x+1)转换后,与环境因子进行 Mantel 检验,识别影响丝状蓝藻与非丝状蓝藻生长的主要环境因子。在 R 语言"vegan"包中将浮游植物细胞密度进行 Hellinger 转换,环境因子(除 pH 外)进行 lg (x+1)转换,通过共线性检验(VIF)筛选出共线性小于 5 的环境因子。将优势功能群进行除趋势对应分析(DCA),基于结果选择冗余分析(RDA)探究浮游植物优势功能群与环境因子的相关性,并使用"envfit"函数对环境因子进行显著性检验,筛选出显著环境因子(P<0.05),以上绘图在"ggplot2"和"corrplot"包中进行。

2 结果与分析

2.1 水体环境因子季节性变化

大王滩水库水体环境因子指标的季节变化如图 2 所示。总体上各指标均存在显著季节差异(P<0.05,n=28)。其中冬季水体氮浓度、透明度高于其他季节,但水温、pH 低于其他季节,TP 浓度表现为春、冬季高于夏、秋季。TLI(Σ)范围介于 36.02~49.57 之间,说明大王滩水库整体处于中营养状态。

2.2 浮游植物群落结构及功能群变化

在大王滩水库共鉴定出浮游植物 7 门 74 属 127 种,包括绿藻门、蓝藻门、硅藻门、裸藻门、隐藻门、甲藻门、金藻门,其中绿藻门种类最多(32 属),其次为蓝藻门和硅藻门,分别为 16 属和 15 属,其他门类共 11 属。各门类浮游植物种类、细胞密度、生物量季节占比分别见图 3A、B、C。Shannon-Wiener、Pielou、Simpson 指数在季节间差异显著(P<0.01,n=28)(图 3D、E、F)。3 种指数最低值均出现在秋季,最高值均出现在冬季,表明浮游植物群落多样性冬季最高、秋季最低。浮游植物细胞密度、生物量在各季节间差异显著(P<0.01,n=28)(图 3G、H),平均细胞密度从高到低分别是:秋季为(344.03±57.66)×10^6 cells/L,春季为(83.65±23.06)×10^6 cells/L,冬季为(33.76±15.58)×10^6 cells/L,夏季为(11.29±5.83)×10^6 cells/L;平均生物量从高到低分别是:秋季为(38.91±6.42) mg/L,冬季为(12.15±5.50) mg/L,春季为(10.94±7.80) mg/L,夏季为(1.37±0.57) mg/L。从不同季节优势种来看(图 4A),在冬、夏、秋季泽丝藻优势度最高(Y 分别为 0.25、0.48、0.84);春季假鱼腥藻优势度最高(Y 为 0.59)。

鉴定出的 10 属优势蓝藻被划分为丝状蓝藻和非丝状蓝藻两类(表 1)。丝状蓝藻在 4 个季节中均为优势类群,非丝状蓝藻在冬季和夏季为优势类群(图 4A)。大王滩水库浮游植物分为 26 个功能类群(表 2),其中 D、F、H1、J、L_M、L_O、M、P、S1、S2、S_N、X1、Y 共 13 个功能群为优势功能群(Y>0.02),S1 为全年优势功能群(图 4B)。NMDS 结果表明,浮游植物功能群在季节间差异显著(ANOSIM,P<0.001,n=28),其中 S1 功能群

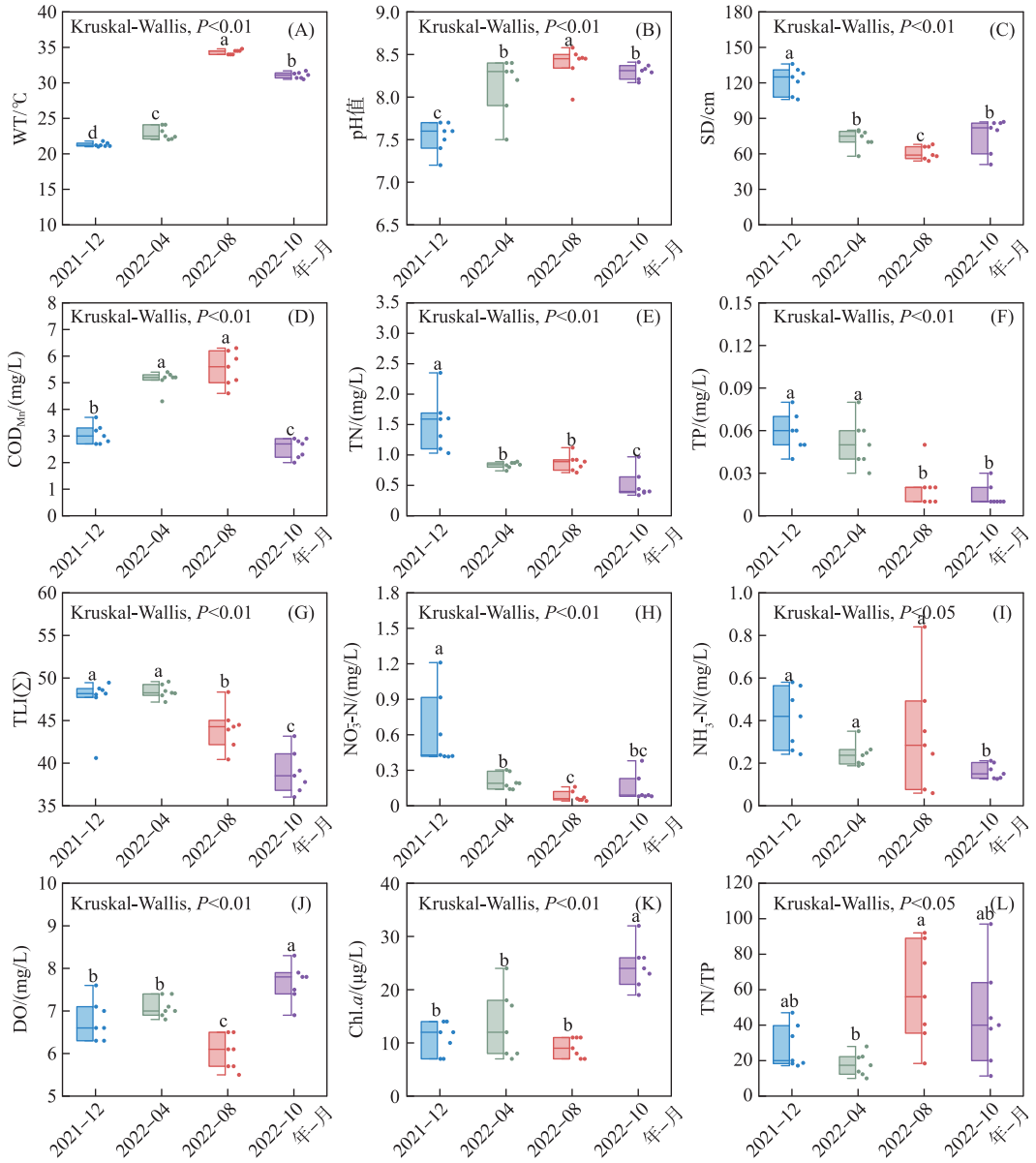

图 2 大王滩水库水体环境因子的季节变化(不同小写字母表示季节间具有显著差异性)

Fig. 2 Seasonal variation of environmental factors in the water column of Dawangtan Reservoir (Different lowercase letters indicate significant differences between seasons)

对浮游植物季节间差异贡献率最大(图 5)。

2.3 浮游植物与环境因子的关系

通过环境因子与浮游植物优势功能群细胞密度的 DCA 分析,得到最大梯度长度为 1.82,因此选择线性模型 RDA 来探索大王滩水库浮游植物群落与环境因子之间的关系。对浮游植物功能群方差解释最为显著的环境因子为 TN($R^2_{adj}=0.76$)和 SD($R^2_{adj}=0.69$),其次是 COD_{Mn}($R^2_{adj}=0.67$)和 WT($R^2_{adj}=0.48$)(图 6A)。相关性分析表明丝状蓝藻细胞密度与 WT、TN、SD 和 NO_3^--N 均呈显著相关($P<0.05$,$n=28$);非丝状蓝藻细

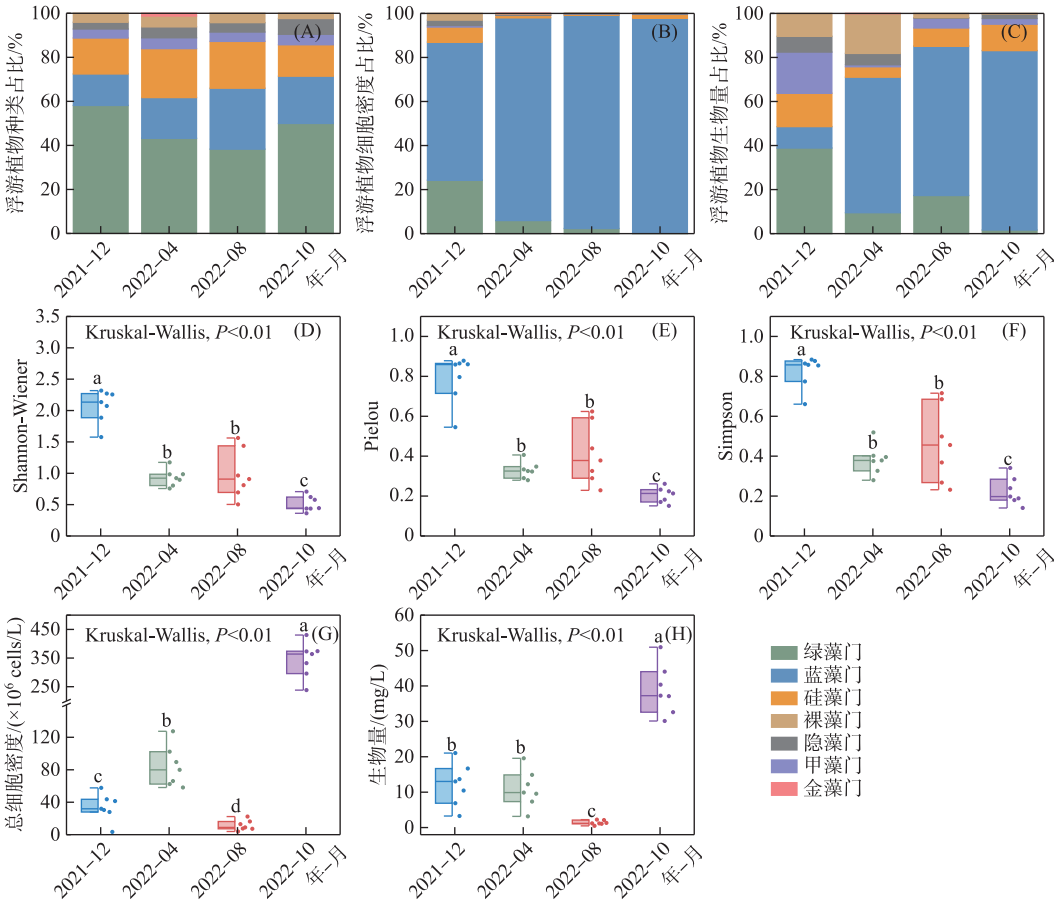

图 3 大王滩水库浮游植物各门类种类数(A)、细胞密度(B)和生物量(C)季节占比;浮游植物多样性指数(D~F)、总细胞密度(G)和生物量(H)季节变化(不同小写字母表示季节间具有显著差异)

Fig. 3 Seasonal proportion of phytoplankton species (A), cell density (B) and biomass (C); seasonal variation of diversity indexes(D-F), total cell density (G) and biomass (H) of phytoplankton in Dawangtan Reservoir (Different lowercase letters indicate significant differences between seasons)

表 1 优势蓝藻分类(F:丝状蓝藻;S:非丝状蓝藻)

Tab. 1 Classification of dominant filamentous cyanobacteria (F) and non-filamentous cyanobacteria (S)

蓝藻	分类	蓝藻	分类
假鱼腥藻(*Pseudanabaena*)	F	束丝藻(*Aphanizomenon*)	F
泽丝藻(*Limnothrix*)	F	长孢藻(*Dolichospermum*)	F
尖头藻(*Raphidiopsis*)	F	色球藻(*Chroococcus*)	S
节旋藻(*Arthrospira*)	F	蓝纤维藻(*Dactyloccopsis*)	S
细鞘丝藻(*Leptolyngbya*)	F	微囊藻(*Microcystis*)	S

胞密度与 TN 和 NO_3^--N 均呈显著相关($P<0.05$,$n=28$)(图 6B)。

3 讨论

大王滩水库水质长期处于中-富营养水平,浮游植物群落主要由蓝藻门、绿藻门和硅藻门组成,全年均

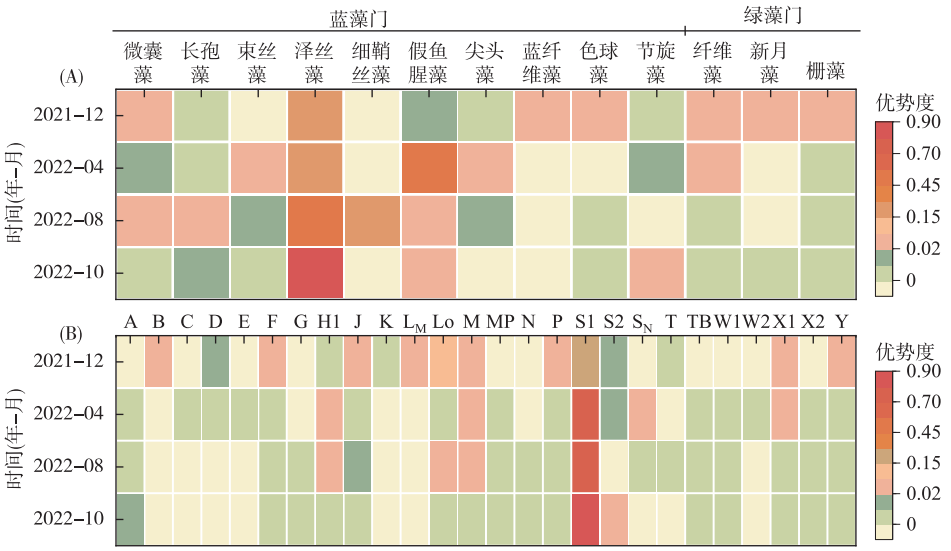

图 4 浮游植物优势属(A)及优势功能群(B)季节变化

Fig. 4 Seasonal variation of dominant phytoplankton genera (A) and functional groups (B)

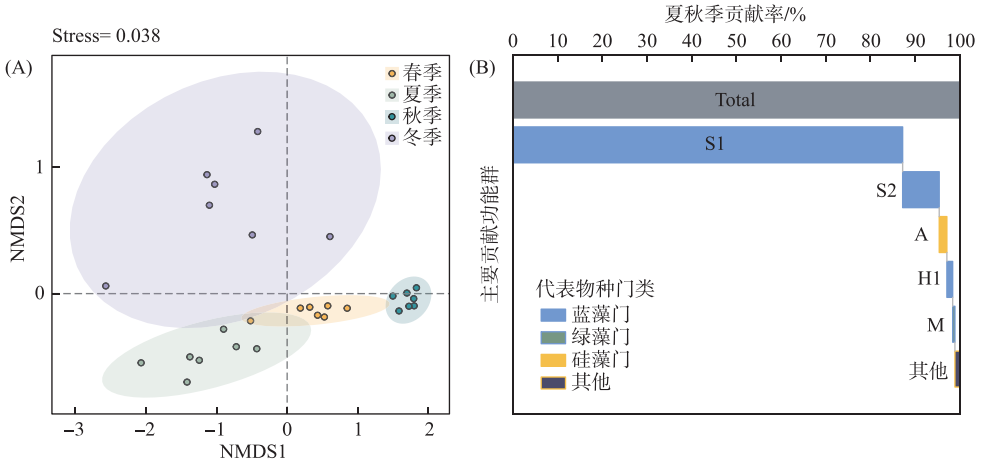

图 5 浮游植物功能群细胞密度 NMDS 分析(A),夏、秋季功能群差异贡献(B)

Fig. 5 NMDS analysis of phytoplankton functional group cell density(A), differential contribution of phytoplankton functional groups in summer and autumn(B)

以丝状蓝藻为主,主要是 S1 功能群的泽丝藻和假鱼腥藻。大王滩水库浮游植物细胞密度处于较高水平,表现出明显的季节差异,在秋季最高、夏季最低,与新丰江水库[26]的研究相似。本研究中夏季蓝藻门中泽丝藻和假鱼腥藻细胞密度处于最低水平(分别为 (6.03±5.66) $\times10^6$ 和 (0.39±0.31) $\times10^6$ cells/L),导致浮游植物总密度较其他季节低。秋季泽丝藻和假鱼腥藻细胞密度显著升高(分别为 (287.50±52.04) $\times10^6$ 和 (13.77±5.30) $\times10^6$ cells/L),是导致浮游植物密度升高的主要原因。浮游植物生物量与细胞密度变化趋势较一致,夏季泽丝藻和假鱼腥藻的生物量最低(分别为(0.60±0.57)和(0.04±0.03) mg/L),秋季生物量最高(分别为(28.75±5.20)和(1.37±0.53) mg/L),优势物种生物量变化主导了总生物量的变化格局。大王滩水库属于热带季风气候,常年气温偏高,导致水温整体较高,蓝藻占据主导地位可归因于其对高温的适应

以及水库长期存在稳定的热分层结构[39]。大王滩水库浮游植物群落结构与广东大水桥水库[40-41]和南屏水库[42]等南亚热带水库较为相似。

表 2 大王滩水库浮游植物优势功能群及代表物种

Tab. 2 Dominant functional groups and representative species of phytoplankton in Dawangtan Reservoir

功能群	代表性种(属)	生境特征[14]
B	广缘小环藻(*Cyclotella bodanica*)、具星小环藻(*Cyclotella stelligera*)	中营养型中小型湖泊,耐受低光照,对分层敏感
F	卵囊藻(*Oocystis*)、月牙藻(*Selenastrum bibraianum*)、微芒藻(*Micractinium pusillum*)、蹄形藻(*Hippodonta*)、四棘藻(*Attheya*)、肾形藻(*Nephrocytium*)、网球藻(*Dictyosphaerium*)	清澈、深度混合的中一富营养化湖泊,耐受低营养,对缺乏二氧化碳敏感
H1	长孢藻(*Dolichospermum*)、束丝藻(*Aphanizomenon*)	富营养化分层湖泊,耐受氮浓度低,对水体混合、低光照敏感
J	栅藻(*Scenedesmus*)、四角藻(*Tetraedron*)、多芒藻(*Golenkinia*)、空星藻(*Coelastrum*)、盘星藻(*Pediastrum*)、集星藻(*Actinastrum*)、十字藻(*Crucigenia*)	混合的高富营养浅水水体,对高光照敏感
L_M	蓝纤维藻(*Dactyloccopsis*)	超富营养化中小型湖泊,耐受低碳浓度,对水体混合、低光照敏感
L_O	色球藻(*Chroococcus*)、平裂藻(*Chroococcus*)、束球藻(*Gomphosphaeria*)、小雪藻(*Snowella*)、多甲藻(*Peridiniopsis*)、角甲藻(*Ceratium*)	贫到富营养、中到大型水体,对混合敏感
M	微囊藻(*Microcystis*)	富营养化、超富营养化中小型湖泊,耐受暴晒,对冲刷、低光照敏感
P	直链藻(*Melosira*)、新月藻(*Closterium*)、脆杆藻(*Fragilaria*)	高中营养型浅水水体,耐受低碳浓度,对水体分层敏感
S1	假鱼腥藻(*Pseudanabaena*)、泽丝藻(*Limnothrix*)、细鞘丝藻(*Leptolyngbya*)、浮丝藻(*Planktothrix*)	中、富营养水体,混浊的混合环境,耐受极低光照,对冲刷敏感
S2	节旋藻(*Arthrospira*)	温暖、浅水,通常是高碱性的水域,耐受低光照,对冲刷敏感
S_N	尖头藻(*Raphidiopsis*)、棒胶藻(*Rhabdogloea*)	温暖的混合型水体,耐受低光照、低营养,对冲刷敏感
X1	单针藻(*Monoraphidium*)、纤维藻(*Ankistrodesmus*)、小球藻(*Chlorella*)、弓形藻(*Schroederia*)、顶棘藻(*Chodatella*)	浅的富营养化环境,对缺乏营养敏感
Y	裸甲藻(*Gymnodinium*)、薄甲藻(*Glenodinium*)、隐藻(*Cryptomonas*)	广适性,耐受低光照,对捕食作用敏感

统计分析表明,TN 浓度、水温、透明度是影响大王滩水库丝状蓝藻优势形成的主要环境因子。氮磷营养盐是浮游植物生长的物质基础[19],在本研究中丝状蓝藻细胞密度与 TN 浓度相关性强,这与在千岛湖[20]、Dongping Lake[21]的研究结果一致。RDA 分析表明,TN 是影响浮游植物功能群的重要变量,S1 功能群(假鱼腥藻和泽丝藻)与 TN 呈现负相关关系,这与丹江口水库[43]、长寿湖[44]的研究结果一致,可能是由于在高氮环境中,S1 功能群的竞争优势受偏好高氮的藻类类群的削弱[20,45]。氮磷比是一个重要的环境因子,对浮游植物群落组成有重大影响[46],本研究中水体 TN/TP 比值常高于 14,整体表现为磷限制。泽丝藻和假鱼腥藻细胞密度与 TN/TP 比值有较强的负相关关系(R 分别为-0.48 和-0.51,$P<0.05$),表明氮磷比条件的改变可能影响优势种的生长,这与 Honghu[23]的研究结果相似。与其他研究相似[47],以微囊藻为代表的 M 功能群与 TN、TP 浓度呈正相关,表明较低的营养盐浓度可能限制微囊藻生长。有研究表明,部分丝状蓝藻(如浮丝藻等)能够过量吸收磷,其细胞内磷的积累量可达自身生长需求的 4~11 倍[48]。泽丝藻和假鱼腥藻相较于浮丝藻在低磷条件下有更强的竞争力[49-50],在 Spring Lake[51]、德国 108 个湖泊[52]中调查也发现,泽丝藻和假鱼腥藻在低磷条件下形成优势。本研究中,假鱼腥藻和泽丝藻(S1 功能群)竞争优势体现在营养盐

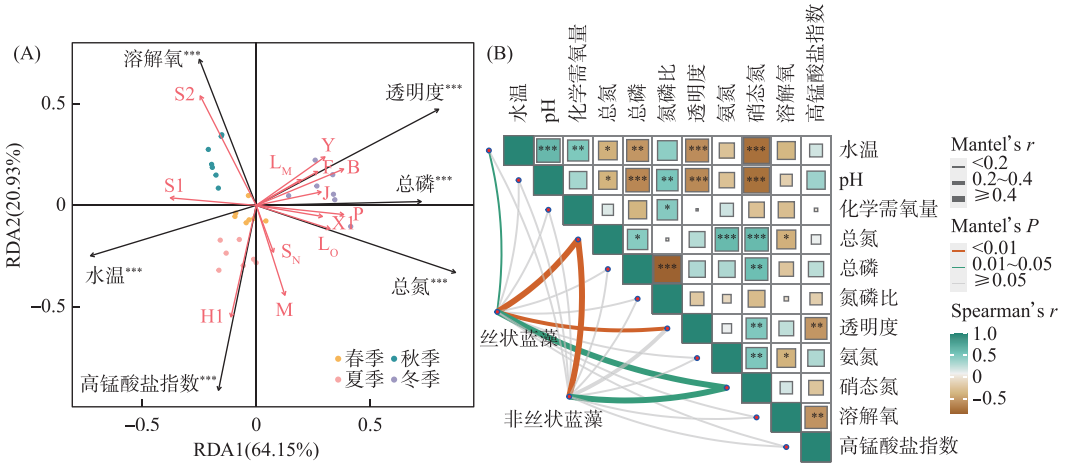

图 6 浮游植物功能群与环境因子的 RDA 分析(A)和丝状蓝藻和非丝状蓝藻与环境因子之间的 Mantel 检验(B)(* 表示 $P<0.05$, ** 表示 $P<0.01$, *** 表示 $P<0.001$)

Fig. 6 RDA of phytoplankton functional groups and environmental factors(A), Mantel test between filamentous cyanobacteria and non-filamentous cyanobacteria with environmental factors (B) (*, ** and *** mean $P<0.05$, $P<0.01$ and $P<0.001$, respectively)

相对较低的时期。因此,对低营养盐的适应性可能是泽丝藻和假鱼腥藻等丝状蓝藻较非丝状蓝藻(如微囊藻)形成优势的原因。然而,需要进一步的研究来确定溶解态营养盐的贡献,以提出具体的管控限值。

水温是影响浮游植物生长的直接因素[22],同时季节性温度变化还会影响水体混合程度和光环境[53]。本研究中,水温显著影响了丝状蓝藻的细胞密度,RDA 结果显示,S1 功能群与水温呈现正相关关系,这与红枫湖[54]的研究一致。然而本研究中水温对丝状蓝藻功能群的影响小于其他环境因子(Mantel test: $R=0.10$; RDA: $R^2_{adj}=0.45$),一方面可能是因为研究期间优势种(主要为丝状蓝藻泽丝藻和假鱼腥藻)对水温的耐受范围较大。对温带和亚热带地区常见的一种假鱼腥藻的研究表明[55],它能够在 4~30 ℃的宽温度范围内持续生长和增殖,泽丝藻适宜生长的水温为 20~30 ℃[56]。此外,有学者在 Lubosińskie Lake[57]、Nero Lake[55]的研究发现,泽丝藻在 3~7 ℃时也可以形成优势导致水体发生水华,以上结果表明泽丝藻和假鱼腥藻对温度变化表现出较好的适应性。其次,过高的水温可能对泽丝藻和假鱼腥藻产生不利影响。有研究表明,水温超过 30 ℃时泽丝藻可能会发生细胞裂解而导致生长受限[58],Gao 等[59]的研究表明,假鱼腥藻在 35 ℃ 时生长情况弱于 20~30 ℃。本研究中夏季(平均水温 34.3℃)泽丝藻和假鱼腥藻细胞密度最低,表明其在高温下生长受限。夏季优势浮游植物物种因水温变化而衰退,这可能是该季节水体浮游植物细胞密度及生物量最低的主要原因。尽管极端高温事件对泽丝藻和假鱼腥藻的生长表现出显著的抑制效果,但在年际尺度上,水温的上升仍显著促进了它们的增殖。同时,这种温度响应模式也导致水温与优势丝状蓝藻的相关关系低于其他环境因子。

透明度直接影响水体的真光层深度和光环境,是决定浮游植物初级生产力的重要因素[60]。本研究中透明度与丝状蓝藻生长有较强的相关性,这与陈玉茹等在千岛湖[20]的研究相似。由 RDA 结果发现,优势功能群 S1(代表性物种为泽丝藻和假鱼腥藻)与透明度呈现负相关,与贵州红枫湖[61]的研究结果相似。在汛期降雨期间,流域地表径流输入的外源性颗粒物显著提高水体浊度水平[62]。本研究的观测数据显示,在夏季降雨影响下,水体透明度呈降低趋势(5—8 月累计降雨量约为 1129 mm,透明度降低约为 12 cm)。有研究表明,泽丝藻和假鱼腥藻可通过增加叶绿素浓度来提高光捕获效率[63],相较于多数蓝藻在光限制下更具竞争力。其他研究也发现泽丝藻和假鱼腥藻在浑浊环境中的优势地位[21,23],这表明低光耐受性的丝状蓝藻会胜过对光强敏感的物种(如微囊藻)在低透明度环境中形成优势。因此,低透明度环境是丝状蓝藻优势形成的关键驱动力。此外,汛期大王滩水库流域内优势桉树人工林通过淋溶作用释放大量单宁酸,此输入过程导

致水体透明度进一步降低[64-67],对浮游植物群落动态产生了显著影响[68-69]。桉树因其耐高温、速生和高蓄水量的特点,被广泛种植于中国南方地区(如广西、广东、福建和云南)[70]。桉树林凋落物在汛期释放的单宁酸等酚类物质,不仅降低水体透明度,还可能通过化感作用对其他物种(蓝藻门的微囊藻、硅藻门的直链藻(*Melosira*)等)生长产生抑制效果[69,71-72]。但泽丝藻和假鱼腥藻等丝状蓝藻表现出对单宁酸、香豆酸[73-74]等酚类物质较强的耐受能力,可能比微囊藻更能适应桉树林流域的水环境,进一步助长其在低透明度环境中的竞争优势,促使它们在大王滩水库等南亚热带地区水体中长期占据主导地位。然而,目前关于单宁酸对丝状蓝藻的具体作用机制仍需进一步研究。

综合分析表明,营养盐浓度、水温和透明度是影响大王滩水库中丝状蓝藻形成优势的主要环境驱动因素,其中极端高温会对优势丝状蓝藻生长有显著抑制作用。泽丝藻和假鱼腥藻等丝状蓝藻相较于非丝状蓝藻(如微囊藻),展现出对低营养盐、低透明度水体环境更为显著的适应性特征,促使丝状蓝藻在水体生态系统中形成相对优势地位。

4 结论

1)大王滩水库共有浮游植物 7 门 127 种,种类上以绿藻门、硅藻门和蓝藻门为主,细胞密度、生物量均表现为秋季最高、夏季最低;Shannon-Wiener、Pielou 和 Simpson 指数在冬季最高、秋季最低;水库丝状蓝藻泽丝藻和假鱼腥藻表现出全季节优势;浮游植物归类为 26 个功能群,功能群 S1(以泽丝藻与假鱼腥藻为主)在 4 个季节始终占据绝对优势地位。

2)水温、TN、透明度是丝状蓝藻优势的重要解释因子。尽管夏季高温对丝状蓝藻的生长表现出一定的抑制作用,但全年范围内较高的水温条件仍是推动丝状蓝藻生长的关键因子;对低营养盐、低透明度的适应性特征,为泽丝藻与假鱼腥藻等丝状蓝藻相较于非丝状蓝藻(微囊藻)提供了有利的竞争优势。

3)在南亚热带水库丝状蓝藻的威胁下,未来研究需要进一步明确水库透明度降低的原因(如悬浮颗粒物浓度、有色溶解有机物动态等),以通过针对性的措施提高水体透明度限制丝状蓝藻优势的形成,保障水库生态系统健康及供水安全。

5 参考文献

[1] Henson SA, Cael BB, Allen SR *et al*. Future phytoplankton diversity in a changing climate. *Nature Communications*, 2021, **12**: 5372. DOI: 10.1038/s41467-021-25699-w.

[2] Feng QY, Wang SR, Liu XQ *et al*. Seasonal and spatial variations of phytoplankton communities and correlations with environmental factors in Lake Dianchi. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2020, **56**(1): 184-192. DOI: 10.13209/j.0479-8023.2019.128. [冯秋园, 王殊然, 刘学勤等. 滇池浮游植物群落结构的时空变化及与环境因子的关系. 北京大学学报: 自然科学版, 2020, **56**(1): 184-192.]

[3] Wojciechowski J, Heino J, Bini LM *et al*. Temporal variation in phytoplankton beta diversity patterns and metacommunity structures across subtropical reservoirs. *Freshwater Biology*, 2017, **62**(4): 751-766. DOI: 10.1111/fwb.12899.

[4] Siegel DA, Behrenfeld MJ, Maritorena S *et al*. Regional to global assessments of phytoplankton dynamics from the SeaWiFS mission. *Remote Sensing of Environment*, 2013, **135**: 77-91. DOI: 10.1016/j.rse.2013.03.025.

[5] Jia JJ, Gao Y, Zhou F *et al*. Identifying the main drivers of change of phytoplankton community structure and gross primary productivity in a river-lake system. *Journal of Hydrology*, 2020, **583**: 124633. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2020.124633.

[6] Tang HJ, Liu PQ, Wu JL *et al*. Phytoplankton functional groups and their response to water physiochemical factors in Hongchaojiang Reservoir in Guangxi. *Journal of Hydroecology*, 2022, **43**(6): 85-91. DOI: 10.15928/j.1674-3075.202105120145. [唐汇娟, 刘培钦, 伍洁丽等. 广西洪潮江水库浮游植物功能类群及其对环境因子响应. 水生态学杂志, 2022, **43**(6): 85-91.]

[7] Florescu LI, Moldoveanu MM, Catană RD *et al*. Assessing the effects of phytoplankton structure on zooplankton communities in different types of urban lakes. *Diversity*, 2022, **14**(3): 231. DOI: 10.3390/d14030231.

[8] Merel S, Walker D, Chicana R *et al*. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environment International*, 2013, **59**: 303-327. DOI: 10.1016/j.envint.2013.06.013.

[9] Lakshmikandan M, Li M, Pan BZ. Cyanobacterial blooms in environmental water: Causes and solutions. *Current Pollution Reports*, 2024, **10**(4): 606-627. DOI: 10.1007/s40726-024-00322-w.

[10] Luo MN, Sun BL, Zhu BC *et al*. Distribution characteristics of phytoplankton functional groups and their relationship with environmental

factors in Taihu Basin. *J Lake Sci*, 2022, **34**(5): 1471-1488. DOI: 10.18307/2022.0506. [罗敏纳, 孙蓓丽, 朱冰川等. 太湖流域浮游植物功能类群分布特征及其与环境因子的关系. 湖泊科学, 2022, **34**(5): 1471-1488.]

[11] Zhu C, Sun X, Yang XR *et al*. Study on the seasonal succession of phytoplankton community and its driving factors in Chaohu Lake. *Environmental Monitoring in China*, 2024, **40**(4): 129-142. [朱超, 孙逊, 杨晓冉等. 巢湖浮游植物群落季节动态变化特征及其影响因素. 中国环境监测, 2024, **40**(4): 129-142.]

[12] Wang DX, Li YP, Wang HM *et al*. Analysis of temporal and spatial variation characteristics and influencing factors of phytoplankton community in Dianchi Lake. *Sichuan Environment*, 2022, **41**(4): 186-194. [王东秀, 李娅萍, 王红梅等. 滇池浮游植物群落时空变化特征及影响因子分析. 四川环境, 2022, **41**(4): 186-194.]

[13] Chen F, Tang QH, Xiao LJ *et al*. Species composition and seasonal community dynamics of cyanobacteria in small-and medium-sized reservoirs in subtropical cities of Southern China. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2018, **24**(3): 595-601. [陈飞, 唐鹊辉, 肖利娟等. 南亚热带城市中小型水库蓝藻种类组成及其群落季节动态. 应用与环境生物学报, 2018, **24**(3): 595-601.]

[14] 朱忆秋. 广东省典型水库枯水期营养状态与浮游植物群落结构特征的研究[学位论文]. 广州: 暨南大学, 2018.

[15] Lei LM, Peng L, Huang XH *et al*. Occurrence and dominance of *Cylindrospermopsis raciborskii* and dissolved cylindrospermopsin in urban reservoirs used for drinking water supply, South China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2014, **186**(5): 3079-3090. DOI: 10.1007/s10661-013-3602-8.

[16] Sun RX, Xu L, Liang RC *et al*. Structural characteristics of phytoplankton communities and its relationship with environmental factors in different habitats of Hedi Reservoir. *Environmental Science*, 2024, **45**(10): 5822-5832. DOI: 10.13227/j.hjkx.202311178. [孙瑞欣, 徐丽, 梁荣昌等. 鹤地水库不同生境浮游植物群落结构特征及其与环境因子的关系. 环境科学, 2024, **45**(10): 5822-5832.]

[17] Huisman J, Codd GA, Paerl HW *et al*. Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 2018, **16**(8): 471-483. DOI: 10.1038/s41579-018-0040-1.

[18] 李亦真. 丝状蓝藻在北方水库型水源地的种群结构和环境驱动因子[学位论文]. 济南: 山东大学, 2021.

[19] Paerl HW, Otten TG. Harmful cyanobacterial blooms: Causes, consequences, and controls. *Microbial Ecology*, 2013, **65**(4): 995-1010. DOI: 10.1007/s00248-012-0159-y.

[20] Chen YR, Liu JR, Zheng WT *et al*. The driving forces for dominant genus succession of phytoplankton and proliferation of filamentous cyanobacteria: A case study of Qiandaohu Reservoir. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2023, **47**(12): 1877-1888. [陈玉茹, 刘佳睿, 郑文婷等. 浮游植物优势属演替和丝状蓝藻增殖的驱动因子研究——以千岛湖为例. 水生生物学报, 2023, **47**(12): 1877-1888.]

[21] Lu XT, Tian C, Pei HY *et al*. Environmental factors influencing cyanobacteria community structure in Dongping Lake, China. *Journal of Environmental Sciences*, 2013, **25**(11): 2196-2206. DOI: 10.1016/S1001-0742(12)60297-6.

[22] Yang Y, Zheng XH, Tang QH *et al*. Species diversity and seasonal dynamics of filamentous cyanobacteria in urban reservoirs for drinking water supply in tropical China. *Ecotoxicology*, 2020, **29**(6): 780-789. DOI: 10.1007/s10646-020-02189-1.

[23] Gao GB, Bai D, Li TL *et al*. Understanding filamentous cyanobacteria and their adaptive niches in Lake Honghu, a shallow eutrophic lake. *Journal of Environmental Sciences*, 2025, **152**: 219-234. DOI: 10.1016/j.jes.2024.05.010.

[24] Napiórkowska-Krzebietke A, Kalinowska K, Bogacka-Kapusta E *et al*. Persistent blooms of filamentous cyanobacteria in a cormorant-affected aquatic ecosystem: Ecological indicators and consequences. *Ecological Indicators*, 2021, **124**: 107421. DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.107421.

[25] Huang FH, Huang BS, Hong CH *et al*. Simulation on the impact of large-scale *Eucalyptus* plantation on runoff in watershed. *Journal of Changjiang River Scientific Research Institute*, 2023, **40**(7): 22-26, 49. DOI: 10.11988/ckyyb.20220214. [黄锋华, 黄本胜, 洪昌红等. 大面积种植桉树人工林对流域径流影响的模拟研究. 长江科学院院报, 2023, **40**(7): 22-26, 49.]

[26] Zhang H, Peng YQ, Zou XN *et al*. The characteristics of phytoplankton community structure and its relationship with environmental factors of a large reservoir in subtropic of Southern China: A case study of Xinfengjiang Reservoir. *J Lake Sci*, 2022, **34**(2): 404-417. DOI: 10.18307/2022.0204. [张辉, 彭宇琼, 邹贤妮等. 南亚热带特大型水库浮游植物群落特征及其与环境因子的关系: 以新丰江水库为例. 湖泊科学, 2022, **34**(2): 404-417.]

[27] Zhang HJ, Li QH, Han BP. Eutrophication of a typical pumped storage reservoir, Dajingshan Reservoir, subtropical China. *J Lake Sci*, 2010, **22**(2): 291-299. DOI: 10.18307/2010.0220. [张华俊, 李秋华, 韩博平. 南亚热带典型调水型水库——广东大镜山水库的富营养化特征分析. 湖泊科学, 2010, **22**(2): 291-299.]

[28] 胡鸿钧. 中国淡水藻类: 系统分类及生态. 北京: 科学出版社, 2006.

[29] Chen C, Li SJ, Hu R *et al*. Comparative analysis of four methods for calculating biomass of phytoplankton community. *J Lake Sci*, 2013, **25**(6): 927-935. DOI: 10.18307/2013.0617. [陈纯, 李思嘉, 胡韧等. 四种浮游植物生物量计算方法的比较分析. 湖泊科学, 2013, **25**(6): 927-935.]

[30] 《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法: 第四版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

[31] Padisák J, Crossetti LO, Naselli-Flores L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: A critical review with updates. *Hydrobiologia*, 2009, **621**(1): 1-19. DOI: 10.1007/s10750-008-9645-0.

[32] Hu R, Lan YQ, Xiao LJ *et al*. The concepts, classification and application of freshwater phytoplankton functional groups. *J Lake Sci*, 2015, **27**(1): 11-23. DOI:10.18307/2015.0102.[胡韧, 蓝于倩, 肖利娟等. 淡水浮游植物功能群的概念、划分方法和应用. 湖泊科学, 2015, **27**(1): 11-23.]

[33] Pan CM, Liu Y, An RZ *et al*. Phytoplankton in mitika wetland, Tibet, China: 2. Characteristics of functional groups and their relationship with environmental factors. *J Lake Sci*, 2022, **34**(4): 1115-1126. DOI:10.18307/2022.0406.[潘成梅, 刘洋, 安瑞志等. 西藏麦地卡湿地的浮游植物——2.功能群特征及其与环境因子的关系. 湖泊科学, 2022, **34**(4): 1115-1126.]

[34] McNaughton SJ. Relationships among functional properties of Californian grassland. *Nature*, 1967, **216**: 168-169. DOI: 10.1038/216168b0.

[35] Simpson EH. Measurement of diversity. *Nature*, 1949, **163**: 688. DOI: 10.1038/163688a0.

[36] Shannon CE, Weaverw. The mathematical theory of communication. Urbana: University of Linois Press, 1949.

[37] Pielou EC. An introduction to mathematical ecology. New York: Wiley-interscience, 1969.

[38] Wang MC, Liu XQ, Zhang JH. Evaluate method and classification standard on lake eutrophication. *Environmental Monitoring in China*, 2002, **18**(5): 47-49.[王明翠, 刘雪芹, 张建辉. 湖泊富营养化评价方法及分级标准. 中国环境监测, 2002, **18**(5): 47-49.]

[39] Mullin CA, Kirchhoff CJ, Wang GL *et al*. Future projections of water temperature and thermal stratification in Connecticut Reservoirs and possible implications for cyanobacteria. *Water Resources Research*, 2020, **56**(11): e2020WR027185. DOI: 10.1029/2020WR027185.

[40] Wang XH. Structure characteristics of phytoplankton community in Dashuiqiao Reservoir. *Journal of Hydroecology*, 2013, **34**(2): 40-45. DOI: 10.15928/j.1674-3075.2013.02.002.[王晓辉. 大水桥水库浮游植物群落结构特征研究. 水生态学杂志, 2013, **34**(2): 40-45.]

[41] Xu YP, Wang L, Tang QH *et al*. The relationship between phytoplankton diversity and ecosystem functioning changes with disturbance regimes in tropical reservoirs. *Ecosystems*, 2023, **26**(4): 752-767. DOI: 10.1007/s10021-022-00791-4.

[42] Zhang Y, Hu R, Xiao LJ *et al*. Comparative analysis of succession of the phytoplankton functional groups in two reservoirs with different hydrodynamics in Southern China. *Ecology and Environmental Sciences*, 2012, **21**(1): 107-117.[张怡, 胡韧, 肖利娟等. 南亚热带两座不同水文动态的水库浮游植物的功能类群演替比较. 生态环境学报, 2012, **21**(1): 107-117.]

[43] Xiao YN, Cheng JH, Mo XC *et al*. Spatio-temporal variation of phytoplankton community and its relationship with environmental factors in Danjiangkou Reservoir. *J Lake Sci*, 2023, **35**(3): 821-832. DOI: 10.18307/2023.0306.[肖玉娜, 程靖华, 莫晓聪等. 丹江口水库浮游植物群落时空变化及其与环境因子的关系. 湖泊科学, 2023, **35**(3): 821-832.]

[44] Lei B, Liu SR, Zhang FH *et al*. Seasonal phytoplankton dynamics and its relationship with key environmental factors in Lake Changshou, upper reaches of the Three Gorges Reservoir. *J Lake Sci*, 2017, **29**(2): 369-377. DOI:10.18307/2017.0213.[雷波, 刘朔孺, 张方辉等. 三峡水库上游长寿湖浮游藻类的季节变化特征及关键环境影响因子. 湖泊科学, 2017, **29**(2): 369-377.]

[45] Wang XY, Liu JH, Yan Q *et al*. Dynamics features of nutrients absorption for the growth of water-blooming cyanobacteria in Qingcaosha Reservoir. *Water Purification Technology*, 2019, **38**(10): 71-75.[王先云, 刘俊宏, 严棋等. 青草沙水库水华蓝藻生长的营养盐吸收动力学特征. 净水技术, 2019, **38**(10): 71-75.]

[46] Wu Z, Li JC, Sun YX *et al*. Imbalance of global nutrient cycles exacerbated by the greater retention of phosphorus over nitrogen in lakes. *Nature Geoscience*, 2022, **15**(6): 464-468. DOI: 10.1038/s41561-022-00958-7.

[47] Fang LC, Ren YF, Bi YH *et al*. Responses of phytoplankton functional groups to water level fluctuations in the Xiangxi Bay, Three Gorges Reservoir. *J Lake Sci*, 2023, **35**(5): 1538-1548. DOI:10.18307/2023.0513.[方灵超, 任玉峰, 毕永红等. 三峡水库香溪河库湾浮游植物功能群对水位变化的响应. 湖泊科学, 2023, **35**(5): 1538-1548.]

[48] Andersen T. Pelagic nutrient cycles: Herbivores as sources and sinks. Berlin: Springer, 1997: 116-140.

[49] Nicklisch A, Roloff B, Ratsch A. Competition experiments with two planktic blue-green algae (Oscillatoriaceae). *SIL Proceedings*, 1922–2010, 1991, **24**(2): 889-892. DOI: 10.1080/03680770.1989.11898872.

[50] Rücker J, Wiedner C, Zippel P. Factors controlling the dominance of *Planktothrix agardhii* and *Limnothrix redekei* in eutrophic shallow lakes. Shallow Lakes'95: Trophic Cascades in Shallow Freshwater and Brackish Lakes. Dordrecht: Springer Netherlands, 1997: 107-115. DOI: 10.1007/978-94-011-5648-6_12.

[51] Xie L, Rediske RR, Hong Y *et al*. The role of environmental parameters in the structure of phytoplankton assemblages and cyanobacteria toxins in two hypereutrophic lakes. *Hydrobiologia*, 2012, **691**(1): 255-268. DOI: 10.1007/s10750-012-1077-1.

[52] Dolman AM, Rücker J, Pick FR *et al*. Cyanobacteria and cyanotoxins: The influence of nitrogen versus phosphorus. *PLoS One*, 2012, **7**(6): e38757. DOI: 10.1371/journal.pone.0038757.

[53] Wang C, Li YP, Li NG *et al*. Characteristics and mechanism of water mixing structure during the extinction of thermal stratification in southern reservoirs. *J Lake Sci*, 2023, **35**(5): 1613-1622. DOI:10.18307/2023.0522.[王璨, 李一平, 李聂贵等. 南方水库热分层消亡时期水体混合特征及其驱动机制. 湖泊科学, 2023, **35**(5): 1613-1622.]

[54] Huang GJ, Li QH, Chen C *et al*. Phytoplankton functional groups and their spatial and temporal distribution characteristics in Hongfeng Reservoir, Guizhou Province. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, **35**(17): 5573-5584. DOI: 10.5846/stxb201312253027.[黄国佳, 李秋华,

陈椽等. 贵州高原红枫湖水库浮游植物功能分组及其时空分布特征. 生态学报, 2015, **35**(17): 5573-5584.]

[55] Babanazarova O, Sidelev S, Schischeleva S. The structure of winter phytoplankton in Lake Nero, Russia, a hypertrophic lake dominated by *Planktothrix*-like Cyanobacteria. *Aquatic Biosystems*, 2013, **9**(1): 18. DOI: 10.1186/2046-9063-9-18.

[56] Vijay P, David EB, Sivanesan D *et al*. Optimization of C-phycocyanin production by *Limnothrix* sp. 37-2-1. *Biology Chemistry Environmental Science*, 2016, **7** (1): 104-111.

[57] Ptak M, Choiński A, Sojka M *et al*. Changes in the water resources of selected lakes in Poland in the period 1916–2020 as information to increase their availability. *Sustainability*, 2021, **13**(13): 7298. DOI: 10.3390/su13137298.

[58] Kitazaki C, Numano S, Takanezawa A *et al*. Characterization of lysis of the multicellular Cyanobacterium *Limnothrix/Pseudanabaena* sp. strain ABRG5-3. *Bioscience*, *Biotechnology*, *and Biochemistry*, 2013, **77**(12): 2339-2347. DOI: 10.1271/bbb.130409.

[59] Gao JS, Zhu J, Wang MW *et al*. Dominance and growth factors of *Pseudanabaena* sp.. in drinking water source reservoirs, Southern China. *Sustainability*, 2018, **10**(11): 3936. DOI: 10.3390/su10113936.

[60] Zhang YB, Zhang YL, Shi K *et al*. Remote sensing estimation of water clarity for various lakes in China. *Water Research*, 2021, **192**: 116844. DOI: 10.1016/j.watres.2021.116844.

[61] Li QH, Xiao J, Ou T *et al*. Impact of water level fluctuations on the development of phytoplankton in a large subtropical reservoir: Implications for the management of cyanobacteria. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, **25**(2): 1306-1318. DOI: 10.1007/s11356-017-0502-4.

[62] Shi PC, Zhu MY, You RF *et al*. Rainstorm events trigger algal blooms in a large oligotrophic reservoir. *Journal of Hydrology*, 2023, **622**: 129711. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2023.129711.

[63] Gao JS, Wang MW, Wang XX *et al*. Influence of light intensity on growth and photosynthesis activity of *Pseudanabaena* sp. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2019, **51**(8): 67-72. [高静思, 王茂伟, 汪小雄等. 光照强度对伪鱼腥藻生长及光合活性的影响. 哈尔滨工业大学学报, 2019, **51**(8): 67-72.]

[64] Xie LJ, Ma ZX, Yang GR *et al*. Study on the inhibition mechanism of *Eucalyptus* tannins against *Microcystis aeruginosa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2023, **249**: 114452. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2022.114452.

[65] Wei Y, Li YP, Zhu Y *et al*. Effects of soaking *Eucalyptus* leaves on melanogenic elements distribution, migration and transformation in reservoir sediments of Southern China. *J Lake Sci*, 2022, **34**(4): 1164-1174. DOI:10.18307/2022.0410. [魏尧, 李一平, 朱雅等. 我国南方地区桉树叶浸泡对水库沉积物致黑元素分布及迁移转化的影响. 湖泊科学, 2022, **34**(4): 1164-1174.]

[66] Luo F, Li YP, Norgbey E *et al*. A study on the occurrence of black water in reservoirs in *Eucalyptus* plantation region. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, **27**(28): 34927-34940. DOI: 10.1007/s11356-020-09613-3.

[67] Oliva A, Doolittle CM, Medlock SA *et al*. Effects of tree leaves, tannins, and water color on chlorophyll concentrations in ponds. *Hydrobiology*, 2024, **3**(3): 263-278. DOI: 10.3390/hydrobiology3030017.

[68] Zhao W, Zheng Z, Zhang JL *et al*. Evaluation of the use of *Eucalyptus* to control algae bloom and improve water quality. *Science of the Total Environment*, 2019, **667**: 412-418. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.276.

[69] Burford MA, Franklin H, Faggotter SJ *et al*. Effects of terrestrial dissolved organic matter on a bloom of the toxic cyanobacteria, *Raphidiopsis raciborskii*. *Harmful Algae*, 2022, **117**: 102269. DOI: 10.1016/j.hal.2022.102269.

[70] Huang CB. The research status and sustainable development countermeasures of *Eucalyptus* ecological environment problems. *Eucalypt Science & Technology*, 2012, **29**(3): 44-47. [黄承标. 桉树生态环境问题的研究现状及其可持续发展对策. 桉树科技, 2012, **29**(3): 44-47.]

[71] Zhu XQ, Dao GH, Tao Y *et al*. A review on control of harmful algal blooms by plant-derived allelochemicals. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, **401**: 123403. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.123403.

[72] Laue P, Bährs H, Chakrabarti S *et al*. Natural xenobiotics to prevent cyanobacterial and algal growth in freshwater: Contrasting efficacy of tannic acid, Gallic acid, and gramine. *Chemosphere*, 2014, **104**: 212-220. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.11.029.

[73] Li M, Wang YY, Xiao JX *et al*. Allelopathic inhibition effects and mechanism of phenolic acids to *Microcystis aeruginosa*. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, **30**(15): 45388-45397. DOI: 10.1007/s11356-022-24992-5.

[74] Li LZ, Xie GX, Dong P *et al*. Anticyanobacterial effect of p-coumaric acid on *Limnothrix* sp. determined by proteomic and metabolomic analysis. *Science of the Total Environment*, 2024, **926**: 171632. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.171632.