J. Lake Sci.(湖泊科学), 2026, 38(6):000-000
DOI 10.18307/2026.0611
©2026 *by Journal of Lake Sciences*

查干湖浮游植物群落结构特征及其环境驱动因子*

杨柯晗[1,2]，黄继民[3]，于叶翔[1]，童浩[1,2]，吴燕锋[1]，章光新[1]，张一丁[2]，刘雪梅[1**]
(1:中国科学院东北地理与农业生态研究所，长春 130102)
(2:黑龙江大学水利电力学院，哈尔滨 150080)
(3:中国地质调查局哈尔滨自然资源综合调查中心，哈尔滨 150086)

摘 要: 寒区湖泊浮游植物是湖泊生态系统物质循环与能量流动的关键载体，其群落结构相较于中低纬度湖泊浮游植物，对气候变化及人类活动胁迫表现出更高的敏感性。为阐明寒区湖泊浮游植物群落结构的时空特征及其关键驱动因子，本研究以1月、5月、7月和9月依次代表冬、春、夏、秋四季，于2024年对查干湖开展浮游生物群落和水质样品的采集与室内分析。结果表明，查干湖春、夏和冬季水体营养状态处于中营养状态（34.20≤TLI≤47.16），秋季水体为富营养状态（介于48.85≤TLI≤59.56）。本次研究共鉴定出浮游植物8门175种，硅藻门生物量最高，蓝藻门藻密度最大；浮游植物优势种5门12种，春、夏、秋、冬的绝对优势种（优势度最高）分别为硅藻门的尖针杆藻（*Synedra acus*）、黄藻门的拟丝黄丝藻（*Tribonema ulothrichoides*）、蓝藻门的螺旋长孢藻（*Dolichospermum spiroides*）和硅藻门的尖针杆藻极狭变种（*Synedra acus* var.*angustissima*）。浮游植物群落ShannonWiener多样性指数、Simpson多样性指数、Pielou均匀度指数和Margalef丰富度指数普遍较低，表明其对外部和内部环境变化的抵抗能力较弱。基于Pearson相关性分析、冗余分析（RDA）和Mantel检验，阐明了水温（WT）、总磷（TP）、总氮（TN）、氨氮（NH_4^+-N）、硝氮（NO_3^--N）和溶解氧（DO）是影响查干湖浮游植物藻密度的主控因子，其中WT、TN、TP和NO_3^--N是影响浮游植物优势度的主控因子，TN、NH_4^+-N和DO是影响浮游植物群落结构的主控因子。值得注意的是，冬春的低温、弱光（冰盖）和水动力减弱促使硅藻成为绝对优势种，夏秋的总氮和硝氮促使黄藻和蓝藻成为绝对优势种。查干湖为了有效防控蓝藻成为四季的绝对优势种，亟需削减夏秋输入的营养盐浓度（总氮和硝氮）来应对气候变暖带来的威胁。本研究揭示了北方寒区湖泊浮游植物群落结构的驱动机制，为查干湖以及类似寒区湖泊水生态保护提供科学依据。
关键词：浮游植物；群落结构；驱动因子；绝对优势种；查干湖

Community structure and environmental driving factors of phytoplankton in Lake Chagan

Yang Kehan[1,2], Huang Jimin[3], Yu Yexiang[2], Tong Hao[1,2], Wu Yanfeng[1], Zhang Guangxin[1], Zhang Yiding[2], Liu Xuemei[1**]
(1:Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130102, P.R. China)
(2:Heilongjiang University, College of Water Conservancy and Electric Power, Harbin 150080, P.R. China)
(3:Harbin Natural Resources Comprehensive Survey Center, China Geological Survey, Harbin 150086, P.R. China)

Abstract: Phytoplankton regulate material cycling and energy flow in lake ecosystems located in cold regions. Their community structure is more sensitive to climate change and human disturbance than that in lakes at mid-to-low latitudes. This study investigated the spatiotemporal patterns and main drivers of phytoplankton community structure in cold-region lakes. Phytoplankton and water quality samples were collected from Lake C

* 2026-02-04 收稿；2026-03-04 收修改稿。
国家自然科学基金项目（42571039、U23A2008）和吉林省自然科学基金（YDZJ202401475ZYTS）联合资助。
** 通信作者；Email：liuxuemei@iga.ac.cn

hagan in 2024. Field sampling occurred in January, May, July, and September, representing winter, spring, summer, and autumn, respectively. All samples were processed through laboratory analysis. Results showed that Lake Chagan was mesotrophic in spring, summer, and winter (34.20≤TLI ≤47.16), but eutrophic in autumn (48.85≤TLI≤59.56). A total of 175 phytoplankton species from 8 phyla were identified. Bacillariophyta contributed the most to phytoplankton biomass, while Cyanophyta had the highest cell density. Twelve dominant species from 5 phyla were recorded. The absolutely dominant species with the highest dominance value changed with seasons: *Synedra acus* (Bacillariophyta) in spring, *Tribonema ulothrichoides* (Xanthophyta) in summer, *Dolichospermum spiroides* (Cyanophyta) in autumn, and *Synedra acus* var. *angustissima* (Bacillariophyta) in winter. The Shannon-Wiener diversity index, Simpson diversity index, Pielou evenness index, and Margalef richness index all remained at low levels overall. This indicated poor community stability in response to external and internal environmental changes. Pearson correlation analysis, redundancy analysis (RDA), and Mantel tests confirmed that WT, TP, TN, NH_4^+-N, NO_3^--N, and DO were key factors regulating phytoplankton cell density in Lake Chagan. WT, TN, TP, and NO_3^--N mainly determined phytoplankton dominance. TN, NH_4^+-N, and DO dominated the temporal variation of phytoplankton community structure. Low water temperature, ice-induced low light, and reduced hydrodynamic mixing in winter and spring favored the absolute dominance of Bacillariophyta. Elevated TN and NO_3^--N concentrations in summer and autumn promoted the absolute dominance of Xanthophyta and Cyanophyta. To prevent year-round absolute dominance of Cyanophyta in Lake Chagan, external inputs of TN and NO_3^--N should be reduced in summer and autumn. This management strategy can alleviate ecological risks from climate warming. This study clarifies the mechanisms driving phytoplankton community variation in northern cold-region lakes and provides scientific support for aquatic ecological management of Lake Chagan and similar cold-region lakes.

Keywords: Phytoplankton; Community structure;Driving factors;Temporal and spatial characteristics; Lake Chagan

浮游植物是水生态系统中重要的初级生产者，其群落结构的组成特征和动态演变直接影响着水体初级生产力的规模、营养状态、水生态健康状况和生态系统的稳定性，是保障湖泊生态功能正常发挥的重要生物支撑[1]。因此，研究水体浮游植物群落结构及其环境驱动因子对于湖泊水环境恢复和保护具有重要意义。

湖泊富营养化和藻华已成为全球性水环境问题之一，其关键驱动机制研究已成为湖沼学领域的核心热点。现有研究强调了温度、营养盐和光照等是调控浮游植物生长和群落演替的关键驱动因子，其中高浓度营养盐和适宜比例是富营养化湖泊浮游植物爆发的营养基础，温度升高和光照增强则通过提升藻类代谢活性、缩短生长周期进一步增强藻华强度、扩大藻华面积和延长藻华持续时间[2][3]。在我国，湖泊浮游植物群落结构和藻华研究长期集中于长江中下游、华南、西南等中低纬度湖泊。在营养盐富集-水文气象耦合-生态系统失衡的多因子协同驱动下，促使低纬度湖泊的浮游植物群落演替呈现“蓝藻-绿藻交替主导”的核心特征，藻华爆发频繁[4][6]。然而，各湖泊的营养盐阈值、水动力条件和主控因子各不相同，亟需践行“一湖一策”的湖泊生态保护与治理策略。目前，高纬度寒区（包括东北地区、内蒙古东北部等）也是湖泊的集中分布区[7][8]，该区域湖泊兼具“气候寒冷、冰封期长达 3-5 个月”的自然特征与“农业开发强度逐步加大、农田退水输入增加”的人为干扰特征[9][10]，其浮游植物群落结构受独特环境胁迫与营养盐供给模式影响，呈现与中低纬度湖泊截然不同的特征。已有的高纬度寒区湖泊虽已有不少针对乌梁素海、呼伦湖等典型湖泊的研究，明确了低温适应性、营养盐脉冲输入及冰封期光照和溶解氧限制等是调控群落结构的关键因子[11][13]，但现有成果多聚焦单一或少数因子的独立作用，对温度、光照、溶解氧、营养盐等多因子的协同调控机制解析不足，尚未形成覆盖多湖型、多区域的系统性理论框架。这种“中低纬度研究充分、高纬度寒区研究匮乏”的现状，导致我国湖泊浮游植物群落研究体系存在明显的区域失衡，亟需以典型寒区湖泊为对象开展系统研究，填补高纬度寒区湖泊浮游植物群落动态与驱动机制研究的空白。

查干湖作为我国北方典型寒区湖泊，隶属生态位突出的东北地区，是我国重要的粮食主产区和生态功能区。该区域近 70 年气温上升速率达 0.39 ℃/10a，远高于全国平均水平的 0.26 ℃/10a，湖冰物候呈现“冻结期延迟-融冰期提前-冰封期缩短”一致性特征[14]。查干湖以农田退水为主要补给水源，霍林河来水和周边灌区退水是湖泊的主要污染来源[15]。受周边灌区的发展与区域气候变暖的双重影响，大量的营养盐随河流与灌渠持续输入湖体，促使湖泊富营养化程度由轻度升级为中度[16][19]。长期营养盐输入不仅导致水体氮磷浓度显著升高，使富营养化呈现明显时空异质性，更直接引发浮游植物优势种从硅藻向蓝藻的演替[20][21]；同时，气候变暖导致的水温上升进一步适配浮游植物生长繁殖需求，加剧了湖泊藻华爆发风险，成为威胁湖泊水生态健康的核心问题。尤为关键的是，查干湖冰封期长达

130 天，目前针对该湖浮游植物分布特征及其驱动机制的研究不足，限制了查干湖浮游植物演替驱动机制的深入解析。在此背景下，本研究通过野外采集湖泊春、夏、秋、冬四个季节的气象、水质与浮游植物样品，厘清湖泊水质状态和浮游植物群落结构的季节演变规律，揭示浮游植物群落结构时空分布的驱动机制，进而提出查干湖水生态健康的适应性策略，以期为查干湖及同类型寒区湖泊水生态保护提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

查干湖（44° 40′ ~45° 10′ N，123° 45′ ~124° 20′ E）位于中国吉林省松原市前郭尔罗斯蒙古族自治县境内，所处的区域地势较为平坦，属于松嫩平原的一部分。是中国十大淡水湖之一和东北地区重要渔业基地，灌区退水是其主要补给水源之一[22]。湖泊东西宽 17 km，南北长 37 km，周长达 128 km，表面积 372 km^2，平均水深 2.5 m。区内多年平均降水量为 400 mm，多年平均蒸发量为 1400 mm，区域内多年平均气温为 4.5 ℃[23]。

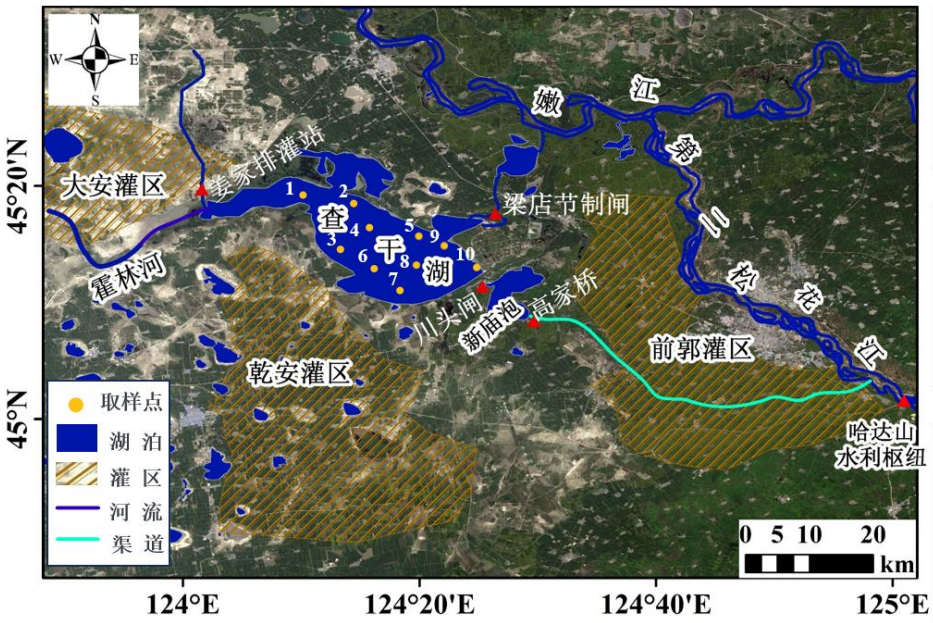


图 1 研究区概况及采样点

Fig.1 Overview of the Study Area and Sampling Sites

1.2 样品采样与分析

根据查干湖气候特征，分别于 2024 年的 1 月（冬季）、5 月（春季）、7 月（夏季）、9 月（秋季），在研究区域均匀布设的固定坐标样点开展四季重复采样，每个季节设置 10 个采样点（后续分析中样本量定义为每季 n=10），对湖泊表层水体（0-1m）进行了现场监测和水质取样和浮游植物样品的采集。气象数据（气温、蒸发、降水）来源于吉林查干湖湿地生态监测站布设的自动气象站（45°19′ N，124°42′ E）。

水体理化因子检测与分析各项指标的测定方式如下：水温 WT 和 pH 值借助 WTW3630 多参数水质分析仪于采样现场完成即时检测；透明度（SD）通过塞氏盘进行现场测定；对于水体营养盐指标，先使用 100mL 棕色玻璃采样瓶收集样品，样品带回实验室后，利用荷兰 SKALAR SAN++连续流动分析仪测定总氮（TN）、总磷（TP）、硝态氮（NO_3^--N）；叶绿素 a (Chl-a)和高锰酸盐指数 (COD_{Mn}）参照《水和废水监测分析方法》[24]测定。

浮游植物的采集与鉴定按以下流程开展：定性样品采集时，于现场使用 25 号浮游生物网，在水下 0.5 m 深度沿“∞”形轨迹反复拖曳，将捕获的藻类转移至 50 mL 离心管内，加入 4%甲醛溶液固定；定量样品则采用 1 L 聚乙烯瓶采集，采集后立即在现场添加 15 mL 鲁哥试剂进行固定，样品带回实验室后，通过虹吸法浓缩至约 30 mL，再装入离心管中[25]。

所有浮游植物定性及定量样品均需置于实验室 4℃冰箱内保存。鉴定与计数采用目镜视野法：取 0.1 mL 经摇匀处理的浓缩液样品放入计数框，在 400 倍光学显微镜下观察计数。若单个样品细胞数量超过 300 个，需至少计数 2 片，以两次计数结果的平均值作为基础数据，再结合细胞浓缩倍数换算为每升水样中的细胞数量（单位：cells/L），此数值即为浮游植物的藻密度。浮游植物的生物量是单个浮游植物体积与该藻的藻密度的乘积（单位：mg/L）。

1.3 数据处理

本研究参照我国《湖泊（水库）富营养化评价方法及分级技术规定》，选取叶绿素 a（Chl-a）、总磷（TP）、总氮（TN）、透明度（SD）和高锰酸钾指数（COD_{Mn}）五项指标，通过相关加权综合运算[26][27]，运用综合营养状态指数 TLI 对研究水体的营养状态等级展开评估。计算公式为：

$$TLI=\sum_{j=1}^{m} W_j \times TLI(j) \quad (1)$$

$$W_j=\frac{r_{ij}^2}{\sum_{j=1}^{m} r_{ij}^2} \quad (2)$$

式中，r_{ij}为第 j 项指标与叶绿素 a 的皮尔逊相关系数；W_j为第 j 项指标的权重；m 为参与评价的指标数量。

表 1 查干湖综合富营养化指数计算的权重

Tab.1 The Weight of the Calculation of the Eutrophication Index of Lake Chagan

月份	参数	Chl-a	TP	TN	SD	COD_{Mn}
5	r_{ii}^2	1.00	0.13	0.69	0.20	0.29
	wj	0.43	0.05	0.30	0.09	0.13
7	r_{ii}^2	1.00	0.14	0.24	0.92	0.71
	wj	0.33	0.05	0.08	0.31	0.24
9	r_{ii}^2	1.00	0.26	0.99	0.99	0.67
	wj	0.26	0.07	0.25	0.25	0.17
1	r_{ii}^2	1	0.71	0.67	0.69	0.69
	wj	0.27	0.19	0.18	0.18	0.18

注：5、7、9 月综合富营养化指数权重源于 Ge 等[28],1 月综合富营养化指数权重源于 Jin 等[29]。

在浮游植物多样性评价方面，本研究采用 Shannon-Wiener 多样性指数（H'）、Simpson 多样性指数（D）、Pielou 均匀度指数（J）和 Margalef 丰富度指数（d）四项指标[30]，各指数对应的计算公式如下：

$$H'=-\sum_{i=1}^{s} P_i \ln P_i \quad (3)$$

$$D=1-\sum_{i=1}^{s} P_i^2 \quad (4)$$

$$d=\frac{(S-1)}{\ln(N)} \quad (5)$$

$$J=\frac{H'}{\ln(S)} \quad (6)$$

优势种根据各个物种优势度(Y)值确定，公式为：

$$Y=\frac{Ni}{N}\times f_i \quad (7)$$

式中，N_i为第 i 种藻类的个体数，N 为总个体数，$P_i=N_i/N$为第 i 种藻类个体数占总个体数的比例；S 为样点物种数[31]。f_i 为第 i 种类在对应季节 10 个样点中的出现频率。将 Y≥0.02 的种类归为优势种[32]。

本研究中，基础数据统计与图表绘制均通过 Excel 及 Origin 2021 软件实现；水体理化因子数据经正态分布检验与方差齐性检验后，利用 SPSS 27.0 软件开展因素间方差分析，从而确定各因子季节差异的显著水平。

优势藻类相关分析采用以下步骤：优势藻藻密度数据经 lg(x+1)方法量纲化处理后，借助 Canoco 5.0 软件开展 DCA 分析；数据通过蒙特卡洛置换检验后，利用 RDA 探究优势浮游植物与环境因子的关联，从而阐明浮游植物时空分布特征的驱动机制[33]。

为明确水体理化参数与浮游植物群落参数的相关性，本研究通过 R 软件“linkET”程序包[34]，调用 mantel_test() 函数完成基于 Spearman 相关性的 Mantel 检验分析。

2 结果

2.1 查干湖水体理化因子与营养状态特征

2.1.1 水体理化因子 查干湖春、夏、秋、冬四季的水体理化因子均值具有明显的季节差异（表 2）。WT 变化范围为 3.04～27.21 ℃，夏季水温显著高于春、秋、冬季，春季和秋季之间无显著差异，冬季水温均值为 3.2±0.16 ℃；DO 浓度和 SD 变化范围分别为 7.88～10.08 mg/L 和 20.88～40.6 cm，冬季 DO 浓度均值达 9.52±0.56 mg/L，SD 最低达 20.88 cm；Chl-a 浓度变化范围为 0.44～16.77 μg/L，秋季浓度均值显著高于冬、春、夏季达 9.50±7.27 μg/L；TN 浓度变化范围为 0.63～1.29 mg/L，夏季浓度均值显著高于秋季和冬季达 1.03±0.26 mg/L，超过了国家地表水III类环境标准限值；TP 浓度变化范围为 0.04～0.12 mg/L，秋季浓度均值显著高于春季和夏季达 0.1±0.02 mg/L，超过了国家地表水III类环境标准限值；TN/TP 变化范围为 5.11～23.59，春季显著高于夏、秋、冬季，秋季和冬季无显著差异。

表 2 查干湖水环境参数的季节变化（平均值±标准差）

Tab.2 Seasonal variation of water environment parameters in Lake Chagan (mean ±standard deviation)

环境参数	春季	夏季	秋季	冬季
WT /℃	17.25±0.37^{b}	27.06±0.15^{a}	16.34±0.23^{b}	3.20±0.16^{c}
pH	8.87±0.02^{c}	8.90±0.067^{b}	9.04±0.08^{a}	8.89±0.13^{b}
DO /(mg/L)	8.34 ±0.08^{c}	8.53±0.65^{b}	9.19±0.26^{d}	9.52±0.56^{a}
矿化度 /(ppm)	450.10±19.01^{b}	458.6±38.72^{b}	377.83±127.79^{c}	512.3±45.68^{a}
盐度 /(psu)	0.76±0.02^{b}	0.45±0.04^{b}	0.42±0.03^{c}	0.82±0.06^{a}
SD /(cm)	26.62±3.3^{c}	32.12±1.65^{b}	38.56±2.04^{a}	23±2.12^{d}
Chl-a /(μg/L)	2.17±1.08^{b}	1.03±0.59^{b}	9.50±7.27^{a}	3.31±2.65^{b}
TN /(mg/L)	0.95±0.03^{ab}	1.03±0.26^{a}	0.82±0.24^{b}	0.71±0.08^{b}
TP /(mg/L)	0.05±0.01^{c}	0.07±0.02^{b}	0.10±0.02^{a}	0.09±0.02^{ab}
NO_3^--N/(mg/L)	0.07±0.02^{b}	0.25±0.13^{a}	0.08±0.03^{b}	0.14±0.02^{b}
NH_4^+-N /(mg/L)	0.08±0.02^{d}	0.17±0.09^{c}	0.19±0.03^{a}	0.06±0.03^{b}
COD_{Mn} /(mg/L)	5.50±0.38^{a}	6.24±3.14^{a}	6.21±0.48^{a}	5.72±0.77^{a}
TSS /(mg/L)	106.80±26.26^{a}	95.2±24.16^{b}	98.8±24.12^{b}	49.2±7.03^{b}
DOC /(mg/L)	12.19±0.92^{a}	10.07±2.60^{b}	8.19±2.02^{c}	11.15±1.5^{bc}
TN/TP	19.00±3.84^{a}	14.70±5.40^{b}	8.20±2.10^{c}	7.89±2.0^{c}
气温 /℃	16.26±2.78^{b}	24.85±1.76^{a}	16.94±3.23^{b}	-14.49±2.20^{c}
降水 /(mm/d)	0.03±0.10^{b}	2.98±9.30^{a}	1.91±3.35^{b}	0.02±0.08^{ab}
蒸发 /(mm/d)	5.43±1.26^{a}	3.54±1.97^{b}	1.81±1.16^{c}	1.56±0.04^{c}

表中同一行字母不同代表差异显著，显著性水平 p=0.05。

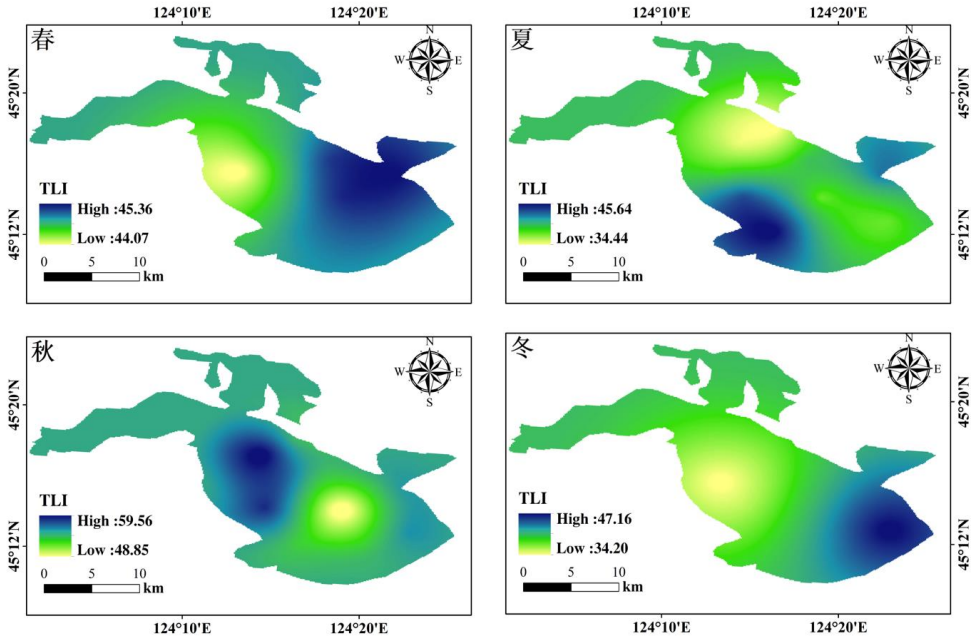


图 2 查干湖富营养化指数时空分布图

Fig.2 Spatial and temporal distribution of eutrophication index of Lake Chagan

2.2 查干湖浮游植物群落结构时空特征

2.2.1 浮游植物季节变化特征 2024 年对查干湖四季浮游植物的调查结果显示，共鉴定出 8 门 175 种（图 3）。其中硅藻门种类占比最高，达 75 种（43%）；绿藻门次之，为 60 种（34%）；蓝藻门有 22 种（13%），裸藻门 10 种（6%），甲藻门 3 种（2%），黄藻门 2 种（1%），隐藻门与金藻门各 1 种（各占 1%）。

查干湖的浮游植物生物量和藻密度表现出明显的时间差异性。硅藻门生物量明显高于其他浮游植物，蓝藻门藻密度明显大于其他浮游植物（图 4）。从生物量堆积柱状图（图 4a）可见，春季硅藻门生物量占比最多，其生物量显著高于其他藻类门类；夏季黄藻门和绿藻门生物量占比突出；秋季绿藻门生物量有一定占比；冬季硅藻门和裸藻门生物量均较低。从藻密度堆积柱状图（图 4b）可知，夏季和秋季蓝藻密度占比最多，黄藻密度主要集中于夏季；春季硅藻密度占比相对突出；裸藻门全年藻密度较低。

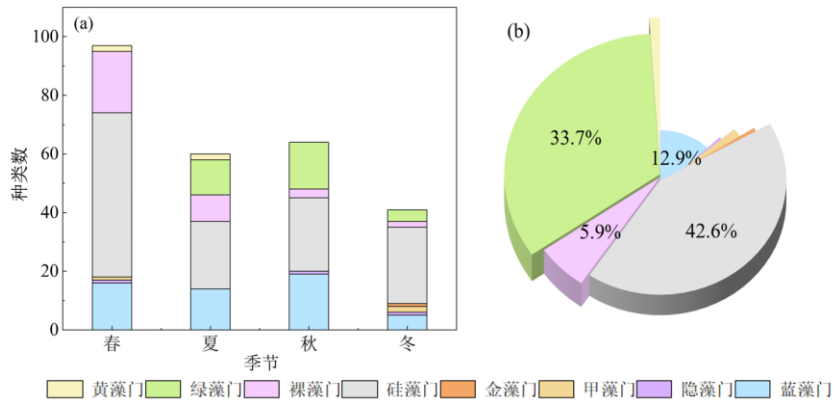


图 3 查干湖浮游植物种类数(a)的季节变化及各藻门占比(b)

Fig.3 Seasonal variation in phytoplankton species diversity (a) and taxonomic abundance (b) across Lake Chagan

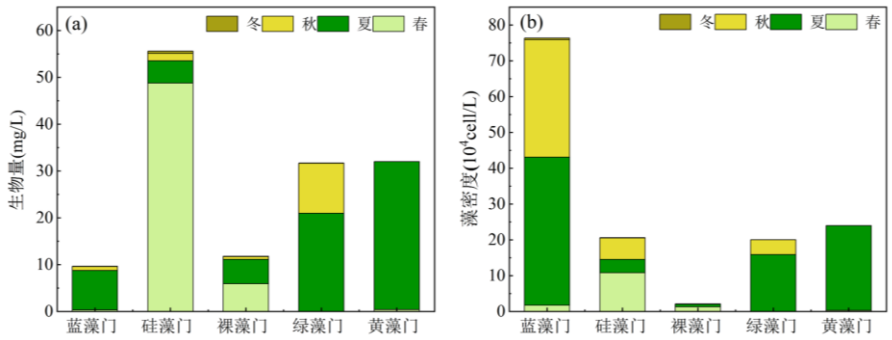


图4 查干湖浮游植物生物量（a）和藻密度（b）的季节变化（各采样点平均值）

Fig.4 Seasonal variations in phytoplankton biomass (a) and algal density (b) in Lake Chagan(mean value of each sampling site)

2.2.2 *浮游植物优势种* 本次调查中查干湖区浮游植物优势种共鉴定出5门12种（表3），从季节上看，春季优势种共3种，分别为硅藻门的肘状针杆藻（*Synedra ulna*）、尖针杆藻（*Synedra acus*）和梭状菱形藻（*Nitzschia fusiformis*）。夏季优势种共6种，分别为蓝藻门的水生长孢藻（*Dolichospermum flos-aquae*）和螺旋长孢藻（*Dolichospermum spiroides*）；黄藻门的拟丝黄丝藻（*Tribonema ulothrichoides*）；绿藻门的双射盘星藻（*Parapediastrum biradiatum*）、单角盘星藻（*Pediastrum simplex*）和二角盘星藻（*Pediastrum duplex*）。秋季优势种共5种，分别为蓝藻门的水生长孢藻（*Dolichospermum flos-aquae*）、螺旋长孢藻（*Dolichospermum spiroides*）和巨颤藻（*Oscillatoria princeps*）；硅藻门的尖针杆藻（*Synedra acus*）和裸藻门的尾裸藻（*Euglena caudata*）。冬季优势藻种最少，共1种，为硅藻门的尖针杆藻极狭变种（*Synedra acus* var.*angustissima*）。

表3 2024年查干湖四季浮游植物优势种及优势度指数

Tab.3 Dominant species and dominance index of phytoplankton in Lake Chagan in 2024

	优势种	春季	夏季	秋季	冬季
蓝藻门	水生长孢藻 *Dolichospermum flos-aquae*	—	0.043	0.035	—
Cyanophyta	螺旋长孢藻 *Dolichospermum spiroides*	—	0.082	0.301	—
	巨颤藻 *Oscillatoria princeps*	—	—	0.057	—
硅藻门	肘状针杆藻 *Synedra ulna*	0.03	—	—	—
Bacillariophyta	尖针杆藻 *Synedra acus*	0.14	—	0.02	—
	梭状菱形藻 *Nitzschia fusiformis*	0.029	—	—	—
	尖针杆藻极狭变种 *Synedra acus* var.*angustissima*	—	—	—	0.257
黄藻门	拟丝黄丝藻 *Tribonema ulothrichoides*	—	0.32	—	—
Xanthophyta					
绿藻门	双射盘星藻 *Pediastrum biradiatum*	—	0.033	—	—
Chlorophyta	单角盘星藻 *Pediastrum simplex*	—	0.035	—	—
	二角盘星藻 *Pediastrum duplex*	—	0.023	—	—
裸藻门	尾裸藻 *Euglena caudata*	—	—	0.022	—
Euglenophyta					

"—"表示优势度 Y<0.02。

2.2.3 *浮游生物生物量和藻密度的空间变化特征* 查干湖浮游植物生物量（图5a）、硅藻生物量（图5b）和蓝藻生物量（图5c）表现出明显的空间差异。春季生物量高于其它三个季节，变化范围为12.47～148.18 mg/L，硅藻生物量高于其它三个季节，变化范围为11.41～130.72 mg/L，蓝藻生物量变化范围为0.01～7.44 mg/L，硅藻生物量远高于蓝

藻生物量；夏季生物量变化范围为 51.64 ~ 104.30 mg/L，硅藻生物量变化范围为 0.01 ~ 17.89 mg/L，蓝藻生物量变化范围为 0.56 ~ 18.46 mg/L，蓝藻生物量高于硅藻生物量；秋季生物量变化范围为 1.12 ~ 12.10 mg/L，硅藻生物量变化范围为 0.20 ~ 6.11 mg/L，蓝藻生物量变化范围为 0.33 ~ 2.51 mg/L，硅藻生物量高于蓝藻生物量；冬季生物量变化范围为 0.21 ~ 2.34 mg/L，硅藻生物量变化范围为 0.08 ~ 1.22 mg/L，蓝藻生物量变化范围为 0.02 ~ 0.89 mg/L，硅藻生物量高于蓝藻。

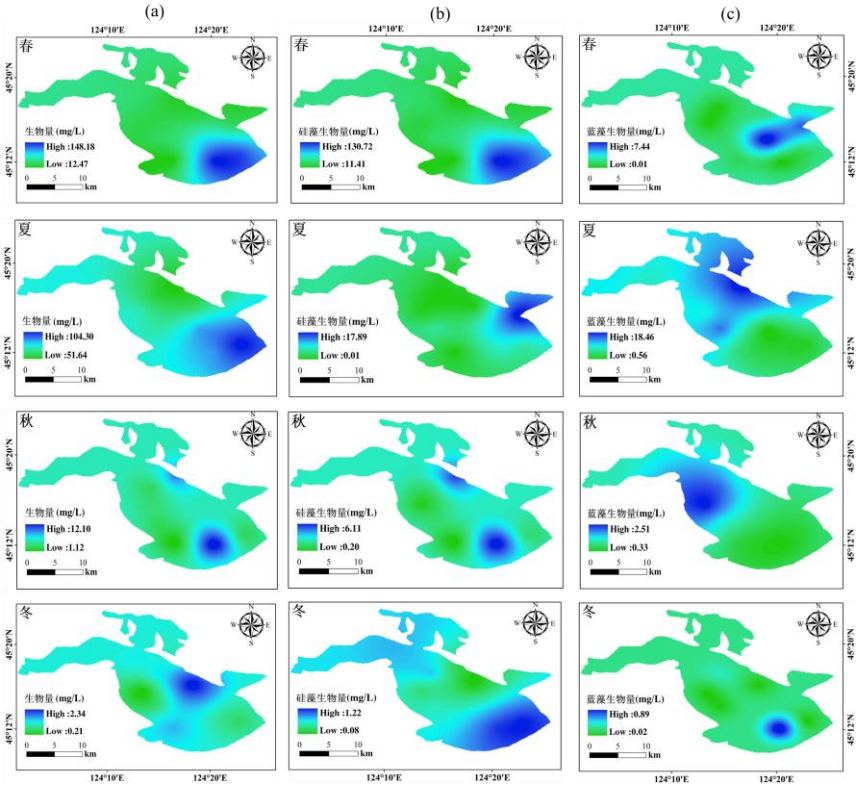


图 5 查干湖整体四季生物量空间分布（a）以及硅藻（b）和蓝藻（c）生物量的空间分布

Fig.5 Spatial distribution of biomass across all four seasons in Lake Chagan (a), with diatoms (b) and cyanobacteria (c) highlighted

查干湖浮游植物藻密度（图 6 a）、硅藻密度（图 6 b）和蓝藻密度（图 6 c）表现出明显的空间差异。春季藻密度变化范围为 309415 ~ 669232 cell/L，硅藻密度高于其它三个季节，变化范围为 30313 ~ 230040 cell/L，蓝藻密度变化范围为 177 ~ 39720 cell/L，硅藻密度远高于蓝藻；夏季藻密度高于其它三个季节，变化范围为 585886 ~ 2467544 cell/L，硅藻密度变化范围为 28674 ~ 49102 cell/L，蓝藻密度高于其它三个季节，变化范围为 12326 ~ 917726 cell/L，蓝藻密度高于硅藻；秋季藻密度变化范围为 510459 ~ 738606 cell/L，硅藻密度变化范围为 46825 ~ 181258 cell/L，蓝藻密度变化范围为 110958 ~ 246891 cell/L，蓝藻密度高于硅藻；冬季藻密度变化范围为 7129 ~ 8895 cell/L，硅藻密度变化范围为 1104 ~ 2975 cell/L，蓝藻密度变化范围为 431 ~ 3685 cell/L，蓝藻密度高于硅藻。

2. 3 查干湖浮游植物多样性指数时间变化特征

图 7 显示了查干湖区各季节浮游植物群落的多样性指数状况。从季节上看，春季 Margalef 多样性指数、Shannon-Wiener 多样性质素、Simpson 多样性指数、Pielou 均匀度指数均呈现“高低错落的波动”，Margalef 多样性指数表现为“峰值突出、后续快速回落”的趋势；夏季各类指数整体处于较高且稳定的水平，无显著的剧烈波动，整体呈现“多峰集中、数值偏高”的状态；秋季多数指数出现一定程度的下降，Shannon-Wiener 多样性指数、Pielou 均匀度指数呈现“先降后缓升”的波动特征，整体数值低于夏季；冬季指数水平有所回升但仍低于夏季，Margalef 多样性指数、Shannon-Wiener 多样性指数、Simpson 优势度指数呈现“两端高、中间低”的波动趋势，整体表现为“波动幅度较春季平缓”的状态。

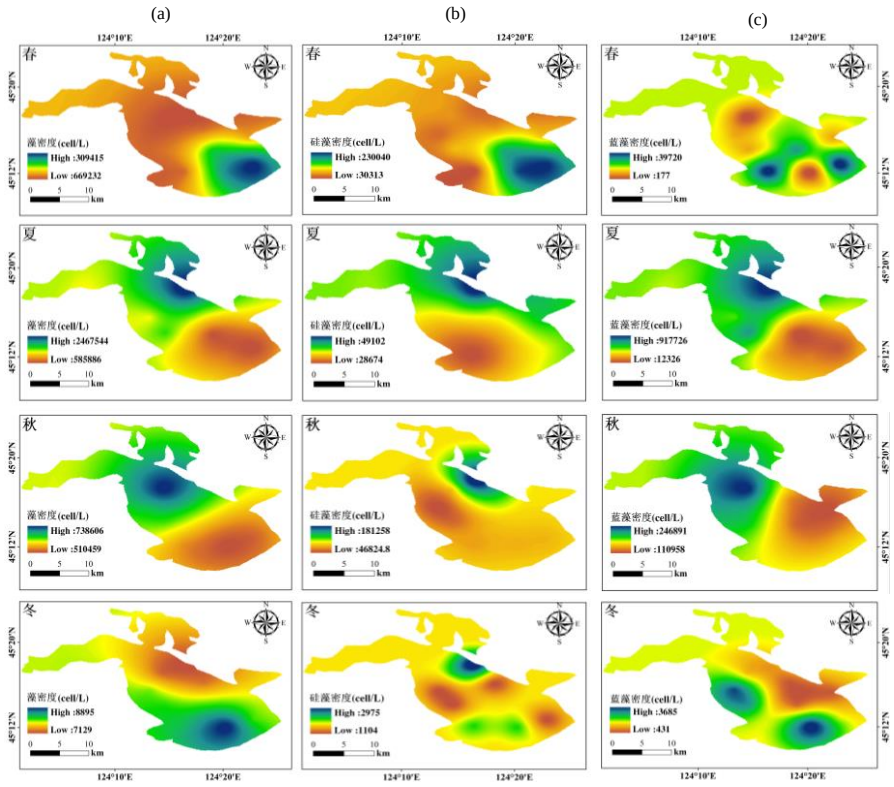


图 6 查干湖整体四季藻密度空间分布（a）以及硅藻（b）和蓝藻（c）藻密度空间分布

Fig.6 Spatial distribution of algal density in Lake Chagan throughout the four seasons (a), as well as spatial distributions of diatoms (b) and cyanobacteria (c)

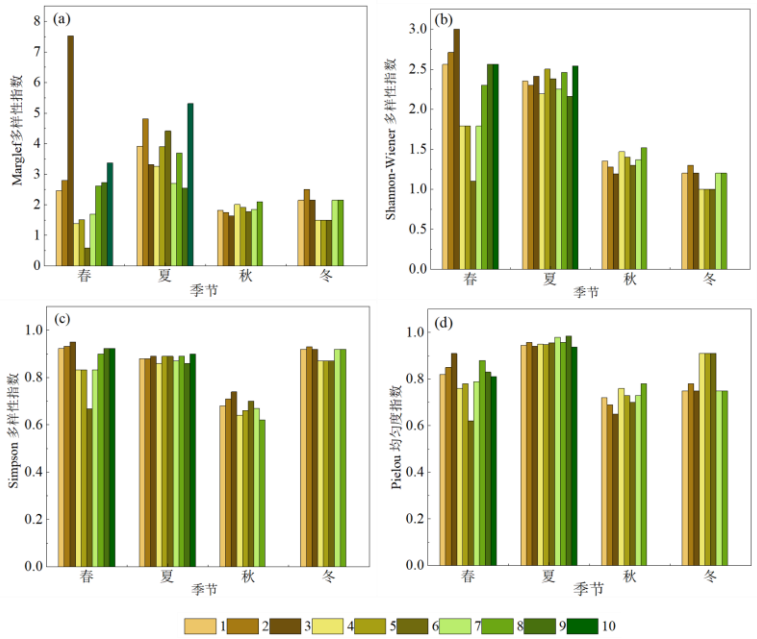
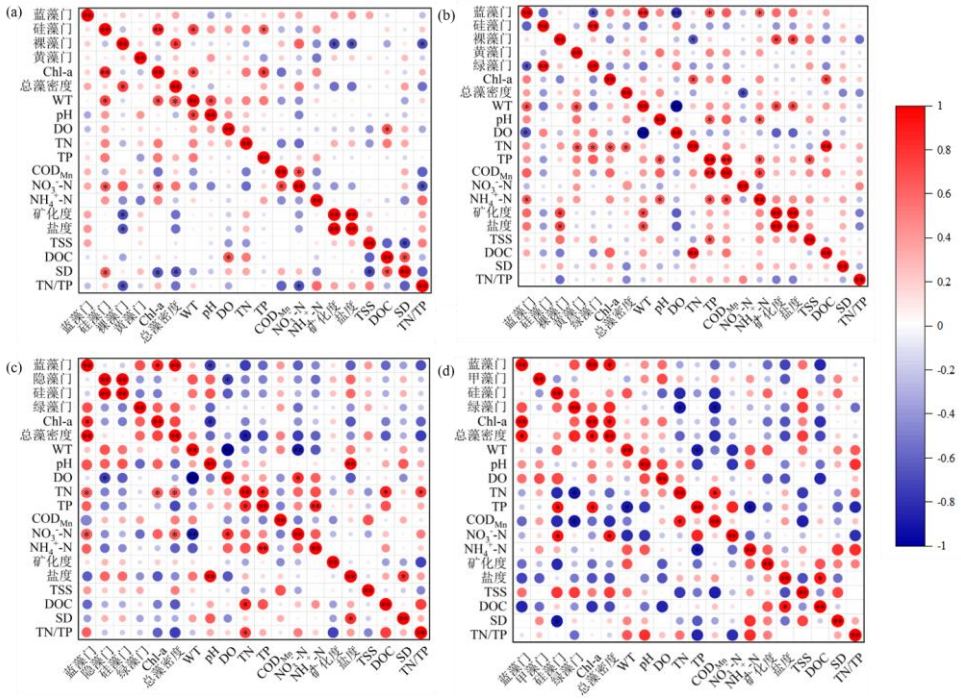


图 7 查干湖各样点（1-10）浮游植物多样性指数时间变化特征

Fig.7 Temporal variation characteristics of phytoplankton diversity index at various sampling points (1-10) in Lake Chagan

2.4 查干湖浮游植物生物特征差异与环境因子的关系

2.4.1 *浮游植物数量特征与环境因子相关性分析* 采用 Pearson 相关分析探究查干湖地区浮游植物数量特征（总藻密度、各门类藻密度及 Chl-a）与环境因子的关联，结果如图 8 所示。春季（图 8a），Chl-a 与 WT 和 NO_3^--N 呈显著正相关（$p\leq0.05$）、与 SD 呈显著负相关（$p\leq0.05$），总藻密度与 WT 呈显著正相关（$p\leq0.05$）、与 SD 呈显著负相关（$p\leq0.05$），硅藻门与 WT、NO_3^--N 和 SD 呈显著正相关（$p\leq0.05$），裸藻门与矿化度、盐度和 TN/TP 呈显著负相关（$p\leq0.05$）；夏季（图 8b）Chl-a 和总藻密度均与 TN 呈显著正相关（$p\leq0.05$），蓝藻门与 NH_4^+-N 和 WT 呈显著正相关（$p\leq0.05$），与 DO 呈显著负相关（$p\leq0.05$），裸藻门与矿化度和盐度呈显著正相关（$p\leq0.05$），黄藻门与 TN 和 WT 呈显著正相关（$p\leq0.05$），绿藻门与 TN 呈显著正相关（$p\leq0.05$）；秋季（图 8c），Chl-a 与 TN 呈显著正相关（$p\leq0.05$），总藻密度和蓝藻门与 TN 和 NO_3^--N 呈显著正相关（$p\leq0.05$），隐藻门与 DO 呈显著负相关（$p\leq0.05$）；冬季（图 8d），Chl-a 与 TP 呈显著正相关（$p\leq0.05$），总藻密度与 NO_3^--N 呈显著正相关（$p\leq0.05$），硅藻门和 TP 和 NO_3^--N 呈显著正相关（$p\leq0.05$），与 SD 呈显著负相关（$p\leq0.05$），绿藻门与 TN 和 COD_{Mn} 呈显著负相关（$p\leq0.05$）。



* $p\leq0.05$，** $p\leq0.01$

图 8 查干湖不同季节(a)春季、(b)夏季、(c)秋季、(d)冬季浮游植物藻密度与环境因子的相关性分析

Fig.8Correlation analysis of phytoplankton algal density with environmental factors in Lake Chagan across seasons: (a) Spring, (b) Summer, (c) Autumn, and (d) Winter

2.4.2 *浮游植物优势种藻密度的环境影响因子关系分析* 查干湖浮游植物优势种藻密度与环境因子关联性呈现显著的季节差异，本研究综合采用去势对应分析 (DCA) 与冗余分析 (RDA) 解析浮游植物群落结构特征。首先，基于春、夏、秋、冬四季浮游植物丰度数据，通过 DCA 评估群落分布的梯度长度。结果显示，四季群落的最大梯度长度分别为 0.97 SD（春季）、1.09 SD（夏季）、2.27 SD（秋季）和 1.00 SD（冬季），均低于 3 SD 的经验阈值。这一结果表明，浮游植物群落沿环境梯度的分布模式趋近线性，因此选用 RDA 开展后续群落结构与环境因子的关联性分析。针对各季节独立采用方差膨胀因子（VIF）检验筛选核心解释变量，以此规避环境因子间的共线性干扰。春季（图 9a）RDA 结果显示前两轴累计解释浮游植物群落 82.71 %的变异，RDA 1 轴、RDA 2 轴分别解释 60.81 %和 21.90 %变异，可以较好的解释响应变量与环境因子的关系；蒙特卡洛置换检验表明 SD、WT 和 Chl-a 为影响春季浮游植物群落结构的关键驱动因子（$p\leq0.05$），其中 SD 对模型的解释度最高，为 37.4 %，WT、Chl-a 的解释度依次为 31.1 %、14.4 %。从物种与环境因子的关联来看，尖针杆藻与 SD、WT、Chl-a、NO_3^--N 和 DO 呈正相关，与 NH_4^+-

N、TSS 和盐度成负相关。肘状针杆藻和梭状菱形藻与 Chl-a、SD、TSS 和 NO_3^--N 呈正相关，与 WT、DO 和 NH_4^+-N 成负相关；夏季（图 9b）RDA 结果显示前两轴累计解释浮游植物群落 46.93 %的变异，RDA 1 轴、RDA 2 轴分别解释 28.15 %、18.78 %；蒙特卡洛置换检验表明 TN 为影响夏季浮游植物群落结构的关键驱动因子（p≤0.05），TN 对模型的解释度为 23.3 %。从物种与环境因子的关联来看，拟丝黄丝藻和二角盘星藻的主要正相关因子为 TN、TP、NO_3^--N 和 WT。水生长孢藻的主要正相关因子为 WT 和 TN，主要负相关因子为 NO_3^--N。螺旋长孢藻和双射盘星藻的主要正相关因子为 WT 和 TSS，主要负相关因子为 NO_3^--N 和 TN。单角盘星藻的主要正相关因子为 TN、WT 和 NO_3^--N；秋季（图 9c）RDA 结果显示前两轴累计解释浮游植物群落 75.76 %的变异，RDA 1 轴、RDA 2 轴分别解释 57.14 %、18.62 %；蒙特卡洛置换检验表明 NO_3^--N 和 TN 为影响秋季浮游植物群落结构的关键驱动因子（p≤0.05），其中 NO_3^--N 对模型的解释度最高，为 42.7 %，TN 对模型的解释度为 20.8 %。从物种与环境因子的关联来看，螺旋长孢藻的主要正相关因子为 NO_3^--N 和 TN，主要负相关因子为 COD_{Mn}。尖针杆藻的主要正相关因子为 pH，主要负相关因子为 COD_{Mn}。水生长孢藻的主要正相关因子为 COD_{Mn} 和 pH，主要负相关因子为 TN 和 NO_3^--N。巨颤藻和尾裸藻的主要正相关因子为 COD_{Mn}，主要负相关因子为 NO_3^--N；冬季（图 9d）RDA 结果显示前两轴累计解释浮游植物群落 79.50 %的变异，RDA 1 轴、RDA 2 轴分别解释 60.36 %、19.14 %；蒙特卡洛置换检验表明 SD 和 TP 为影响冬季浮游植物群落结构的关键驱动因子（p≤0.05），其中 SD 对模型的解释度最高，为 35.24 %，TP 对模型的解释度为 24.80 %。从物种与环境因子的关联来看，尖针杆藻极狭变种的主要正相关因子为 TP 和 NO_3^--N,主要负相关因子为 SD 和矿化度。

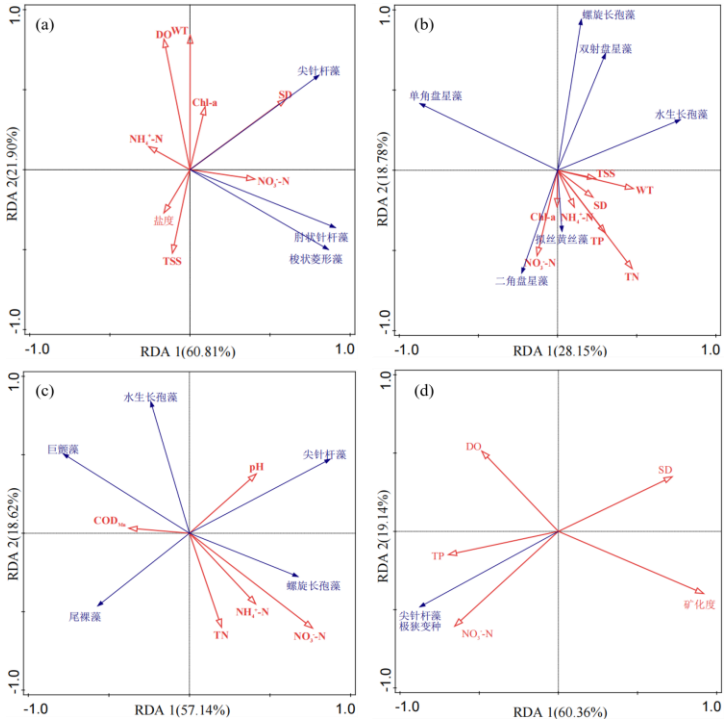


图9 查干湖(a)春季、(b)夏季、(c)秋季、(d)冬季浮游植物优势种藻密度与环境因子的RDA 排序图

Fig. 9 RDA ordination diagram of algal density of dominant phytoplankton species and environmental factors in spring (a), summer (b), autumn (c), and winter (d) in Lake Chagan

2. 4. 3 浮游植物群落参数与环境因子关系的 Mantel 检验分析 为明确浮游植物关键指标（种类数、Chl-a、藻密度）及群落特征指数与水体理化因子的相互关系，本研究采用 Mantel 检验开展分析，结果如图 10 所示。春季，种类数与矿化度和盐度呈极显著正相关（p≤0.01），藻密度与降水呈极显著正相关（p≤0.01），Margalef 丰富度指数与气温呈极显著正相关（p≤0.01）；夏季，Chl-a 与 TN 和 DOC 呈极显著正相关（p≤0.01），藻密度与 SD 呈极显著正相关（p≤0.01）；秋季，藻密度与 TN 呈极显著正相关（p≤0.01），Shannon-Wiener 多样性指数与 SD 呈显著正相关（p≤0.0

5），Simpson 多样性指数与 NH_4^+-N 呈极显著正相关（$p\leq0.01$）；冬季，种类数与气温呈极显著正相关（$p\leq0.01$），Shannon-Wiener 多样性指数和 Margalef 丰富度指数均与 TN 呈极显著正相关（$p\leq0.01$），Pielou 均匀度指数与 DO 呈极显著正相关（$p\leq0.01$）。

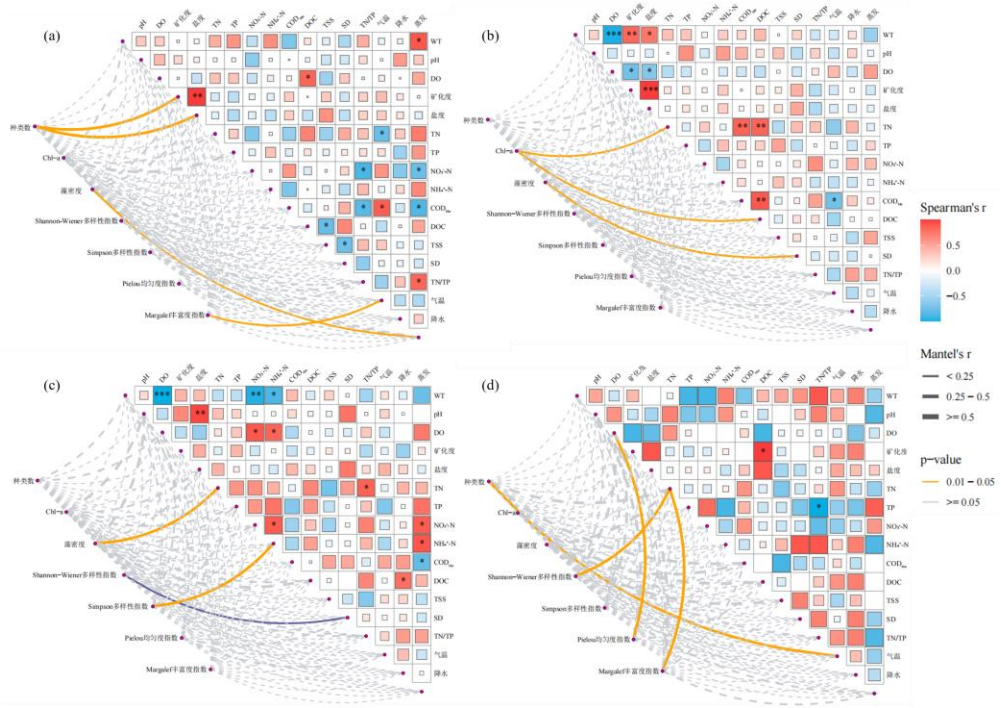


图 10 环境因子与浮游植物种类数、Chl-a 含量、藻密度及群落结构特征参数的 Mantel 检验分析：(a)春季 (b)夏季 (c)秋季 (d)冬季

Fig.10 Mantel test analysis of environmental factors on phytoplankton species diversity, Chl-a content, algal density, and community structure characteristics: (a) Spring, (b) Summer, (c) Autumn, and (d) Winter

3 讨论

3.1 查干湖浮游植物群落的时空特征分析

本研究中 2024 年查干湖调查到的浮游植物种类数为 8 门 175 种，其中硅藻门 75 种（占比 43%）、绿藻门 60 种（占比 34%）、蓝藻门 22 种（占比 13%），三者构成群落核心类群，其物种组成与优势类群格局既符合寒区浅水湖泊浮游植物的典型特征，也与同纬度北方湖泊群落结构的区域规律高度一致。与查干湖既往研究数据相比，本研究物种丰富度显著高于孙田洋[35]等在 2017-2018 年、常畅然[22]等在 2020-2021 年调查发现的种类数（8 门 74 种，7 门 94 种）。门类数与历史最高水平一致，而物种数增幅达 86.17%~136.5%，直观反映出查干湖浮游植物的多样性及群落结构的动态演化特征。从区域尺度来看，查干湖以硅藻-绿藻-蓝藻为主导的群落结构，与呼伦湖、乌梁素海等北方寒区湖泊的浮游植物特征一致。钱玺亦[12]等 2022 年对呼伦湖的研究表明，硅藻门（占比 38.7%）、绿藻门（占比 32.1%）和蓝藻门（占比 15.3%）为优势类群，这与查干湖的类群占比结构一致；王世欢[36]等 2023 年针对寒旱区湖泊开展综合研究，进一步证实硅藻门与绿藻门的环境适应性更强。这种区域共性源于寒区湖泊特有的环境条件—低温、较长冰封期、偏碱性水体和营养盐含量较高，这些条件共同塑造硅藻、绿藻的竞争优势，蓝藻门则受低温限制，仅在夏秋季形成阶段性优势。

浮游植物群落结构特征随环境因子的季节变化呈现出显著差异，春季浮游植物群落结构以硅藻门、裸藻门、蓝藻门为主，尖针杆藻为绝对优势种（优势度 0.14），硅藻生物量与密度均显著高于其他类群，可能原因是春季水温适宜（约 17.25℃），且融雪带来了大量营养盐补给；夏季群落结构转为硅藻门、蓝藻门、绿藻门主导，拟丝黄丝藻优势度达 0.32，为绝对优势种。蓝藻密度升至全年峰值（12326~917726 cell/L），夏季高温（27.06℃）、高营养盐（TN

1.03 mg/L、TP 0.07 mg/L）为蓝藻与黄藻的增殖提供适宜条件，这一演替模式与乌梁素海[13]夏季“蓝藻-绿藻占优”的特征一致；秋季螺旋长孢藻（优势度 0.301）为绝对优势种，蓝藻密度保持高水平，硅藻生物量出现回升，这一变化反映出水温回落（16.34℃）与氮限制（TN/TP 8.20）对群落结构的调控作用；冬季优势种仅为硅藻门尖针杆藻极狭变种（优势度 0.257），浮游植物各类群生物量与密度均降至全年最低，是因为冰封期低温（3.20℃）、弱光（冰盖）及水体垂向混合受阻、静水稳定化等水动力条件改变，共同限制了浮游植物的生长繁殖。

浮游植物藻密度在空间上呈现显著异质性（图 6a），春季藻密度变化范围达 309415~669232 cell/L，夏季为 585886~2467544 cell/L。这种差异是因为近岸浅水区受农田退水影响，营养盐浓度较高，藻密度显著高于敞水区；而敞水区水体透明度较高，硅藻更易形成优势。这一空间分布规律与常畅然[22]等 2024 年对查干湖浮游植物功能群的研究结论一致，也与呼伦湖[12]“近岸藻密度高于敞水区”的空间特征相通，体现了寒区大型浅水湖泊浮游植物空间分布的共性驱动机制。

3.2 查干湖浮游植物群落结构的环境驱动因子

环境因子对查干湖浮游植物的调控作用具有显著的时空差异。春季 WT 稳定在 17.25℃左右，该水温下硅藻的 Rubisco 酶活性与磷素利用效率较高[37]，同时 TN/TP 比值约 19（呈磷限制），硅藻对低磷环境的适配性显著优于蓝藻和绿藻[38][39]；同期 DO 浓度稳定在 8.34 mg/L，适宜的溶解氧环境配合磷限制条件，进一步巩固了硅藻的竞争优势，最终形成尖针杆藻（优势度 0.14）为绝对优势种的群落结构。夏季 WT 升至 27.06℃，拟丝黄丝藻的光合电子传递效率与类胡萝卜素积累量同步提升，可耐受强光与高温胁迫[40][42]；此时浮游植物生物量达全年峰值，光合产氧作用使 DO 升至 8.53 mg/L，高温条件下，TN/TP 趋近 Redfield 比值（16:1），营养盐限制解除，蓝藻依托群体聚集优势、绿藻凭借“自养+异养”营养策略形成生态位互补[44]，使拟丝黄丝藻（优势度 0.32）与蓝藻、绿藻共同构成夏季群落核心。秋季 WT 回落至 16.34℃，低温抑制多数藻类代谢，TN/TP 降至 8.20（呈氮限制）[45]；DO 浓度升至 9.19 mg/L，适宜的溶解氧环境提升了螺旋长孢藻的氮代谢酶活性[46]，使其在氮限制下仍能维持增殖，最终螺旋长孢藻（优势度 0.301）成为绝对优势种。冬季 WT 均值跌至 3.20℃，尽管 DO 浓度达全年最高 9.52mg/L，但冰层覆盖形成的低温、弱光与水动力混合条件变化改变，成为限制浮游植物生长的核心因素。冰盖对太阳辐射的反射率高达 80%以上，冰层中的气泡与杂质进一步削弱水下光照，光合有效辐射不足正常状态的 10%[错误:未找到引用源][错误:未找到引用源]。这种低温和弱光的环境会抑制浮游植物的光合能量积累，可能强化营养盐利用的制约效应，推动浮游植物形成以“抗逆耐受、低能耗生存、靶向利用磷资源”为核心的策略，最终促成硅藻单优的低生产力群落结构[50]。

营养盐形态的差异，进一步细化了环境因子对群落的调控。春季 NO_3^--N 浓度为 0.07 mg/L，硅藻密度与 NO_3^--N 呈显著正相关，NO_3^--N 成为春季藻类生长的关键氮源；夏季 NH_4^+-N 升至 0.17 mg/L，蓝藻密度与 NH_4^+-N 呈正相关，NO_3^--N 达 0.25 mg/L，为绿藻与拟丝黄丝藻的增殖提供充足支撑，两类氮源的充足供应使夏季藻密度达全年峰值（585886~2467544 cell/L）；冬季 NO_3^--N 维持在 0.14 mg/L，硅藻对 NO_3^--N 的利用效率显著高于其他类群。

浮游植物优势种的演替与环境因子高度匹配，进一步体现了查干湖群落结构的寒区湖泊典型特征。尖针杆藻等硅藻对低温、弱光环境的高适配性，与查干湖“长冰封期+春季营养盐脉冲”的环境特征高度契合；螺旋长孢藻、拟丝黄丝藻、蓝藻等夏秋季优势种对适宜水温、高营养盐环境的适应性，匹配了查干湖夏季“融水+农田退水”的营养盐输入模式。这一驱动规律与呼伦湖“水温主导优势类群、溶解氧细化生态位”的调控逻辑一致[12]，更契合北方寒区大型浅水湖泊“季节环境波动塑造群落结构”的共性特征。

4 结论

基于查干湖浮游植物的四季样品分析，解析查干湖浮游植物优势种及其时空分布特征，厘清查干湖浮游植物群落的季节性差异，结合水质和气象要素利用多种数理统计方法揭示浮游植物群落结构分布的驱动机制，主要结论如下：

1）查干湖共鉴定出浮游植物 8 门 175 种，以硅藻门、绿藻门和蓝藻门为主。优势种为 5 门 12 种，春、夏、秋、冬的绝对优势种分别为硅藻门的尖针杆藻（*Synedra acus*）、黄藻门的拟丝黄丝藻（*Tribonema ulothrichoides*）、蓝藻门的螺旋长孢藻（*Dolichospermum spiroides*）和硅藻门的尖针杆藻极狭变种（*Synedra acus* var. *angustissima*）。

2）浮游植物群落 ShannonWiener 多样性指数、Simpson 多样性指数、Pielou 均匀度指数和 Margalef 丰富度指数普遍较低，表明其对外部和内部环境变化的抵抗能力较弱。

3）WT、TP、TN、NH_4^+-N、NO_3^--N 和 DO 是影响浮游植物群落结构变化的关键因子，冬春季硅藻成为绝对优势种，主要受低温、弱光（冰盖）与水动力减弱变化驱动；夏秋季蓝藻、黄藻占优，则主要受总氮、硝氮等营养盐调控。

4）为有效防控蓝藻成为全年优势类群，应对气候变暖带来的生态风险，查干湖的浮游植物管理要注重夏秋季节总氮和硝氮的动态变化，减少夏秋蓝藻爆发的风险。

5 参考文献

[1] Xu H, Paerl HW, Qin BQ et al. Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. *Limnol Oceanogr*, 2010, **55**(1): 420-432.

[2] Smith V H, Tilman G D, Nekola J C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ pollut*, 1999, **100**(1-3): 179-196.

[3] Armin G, Boros G, Kis M, et al. The effect of temperature on phytoplankton physiology: a mesocosm and modeling study. *Microbiol Spectr*, 2025, **13**(10): e00457-25.

[4] Guo J, Chen D S, Zhang Y, et al. Community structure characteristics of phytoplankton and analysis of influencing factors in Dongting Lake. *Acta Hydrobiol Sin*, 2025, **49**(05): 161-169+3. [郭晶, 陈冬素, 张屹,等. 洞庭湖浮游植物群落结构特征及其影响因素分析. 水生生物学报, 2025, **49**(05): 161-169+3.]

[5] Xie J, Su Y L, Wu B, et al. Responses of phytoplankton community to nitrogen, phosphorus and iron enrichment in wet season of tropical reservoirs in South China: a case study of Dahesha Reservoir in Guangdong Province. *J Lake Sci*, 2024, **36**(01): 43-51. [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**(01): 43-51.]

[6] Nan J, Li J, Yang C, et al. Phytoplankton functional groups succession and their driving factors in a shallow subtropical lake. *J Freshw Ecol*, 2020, **35**(1): 409-427.

[7] Michalak A M, Anderson E J, Beletsky D, et al. Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *Proc Natl Acad Sci*, 2013, **110**(16): 6448-6452.

[8] Song K, Fang C, Jacinthe P A, et al. Climatic versus anthropogenic controls of decadal trends (1983–2017) in algal blooms in lakes and reservoirs across China. *Environ Sci Technol*, 2021, **55**(5): 2929-2938.

[9] Ma C, Mwagona P C, Yu H, et al. Seasonal dynamics of zooplankton functional group and its relationship with physico-chemical variables in high turbid nutrient-rich Small Xingkai Wetland Lake, Northeast China. *J Freshw Ecol*, 2019, **34**(1): 65-79.

[10] Wang S H, Zhang S, Wu R, et al. Characteristics of phytoplankton and their indicative effects on trophic status in lakes of cold and arid regions. *China Environ Sci*, 2023, **43**(01): 311-320. [王世欢, 张生, 武蓉等. 寒旱区湖泊浮游植物特征及其对营养状态的指示作用. 中国环境科学, 2023, **43**(01): 311-320.]

[11] Yu H, Shi X, Zhao S, et al. Primary productivity of phytoplankton and its influencing factors in cold and arid regions: A case study of Wuliangsuhai Lake, China. *Ecol Indic*, 2022, **144**: 109545.

[12] Qian X Y, Li J B, Ao W, et al. Seasonal dynamics of phytoplankton community and its relationship with environmental factors in Hulun Lake. *J Lake Sci*, 2022, **34**(6): 1816-1829. [钱玺亦, 李金彪, 敖文等. 呼伦湖浮游植物群落季节动态及其与环境因子的关系. 湖泊科学, 2022, **34**(6): 1816-1829.]

[13] Zhang Y, Li C Y, Gao N, et al. Effects of ice formation on water eutrophication in Wuliangsuhai Lake. *J Lake Sci*, 2017, **29**(4): 811-818. [张岩, 李畅游, 高宁等. 结冰对乌梁素海水体富营养化的影响. 湖泊科学, 2017, **29**(4): 811-818.]

[14] Shi X, Cheng J, Yang Q, et al. Variations of lake ice phenology derived from MODIS LST products and the influencing factors in Northeast China. *Remote Sens*, 2024, **16**(21): 4025.

[15] Hang S, Arhonditsis G B, Ji Y, Bryan B A, et al. Climate change promotes harmful algal blooms in China's lakes and reservoirs despite significant nutrient control efforts. *Water Res*, 2025: 123307.

[16] Liu X M, Zhang G X, et al. Assessment of lake water quality and eutrophication risk in an agricultural irrigation area: a case study. *Water*, 2019, **11**(11): 2380.

[17] Dai X J, Tian W. Analysis of water quality pollution and control approaches in Chagan Lake. *J Arid Land Resour Environ,* 2011, **25**(8): 1

79-184. [代雪静, 田卫. 查干湖水质污染分析及控制途径. 干旱区资源与环境, 2011, 25(8): 179-184.]

[18] Sun G Y, Tian W, Jia Z G, et al. Ecological risk analysis and countermeasures of Songyuan Irrigation Area construction on Chagan Lake. *J Lake Sci,* 2014, **26**(1): 66-73. [孙广友, 田卫, 贾志国, 等. 松原灌区建设对查干湖生态风险分析及对策. 湖泊科学, 2014, **26**(01): 66-73.]

[19] Li R R, Zhang G X, Wei X H, et al. Analysis of evolution characteristics of water environment in Chagan Lake wetland. *Sci Geogr Sin,* 2014, **34**(6): 762-768. [李然然, 章光新, 魏晓鸿, 等. 查干湖湿地水环境演变特征分析. 地理科学, 2014, **34**(06): 762-768.]

[20] Liu X, Pan B, Wu N, et al. Diatom community assembly and network complexity during different hydrological periods in the Tibetan Plate au floodplain. *J Clean Prod*, 2024, 479: 144022.

[21] Hao Z, Liu X, Wu Y, et al. A review on the driving mechanism of the spring algal bloom in lakes using freezing and thawing processes. *Water*, 2024, **16**(2): 257.

[22] Chang C R, Wang Y Y, Zhao C, et al. Seasonal succession characteristics of phytoplankton functional groups and their influencing factors i n Chagan Lake. *Chin J Ecol*, 2024, 43(5): 1227-1233. [常畅然, 王莹莹, 赵昶, 等. 查干湖浮游植物功能群季节演替特征及其影响因子. 生态学杂志, 2024, **43**(05): 1227-1233.]

[23] Ge Y H, Liu X M, Yang J S, et al. Study on the threshold of suitable ecological water level in Chagan Lake throughout the seasons cou pled with nutrient load. *J Lake Sci*, 2023, **35**(6): 1979-1989. [葛裕豪, 刘雪梅, 杨敬爽等. 耦合营养负荷的查干湖全季节适宜生态水位阈值研究. 湖泊科学, 2023 ,**35**(06): 1979-1989.]

[24] Li S, Li Y, Liu G, et al. Desorption kinetics of phosphorus in sediments of Chagan Lake during low-temperature periods. *Water Sav Irrig*., 2013, **43** (6): 18-21. [李森, 李莹, 刘刚等. 低温时期磷在查干湖沉积物中的解吸动力学研究. 节水灌溉, 2013, **43**(06): 18-21.]

[25] 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.

[26] Bao Q, He H B, Tang H, et al. Spatial and temporal characteristics of phytoplankton community structure and its environmental driving fac tors in a typical oligotrophic deepwater lake on the Yunnan-Guizhou Plateau. *J Lake Sci*, 2025, **37**(3): 768-784. [鲍乾, 贺海波, 唐皓等. 云贵高原典型贫营养深水湖浮游植物群落结构时空特征及其环境驱动因子. 湖泊科学, 2025, **37**(03): 768-784.]

[27] Wang J, Fu Z, Qiao H, Liu F, et al. Assessment of eutrophication and water quality in the estuarine area of Lake Wuli, Lake Taihu, Chin a. *Sci Total Environ*, 2019, **650**: 1392-1402.

[28] Yu H G ,Xue M L, et al.Attribution of lake eutrophication risk to anthropogenic forcing adjacent to the agriculture areas: a case study of Chagan Lake. *Environ Sci Pollut Res*, 2023, **30**(52): 112159-112172.

[29] Can, C. J, Xuan, Z. Nutritional characteristics and their changes in water bodies of major lakes and reservoirs in China. *Res Environ Sci,* 1 991, (01):1 1-20. [金相灿,朱萱.我国主要湖泊和水库水体的营养特征及其变化. 环境科学研究, 1991, (01): 11-20.]

[30] Jiang T, Peng Y, Ding W, et al. Assessment of aquatic ecological health in typical lakes of the river network area in northern Zhejiang Plai n: A case study of Zhuxi Lake in Deqing County. *Guangdong Chem Ind*, 2024, **51**(18): 154-158. [蒋涛, 彭瑶, 丁伟等. 浙北平原河网地区典型湖漾水生态健康评价研究——以德清县苎溪漾为例. 广东化工, 2024, **51**(18): 154-158.]

[31] Tan Y, Wu X D, Yang Z W, et al. Summer phytoplankton community structure and its influencing factors in urban lakes of Daye City. *W ater Resour Hydropower Eng*, 2021, **52**(6): 130-142. [谭亚, 吴晓东, 杨梓文等. 大冶市城市湖泊夏季浮游植物群落结构及其影响因子. 水利水电技术(中英文), 2021, **52**(06): 130-142]

[32] Sun X, Jiang X M, Song G F, et al. Spatiotemporal pattern of phytoplankton community and its environmental driving factors in Qinghai Lake. *J Lake Sci*, 2023, 35(2):540-556. [孙兴, 蒋小明, 宋高飞等. 青海湖浮游植物群落时空格局及其环境驱动因子. 湖泊科学, 2023, **35**(2): 540-556.]

[33] Zhao F R, Wang Q, Mu C S, et al. Remote sensing-based changes in transparency of Chagan Lake and surrounding lakes from 1984 to 2 019. *J Lake Sci*, 2025, **37**(1): 328-338. [赵方睿, 王强, 穆春生, 等. 基于遥感的 1984—2019 年查干湖及周边湖泊透明度变化. 湖泊科学, 2 025, **37**(01): 328-338.]

[34] Wang S X, Wei L, Wang S, et al. Seasonal variations of phytoplankton community structure and its influencing factors in lakes and reserv oirs adjacent to Shanghai water sources. *J Lake Sci*, 2022, **34**(4): 1127-1139. [王三秀, 魏莱, 王爽等. 上海水源地毗邻湖库浮游植物群落结构的季节变化及其影响因子. 湖泊科学, 2022, **34** (4): 1127-1139.]

[35] Sun T Y, Liu J, Li Y H. Study on the community structure of aquatic organisms in chagan lake. *J Jilin Agric* Univ, 2021, **43**(04): 474-48

1. [孙田洋,刘佳,李月红.查干湖水生生物群落结构研究. 吉林农业大学学报, 2021, **43**(04): 474-481.]

[36] Wang S H, Zhang S, Wu R, et al. Characteristics of lake phytoplankton in cold and arid regions and their indicative role in nutrient status. *China Environ Sci*, 2023,**43**(01): 311-320. [王世欢,张生,武蓉,等.寒旱区湖泊浮游植物特征及其对营养状态的指示作用. 中国环境科学, 2023, **43**(01): 311-320.]

[37] Chukhutsina V U, Büchel C, Van Amerongen H. Variations in the first steps of photosynthesis for the diatom Cyclotella meneghiniana gro wn under different light conditions. *Biochim Biophys Acta Bioenerg,* 2013, **1827**(1): 10-18.

[38] Tilman D. Resource competition and community structure. *Princeton University Press*, 1982.

[39] Liu Y, An R Z, Yang H, et al. Spatiotemporal distribution characteristics and driving factors of phytoplankton community in Lhalu Wetland of Tibet. *J Lake Sci*, 2024, **36** (2): 403-415. [刘洋, 安瑞志, 杨号等. 西藏拉鲁湿地浮游植物群落时空分布特征及其驱动因子. 湖泊科学, 2024, **36**(2): 403-415.]

[40] Wang H, Gao L, Zhou W, et al. Growth and palmitoleic acid accumulation of filamentous oleaginous microalgae Tribonema minus at varyi ng temperatures and light regimes. *Bioprocess Biosyst Eng*, 2016, **39**(10): 1589-1595.

[41] Huo S, Chen X, Zhu F, et al. Magnetic field intervention on growth of the filamentous microalgae Tribonema sp. in starch wastewater for algal biomass production and nutrients removal: Influence of ambient temperature and operational strategy. *Bioresour Technol,* 2020, 303: 122 884.

[42] Mei R, Yang H, Guo C, et al. Effects of high light exposure and heterologous expression of β-carotene ketolase on the metabolism of car otenoids in Chlamydomonas reinhardtii. *Front Bioeng Biotechnol*, 2025, **13**: 1533661.

[43] Burson A, Stomp M, Greenwell E, et al. Competition for nutrients and light: testing advances in resource competition with a natural phytop lankton community. *Ecology*, 2018, **99** (5): 1108-1118.

[44] Young E B, Reed L, Berges J A. Growth parameters and responses of green algae across a gradient of phototrophic, mixotrophic and heter otrophic conditions. *PeerJ*, 2022, **10**: e13776.

[45] Zhang T, He Q, Xu Z J, et al. Effects of different nutrients and concentrations on growth and lipid accumulation of Tribonema sp. FACH B-1786. *Chin J Biotechnol*, 2020, **36**(11): 2478-2493. [张婷, 何青, 徐梓钧等. 不同营养盐及浓度对黄丝藻 Tribonema sp. FACHB-1786 生长及脂质积累的影响. 生物工程学报, 2020, **36**(11): 2478-2493.]

[46] Parmar A, Singh N K, Dhoke R, et al. Influence of light on phycobiliprotein production in three marine cyanobacterial cultures. *Acta Physi ol Plant,* 2013, **35(**6): 1817-1826.

[47] Hrycik A R, Stockwell J D. Under-ice mesocosms reveal the primacy of light but the importance of zooplankton in winter phytoplankton d ynamics. *Eur J Phycol,* 2021, **66**(2): 481-495.

[48] Zhao W, Huang W, Li R, et al. Solar radiation transfer in an ice-covered lake at different snow thicknesses. *Hydrol Sci J,* 2024, **69**(2): 195 -206.

[49] Yu M, Lu P, Cao X W, et al. Field observation study on bidirectional reflection characteristics of lake ice. *Spectrosc Spectr Anal*, 2020, **40** (8): 2453-2461. [于淼,卢鹏,曹晓卫,等.湖冰双向反射特征的现场观测研究. 光谱学与光谱分析, 2020, **40**(08): 2453-2461.]

[50] Anderson N J. Diatoms, temperature and climatic change. *Eur J Phycol*, 2000, **35**(4): 307-314.