J. Lake Sci.(湖泊科学),2027,39(2):000-000
DOI: 10.18307/2027.0220
©2027 by *Journal of Lake Sciences*

清淤对水库浮游植物群落的扰动与恢复：以湖漫水库拉氏尖头藻水华为例*

马锦盼[1], 朱　遥[2], 章岳蓬[3], 肖　鹏[1,4], 程　耀[5], 焦　蒙[1], 李朝阳[1], 张　和[1,4], 杨丝雨[1,4], 李仁辉[1,4], 左　俊[1,4,]**

（1: 温州大学城镇水污染生态治理技术国家地方联合工程研究中心，温州 325035）

（2: 浙江省台州市生态环境局温岭分局，温岭 317500）

（3: 浙江省温州市生态环境局苍南分局，温州 325899）

（4: 温州大学三垟湿地生态环境研究院，温州 325014）

（5: 哈尔滨师范大学生命科学与技术学院，哈尔滨，150025）

摘　要：清淤是水库生态治理中常用手段之一，然而该过程会对水库浮游植物群落结构产生影响。湖漫水库为温岭市重要水源地，近年来暴发了拉氏尖头藻水华，为应对此威胁，全库区于 2024 年 2 月—2024 年 9 月进行清淤工程，以削减内源营养，改善水库水质。为评估清淤对浮游植物群落的影响，本研究于 2023 年 10 月—2025 年 9 月对该水库拉氏尖头藻水华进行监测，分析了不同时期（基于水华发生阶段和清淤过程划分）浮游植物群落的组成、多样性、生态位特征及其与环境因子的关系。结果表明湖漫水库营养盐浓度在清淤后显著下降。监测期间共鉴定出浮游植物 7 门 55 属，清淤时浮游植物总细胞丰度明显下降，但清淤后再次升高。蓝藻优势属为尖头藻和假鱼腥藻，在时间上呈现由尖头藻属为优势到假鱼腥藻属为优势的演替现象。清淤前拉氏尖头藻丰度最高，达到了 2.56×10^7 cells/L，清淤时其丰度降低，清淤后其丰度又升高。清淤前浮游植物群落多样性指数较低，清淤后明显上升。冗余分析表明，清淤前浮游植物群落与营养盐正相关，清淤后两者间相关性减弱。随机森林模型显示水华发生阶段和清淤过程是影响浮游植物群落结构的关键因子，其次是铵态氮。清淤时拉氏尖头藻的生态位宽度变窄，清淤后变宽。组间离散度的多元同质性检验显示湖漫水库浮游植物群落结构在清淤结束后的一年时间内逐步恢复到清淤前的状态。这些结果表明，短期内清淤可以改善水质，减缓或者控制拉氏尖头藻水华，但维持时间较短，浮游植物群落会逐步恢复，拉氏尖头藻水华会快速反弹。

关键词：清淤工程；浮游植物群落；拉氏尖头藻；环境因子；生态位

Dredging-induced disturbance and resilience of phytoplankton community: Lessons from a *Raphidiopsis raciborskii* bloom in Human Reservoir*

Ma Jinpan [1], Zhu Yao[2], Zhang Yuepeng [3], Xiao Peng [1,4], Cheng Yao[5], Jiao Meng [1], Li Chaoyang[1], Zhang He[1,4], Yang Siyu[1,4], Li Renhui[1,4] & Zuo Jun[1, 4]**

（1：*National and Local Joint Engineering Research Center of Ecological Treatment Technology for Urban Water Pollution, Wenzhou University, Wenzhou* 325035, *PR. China*）

（2：*Wenling Branch of Taizhou Municipal Ecology and Environment Bureau, Zhejiang Province, Wenling* 317500, *P.R.China*）

（3：*Wenzhou Cangnan Ecological Environmental Monitoring Station,Zhejiang Province, Wenzhou* 325899, *P.R.China*）

（4：*Institute for Eco-Environmental Research of Sanyang Wetland, Wenzhou University, Wenzhou* 325014, *P.R.China*）

（5：*College of Life Sciences and Technology, Harbin Normal University, Harbin* 150025, *P.R.China*）

* 2026-04-20 收稿；2026-05-22 收修改稿；2026-05-25 录用。
国家重点研发计划项目（2025YFE0116400）、浙江省温州市科学技术局基础性公益科研项目（S20240011）、国家自然科学基金项目（32201352）和浙江省自然科学基金项目（LMS26C030003）联合资助
** 通讯作者：email：jzuo@wzu.edu.cn

Abstract: Dredging is widely used to restore reservoir ecosystems, but it may alter phytoplankton community structure. The Human Reservoir is a major drinking water source for Wenling City and has experienced frequent blooms of *Raphidiopsis raciborskii* in recent years. To reduce internal nutrient loading and improve water quality, whole-reservoir dredging was carried out from February to September 2024. To evaluate the effects of dredging on phytoplankton, we conducted field monitoring of *R. raciborskii* blooms in Lake Human from October 2023 to September 2025. We analyzed phytoplankton community composition, diversity, and niche characteristics, as well as their relationships with environmental factors, across periods defined by bloom dynamics and dredging stages. Results showed that nutrient concentrations decreased markedly after dredging. A total of 55 phytoplankton genera from seven phyla were recorded during the study period. Total phytoplankton cell abundance declined substantially during dredging but increased after the operation. The cyanobacterial community was dominated by *Raphidiopsis* and *Pseudanabaena*, with a clear temporal shift from *Raphidiopsis* to *Pseudanabaena*. Cell abundance of *R. raciborskii* reached a peak of 2.56×10^7 cells/L before dredging, dropped during dredging, and rebounded afterward. Phytoplankton diversity remained low before dredging and rose noticeably after dredging. Redundancy analysis indicated that phytoplankton communities were positively correlated with nutrient concentrations before dredging, and this correlation weakened considerably after dredging. Random forest model identified bloom stage and dredging process as the main drivers of phytoplankton community variation, followed by ammonium nitrogen. The niche breadth of *R. raciborskii* narrowed during dredging and expanded in the post-dredging period. Multivariate homogeneity of group dispersions (PERMDISP) tests showed that phytoplankton community structure gradually returned to its pre-dredging state within one year after dredging. These results suggest that dredging can effectively improve water quality and suppress R. raciborskii blooms in the short term. However, this regulatory effect is not sustained, as the phytoplankton community gradually recovers and cyanobacterial blooms quickly reappear over time.
Keywords: Dredging project; phytoplankton community; *Raphidiopsis raciborskii;* environmental factors; niche

随着社会经济发展，氮、磷等营养物质大量进入水体，部分有害蓝藻暴发性增殖进而改变水体颜色，形成蓝藻水华现象[1]。蓝藻水华能够产生对人和水生动植物有毒的次生代谢物，降低水资源的安全性与可利用性，从而带来巨大的健康风险[2]。我国是蓝藻水华暴发较严重的国家，并且蓝藻水华的发生频次与暴发强度都具有其特殊性[3]。蓝藻水华防控与治理的主要思路之一就是运用多种方式控制水体中营养盐，一方面需要对外源营养盐进行控制，另一方面可以通过底泥疏浚等手段对内源污染物进行削减[4]。随着我国生态治理的稳步推进，以太湖、巢湖和滇池为代表的湖库总体向好，水体富营养化有所改善，水体营养负荷一定程度降低[5]，特别是总氮下降明显，这可能导致丝状固氮蓝藻逐步成为优势蓝藻。近年来，丝状蓝藻水华的丰度和暴发频次在世界各地都呈现出显著增加的趋势，尤其是丝状固氮蓝藻——拉氏尖头藻（*Raphidiopsis raciborskii*）由于其高毒性、暴发性和入侵性而日益受到关注[6]。值得注意的是，Aguilera[7]基于多相分析提出拟柱孢藻属（*Cylindrospermopsis*）与尖头藻属（*Raphidiopsis*）是同一属（本研究中统一使用尖头藻属），由于尖头藻属成立更早，二者最终合并为尖头藻属（*Raphidiopsis*）。

拉氏尖头藻是一种入侵性强、适应能力高的蓝藻，其分布范围正从热带、亚热带逐步向温带地区扩展，该藻在高温、富营养化的湖库中大量增殖，常抑制其他藻类生长，成为优势种并形成水华[8]。拉氏尖头藻能够快速吸收并储存水体中的无机磷（DIP），并在环境磷匮乏时释放无机磷维持生长优势[9]。同时，它也能高效吸收氨态氮和硝态氮[10]，在氮源不足时通过降解藻青素释放铵离子，供细胞持续利用[11]。因此，拉氏尖头藻可高效利用外源性营养，从而在与其他浮游植物的竞争中占据优势。在全球气候变化与人类活动导致外源营养输入持续增加、富营养化湖库日益增多的背景下[12]，该藻更易成为湖库水体中的优势藻种。

除了外源性营养外，内源性营养也是影响拉氏尖头藻水华形成的重要因素[13]。湖库沉积物中的污染物在特定条件下会向水体中释放，例如水体理化性质变化、沉积物再悬浮和生物扰动等[14]，都会造成内源污染，威胁上覆水水质和水环境安全。目前，我国水库淤积问题严重，总淤积量约 224 亿 m^3，31%的注册水库存在淤积问题[15]。根据我国 2035 年远景目标纲要等指示，全国各地都将加强河湖库淤积治理

工作[16]。近年来，淤积治理已经成为水利和生态环境领域中的一个重点关注问题[17]。生态清淤可以通过清除表层沉积物，减少沉积物中营养盐等污染因子而控制内源污染[18]。一项针对全球 191 篇有关湖库清淤的文章分析显示：77.50%的污染物指标在疏浚后显著下降，89.47%的浮游植物丰度下降[19]。滆湖和太湖的清淤工程也表明，疏浚能大幅削减底泥营养负荷，使蓝藻生物量下降 31%~66%[20-21]。然而，也有研究指出，清除表层受污染的沉积物后，深层沉积物暴露，可能造成再度富营养化，促使拉式尖头藻丰度重新上升[22]，对水体造成巨大威胁。因此，湖库清淤对浮游植物群落结构的影响，特别是对拉氏尖头藻水华的影响还需要进行更科学与全面的评估。

湖漫水库位于温岭市城南镇与石桥头镇交界处，总库容 3517 万 m^3，属于中型水库。该水库以供水、防洪为核心功能，兼顾灌溉等综合利用，是温岭市重要饮用水源地，对区域经济社会稳定与可持续发展具有关键支撑作用。然而，受流域农业面源污染与畜禽、渔业活动影响，湖漫水库水质近十几年来不断恶化，呈现轻度富营养化趋势[23]，局部库湾频现藻类异常增殖现象，在 2023 年 10 月甚至暴发了较为严重的拉氏尖头藻水华[24]，对供水安全构成巨大威胁。此外，长期淤积导致湖漫水库库容减少，库区淤积厚层超过 2 m[25]，全库表层沉积物处于中度到重度营养盐污染，尤其是有机氮的污染，并且存在释放风险[26]。为缓解湖漫水库的水质恶化，防控蓝藻水华暴发，管理部门于 2024 年 2 月至 9 月对全库实施了清淤工程，旨在削减内源污染负荷、改善水体环境，但该工程对拉氏尖头藻水华的实际抑制效果及其可持续性仍有待系统评估。因此，本研究从 2023 年 10 月—2025 年 9 月，对湖漫水库的浮游植物群落进行了 2 周年的调查，通过分析清淤过程前后浮游植物群落结构变化，深入探究拉氏尖头藻生态风险加剧的机制，并科学评估清淤工程对拉氏尖头藻水华的抑制效果及可持续性。

1 材料与方法

1.1 研究区概况和采样点设置

湖漫水库（28°34′~28°37′N，120°40′~121°44′E）建于 20 世纪 50 年代，位于温岭市城南镇和石桥头镇之间，大坝坝址在城东街道肖溪村。本研究于 2023 年 10 月到 2025 年 9 月对湖漫水库进行 2 周年的月度采样。根据湖漫水库面积大小、形态特点，结合实地考察，确定布设采样点 6 个（图 1），各个采样点平均水深为：1#:10.3m、2#:12.2m、3#:11.2m、4#:7.6m、5#:8.2m、6#:8.7m。清淤工程在全库区进行，涵盖了全部采样点位。本次调查共计采集 144 份水体样本。

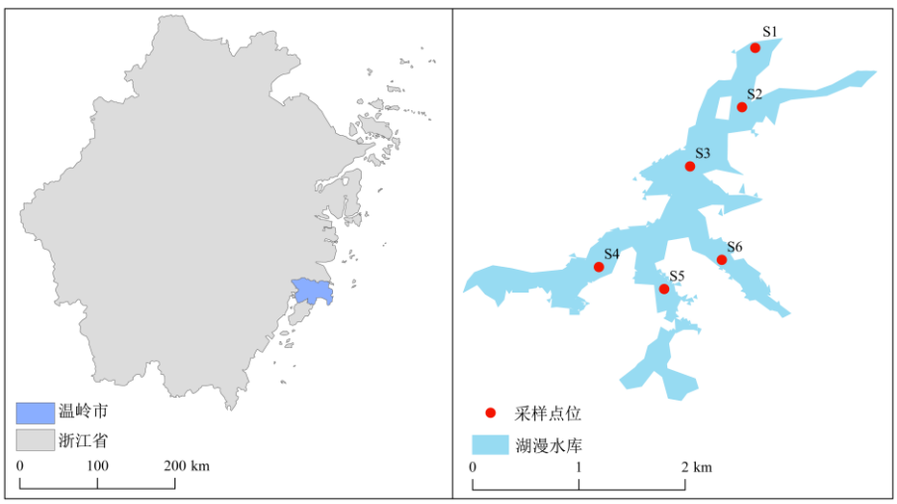


图 1 湖漫水库采样点分布

Fig.1 Sampling sites in Human Reservoir

1.2 样品采集和分析

现场用赛氏盘测定水体透明度（SD），并同时用 EXO 多参数水质分析仪测定各采样点的水温（WT）、pH、溶解氧（DO）、电导率（Cond）、TDS、浊度等参数。用采水器采集水体表层水样（水下 0.5 m）3~5 L，装入有编码的样品袋，4 °C 冷藏保存带回实验室进行处理。

实验室内测定的理化指标有：总氮（TN）、可溶性总氮（DTN）、总磷（TP）、硝态氮（NO_3-N）、氨态氮（NH_4-N）、磷酸盐（PO_4^{3-}-P）、高锰酸盐指数（COD_{Mn}）以及叶绿素（Chl.*a*）。上述指标测定均参照《水和废水监测分析方法》[27]执行。

浮游植物样品取水样 1 L 加入 15 mL 鲁哥氏液，并混匀，固定保存样品。静置沉淀 48 h 后虹吸，余下 20~25 mL 转入 30 mL 定量瓶中。吸取 0.1 mL 置于 0.1 mL 计数框内（面积 20 mm×20 mm）进行鉴定与计数，浮游植物鉴定参考《中国淡水藻类——系统、分类及生态》[28]。各样品均计数两片，取平均值作为样品细胞数的最终结果。根据细胞浓缩倍数换算为每升水样中的细胞数，该细胞数为浮游植物密度（即浮游植物丰度，cells/L），同时测量不少于 50 个样本的长度、高度、直径等参数，计算其平均值后代入相应的体积公式求得生物体积，根据其细胞丰度计算其生物量。生物量计算参考《淡水浮游生物研究方法》[29]。

1.3 时期划分

根据采样时间顺序与尖头藻属丰度变化并结合清淤过程，我们将监测期间分为 6 个连续的时期，分别为：时期 1–6。从拉氏尖头藻丰度来看，时期 1（2023.10~2024.1）与时期 4（2024.10~2024.12）对应水华维持期，尖头藻属平均丰度最高，为 2.23×10^7cells/L；时期 2（2024.2~2024.5）与时期 5（2025.2~2025.5）对应水华消亡期，尖头藻属平均丰度最低，为 2.18×10^5cells/L；时期 3（2024.6~2024.9）与时期 6（2025.6~2025.9），对应水华形成期，尖头藻属平均丰度高于水华消亡期但低于水华维持期，为 5.59×10^6cells/L；从清淤过程来看，时期 1 在清淤前，时期 2 与时期 3 是清淤时，时期 4~6 对应清淤后。

1.4 数据处理与分析

物种丰富度（Richness）为样品当中出现的物种数，Shannon-Wiener 多样性指数、Pielou 均匀度指数、Simpson 指数具体计算方法参照文献[30]。计算物种的优势度（Y）[31]后，选取 Y ≥ 0.02 的物种进行深入分析。优势种的生态位宽度，采用了 Colwell 等加权修正后的 Levins 指数[32]。基于以上指数评估湖漫水库浮游植物群落特征。本研究中水质理化指标、浮游植物丰度与生物量图采用 Origin2018 绘制，ArcGIS 10.8 用于空间分析与制图，SPSS26 用于水质理化、浮游植物群落生物量和细胞丰度、浮游植物群落多样性的显著性水平的统计分析，在 Excel2016 中进行基础数据整理并使用 R3.5.2 的“vegan”包中的 diversity( )函数进行群落多样性分析、betadisper( )函数用于多变量组间方差同质性检验、metaMDS( )函数用于 NMDS 分析，“rdacca.hp”包中的 rda( )函数进行冗余分析（RDA），RDA 分析前对环境因子共线性进行检验，剔除环境因子中 VIF 大于 5 的变量，利用“randomForest”包中的 randomForest( )函数基于随机森林模型识别影响浮游植物群落的影响因子，再利用“ggplot2”包进行绘图。

2 研究结果

2.1 湖漫水库理化数据

湖漫水库水体理化指标变化见图 2。由图可知，2023—2025 年间，湖漫水库水温变化范围是 9.400~34.610 °C。电导率和 pH 变化范围分别为 66.200~137.700 μS/cm 和 6.640~9.930；溶解性总固体量变化范围为 36~85。清淤前，叶绿素，总氮，总磷，氨态氮，硝态氮，高锰酸盐指数，磷酸盐平均值分别为 30.551 μg/L，1.396 mg/L，0.047 mg/L，0.489 mg/L，0.318 mg/L，4.893 mg/L 和 0.004 mg/L。清淤时，与时期 1 相比，时期 2 与时期 3 的叶绿素下降 21.93％与 27.84％，分别为 23.84 和 22.046 μg/L；总氮下降了 7.12％和 57.68％，分别为 1.297 和 0.591 mg/L；总磷在时期 2 变化不明显，为 0.045 mg/L，但在时期 3 下降了 42.98％，为 0.027 mg/L；氨态氮下降了 67.94％和 87.64％，分别为 0.157 和 0.061 mg/L；硝态氮在时期 2 上升了 62.26％，为 0.516 mg/L，时期 3 下降了 65.75％，为 0.109 mg/L；高锰酸盐指数下降了 13.07％，17.13％，分别为 4.255 和 4.055 mg/L；磷酸盐下降了 68.75％，69.80％，分别为 0.00125

和 0.00121 mg/L。清淤后，叶绿素整体趋于稳定，在 4.672~37.894 μg/L 内。总氮变化范围在 0.540~1.979 mg/L；总磷变化范围在 0.009~0.053 mg/L；氨态氮变化范围在 0.033~0.035 mg/L；硝态氮变化范围在 0.063~0.753 mg/L；高锰酸盐指数变化范围在 1.823~5.029 mg/L；磷酸盐变化范围在 0~0.002 mg/L。总体而言，包括氮磷营养盐，高锰酸盐指数和叶绿素等理化指标最高值均出现在清淤前的时期 1，清淤后各指标均有所下降。

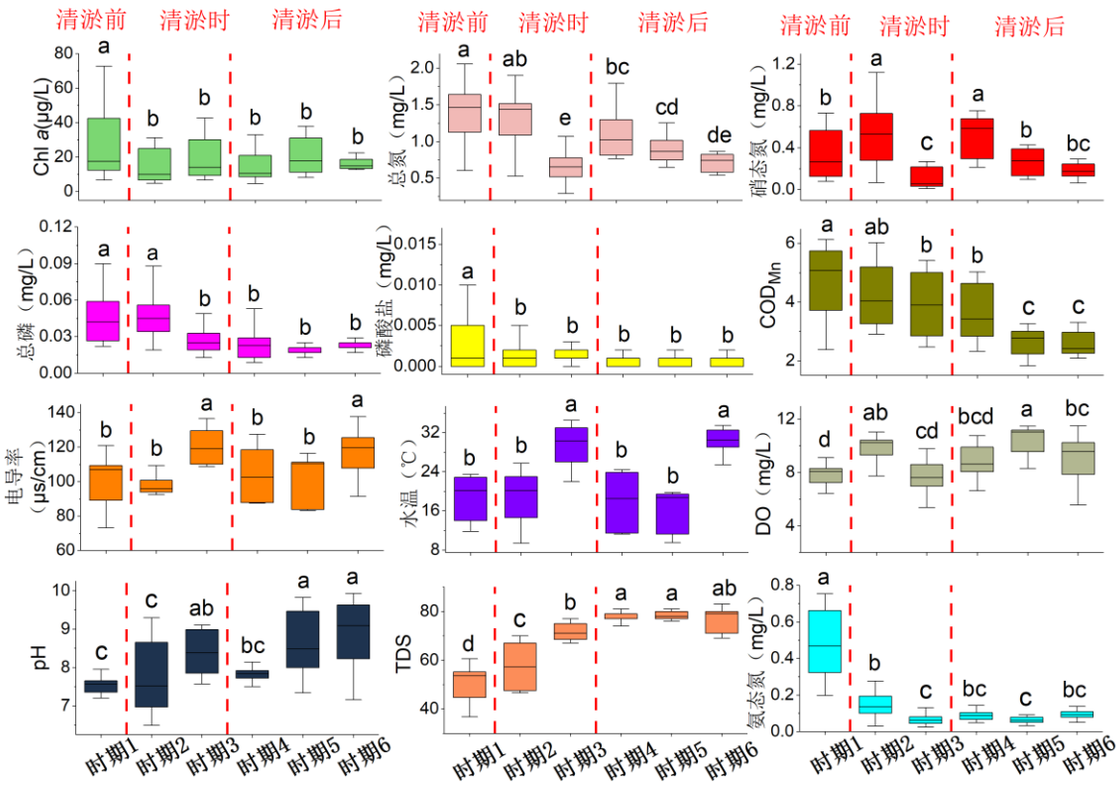


图 2 湖漫水库水质理化指标

Fig.2 Physicochemical indicators of water quality in Human Reservoir

（图中不同的小写字母表示组间显著性差异，$P < 0.05$）

2.2 浮游植物群落组成特征

湖漫水库共检出浮游植物 7 门 55 属，其中绿藻门最多（28 属），占总数的 50.9%；蓝藻门（10 属），占总数的 18.2%；硅藻门（9 属）占总数的 16.4%；金藻门、裸藻门、隐藻门和甲藻门属分别为 4、2、1 和 1 属。湖漫水库藻类结构主要以蓝藻门、硅藻门和绿藻门为主，蓝藻门细胞丰度在时期 1 占比最高（95.91%），在时期 2 占比最低（34.97%）；硅藻门细胞丰度在时期 5 占比最高（48.32%），在时期 1 占比最低（0.91%）；绿藻门细胞丰度在时期 4 占比最高（28.35%），在时期 1 占比最低（1.62%）。监测期间，湖漫水库浮游植物丰度和生物量变化范围分别为 1.38×10^7~4.17×10^7 cells/L 和 3.81~13.38 mg/L。湖漫水库浮游植物丰度呈现先下降后上升的趋势，在清淤前的时期 1 为最大值，在清淤刚结束的时期 4 达到最小值，后丰度逐步上升。具体而言，时期 4（1.89×10^7cells/L）与时期 1（4.17×10^7cells/L）相比，细胞丰度显著降低了 54.57%，而时期 6（2.65×10^7cells/L）相较于时期 3（1.38×10^7cells/L）细胞丰度显著上升了 92.22%，但仍比清淤前的细胞丰度低。与时期 1 相比，生物量在时期 2 下降了 52.12%，但时期 3 明显升高，比时期 1 上升了 73.29%，这可能与清淤时绿藻明显占据优势有关。时期 4 与时期 1 相

比，绿藻丰度升高，其生物量升高了 47.54%，而蓝藻生物量则下降了 79.69%；时期 6 与时期 3 相比，绿藻丰度降低，浮游植物生物量下降了 71.49%，但蓝藻门的生物量却提升了 348.82%。总的来说，清淤显著降低了湖漫水库的浮游植物丰度，尽管清淤后其丰度在上升，但仍然比清淤前低。浮游植物生物量在清淤时由于转板藻的大量增殖而短暂升高，而蓝藻门的生物量在降低。清淤结束后，由于转板藻丰度降低，浮游植物生物量有所下降，但蓝藻门的生物量却明显增加。

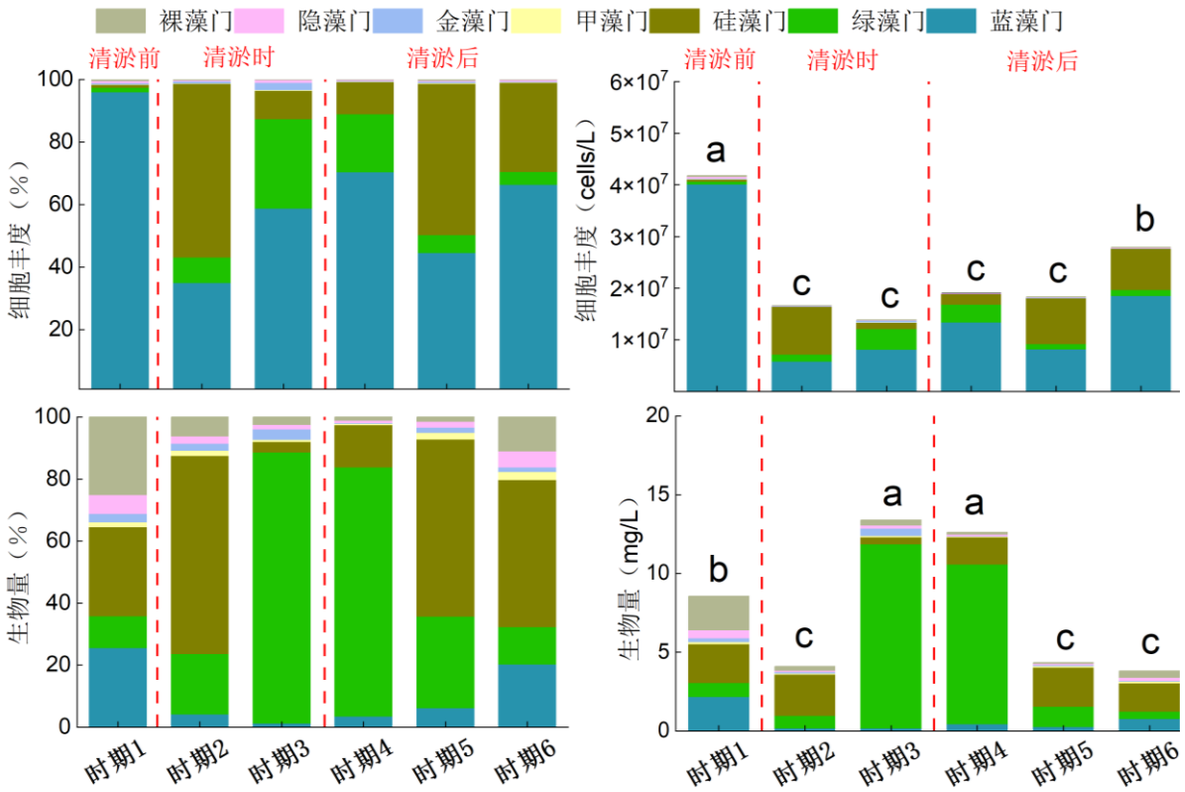


图 3 湖漫水库浮游植物门水平动态变化

Fig.3 Temporal dynamics of phytoplankton community on the phylum level in Human Reservoir

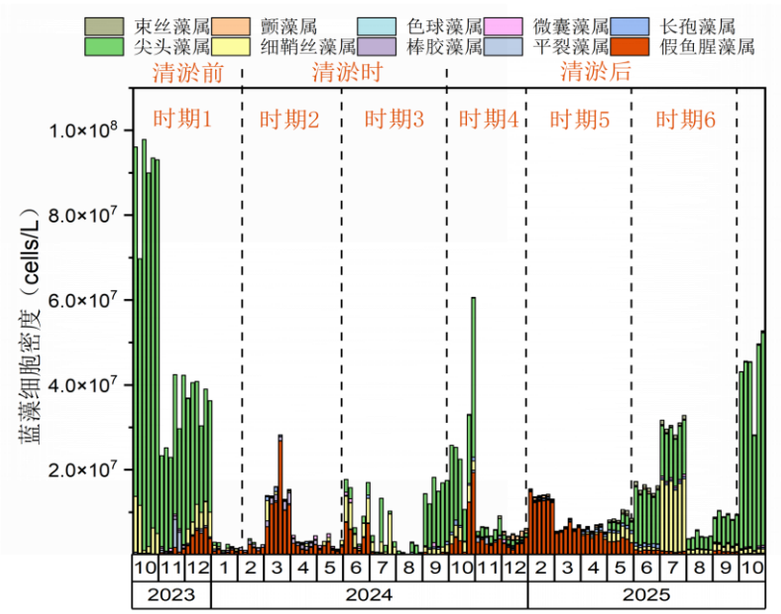
（各时期数据为不同点位的平均值。图中不同的小写字母表示组间显著性差异，$P < 0.05$）

监测期间，湖漫水库共检出蓝藻 10 属，主要包括尖头藻属，假鱼腥藻属，细鞘丝藻属等（图 4）。在时间上蓝藻群落呈现由尖头藻属为优势到假鱼腥藻属为优势的演替现象。整个监测期间内，尖头藻属在 2023 年 10 月为最大值（9.87×10^7 cells/L）；2024 年监测期间，尖头藻在 2 月消失，5 月出现，10 月达到峰值（2.56×10^7 cells/L）；2025 年监测期间，尖头藻在 2 月消失，5 月出现，10 月达到峰值（4.98×10^7 cells/L）。假鱼腥藻属首先出现在 2023 年 10 月，2024 年 3 月达到最大值，7 月丰度降至极低水平；随后在 2024 年的 10 月再次出现，2025 年的 2 月达到最大值，并在 7 月降至极低水平。从清淤过程来看，清淤前尖头藻丰度最高，清淤时其丰度降低，但在清淤后又重新升高；而假鱼腥藻丰度在清淤前后变化不大。

基于非度量多维尺度分析（NMDS）对湖漫水库浮游植物群落结构分析，结果表明浮游植物群落结构在不同时期差异显著，但是在不同点位间无明显差异（图 5）。这说明拉氏尖头藻水华发生发展阶段和清淤过程，会影响浮游植物的群落结构，且浮游植物群落的空间分布差异不明显。

图 4 湖漫水库蓝藻门属水平时空动态变化

Fig.4 Temporal dynamics of cyanobacteria on the genus level in Human Reservoir



（为了更好体现出清淤后拉氏尖头藻水华出现反弹现象，蓝藻门细胞数据单独增加了 2025 年 10 月份的监测数据，其他数据分析不包含该月份的数据）

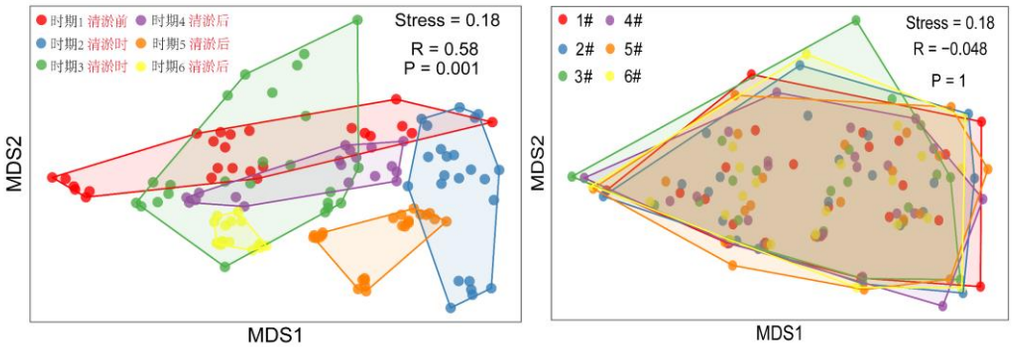


图 5 基于非度量多维尺度分析（NMDS）湖漫水库浮游植物群落的结构变化

Fig.5 The changes of phytoplankton community structure in Human Reservoir based on non-metric multidimensional scaling (NMDS) analysis

2.3 浮游植物群落多样性

湖漫水库浮游植物群落多样性变化如图 6 所示，各个时期多样性指数差异显著。香农-威纳指数指数、辛普森指数和均匀度指数的均值在时期 1 为最小值，分别是 1.47、0.53 和 0.44，在时期 3 或时期 4 达到最大值，分别是 2.27、0.81 和 0.67。而物种丰富度在时期 1 达到最小值 26，在时期 5 为最大值 37。具体而言，时期 4 与时期 1 相比，多样性指数显著上升；与时期 3 相比时，多样性指数有所下降；而时期 1 与时期 5 差异较小。总体而言，湖漫水库在清淤前群落多样性较低，而在清淤后多样性指数有所上升

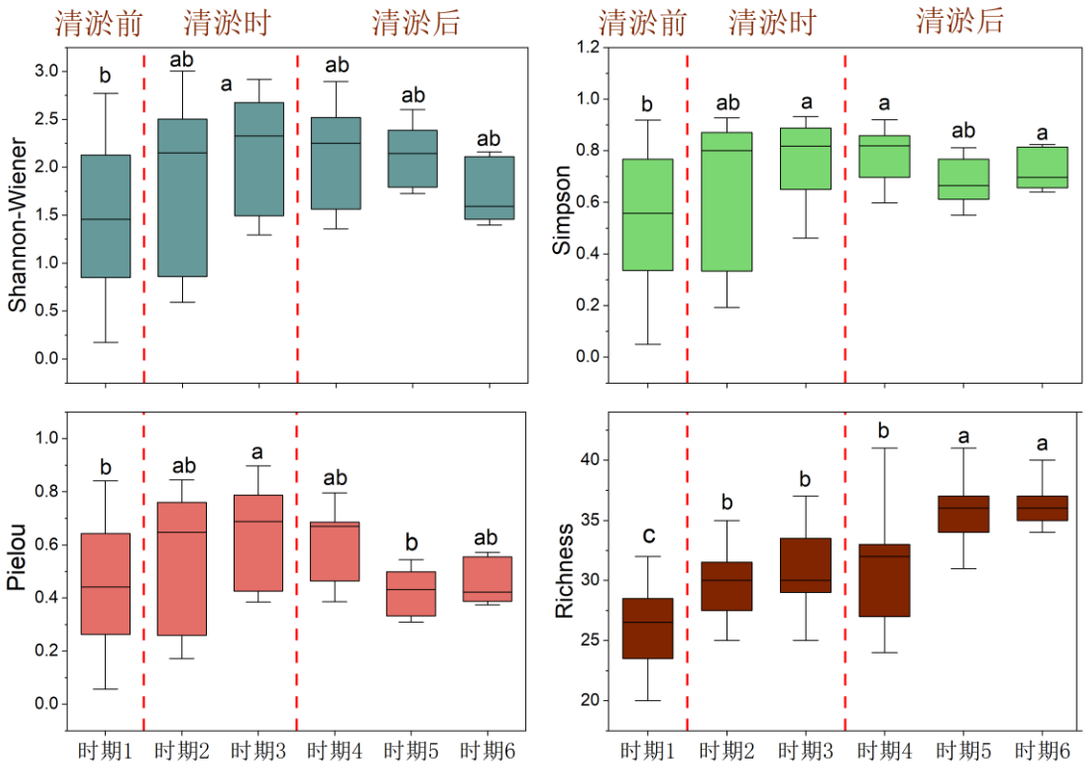


图 6 湖漫水库浮游植物多样性变化

Fig.6 The variation of phytoplankton community diversity in Human Reservoir

（图中不同的小写字母表示组间显著性差异，$P < 0.05$）

2.4 湖漫水库浮游植物群落与环境因子的关系

将湖漫水库浮游植物群落与环境因子进行冗余分析，探讨两者之间的关系，结果显示轴 1 和轴 2 共解释了浮游植物变量的 50.95%（图 7）。从时期来看，时期 1 与总磷、浊度、氨态氮、高锰酸盐指数、磷酸盐和水温等环境因子正相关，与 TDS、溶解氧和硝态氮呈现负相关；而时期 4 与水温，电导率、溶解氧、pH 和 TDS 呈现正相关，与高锰酸盐指数、氨态氮、浊度、总磷和总氮呈现负相关。时期 3、时期 4 与环境因子的关系较为相似，与水温、电导率、pH、TDS、磷酸盐和叶绿素呈现正相关，与氨态氮、浊度、总磷、总氮和硝态氮呈现负相关。时期 2 与营养盐类呈现负相关，而时期 5 与营养盐呈现正相关。由此可见，清淤对湖漫水库各个时期浮游植物群落与环境因子的关系影响较大。在水华期（时期 1 和 4），清淤前浮游植物主要与氮磷营养盐和高锰酸盐指数呈现正相关，清淤后则与氮磷营养盐与高锰酸盐指数呈现负相关。

基于随机森林模型对各因子的重要性进行排序（图 7），以%IncMSE（均方误差百分比增加量）衡量因子重要性。结果显示时期的重要性最高（13.41%IncMSE），凸显出水华发展阶段和清淤过程对浮游植物群落的影响。其次是氨态氮（13.17%IncMSE）与总氮（10.87%IncMSE），说明氮元素对浮游植物群落的影响较为明显。此外，高锰酸盐指数（10.46%IncMSE）、浊度（10.08%IncMSE）和水温（9.60%IncMSE）也具有较高的重要性，而总磷（8.62%IncMSE）、电导率（8.05%IncMSE）和磷酸盐（7.21%IncMSE）的重要性相对较低。

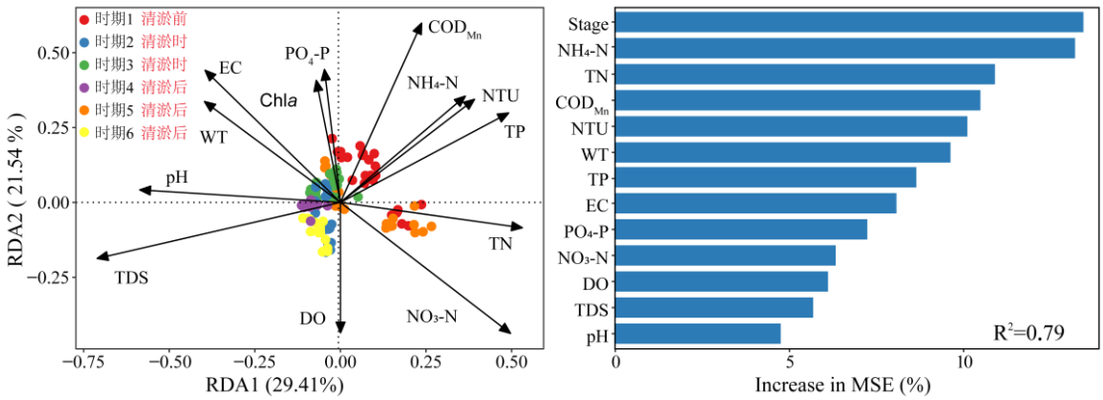


图 7 基于 RDA 和随机森林分析湖漫水库浮游植物与环境因子的关系

Fig.7 Correlation between phytoplankton community and environmental factors in Human Reservoir based on RDA and random forest analysis

2.6 湖漫水库优势种生态位宽度变化

根据优势度计算结果（Y ≥ 0.02），蓝藻门中的尖头藻属（*Raphidiopsis*）和假鱼腥藻属（*Pseudanabaena*），硅藻门中的曲壳藻属（*Achnanthes*）、针杆藻属（*Synedra*）和小环藻属（*Cyclotella*），绿藻门中的转板藻属（*Mougeotia*）出现频率较高，为水库优势种。我们将生态位宽度用数值表示，数值越大表示生态位宽度越宽，从各个时期来看，拉氏尖头藻生态位宽度在清淤时的时期 4（6.4）较于清淤前的时期 1（13.2）有显著降低；而清淤后的时期 6（13.3）比清淤时的时期 3（10.3）略有升高。因此清淤会降低拉氏尖头藻生态位宽度，但在清淤结束后，拉氏尖头藻生态位宽度重新变宽。

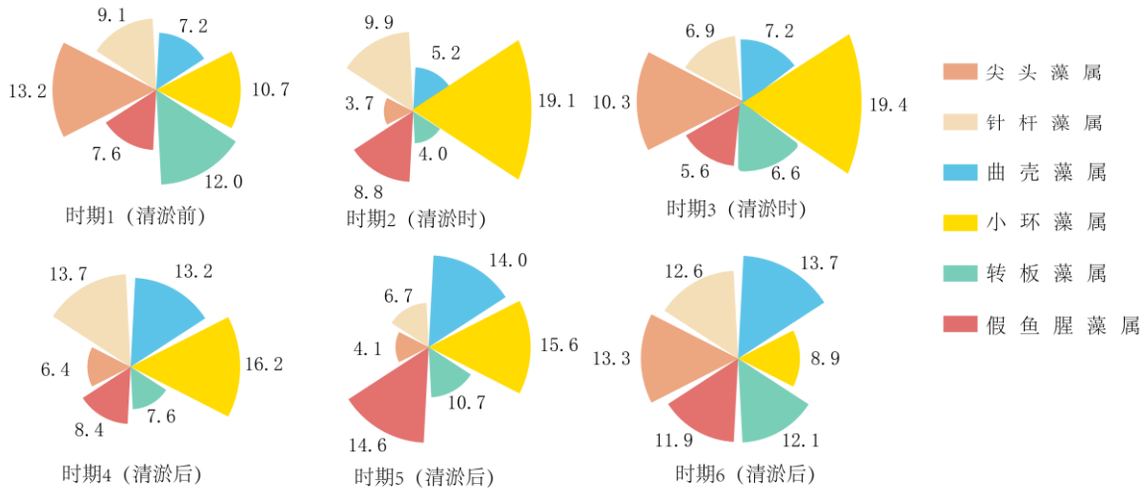


图 8 湖漫水库优势种生态位变化

Fig.8 Temporal variation of ecological niches of dominant species in Human Reservoir

（该图中不同颜色的扇形代表不同的优势种，扇形越突出表示生态位越宽）

2.7 湖漫水库浮游植物群落结构演变

图 9 为湖漫水库组间离散度的多元同质性（multivariate homogeneity of group dispersions，PERMDISP）检验的结果，显示了湖漫水库两年来浮游植物群落结构随时间顺序的组间离散度情况，每个点代表每个月的浮游植物群落结构，不同颜色代表不同组别，一条线按照时间顺序连接样本。从时间变化来看，湖

漫水库浮游植物群落结构情况在受到清淤工程的影响后发生了显著变化，但是在清淤结束后逐步恢复清淤前的状况。特别是我们在图 2 中补充了 2025 年 10 月的最新监测数据，结果显示拉氏尖头藻丰度已经超过同期 2023 年 10 月细胞丰度的 50%，表明拉氏尖头藻水华反弹明显，与浮游植物群落结构在清淤后逐步恢复至清淤前的现象一致。

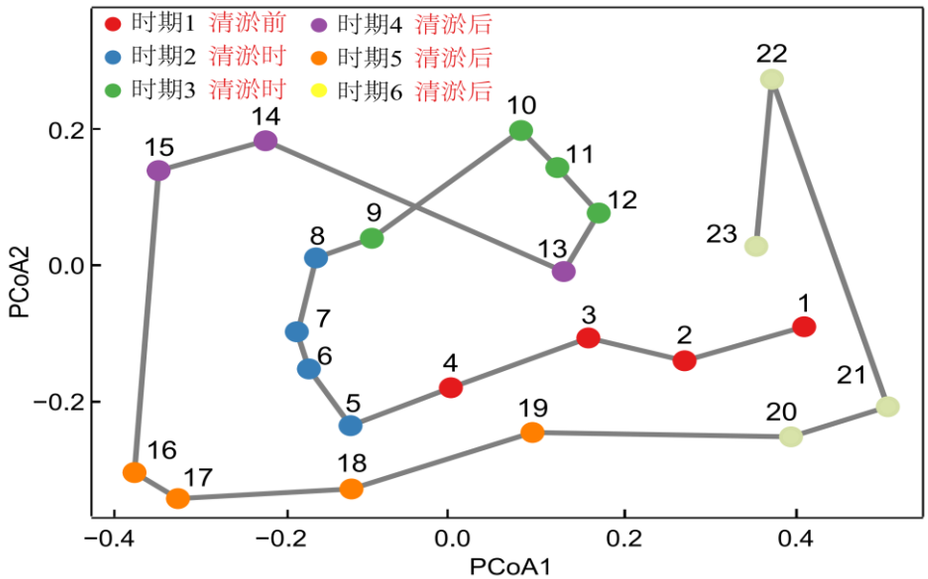


图 9 基于多变量组间方差同质性检验分析湖漫水库浮游植物群落结构变化

（PCoA1 与 PCoA2 分别代表第一主坐标和第二主坐标）

Fig.9 Multivariate homogeneity of variances test for phytoplankton community structure in Human Reservoir

3 讨论

3.1 清淤对浮游植物群落结构的影响

蓝藻水华的发生发展是内外源营养积累、水文条件改变和气候变化多重因素共同驱动的结果[33]。首先，在自然水体中，氮磷营养盐是影响浮游植物生长的主要限制性营养元素[34]。清淤能通过减少湖漫水库淤泥中的营养盐类释放来减少水库的内源性污染，会对浮游植物群落产生较大的影响。本研究中，清淤后浮游植物群落结构发生明显变化，表现为蓝藻优势减弱，硅藻和绿藻相对占比升高，且优势蓝藻由拉氏尖头藻逐渐向假鱼腥藻转变。该结果表明，清淤引起的营养盐降低和环境扰动改变了不同藻类类群的竞争关系。这与前人的研究相符，Long 等[35]在红枫湖的长期研究发现，随着营养负荷下降，蓝藻优势种可向假鱼腥藻转变，表明假鱼腥藻可能更适应清淤后低营养盐和光环境波动的水体环境。同时 He 等[36]的研究表明，疏浚能够有效去除太湖中富含营养物质的底泥，抑制蓝藻水华的发生，并有助于减轻其暴发程度。其次，清淤作为物理扰动过程，会将大量沉积物颗粒再悬浮于水柱中，导致水体悬浮颗粒物浓度和浊度在短期内急剧升高，显著削弱水下光照强度，抑制浮游植物的光合作用[37]。最后，许多浮游植物可以在环境不利时形成大量孢囊，沉积在底泥当中来躲避不利环境，因此清淤通过移除底泥中的孢囊影响湖库中的浮游植物群落[38]。

本研究中，浮游植物在不同时期变化表明，清淤工程能显著影响湖库浮游植物群落结构，降低浮游植物丰度，但浮游植物丰度在清淤后会再次上升。这与 Jing[39]等对东钱湖清淤工程进行了 5 年跟踪研究类似，其研究表明，清淤在短期内可产生营养盐削减、水质改善及藻类丰度下降等积极效应，但该效应仅持续约 2 年；随后清淤区健康状况低于非清淤区，并在清淤后 1~2 年内逐渐恢复至清淤前状态。有研究指出，单纯通过清淤削减内源营养盐，对于控制如拉氏尖头藻这类具有特殊生理竞争优势的蓝藻种群，效果可能是有限且短暂的[22]。清淤后沉降的悬浮颗粒物会显著改变泥-水界面微环境，并驱动氮、磷释放

通量以不同模式向疏浚前的状态回复[40],同时外源输入携带的营养物质随泥沙沉积重新转化为内源沉积[41]，这都为浮游植物群落的恢复创造了条件。

由此可见，清淤虽能够快速降低内源负荷，但无法长时间解决水华问题[22]。清淤后水体营养盐浓度和浮游植物细胞丰度虽在短期内明显下降，但细胞丰度在一段时间后出现回升，群落结构也逐步恢复至清淤前状态，表明清淤对拉氏尖头藻水华的抑制效果具有明显的时效性。

3.2 清淤前后环境因子对浮游植物群落结构的影响

基于冗余分析显示，湖漫水库清淤前后浮游植物与环境因子相关性变化较大。从细胞丰度与叶绿素浓度的关系来看，时期 4 与时期 1 相比，叶绿素浓度的下降幅度并没有细胞丰度的下降幅度大，这可能是时期 4 大型绿藻大量增殖导致的，而时期 6 与时期 3 相比，叶绿素浓度的上升幅度同样不明显，这是由于时期 6 小型蓝藻，如细鞘丝藻大量增多，因此细胞丰度明显上升但叶绿素浓度变化不大。整体上看，清淤前浮游植物群落与营养盐呈现正相关，这表明营养盐的浓度直接影响浮游植物群落结构。例如在水库生态系统的原位添加实验中，氮磷营养盐的增加被证明是直接提升浮游植物生物量并驱动群落结构发生改变的关键因素[42]。但清淤时浮游植物群落总体与营养盐类呈现负相关，其潜在原因有 2 点。首先，蓝藻对营养盐具有较高的半饱和常数（即达到最大生长速率一半所需的外界营养盐浓度，半饱和常数越高，藻类对营养盐的浓度需求就越高），而硅藻等藻类的半饱和常数通常较低[43]，因此，清淤导致的浮游植物群落结构改变，将直接改变群落整体对营养盐的响应特征。其次，浮游植物群落对营养盐变化的响应有“滞后性”，例如，有研究指出浮游植物对降水导致的营养水平变化具有滞后效应[44]，因此，清淤导致的营养盐下降并不会立即引起浮游植物群落的响应。

基于随机森林模型显示，湖漫水库的浮游植物群落主要与营养盐中的氨态氮和总氮有关。Burford[45]的研究表明，拉氏尖头藻对不同氮源的利用存在偏好：其对氨态氮的吸收利用最为优先，其次才是硝氮。由此推测，在湖漫水库中，拉氏尖头藻的限制性氮营养盐可能是氨态氮。但拉氏尖头藻具有固氮能力，当氨态氮和总氮浓度下降时，可依靠异形胞进行固氮以缓解外源无机氮不足带来的生长限制[46]。针对硅藻而言，由于硅藻体内特有的结构，使其更易受到高 NH_4-N 浓度的抑制作用[47]。室内实验也证实，随着氨态氮浓度的升高，绿藻的生长会受到抑制[48]。因此，清淤引起的氨态氮浓度降低，可能导致偏好利用氨态氮的蓝藻丰度下降，而硅藻与绿藻丰度相应上升。高锰酸盐指数的改变也会导致浮游植物群落结构的改变，高锰酸盐指数的下降表明清淤使有机污染降低，这同样利于硅藻的大量增殖[49]。

3.3 湖漫水库拉氏尖头藻生态位的响应

生态位宽度反映了物种对资源利用的多样性与环境适应性[50]。在本研究中，拉氏尖头藻生态位在不同时期变化明显，时期 1 生态位宽度较宽，而时期 4 生态位宽度急剧收缩，这显然不同于拉氏尖头藻的常规生消规律，推测它可能是受到了清淤工程的影响。首先，清淤时氮磷等营养盐的下降可能直接导致拉氏尖头藻生态位的降低。其次，拉氏尖头藻可以形成休眠孢子[51]，沉积在湖库的淤泥中。清淤工程能清除在水底的休眠孢子，进而减少拉氏尖头藻的种源丰度。最后，有研究发现[50]在一定营养盐浓度下，多样化的物种更有利于减缓有害蓝藻的增殖。湖漫水库在清淤后的浮游植物多样性显著高于清淤前，较高的浮游植物多样性有助于抑制有害蓝藻的增殖。

时期 3 与时期 6 相比，拉氏尖头藻生态位宽度在水华形成期也不相同，时期 6 生态位宽相较时期 3 有所变宽。一方面，拉氏尖头藻具有异形胞，能固定空气中的氮气[52]，在清淤后的低氮条件下，它能重新抢占生态位，有较强的竞争能力。另一方面，拉氏尖头藻具有强大的磷吸收与储存能力，在磷营养匮乏的水体中易于占据竞争优势[53]，Xiao 等[54]也发现，不同 *Raphidiopsis raciborskii* 株系具有不同的磷储存策略，这种种内差异有助于其种群应对持续低磷或磷供给波动的环境，这可能导致其在时期 6 中的低磷环境有更宽的生态位。这些结果也间接表明，尽管清淤能够快速改善湖库水体水质，降低营养盐，但拉氏尖头藻因其独特的生理代谢柔性，会快速扩张其生态位，再次成为优势种类。

综上所述，本研究初步揭示了清淤工程对浮游植物群落的影响，尽管水库水体的水质有所改善，但浮游植物群落逐步恢复，其对拉氏尖头藻水华的控制效果比较有限。然而本研究也存在一定局限性。首先，本研究监测时间主要覆盖清淤前、清淤时及清淤后约一年，能够较好反映清淤工程对浮游植物群落

和拉氏尖头藻水华的短期影响，但对清淤生态效益的维持时间和群落恢复时间的判断仍有限，未来有必要开展更长时间的连续监测。其次，本研究主要关注浮游植物群落，对浮游动物、微生物和鱼类等其他生物类群的响应考虑不足。后续研究可综合多营养级和多生物类群，进一步阐明清淤工程对湖库生态系统结构和功能的长期影响。

4 结论

1）清淤工程降低了水体中的氮、磷等营养盐浓度，有效控制了内源污染，且清淤后浮游植物丰度与生物量明显下降。

2）清淤工程会改变群落演替轨迹，增加湖库中浮游植物多样性，进而有利于提高浮游植物群落的稳定性。

3）清淤工程短期内控制了拉氏尖头藻水华，使其细胞丰度大幅下降。但清淤结束一年内，其细胞丰度重新升高，水华有反弹趋势。

4）清淤工程带来的生态效益仅能维持较短时间，浮游植物群落结构在短期内逐步恢复至清淤前状态，因此单靠清淤工程难以实现湖库长效控藻的目标。

5 参考文献

[1] 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.

[2] Song LR, Jia YL, Qin BQ *et al*. Harmful cyanobacterial blooms: Biological traits, mechanisms, risks, and control strategies. *Annual Review of Environment and Resources*, 2023, **48**: 123-147. DOI: 10.1146/annurev-environ-112320-081653.

[3] Zhang YL, Deng JM, Zhou YQ *et al*. Drinking water safety improvement and future challenge of lakes and reservoirs. *Science Bulletin*, 2024, **69**(22): 3558-3570. DOI: 10.1016/j.scib.2024.06.018.

[4] Shi XL, Yang JS, Chen KN *et al*. Review on the control and mitigation strategies of lake cyanobacterial blooms. *J Lake Sci*, 2022, **34**(2): 349-375. DOI: 10.18307/2022.0201. [史小丽, 杨瑾晟, 陈开宁等. 湖泊蓝藻水华防控方法综述. 湖泊科学, 2022, **34**(2): 349-375.]

[5] Zhang GL, Gu XH, Zhao T *et al*. Ecological and environmental changes and protection measures of lakes in China. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2023, **38**(3): 358-364. [张甘霖, 谷孝鸿, 赵涛等. 中国湖泊生态环境变化与保护对策. 中国科学院院刊, 2023, **38**(3): 358-364.]

[6] Tan FJ, Xiao P, Zuo J *et al*. Genetic diversity of toxin-producing *Raphidiopsis* raciborskii (*Cyanobacterium*) isolated from Shidou Reservoir in Fujian Province. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2022, **17**(3): 56-67. DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20211012004. [谭凤娇, 肖鹏, 左俊等. 福建石兜水库产毒拉氏尖头藻(*Raphidiopsis raciborskii*)遗传多样性. 生态毒理学报, 2022, **17**(3): 56-67.]

[7] Aguilera A, Gómez EB, Kaštovský J *et al*. The polyphasic analysis of two native *Raphidiopsis isolates* supports the unification of the Genera *Raphidiopsis* and *Cylindrospermopsis* (Nostocales, Cyanobacteria). *Phycologia*, 2018, **57**(2): 130-146. DOI: 10.2216/17-2.1.

[8] Antunes JT, Leão PN, Vasconcelos VM. *Cylindrospermopsis raciborskii*: Review of the distribution, phylogeography, and ecophysiology of a global invasive species. *Frontiers in Microbiology*, 2015, **6**: 473. DOI: 10.3389/fmicb.2015.00473.

[9] Briand JF, Leboulanger C, Humbert JF *et al*. *Cylindrospermopsis raciborskii*(cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: Selection, wide physiological tolerance, or global warming *Journal of Phycology*, 2004, **40**(2): 231-238. DOI: 10.1111/j.1529-8817.2004.03118.x.

[10] Burford MA, Beardall J, Willis A *et al*. Understanding the winning strategies used by the bloom-forming *Cyanobacterium Cylindrospermopsis raciborskii*. *Harmful Algae*, 2016, **54**: 44-53. DOI: 10.1016/j.hal.2015.10.012.

[11] Lu Z, Ye JM, Chen ZJ *et al*. Cyanophycin accumulated under nitrogen-fluctuating and high-nitrogen conditions facilitates the persistent dominance and blooms of *Raphidiopsis raciborskii* in tropical waters. *Water Research*, 2022, **214**: 118215. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118215.

[12] Zheng BH, Zhou L, Wang JN *et al*. The shifts in microbial interactions and gene expression caused by temperature and nutrient loading influence *Raphidiopsis raciborskii* blooms. *Water Research*, 2025, **268**(Pt B): 122725. DOI: 10.1016/j.watres.2024.122725.

[13] Wan WJ, Zhang YN, Cheng GJ *et al*. Dredging mitigates cyanobacterial bloom in eutrophic Lake Nanhu: Shifts in associations between the bacterioplankton community and sediment biogeochemistry. *Environmental Research*, 2020, **188**: 109799. DOI: 10.1016/j.envres.2020.109799.

[14] Bao TL, Wang PF, Hu B *et al*. Mobilization of colloids during sediment resuspension and its effect on the release of heavy metals and dissolved organic matter. *Science of the Total Environment*, 2023, **861**: 160678. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.160678.

[15] Wu Q, Cui CJ, Liu H. Suggestions for scientifically advancing ecological dredging of lakes and reservoirs. *Water Resources Development Research*, 2025, **25**(10): 1-4, 11. [吴强，崔晨甲，刘汗. 科学推进湖库生态清淤的几点建议. 水利发展研究, 2025, **25**(10): 1-4, 11.]

[16]生态环境部土壤生态环境司负责同志. 《关于推进农村黑臭水体治理工作的指导意见》有关问题进行解读. 城市道桥与防洪, 2019, (12): 219-221.

[17] Deng AJ, Chen JG, Hu HH *et al*. Analysis of reservoir siltation in China. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2022, **53**(3): 325-332. [邓安军，陈建国，胡海华等. 我国水库淤损情势分析. 水利学报, 2022, **53**(3): 325-332.]

[18] Tang CY, Li YP, He C *et al*. Dynamic behavior of sediment resuspension and nutrients release in the shallow and wind-exposed Meiliang Bay of Lake Taihu. *Science of the Total Environment*, 2020, **708**: 135131. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135131.

[19] Wan WJ, Grossart HP, Wu QL *et al*. Global meta-analysis deciphering ecological restoration performance of dredging: Divergent variabilities of pollutants and hydrobiontes. *Water Research*, 2025, **280**: 123506. DOI: 10.1016/j.watres.2025.123506.

[20] Wu PP, Liu JS, Hu XD *et al*. Ecological effects of dredging on aquatic ecosystem in northern Gehu Lake. *Journal of Hydroecology*, 2015, **36**(2): 32-38. DOI: 10.15928/j.1674-3075.2015.02.006. [吴沛沛，刘劲松，胡晓东等. 漏湖北部底泥疏浚的生态效应研究. 水生态学杂志, 2015, **36**(2): 32-38.]

[21] Fu H, Xu J, García Molinos J *et al*. Macroinvertebrate and environmental responses to dredging and submerged macrophytes transplantation. *Journal of Applied Ecology*, 2024, **61**(5): 1041-1052. DOI: 10.1111/1365-2664.14620.

[22] Li XC, Huo SL, Zhang JT *et al*. Factors related to aggravated *Cylindrospermopsis* (cyanobacteria) bloom following sediment dredging in an eutrophic shallow lake. *Environmental Science and Ecotechnology*, 2020, **2**: 100014. DOI: 10.1016/j.ese.2020.100014.

[23] Zheng ZZ, Wang WC, Wu XX. Water quality status and pollution prevention measures of Human Reservoir in Wenling. *Energy Environmental Protection*, 2019, **33**(3): 60-64. [郑珍芝，王文初，吴星星. 温岭市湖漫水库水质状况与污染防治对策分析. 能源环境保护, 2019, **33**(3): 60-64.]

[24] Fang J, Li YD, Su M *et al*. Mitigating harmful cyanobacterial blooms in drinking water reservoirs through *in-situ* sediment resuspension. *Water Research*, 2024, **267**: 122509. DOI: 10.1016/j.watres.2024.122509.

[25] Wang WX, Ran LN. Discussion on technical scheme of dredging construction of Human Reservoir in Wenling City. *China Water Transport*, 2015, **15**(4): 151-152. [王卫星，冉卢宁. 温岭市湖漫水库清淤施工技术方案探讨. 中国水运：下半月, 2015, **15**(4): 151-152.]

[26] Wan Y, Zhou XF, Ye XF *et al*. Distribution and risk assessment of nutrients in sediments of Human Reservoir in Wenling City, Zhejiang Province. *Environmental Chemistry*, 2023, **42**(12): 4392-4403. [万杨，周小峰，叶小凡等. 浙江省温岭湖漫水库沉积物中营养盐分布及风险评价.环境化学, 2023, **42**(12): 4392-4403.]

[27] 国家环境保护总局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.

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

[29] 章宗涉, 黄祥飞. 淡水浮游生物研究方法. 北京: 科学出版社, 1991.

[30] Wang YJ, Ma YZ, Li LY *et al*. Change of sediment in the Yellow River—Exploration on reservoir dredging and utilization of sediment resources. *China Water Resources*, 2023, (9): 4-11. [王远见, 马颖卓, 李卢祎等. 黄河泥沙之变——水库清淤与泥沙资源利用探究. 中国水利, 2023, (9): 4-11.]

[31] McNaughton SJ. Relationships among functional properties of Californian grassland. *Nature*, 1967, **216**(5111): 168-169. DOI: 10.1038/216168b0.

[32] Guo J, Wang K, Duan XB *et al*. Characteristics of plankton community and its relationships with environmental factors in the Jingjiang reach of the Yangtze River. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2020, **29**(9): 1954-1964. DOI: 10.11870/cjlyzyyhj202009006. [郭杰, 王珂, 段辛斌等. 长江荆江段浮游生物群落结构特征及其与环境因子的关系. 长江流域资源与环境, 2020, **29**(9): 1954-1964.]

[33] Kong FX, Gao G. Hypothesis on cyanobacteria bloom-forming mechanism in large shallow eutrophic lakes. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, **25**(3): 589-595. [孔繁翔, 高光. 大型浅水富营养化湖泊中蓝藻水华形成机理的思考. 生态学报, 2005, **25**(3): 589-595.]

[34] Kong FL, Xi M, Xu LH *et al*. Review of studies on the limitation of nutrients in the eutrophic water. *Journal of Earth Environment*, 2016, **7**(2): 121-129. DOI: 10.7515/JEE201602002. [孔范龙,郗敏,徐丽华等.富营养化水体的营养盐限制性研究综述.地球环境学报,2016,**7**(2):121-129.]

[35] Long SX, Hamilton PB, Yang Y *et al*. Multi-year succession of cyanobacteria blooms in a highland reservoir with changing nutrient status, Guizhou Province, China. *Journal of Limnology*, 2018, **77**(2): 234-245. DOI: 10.4081/jlimnol.2018.1636.

[36] He W, Shang JG, Lu X *et al*. Effects of sludge dredging on the prevention and control of algae-caused black bloom in Taihu Lake, China. *Journal of Environmental Sciences*, 2013, **25**(3): 430-440. DOI: 10.1016/S1001-0742(12)60098-9.

[37] Cutrim MVJ, dos Santos Sá AKD, da Cruz QS *et al*. Machine learning assessment of dredging impacts on the phytoplankton community on the Brazilian equatorial margin: A multivariate analysis. *Environmental Pollution*, 2025, **368**: 125680. DOI: 10.1016/j.envpol.2025.125680.

[38] Shi JQ, Xiang R, He SH *et al*. Study on the dynamic changes of *Peridiniopsis* in the sediments by quantitative PCR and influencing factors in a tributary of the Three Gorges Reservoir—A case study of ruxi river. *Journal of Southwest University*: *Natural Science Edition*, 2023, **45**(5): 57-67. [施军琼, 向蓉, 何书晗等. 应用 qPCR 研究三峡库区沉积物中拟多甲藻的动态变化——以汝溪河为例. 西南大学学报: 自然科学版, 2023, **45**(5): 57-67.]

[39] Jing LD, Bai S, Li YH *et al*. Dredging project caused short-term positive effects on lake ecosystem health: A five-year follow-up study at the integrated lake ecosystem level. *Science of the Total Environment*, 2019, **686**: 753-763. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.133.

[40] Yang CH, Zhang M, Zhang CC *et al*. Release pattern of internal nutrients after sediment dredging driven by particulate particles deposition in eutrophic lakes. *Water Research*, 2026, **289**: 124879. DOI: 10.1016/j.watres.2025.124879.

[41]赵金香, 常成. 滨州市引黄平原水库水质演变趋势分析. 海河水利, 2024, (8): 22-27.

[42] Xie J, Su YL, Wu B *et al*. Responses of phytoplankton communities to N, P, Fe enrichments in wet season of tropical reservoirs in Southern China: A case study of Dashahe Reservoir, Guangdong Province. *J Lake Sci*, 2024, **36**(1): 43-51. DOI: 10.18307/2024.0112. [谢静, 苏宇亮, 吴斌等. 华南热带水库丰水期浮游植物群落对氮、磷、铁加富的响应——以广东大沙河水库为例. 湖泊科学, 2024, **36**(1): 43-51.]

[43] Cho K J, Shin J K. Growth and nutrient kinetics of some algal species isolated from the Naktong River. *Algae*, 1998, **13**(2): 235-240.

[44] Liu F, Zhang HG, Wang YB *et al*. Hysteresis analysis reveals how phytoplankton assemblage shifts with the nutrient dynamics during and between precipitation patterns. *Water Research*, 2024, **251**: 121099. DOI: 10.1016/j.watres.2023.121099.

[45] Burford MA, Mcneale KL, Mckenzie-Smith FJ. The role of nitrogen in promoting the toxic cyanophyte *Cylindrospermopsis raciborskii* in a subtropical water reservoir. *Freshwater Biology*, 2006, **51**(11): 2143-2153. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2006.01630.x.

[46] Moisander PH, Cheshire LA, Braddy J *et al*. Facultative diazotrophy increases *Cylindrospermopsis raciborskii* competitiveness under fluctuating nitrogen availability. *FEMS Microbiology Ecology*, 2012, **79**(3): 800-811. DOI: 10.1111/j.1574-6941.2011.01264.x.

[47] Liu X, Deng JM, Li Y *et al*. Nitrogen reduction causes shifts in winter and spring phytoplankton composition and resource use efficiency in a large subtropical lake in China. *Ecosystems*, 2023, **26**(8): 1640-1655. DOI: 10.1007/s10021-023-00855-z.

[48] Wang K, Wang LT, Niu HF *et al*. Simulation of the effect of ammonia nitrogen on the growth and community structure of freshwater phytoplankton under low temperature. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2012, **32**(3): 731-738. [王轲, 王林同, 牛海凤等. 低温下氨氮对淡水浮游藻生长及群落结构影响的生态模拟研究. 环境科学学报, 2012, **32**(3): 731-738.]

[49] Hong J, Wang ZZ, Wang LL *et al*. Diatom-based biomonitoring method of water quality in the Jinhua river basin. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2014, **23**(9): 1283-1288.. DOI: 10.11870/cjlyzyyhj201409014 [洪佳, 王振钟, 王丽丽等. 金华江流域利用硅藻生物学特性监测水质研究. 长江流域资源与环境, 2014, **23**(9): 1283-1288.]

[50] García Molinos J, Halpern BS, Schoeman DS *et al*. Climate velocity and the future global redistribution of marine biodiversity. *Nature Climate Change*, 2016, **6**(1): 83-88. DOI: 10.1038/nclimate2769.

[51] Li RH, Cheng Y, Geng RZ *et al*. Taxonomic separation and combination of cyanobacterial Genera *Cylindrospermopsis* and *Raphidiopsis*. *Journal of Henan Normal University*: *Natural Science Edition*, 2022, **50**(3): 39-46, 165. [李仁辉, 程耀, 耿若真等. 蓝藻拟柱孢藻(*Cylindrospermopsis*)和尖头藻(*Raphidiopsis*)的分与合. 河南师范大学学报: 自然科学版, 2022, **50**(3): 39-46, 165.]

[52] Présing M, Herodek S, Vörös L *et al*. Nitrogen fixation, ammonium and nitrate uptake during a bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Lake Balaton. *Archiv für Hydrobiologie*, 1996, **136**(4): 553-562. DOI: 10.1127/archiv-hydrobiol/136/1996/553.

[53] Kenesi G, Shafik HM, Kovács AW *et al*. Effect of nitrogen forms on growth, cell composition and N_2 fixation of *Cylindrospermopsis raciborskii* in phosphorus-limited chemostat cultures. *Hydrobiologia*, 2009, **623**(1): 191-202. DOI: 10.1007/s10750-008-9657-9.