

## 内蒙古高原咸水湖岱海浮游植物群落时空分布特征及驱动因子

康汝力<sup>1,2</sup>, 史小红<sup>1,2\*\*</sup>, 赵胜男<sup>1,2,3</sup>, 孙标<sup>1,2</sup>, 吕纯剑<sup>1,2</sup>, 孙悦<sup>4</sup>, 张帆<sup>1,2</sup>, 杨朝霞<sup>1,2</sup>

(1: 内蒙古农业大学旱区水工程生态环境全国重点实验室, 呼和浩特 010018)

(2: 内蒙古乌梁素海湿地生态系统定位观测研究站, 巴彦淖尔 014404)

(3: 岱海湿地水文与生态环境内蒙古自治区野外科学观测研究站, 乌兰察布 012000)

(4: 北京师范大学环境学院, 北京 100875)

**摘要:** 浮游植物作为湖泊生态系统的主要初级生产者, 影响着水体中的物质循环和能量流动, 其群落结构与动态变化可以直接反映出水体的营养状态和生态健康状况。为全面认识北方寒旱区尾间湖中浮游植物变化和影响因素, 选择典型湖泊岱海作为研究对象, 于 2024 年通过四个季节采集水体与沉积物样品, 系统分析浮游植物群落结构及其与环境因子的响应关系。结果表明, 调查期间水体总氮 (TN)、总磷 (TP) 浓度分别超过 V 类和 IV 类水标准, 沉积物中 TN、TP 含量均超过全国沉积物平均水平。本次共鉴定浮游植物 8 门 95 种, 以绿藻门、蓝藻门和硅藻门为主; 浮游植物细胞密度、生物量与 Chl.a 浓度在冬季最高; 浮游植物优势种为 5 门 10 种, 以绿藻门和硅藻门为主, 微囊藻 (*Microcystis*) 与蓝隐藻 (*Chroomonas*) 为全年关键优势种; Shannon 多样性指数、Pielou 均匀度指数、Margalef 丰富度指数和 Simpson 优势度指数的结果表明春、夏两季相较于秋、冬季节, 浮游植物群落多样性更高, 生态系统更稳定。岱海浮游植物群落在空间维度上表现出较小的异质性, 表明浮游植物群落的多样性和丰富度主要受到季节性变化的影响。统计分析结果表明水温 (WT)、酸碱度 (pH)、溶解氧 (DO)、TN、溶解性无机磷 (DIP) 是影响浮游植物群落结构的关键因子。多年调查结果表明岱海浮游植物优势种由硅藻和绿藻转变为蓝藻和隐藻。本研究揭示了北方寒旱区湖泊浮游植物群落季节演替的关键驱动机制, 为岱海生态治理和保护提供了科学依据。

**关键词:** 岱海; 浮游植物; 群落结构; 时空变化; 驱动因子

## Spatio-temporal Distribution Characteristics and Driving Factors of Phytoplankton Communities in Daihai, a Saline Lake on the Inner Mongolia Plateau

Kang Ruli<sup>1,2</sup>, Shi Xiaohong<sup>1,2\*\*</sup>, Zhao Shengnan<sup>1,2,3</sup>, Sun Biao<sup>1,2</sup>, Lv Chunjian<sup>1,2</sup>, Sun Yue<sup>4</sup>, Zhang Fan<sup>1,2</sup>, Yang Zhaoxia<sup>1,2</sup>

(1: Water Conservancy and Civil Engineering College, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot 010018, P.R.China.)

(2: State Gauge and Research Station of Wetland Ecosystem, Lake Ulansuhai, Inner Mongolia, Bayan Nur 014404, P.R.China.)

(3: Daihai Wetland Hydrology and Ecological Environment Field Scientific Observation and Research Station of Inner Mongolia Autonomous Region, Ulanqab 012000, P.R.China.)

(4: School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, P.R.China.)

**Abstract:** Phytoplankton, as the primary producers in lake ecosystems, influence material cycling and energy flow within water bodies. Their community structure and dynamic changes directly reflect the nutrient status and ecological health of the water body. To comprehensively understand phytoplankton variations and influencing factors in tailwater lakes of northern arid-cold regions, the representative Lake Daihai was selected as the study site. Water and sediment samples were collected across all four

\* 2025-11-26 收稿; 2026-01-14 收修稿。

国家自然科学基金项目 (U2443225)、内蒙古自治区科技计划 (2025YFHH0176)、内蒙古自治区自然科学基金青年基金 (2024QN05005) 联合资助。

\*\* 通讯作者; E-mail: imaushixiaohong@163.com。

seasons in 2024 to systematically analyse phytoplankton community structure and its response to environmental factors. Results indicate that during the study period, water body total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) concentrations exceeded Class V and Class IV water standards, respectively, while sediment TN and TP contents surpassed the national sediment average. A total of 95 phytoplankton species belonging to 8 phyla were identified, dominated by Chlorophyta, Cyanobacteria, and Diatomeae. Phytoplankton cell density, biomass, and Chl.a concentration peaked in winter. Ten dominant species across 5 phyla were identified, primarily from Chlorophyta and Diatomeae, with *Microcystis* and *Chromomonas* serving as key dominant species throughout the year. Results from Shannon diversity index, Pielou evenness index, Margalef richness index, and Simpson dominance index indicated higher phytoplankton community diversity and greater ecosystem stability in spring and summer compared to autumn and winter. Phytoplankton communities in Lake Daihai exhibited low spatial heterogeneity, suggesting that diversity and richness are primarily influenced by seasonal variations. Statistical analysis indicates that water temperature (WT), pH, dissolved oxygen (DO), total nitrogen (TN), and dissolved inorganic phosphorus (DIP) are key factors influencing phytoplankton community structure. Multi-year surveys reveal that the dominant phytoplankton species in Lake Daihai have shifted from diatoms and green algae to cyanobacteria and cryptophytes. This study uncovers the key mechanisms driving seasonal succession in phytoplankton communities of northern cold-arid lakes, providing a scientific basis for ecological management and conservation of Lake Daihai.

**Keywords:** Lake Daihai; Phytoplankton; Community structure; Spatiotemporal variation; Driving factors

湖泊生态系统是陆地水域的重要组成部分，与人类福祉息息相关。特别是对于我国北方生态脆弱区域，湖泊作为生态安全屏障的关键战略支撑作用日益受到重视。分布在我国寒旱区的北方湖泊因其独特的地理气候特征，普遍表现出季节性冰封、强烈的温度变化、蒸发强、降水少等特点<sup>[1-3]</sup>，这些湖泊通常对气候变化的响应极为敏感<sup>[4]</sup>，尤其是湖泊的水量平衡、营养盐累积、盐度演化等直接受气候波动的影响，湖泊浮游动植物、微生物等的群落结构和功能的也随之发生变化。我国南方湖泊（如太湖、巢湖、滇池等）主要面临严峻的富营养化挑战<sup>[5,6]</sup>，其环境问题与驱动机制与北方湖泊存在系统性差异。南方湖泊多分布于温暖湿润地区，年均气温高、降水量大，同时高强度的人类活动<sup>[7]</sup>驱动的营养盐过量输入，最终表现为严重的富营养化及由此引发的蓝藻水华季节性暴发。相比之下北方湖泊除面临不同程度的营养盐输入外，还需要应对独特自然地理背景下的多重胁迫——湖泊冰冻、萎缩、盐碱化，甚至面临湖泊由咸水湖向盐湖演化乃至最终消亡的风险<sup>[8,9]</sup>。

浮游植物作为湖泊生态系统的主要初级生产者，影响着水体中的物质循环和能量流动<sup>[10,11]</sup>。由于浮游植物个体较小，繁殖速率快且对环境变化极为敏感<sup>[12,13]</sup>，因此其群落结构与动态变化可以直接反映出水体的营养状态和生态健康状况。光照、pH、温度、营养盐等是影响浮游植物群落结构的主要因素。光照、pH、温度通过影响光合作用和酶的活性进而影响浮游植物的生长与繁殖<sup>[14]</sup>。水体中氮（N）和磷（P）作为浮游植物生长所必需的关键限制性营养元素，其浓度与可利用性被认为是调控浮游植物生物量与群落演替的首要驱动因素<sup>[15]</sup>。在外界环境条件（如温度、pH、溶解氧）改变时，沉积物中的氮磷可通过内源释放和吸收等过程影响上覆水体的营养盐含量，进而对浮游植物的群落结构和初级生产力产生影响<sup>[16,17]</sup>。季节性气候变化（如夏季集中的降水与强烈蒸发、冬季漫长的冰封期）导致湖泊水文情势、水体理化性质（水温、溶解氧、pH、盐度等）以及与之关联的生物地球化学循环产生周期性变化<sup>[18]</sup>，这种变化不仅直接调节浮游植物的物候与生长周期，更通过调控水体与沉积物中不同形态氮磷的转化、迁移与释放路径，间接驱动浮游植物群落的演替方向<sup>[19-21]</sup>。

北方高原湖泊浮游植物受低温、强紫外线辐射、季节性冰封及营养限制等极端环境因子的协同调控，对环境变化更为敏感<sup>[22]</sup>。Zhu 等通过分析青藏高原湖泊规模、物理和生物化学性质的变化趋势，发现浮游植物和微生物物种多样性和生态系统复杂性随着盐度的降低而增加<sup>[23]</sup>。Yu 等研究发现气候变暖和营养富集导致查干湖浮游生物群落结构发生巨大变化，同时营养物质的输入是生物多样性的重要驱动因素，影响物种更替和物种丰富度<sup>[24]</sup>。理解环境因子-浮游植物响应关系的季节性变异，是揭示北方湖泊生态系统动态机制的关键。

岱海作为蒙新高原典型的寒旱区尾间湖，具有显著的北方湖泊的特征，年内变化具体表现为冰封期与非冰封期的周期性冻融过程，湖泊生态环境脆弱，水面面积萎缩同时水体趋向于咸化和富营养化，生物物种丰富度较低。但随着湖泊富营养化和咸化的加剧，沉水植物和鱼类等水生生物的锐减，浮游植物作为主要的初级生产者，其在初级生产力的贡献逐渐增大<sup>[25]</sup>，逐渐成为驱动湖泊物质和能量流动的关键类群。在盐度升高和营养盐富集的复合影响下，探究不同季节（冰封期和非冰封期）浮游植物的群落结构变化以及影响群落演变的关键因素，对理解寒旱区湖泊的生态系统适应机制具有重要理论价值。本研究通过采集岱海的水体和沉积物样品，结合浮游植物及环境因子的调查结果，探讨北方湖泊水体与沉积物中氮磷的时空分布特征，解析氮磷等环境因子对浮游植物细胞密度及群落结构影响，明确浮游植物生长的关键环境因素，以为岱海生态保护与恢复工作提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

岱海（40°29′~40°37′N，112°33′~112°46′E）位于内蒙古自治区乌兰察布市凉城县境内，是内蒙古第三大湖，属于典型的高原内陆尾间湖，同时也是我国北方典型的富营养化咸水湖<sup>[26]</sup>，2024年岱海水面面积为46.5平方公里，监测期间平均水深约3.5m<sup>[27]</sup>。岱海属于温带半干旱大陆性季风气候，年平均气温为5.1℃，多年平均降水量为392mm，多年平均蒸发量约为1938mm，年平均风速为2.6m/s，以西北风为主导风向。湖泊水源补给主要依靠降水、河流生态补水和地下水补给。

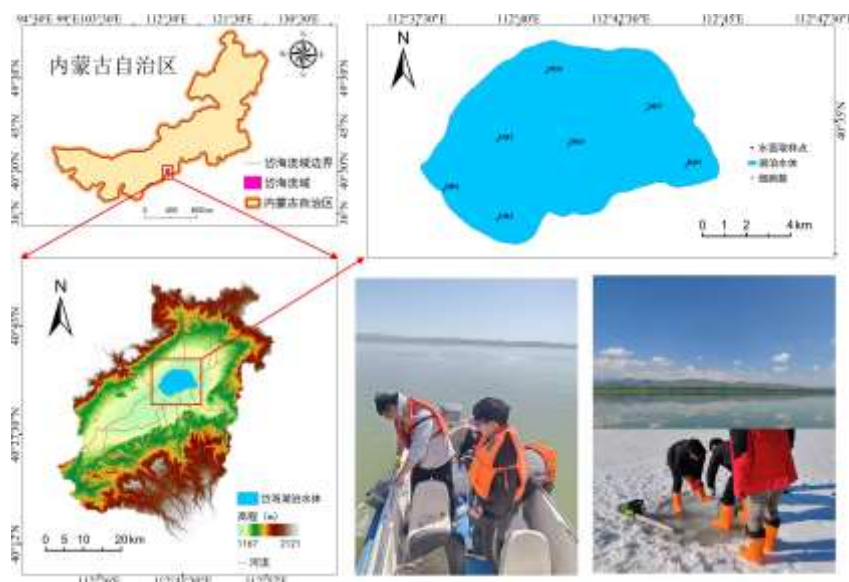


图 1 研究区概况及监测点位

Fig. 1 Overview of the study area and monitoring sites

### 1.2 试验方法与数据获取

1.2.1 样品采集 按照《水和废水监测分析方法》，结合湖泊形状、大小和入湖河流位置，在岱海均匀布设7个具有代表性的取样点，分别在2024年1月31日（冬季冰下水体）、2024年5月26日（春季）、2024年7月30日（夏季）、2024年10月29日（秋季）在湖泊进行取样，所取样品包括表底层水样、表底层浮游植物以及表层沉积物。

（1）湖泊水体常规指标的测定：现场采用多参数型水质仪器（YSI），测定每个点位表、底层水体的水温（WT）、pH、盐度（SAL）、溶解氧（DO）、总溶解固体（TDS），在实验室测定水体中总氮（TN）、氨氮（ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ）、硝态氮（ $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ）、总磷（TP）、溶解性总磷（DTP）、溶解性无机磷（DIP）的浓度，具体测定方法见表1。

（2）沉积物氮、磷指标的测定：采用SMT（The Standards, Measurements and Testing Programme）<sup>[28]</sup>方法对沉积物中的磷进行分级提取（具体提取步骤见附图S1），提取的磷形态主要包括可交换态磷（Ex-P）、

铁铝结合磷 (Fe/Al-P)、钙磷 (Ca-P)、无机磷 (IP) 和有机磷 (OP)。沉积物中 TN 的采用凯氏定氮法<sup>[29]</sup>, 其余氮形态同样采取分级连续提取的方法, 测定的形态主要包括离子交换态氮 (IEF-N)、强酸可浸取态氮 (WAEF-N)、强碱可浸取态氮 (SAEF-N)、强氧化剂可浸取态氮 (SOEF-N) (分级提取流程见附图 S2)。

1.2.2 浮游植物 本研究采用定性和定量结合的方法来测定浮游植物样品。定性样品现场采用 25 号浮游生物网 (网孔直径 0.064mm) 在水下距离水面 50cm 处划“∞”字型轨迹 3~5min, 将采集到的样品浓缩至 50ml 样品瓶内, 同时加入 3 滴 5% 的甲醛固定处理。定量采样利用有机玻璃分层取水器在每个采样点分别采集表层水 (距水面 0.5m)、底层水 (距沉积物 0.5m) 水样 1L 于聚乙烯瓶内, 并立即加入 12~15mL 鲁格试剂, 充分摇匀后带回实验室避光静置 36h, 利用虹吸装置吸取上层液体使其浓缩至 50mL。浮游植物物种和密度均采用自动藻类识别系统 (OLYMPUS BX43) 进行测定。

表 1 水体各指标检测标准及方法

Tab. 1 Testing standards and methods for each indicator

检测物质	检测标准及方法
TN	碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法测定《GB11894-89》
NO <sub>3</sub> -N	紫外分光光度法《HJ/T346-2007》
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	纳氏试剂分光光度法《GB7479-87》
TP、DTP、DIP	过硫酸钾-钼酸铵分光光度法测定《GB11893-89》
DON、PP、DOP	差值计算
叶绿素 (Chl.a)	丙酮萃取-紫外分光光度法测定《HJ897-2017》

### 1.3 数据处理

采用 Shannon 多样性指数 ( $H$ )、Pielou 均匀度指数 ( $J$ )、Margalef 丰富度指数 ( $R$ )、Simpson 优势度指数 ( $D$ ) 来表示岱海浮游植物群落多样性<sup>[30, 31]</sup>。浮游植物各指数计算如下:

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

$$J = \frac{H}{\ln S} \quad (2)$$

$$R = \frac{S-1}{\ln N} \quad (3)$$

$$D = \sum_{i=1}^S (n_i / N)^2 \quad (4)$$

其中,  $H$  为物种多样性指数;  $P_i$  为第  $i$  种个体数量占总个体数量的比例;  $S$  为藻种数目;  $J$  为均匀度指数;  $R$  为丰富度指数;  $N$  为群落中藻类的总个体数;  $n_i$  为每种藻类等个体数;  $D$  为优势度指数。浮游植物的优势度 ( $y$ )<sup>[32]</sup> 的计算如下:

$$y = f_i \cdot P_i \quad (5)$$

其中,  $f_i$  为第  $i$  种浮游植物出现的频率,  $P_i$  为第  $i$  种浮游植物个体数量占浮游植物总个体数量的比例,  $y$  为藻类优势度,  $y \geq 0.02$  即为优势种。

### 1.4 统计分析

使用 SPSS 26 对环境因子数据进行正态分布检验, 通过单因素方差分析比较不同季节环境因子的差异显著性。利用 Canoco5 软件进行 RDA 分析, R 软件和 R 包 (ggplot2、mgcv 等) 进行 Mantel 检验分析并构建最小二乘结构方程模型 (PLS-PM), 进一步处理细胞密度、生物量、多样性指数、优势种与多源环境因子之间的关系。使用 ArcGIS Pro3.0.2 软件绘制采样地图; 使用 OriginPro2021b 软件绘制其他数据图表。

## 2 结果与分析

## 2.1 水体、沉积物理化参数

结果显示（见附表I、II），岱海水体理化指标中 WT 的变化范围为-1.2~21.6°C、SAL 的变化范围为 9.25~19.35mg/L，季节差异显著（ $p<0.05$ ）；DO、pH 的变化范围分别为 1.6~19.3mg/L 和 8.78~9.62，DO 夏季显著低于春、秋冬季而 pH 正好相反。水体营养盐中 TN、NO<sub>3</sub>-N、DIP、DTP 夏季显著高于其他季节（ $p<0.05$ ），NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、PP 冬季显著高于其他季节，DOP 季节变化不显著（ $p>0.05$ ）。沉积物中 SAEF-N 含量夏季显著低于春秋两季（ $p<0.05$ ），SOEF-N 含量夏季显著春、秋冬三季（ $p<0.05$ ），IP 含量春季显著高于夏季和秋季（ $p<0.05$ ），其余形态氮磷含量无显著季节差异（ $p>0.05$ ）。从全湖来看 WT、SAL、DO、pH 空间差异不显著（ $p>0.05$ ）；水体营养盐中 NO<sub>3</sub>-N、DON、DTP 浓度存在显著的空间差异（ $p<0.05$ ），其中 DH7 点的 NO<sub>3</sub>-N 和 DH5 的 DON 浓度显著高于其他点位；沉积物营养盐中 TN、IEF-N、WAEF-N、TP、Ca-P、OP 存在有明显的空间差异（ $p<0.05$ ），其中 DH6 的 TN 含量显著高于其他点位。

岱海湖泊水体 TN 均值为 3.69 mg/L，超过《地表水环境质量标准》（GB 3838-2002）V类水标准（TN~2mg/L）；TP 均值浓度（0.15 mg/L）超过IV类水标准（TP~0.1 mg/L）。沉积物中的 TP 含量为 877.52mg/kg，TN 含量为 2559.88mg/kg，均超过全国沉积物平均水平（TP-733mg/kg、TN-1070mg/kg）<sup>[33]</sup>。

## 2.2 浮游植物群落结构特征

2.2.1 浮游植物群落物种组成 四个季节中的岱海水体中共鉴定出浮游植物 95 种，隶属于 8 门 11 纲 25 目 47 科 95 属。其中绿藻门占比最多，占比范围是 27.3%~32.9%，蓝藻门、硅藻门次之，其余 5 种门属数量占比较低。季节变化上表现为春季（81 种）>秋季（76 种）>夏季（75 种）>冬季（33 种），冬季相较于其他季节缺少定鞭藻门和金藻门。空间变化上不同点位的浮游植物种类数差异不显著（ $P>0.05$ ），DH3 点夏季浮游植物种类最多（44 种）但是冬季浮游植物最少（14 种），DH6 点春季浮游植物最多（42 种）但是夏季最少（20 种）。

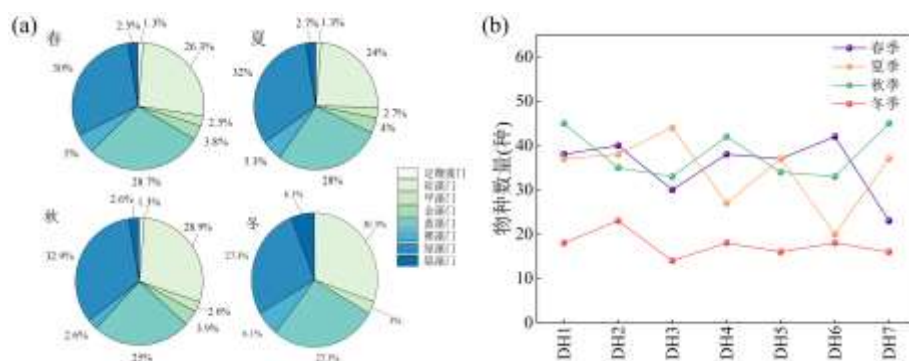


图 2 浮游植物各门类物种数时空变化

Fig. 2 Spatial and Temporal Variations in Phytoplankton Species Richness Across Phyla

2.2.2 浮游植物细胞密度、生物量 时间尺度上岱海浮游植物细胞密度和生物量在秋、冬季节显著高于春夏两季（ $p<0.05$ ）。四个季节浮游植物细胞密度的变化范围为  $0.47\times 10^6\sim 4.77\times 10^6$ cells/L，平均密度为  $2.34\times 10^6$ cells/L；生物量的范围为 0.05~1.86mg/L，平均生物量为 0.71 mg/L。空间变化上细胞密度和生物量变化差异不显著（ $p>0.05$ ），7 个采样点的细胞密度和生物量的季节均值的最高值分别为 DH2（ $2.76\times 10^6$ cells/L）和 DH7（0.90mg/L）。其中秋季 DH5 的细胞密度和冬季 DH7 的生物量为全年最高，分别为  $4.77\times 10^6$ cells/L 和 1.86mg/L。

2.2.3 浮游植物多样性指数及优势种 综合各指数计算结果来看，岱海四季浮游植物 Shannon 多样性指数（H）的范围在 0.559~2.957 之间，平均值为 1.844；Pielou 均匀度指数（J）范围在 0.172~0.813 之间，平均值为 0.585；Margalef 丰富度指数（R）范围在 1.887~7.224 之间，平均值为 4.019；Simpson 优势度指数（D）范围在 0.180~0.915 之间，平均值为 0.686。时间尺度上四种指数季节差异性显著（ $p<0.05$ ）。秋季 H、J、D 显著低于春季和夏季；冬季 R 显著低于春、夏、秋三季。空间尺度上各取样点的多样性指数无显著差异（ $p>0.05$ ）。

表 2 浮游植物细胞密度、生物量空间变化

Tab. 2 Spatial Variation in Phytoplankton Cell Density and Biomass

岱海	春季		夏季		秋季		冬季	
	细胞密度 (10 <sup>6</sup> cells/L)	生物量 (mg/L)	细胞密度 (10 <sup>6</sup> cells/L)	生物量 (mg/L)	细胞密度 (10 <sup>6</sup> cells/L)	生物量 (mg/L)	细胞密度 (10 <sup>6</sup> cells/L)	生物量 (mg/L)
DH1	2.43	0.6	1.12	0.61	1.96	0.65	3.95	1.24
DH2	1.28	0.55	1.21	0.3	3.94	1.03	4.59	1.67
DH3	1.41	0.47	4.16	0.98	2.46	0.67	1.95	0.53
DH4	1.35	0.53	0.67	0.15	2.7	0.7	4.04	1.19
DH5	1.08	0.22	1.24	0.44	4.77	1.17	3.84	1.16
DH6	1.16	0.43	0.47	0.12	0.96	0.29	1.98	0.56
DH7	1	0.18	1.2	0.45	4	1.12	4.53	1.86
全湖	1.39	0.43	1.44	0.43	2.97	0.8	3.55	1.17

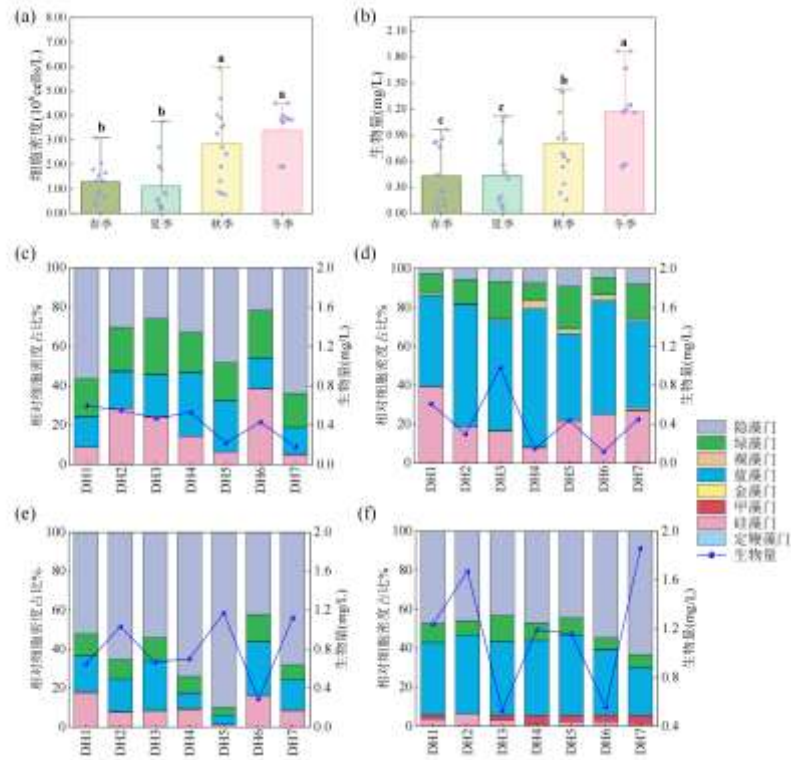


图 3 浮游植物细胞密度、生物量的季节变化及各门类占比

\*字母不同代表差异性显著，显著性水平 $\alpha=0.05$

Fig. 3 Seasonal Variations in Phytoplankton Cell Density, Biomass, and Proportions of Phyla

调查鉴定出岱海四个季节浮游植物优势种共有 12 种，隶属于 5 门 6 纲 9 目 10 科 12 属（见附表 3），其中硅藻门 3 种、甲藻门 1 种、蓝藻门 2 种、绿藻门 4 种、隐藻门 2 种。季节变化上，冬季的优势种类为 7 种，春季、夏季的优势种类为 6 种，秋季优势种类最少，为 3 种。蓝藻门的微囊藻属和隐藻门的蓝隐藻属在四个季节均表现为优势种，分布较广泛。蓝隐藻属在春、秋、冬三季均表现出最高的优势度（优势度分别为 0.406、0.657、0.670），在夏季微囊藻属表现出为最高的优势度（0.419）。空间尺度上综合来看各点位优势种共 9 种，分别为绿藻门 3 种，蓝藻门、硅藻门和隐藻门各 2 种，其中 DH7 点优势种属数量最少（4 种）；小环藻属、微囊藻属和蓝隐藻属占据绝对优势地位，其中 DH5 的蓝隐藻属优势度最高，为 0.5。

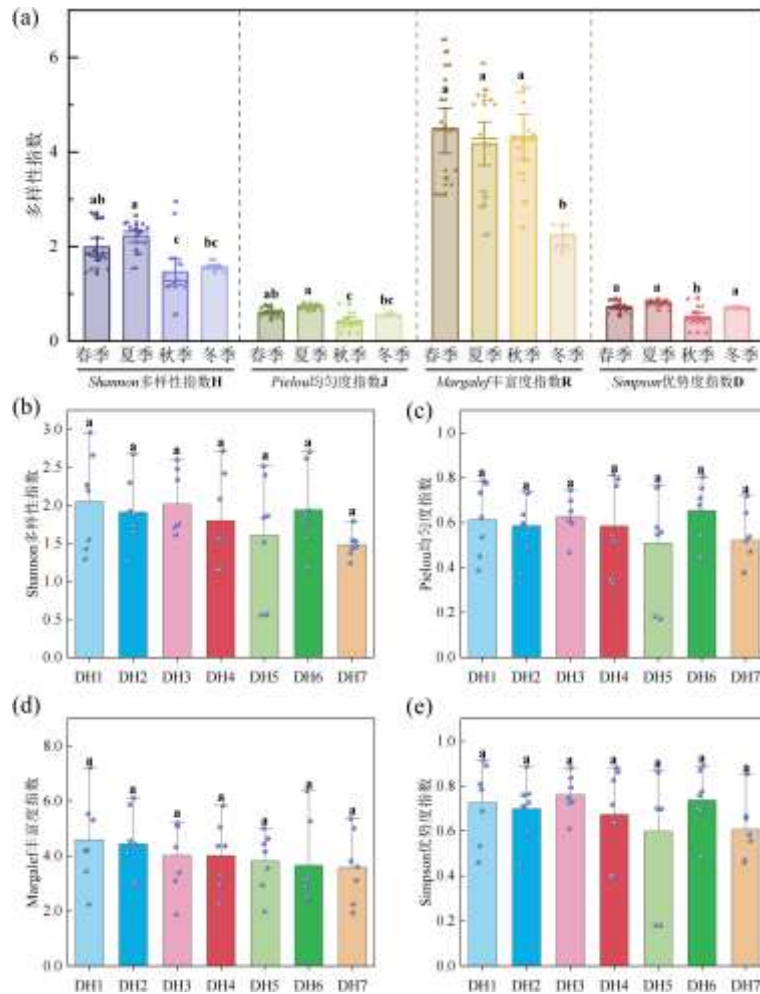


图 4 浮游植物多样性指数时间变化 (a) 和空间变化 (b、c、d、e)

\*字母不同代表差异性显著, 显著性水平 $\alpha=0.05$

Fig. 4 Seasonal variation in phytoplankton diversity index

### 2.3 浮游植物与环境因子的相关性分析

2.3.1 浮游植物各门类细胞密度与环境因子的相关分析 利用 Pearson 相关分析来研究各环境因子与浮游植物物种数量特征 (包括各门类细胞密度及总细胞密度) 之间的关系, 结果见图 5。从季节变化来看, 春季硅藻门、绿藻门细胞密度与总细胞密度与 TN 呈显著负相关 ( $p < 0.05$ ) (图 5a)。夏季金藻门和隐藻门细胞密度与 TN、DON 呈显著正相关 ( $p < 0.05$ ), 蓝藻门细胞密度和总细胞密度与水温 WT 呈显著正相关 ( $p < 0.05$ )。秋季总细胞密度与 DOP 呈显著负相关 ( $p < 0.05$ ), 冬季隐藻门细胞密度和总细胞密度与 TDS 呈显著正相关 ( $p < 0.01$ )。从全年来看, 甲藻门和蓝藻门细胞密度与  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、SAL 呈显著正相关 ( $p < 0.001$ ), 甲藻门和隐藻门细胞密度与 DO 呈显著正相关 ( $p < 0.001$ ), 总细胞密度与 WT、pH 呈显著负相关, 与 DO 呈显著正相关 ( $p < 0.001$ )。

2.3.2 优势种细胞密度与环境因子的关系分析 对各季节的优势种细胞密度和环境影响因子进行 RDA 分析 (图 6)。四个季节前两轴分别解释细胞密度 89.11%、58.05%、96.79%、74.40% 的变异率。春季优势种菱形藻属、舟形藻属、衣藻型细胞、衣藻属、微囊藻属、蓝隐藻属的主要影响因子为 TN ( $P=0.01$ ,  $F=7.5$ )、DO ( $P=0.074$ ,  $F=2.6$ )、WT ( $P=0.072$ ,  $F=3.1$ ); 夏季菱形藻属、小环藻属、卵囊藻属、伪鱼腥藻属、蓝隐藻属、微囊藻属的主要影响因子为 DIP ( $P=0.05$ ,  $F=2.7$ )。秋季微囊藻属、小环藻属、蓝隐藻属的主要因子为 TP ( $P=0.004$ ,  $F=9.8$ )、DIP ( $P=0.04$ ,  $F=3.9$ )、pH ( $P=0.038$ ,  $F=3.7$ )。冬季裸甲藻属、微囊藻属、伪鱼腥藻属、小球藻属、衣藻属、隐藻属和蓝隐藻属的主要影响因子为 DO ( $P=0.05$ ,  $F=2.7$ )、TN ( $P=0.044$ ,  $F=3.6$ )。

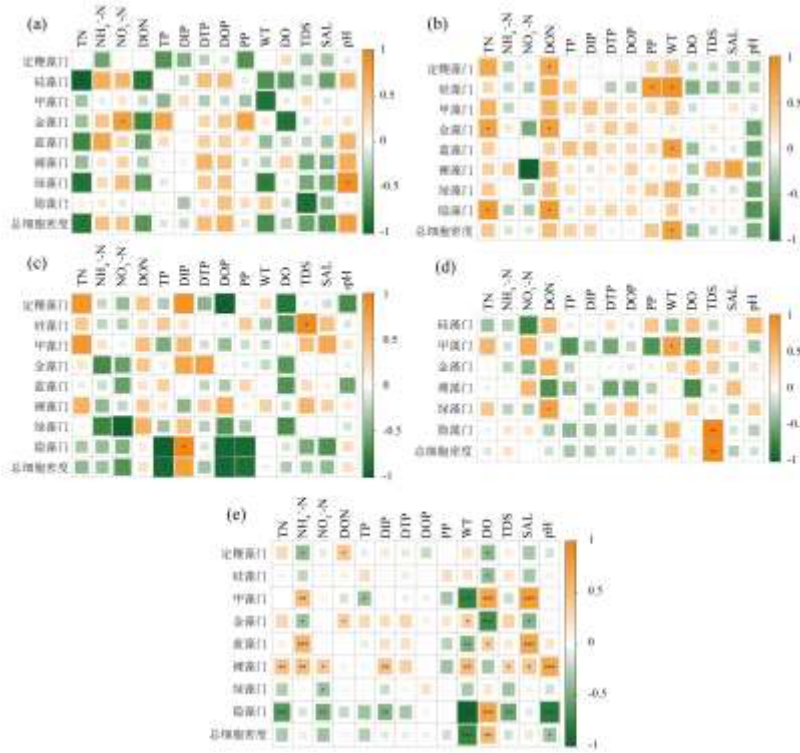


图 5 浮游植物各门类藻类细胞密度与环境因子的相关性分析 (a)春季、(b)夏季、(c)秋季、(d)冬季、(e)全年

Fig. 5 Correlation Analysis of Phytoplankton Cell Density Across Algal Phyla with Environmental Factors

(a) Spring, (b) Summer, (c) Autumn, (d) Winter, (e) Year-Round

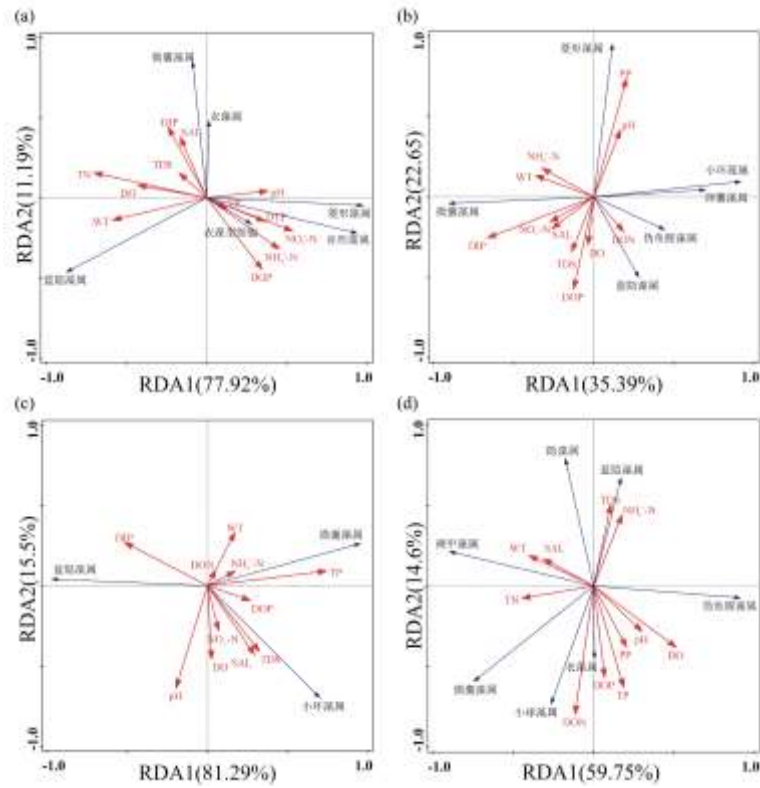


图 6 不同季节浮游植物优势种细胞密度与环境因子关系的 RDA 分析 (a)春季、(b)夏季、(c)秋季、(d)冬季

Fig. 6 RDA Analysis of the Relationship Between Dominant Phytoplankton Cell Density and Environmental Factors Across Seasons (a) Spring, (b) Summer, (c) Autumn, (d) Winter

2.3.3 浮游植物群落与环境因子的 Mantel 检验与路径分析 使用 Mantel 检验分析 Chl.a、总细胞密度以及 Shannon 多样性指数、Pielou 均匀度指数、Margalef 丰富度指数、Simpson 优势度指数（图 7）与水体各理化指标之间的关系。综合 4 个季节的数据分析，结果表明 Chl.a 与 TN、WT、DO、pH 呈显著相关关系；总细胞密度与 DIP、WT、DO、pH 呈显著相关关系；多样性指数与  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、WT、DO、TDS、SAL、pH 呈显著相关关系。

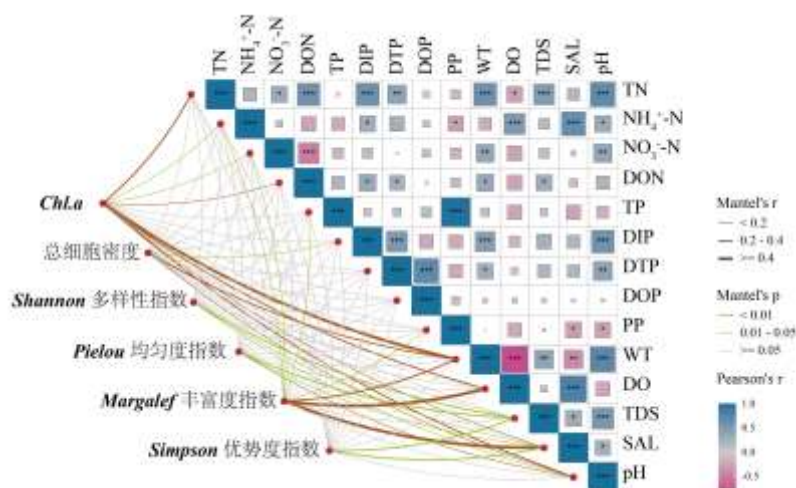


图 7 浮游植物 Chl.a、总细胞密度和群落结构指数与环境因子关系的 Mantel 检验分析

Fig. 7 Mantel test analysis of the relationship between phytoplankton chlorophyll a, total cell density, and various community structure indices with environmental factors

选取水体理化因子、水体氮磷营养盐、沉积物氮磷营养盐以及浮游植物因子作为潜在变量，结合 RDA 与 Mantel 检验结果，选取水体理化因子的测量变量为 WT、pH，水体营养盐选取 TN、DIP，沉积物营养盐选取 TP、IEF-N，浮游植物因子选择浮游植物细胞密度、生物量。四个季节的结构方程模型的拟合优度值为 0.47，其中水环境理化因子对水体营养盐和沉积物营养盐具有正向效应，路径系数分别为 0.70 ( $P < 0.001$ )、0.27 ( $P < 0.05$ )，对浮游植物呈显著负向效应，路径系数为 -0.70 ( $P < 0.001$ )；沉积物中的氮磷营养盐对水体营养盐有正向效应，路径系数为 0.05；水体营养盐对于浮游植物有显著正向效应，路径系数为 0.34 ( $P < 0.05$ )。结果表明水体理化因子与沉积物营养盐均会通过影响水体营养盐浓度进而影响浮游植物，水体理化因子与氮磷营养盐对浮游植物均有显著影响。



图 8 各因素与浮游植物之间的结构方程模型

(红线表示正效应，蓝线表示负效应；\*\*\*表示  $P < 0.001$ ，\*\*表示  $P < 0.01$ ，\*表示  $P < 0.05$ )

Fig. 8 Structural Equation Model of Factors and Phytoplankton

### 3 讨论

#### 3.1 浮游植物群落结构变化特征分析

本研究共鉴定出 95 种浮游植物,与王世欢<sup>[34]</sup>在 2021~2022 年研究发现的 44 种和郭宇鹏<sup>[35]</sup>在 2021~2023 年研究发现的 22、40、61 种相比数量有所增加。前人的调查研究结果均低于本次的原因可能是前人的研究时期多集中在 7~9 月,而本研究涵盖了四个季节。其中岱海浮游植物的物种组成以蓝藻门、绿藻门和硅藻门为主,与旱区湖泊的浮游植物组成类似<sup>[34, 36, 37]</sup>。优势门类以硅藻-绿藻-蓝藻-隐藻为主,其中蓝藻门微囊藻属和隐藻的蓝隐藻属在四个季节均有出现,表现为高优势种,与王书航<sup>[38]</sup>的研究结果相似。

季节变化通过调控水温、pH 及营养盐等多重环境因子,驱动岱海浮游植物群落向隐藻与蓝藻优势转变。从时间尺度上分析,浮游植物种类春季最多、冬季最少,这可能与春季营养盐复苏、温度升高、光合作用增强促进物种多样性有关<sup>[39, 40]</sup>。夏季蓝藻门微囊藻属以及春、秋、冬季隐藻门蓝隐藻属为绝对优势。夏季水体温度较高 ( $25.7 \pm 0.29^\circ\text{C}$ ) (图 9b),该温度范围非常适宜喜高温的蓝藻生长繁殖,是促进其细胞密度在夏季达到峰值的主要环境因子<sup>[37]</sup>,同时高 pH 有利于蓝藻在生存竞争中发挥优势<sup>[40]</sup>。蓝藻门中的微囊藻属在偏碱性、25~30°C 的环境中生长最快,且生长过程中还会释放毒素来抑制其他藻类生长和抵抗浮游动物的摄食<sup>[37, 41, 42]</sup>。隐藻更偏好有有机物和氮含量较高的湖泊水体中生长繁殖<sup>[43, 44]</sup>,岱海水体中的高氮组分为隐藻的生长提供了营养物质。研究表明隐藻门的蓝隐藻属体积通常较小且生长速度快,在外观形态上具有鞭毛可以自主运动,在低温、弱光环境中可以通过混合营养来维持生存<sup>[45, 46]</sup>,较高的溶解氧和营养盐也有利于个体较小,比表面积大的浮游植物生存<sup>[47]</sup>,这可能导致其在春、秋、冬季可以迅速繁殖,表现出较高的优势度。岱海作为寒旱区湖泊,冬季冰盖形成的过程中会产生冻结排盐效应<sup>[48]</sup>,冰体中的盐分和营养盐会迁移至冰下水体,促进水体盐度的升高<sup>[49]</sup>(图 9c),盐度和营养盐浓度具有累加效应,氮元素在高盐环境下会减少盐类物质对于优势藻属的限制<sup>[50, 51]</sup>,进一步促进蓝藻门和隐藻门的优势地位。空间尺度上秋季 DH5 的细胞密度和冬季 DH7 的生物量达到最高,这可能与其所处地理位置和环境有关。岱海只有西部的弓坝河流入,且全年盛行西风<sup>[48]</sup>,而 DH5 和 DH7 位于湖泊东部,低流速、高营养盐含量(表 2)有利于浮游植物的生长。浮游植物在不同的环境中通过演化出不同的适应性策略,进而各自占据独特的生态位,实现在特定环境条件下的繁荣与共存<sup>[52]</sup>。

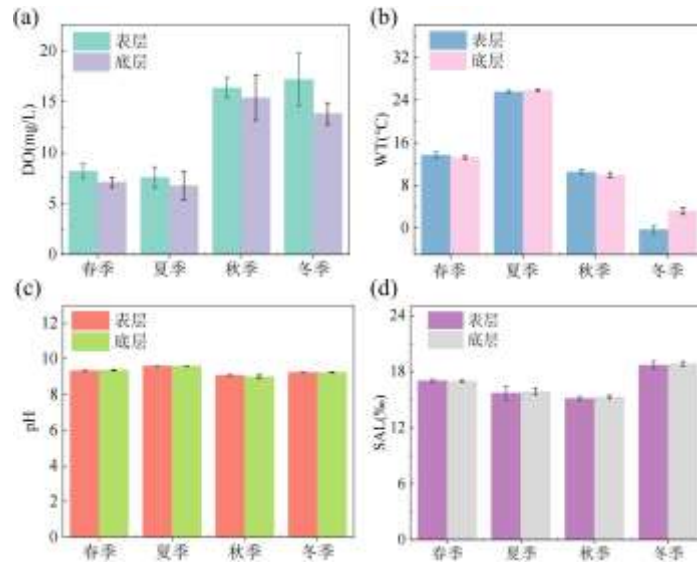


图 9 监测期间岱海表、底层水体 DO、WT、pH、SAL 变化

Fig. 9 Changes in DO, WT, pH, and SAL in surface and bottom water layers of Lake Daihai during the monitoring period

通常情况下,多样性指数越高表示浮游植物的结构越稳定<sup>[53]</sup>。在本研究中多样性指数存在显著的季节差异,其中冬季的 *Margalef* 丰富度指数显著低于其他季节表明冬季恶劣的生存环境不利于浮游植物物种多样性的增加。秋季较低的 *Shannon* 多样性指数、*Pielou* 均匀度指数与 *Simpson* 优势度指数反映出秋季浮游植物群落物种多样性和个体分布的均匀程度降低,浮游植物群落结构简单,生态系统较脆弱。研究表明寒

旱区的强降水会使得浮游植物的物种组成和多样性指数产生显著的季节差异<sup>[54]</sup>，据报道岱海在 2024 年 1~9 月的累积降水量为 647.1mm，远高于往年同期的降水量均值（374.3mm），监测期间岱海 9 月单月降水总量高达 175.4mm，这可能导致秋季浮游植物物种均匀度遭到破坏，造成秋季蓝隐藻优势种的爆发。对比发现春、夏两季相较于秋、冬季节，浮游植物群落多样性更高，物种分布更均匀，生态系统更稳定<sup>[55]</sup>。空间上各点的多样性指数无显著差异，岱海浮游植物群落在空间维度上表现出较小的异质性，表明浮游植物群落结构主要受到季节性变化的影响。

### 3.2 浮游植物群落结构驱动因素

相关性、RDA、Mantel 检验表明水体 WT、DO、pH、TN、DIP 对浮游植物影响显著。湖泊水温（WT）是影响浮游植物最根本、最综合的环境因子之一，通过直接影响酶活性来影响藻类细胞中的生化反应速率，在适宜的范围内，温度升高会增大酶促反应速率，加快细胞代谢进而促进浮游植物种群的生长繁殖<sup>[56]</sup>。DO 与浮游植物的关系则是双向且复杂的，较低的水温会增大溶解氧阈值<sup>[57]</sup>，另一方面浮游植物光合作用会增加水体中的 DO，故冰封期 DO 的含量处于较高水平，而 DO 则又通过改变水体化学环境来影响浮游植物本身<sup>[58]</sup>。pH 通过调控浮游植物的光合作用，对其生长发育具有显著影响<sup>[59]</sup>，同时藻类光合作用消耗 CO<sub>2</sub> 可在局部提升 pH，形成动态反馈机制<sup>[60]</sup>。氮磷营养盐一直被认为是影响浮游植物生长繁殖的主要因素，在本研究中营养盐总量并非浮游植物的限制因子<sup>[37]</sup>，因此 TP 并未显示出显著性。DIP 是浮游植物生长必须的关键成分<sup>[34]</sup>，可以被植物直接吸收用于光合作用<sup>[61]</sup>，表现出显著影响。结构方程显示水体理化因子与沉积物通过影响水体营养盐对浮游植物产生显著影响。其中沉积物对水体氮磷营养盐的影响不显著，这可能与湖泊沉积物的吸附沉降和释放作用有关，理化因子通过影响沉积物氧化还原环境和吸附-解吸行为，主导沉积物氮磷“源-汇”角色的动态转换<sup>[62-64]</sup>，驱动沉积物向水体释放或者吸收氮磷营养盐，进而影响浮游植物的群落演变。

冬季冰下浮游植物的生长可能未被限制。以往有学者认为冬季水生生物处于低温休眠状态，但是越多的研究表明冬季冰下仍具有较高的初级生产力<sup>[65-67]</sup>。调查发现岱海浮游植物表现出冬季细胞密度、生物量最高，这一现象与李卫平等<sup>[49]</sup>的调查结果相似。图 3a、b 显示浮游植物细胞密度、生物量从夏季到秋季显著增加，这为冬季观测到的峰值奠定了较高的种群基数。岱海的生态系统营养结构相对简单，食物网中的消费者多样性低，浮游植物在初级生产力中的贡献被放大<sup>[25]</sup>，使得初级生产可以高效的转化成自身生物量的积累，为冬季浮游植物的生长奠定基础。结合历史气象数据以及杨文焕等<sup>[57]</sup>的研究，岱海冬季整体冰下辐射强度会因冰雪衰弱，但没有低到限制浮游植物生长的水平，说明冰封期光照条件仍可以维持浮游植物净增长和生物量的积累<sup>[25]</sup>；冬季水体温度虽减弱了浮游植物生长繁殖速率，但也同时极大地抑制了浮游动物的活性和捕食速率<sup>[68]</sup>，降低了浮游植物的被捕食压力；岱海高 pH 和高盐度的环境也会筛选出适应性更强的种类，在竞争较小的冬季表现出较高的优势度<sup>[69]</sup>。另外冬季湖泊水体中的营养盐通过冰体迁移和沉积物释放双重渠道得到补充<sup>[70, 71]</sup>（附表IV），为浮游植物生长提供充足的物质基础，驱动浮游植物生物量的增长。岱海冰封期相关研究中发现冰下存在对流混合<sup>[72, 73]</sup>，这会减弱真光层以下的光限制，将下层浮游植物带至光照充足的真光层的同时又将沉积物释放的营养盐带至表层上层供浮游植物生长利用<sup>[25]</sup>。综上，在浮游植物本身的高生物量基数的条件下，光照、温度、pH 等环境因子并未对浮游植物造成致命限制，同时水体营养盐供给丰富，浮游植物能够适应环境变化，这都促进冬季浮游植物细胞密度和生物量的升高。

### 3.3 岱海浮游植物不同时期的变化

历史数据显示岱海湖面的萎缩经历三个阶段<sup>[34, 35, 44, 74]</sup>（附图 S3e）：1960~1972 年为平稳阶段；1973~1983 年为缓慢下降阶段；1984 至今为快速萎缩阶段。氮磷营养盐、TDS 从 1990 年开始呈增长状态，相比之下浮游植物的种属数量则呈现先上升后下降的趋势（附图 S3a、c、d、f），但其均于 2010 年前后发生较大变化。一方面是岱海作为高原尾间湖，蒸发多降水少，长期的自然影响和人类活动使得湖泊萎缩，水体中各类物质积累造成浓度的增加，另一方面可能与 2011~2012 年的当地工业活动大量取用地表水和地下水有关<sup>[75]</sup>。资料显示 2011 年凉城县工业用水量尤其是地下水需求量激增，约为 2008~2010 年均地下水用量的 8 倍，同时 2012 年当地工业开始取用地表水<sup>[76, 77]</sup>，这对岱海的湖泊生态环境造成了严重影响。至 2021 年后

营养盐与 TDS 浓度增长减缓, 浮游植物种类数量表现出上升趋势, 这一变化在时间上与生态补水工程的实施相吻合, 表明生态补水很可能缓解了浮游植物的生存环境压力, 促进物种丰富度的升高<sup>[35]</sup>。

岱海浮游植物群落结构在长期环境演变中发生了根本性转变。在 2018 年 7 月的调查结果中, 岱海浮游植物表现出以蓝藻门微囊藻属为优势种 (生物量占比为 74.6%), 隐藻门蓝隐藻属和绿藻门卵囊藻属为次优势种 (生物量占比分别为 3.4% 和 14.5%) 的群落结构<sup>[38]</sup>, 浮游植物在长期的环境变化中, 从以绿藻、硅藻\*为主的群落演替为蓝藻 (微囊藻) 占绝对优势的群落。上述数据调查时期大部分为 7~9 月, 而从本研究的季节变化来看, 冬季与夏季相比存在更高的细胞密度和生物量且隐藻门在春、秋、冬季表现出高优势度, 说明岱海的蓝藻表现出的季节性优势可能会被取代, 浮游植物通过调整群落结构来适应环境变化。可见在自然和人类活动的长期影响下, 岱海的浮游植物优势种已经由硅藻和绿藻向蓝藻和隐藻转变, 这与岱海恶劣的自然环境以及从中营养到中度富营养化再到长期处于较高富营养化水平这一演变过程相对应。考虑浮游植物生态系统存在季节性更替以及冬季湖泊存在较高的浮游植物生物量, 因此在研究时应进行多季节甚至全年的监测。

岱海经历了从微咸水到咸水的持续演替过程, 这种演变对浮游植物群落产生了深刻影响。早期岱海浮游植物的研究发现岱海半咸水湖的水体类型导致淡水狭盐性生物种类难以生存和繁衍, 同时水体中的矿化度程度较低限制了狭盐性中咸水生物种类的发展, 且湖水中浓度较高的镁离子和含量较低的无机氮磷均不利于浮游植物的生长<sup>[78, 79]</sup>, 使得早期浮游植物的生物量处于低水平状态。随着人类活动加剧和自然环境的长期影响, 岱海湖泊持续萎缩造成水体盐度、矿化度浓度的显著增加, 湖泊类型转变为咸水湖, 盐度胁迫进一步增大, 此环境下浮游植物种类和数量在内蒙古湖泊调查结果中处于较低水平<sup>[34]</sup>, 且监测到细胞密度、生物量以及的优势种与早期岱海的调查结果相比有较大差异。有研究表明随着盐度的增加, 浮游生物群落构建从随机性向确定性转变<sup>[80, 81]</sup>, 具备耐盐能力的浮游动植物类群在群落中存续; 同时湖泊咸化也促进浮游生物间相互作用从拮抗向协同转变, 这可能是浮游生物在应对盐度胁迫时的一种生态适应策略。另外盐度作为一种环境筛选机制, 可以重塑湖泊系统的营养结构<sup>[82]</sup>, Lin 等研究发现青藏高原湖泊系统从淡水湖向咸水湖转变的过程中食物链由三级降为两级, 由于缺少鱼类等高营养级生物, 浮游动物对浮游植物自下而上的影响会显著增加<sup>[83]</sup>, 因此营养级的缺失可能间接导致岱海浮游植物的生物量处于低水平。研究还发现岱海湖泊萎缩咸化的同时营养盐水平显著提高, 一定程度上促进了浮游植物的生长繁殖, 但也使得湖泊咸化过程中浮游植物受多因子协同作用的影响更强烈。Li 等<sup>[51]</sup>研究青藏高原湖泊发现 TN 会缩小咸水湖中的优势与弱势浮游植物群落间的差异, Zadereev 等<sup>[84]</sup>研究发现盐度和富营养化会联合影响浅水湖泊, 在中等盐度会促进湖泊生态系统功能和水质退化。在本研究中盐度并非浮游植物的主要驱动因子, 这是因为岱海作为高原湖泊, 长期处于一种独立且稳定的高盐环境, 基于高盐度水平的背景, 变化更明显的水温、营养盐等成为影响浮游植物的主要因素。因此岱海从微咸水向咸水的持续演替已深刻改变了其浮游植物群落的结构与功能, 盐度升高直接抑制了物种多样性, 并与富营养化、高 pH 等因素协同作用, 驱动浮游植物群落向确定性构建过程演变。在全球气候变化的背景下, 岱海这类干旱区湖泊咸化趋势可能进一步加剧, 深入研究咸化过程中浮游植物的适应性演化及其生态效应, 对于湖泊生态系统保护和管理具有重要意义。

## 4 结论

(1) 调查期间, 四个季节中共鉴定出浮游植物 8 门 95 种, 主要门类为绿藻门、蓝藻门和硅藻门。浮游植物细胞密度、生物量、Chl.a 浓度均值在冬季达到最高, 其中隐藻门的细胞密度和生物量均为最高。在水体理化因子和营养盐的影响下, 浮游植物的细胞密度、生物量和 Chl.a 浓度在冬季达到最高。

(2) 共鉴定出优势种 5 门 10 种, 以绿藻门和硅藻门为主, 其中绿藻门优势种最多 (4 种)。微囊藻属优势度指数在夏季远高于其他种属, 而蓝隐藻属则在春、秋两季优势度指数远高于其他藻类, 且两者在冬季均为关键优势种。春、夏季节 Shannon 多样性指数显著高于秋、冬两季说明春、夏季节浮游植物物种更丰富, 冬季 Margalef 丰富度指数显著低于其他季节说明冬季物种多样性低。岱海浮游植物群落在空间维度上异质性不显著, 表明浮游植物群落结构主要受到季节性变化的影响。

(3) 综合统计分析和结构方程模型结果, WT、pH、DO、TN、DIP 可能是驱动浮游植物细胞密度和群落结构变化的主要因素, 整体看水体理化因子比营养盐因子对浮游植物的影响更大。

(4) 在长期的自然和人类活动影响下, 岱海的浮游植物优势种已经由硅藻和绿藻向蓝藻和隐藻转变。

## 5 附录

附表I、II、III和附图 S1、S2、S3 见电子版(DOI 10.18307/2026.0514)。

## 6 参考文献

- [1] Halfar J, Brožová K, Čabanová K et al. Disparities in methods used to determine microplastics in the aquatic environment: a review of legislation, sampling process and instrumental analysis, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2021, 18(14): 7608.DOI: 10.3390/ijerph18147608
- [2] Zhang C, Zhang S, Ning H. Trends of extreme weather and climate events in China in recent 60 years and their characteristics in 2023. *Journal of Arid Meteorology*, 2024, 42(04): 536-52.DOI: 10.11755/j.issn. [张存杰, 张思齐, 宁惠芳.近 60a 中国极端天气气候事件变化趋势及 2023 年特征分析. 干旱气象. 2024, 42(04): 536-52.]
- [3] Wang S L, Li Y G, Guo X Y et al. Characteristics of endogenous phosphorus pool and migration dynamics in typical lakes in cold and arid regions. *China Environmental Science*, 2025, 45(06): 3235-44.DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20250109.003. [王少林, 李玉刚, 郭心月等.寒旱区典型湖泊内源磷库容量及迁移动力学特征. 中国环境科学. 2025, 45(06): 3235-44.]
- [4] Pi X, Luo Q, Feng L et al. Mapping global lake dynamics reveals the emerging roles of small lakes, *Nature communications*, 2022, 13(1): 5777.DOI: 10.1038/s41467-022-33239-3
- [5] Zhao Z, Qian S, Bai L et al. Distribution and release characteristics of endogenous pollutants in sediment of Lake Ge.hu,a new river-connected lake. *Journal of Lake Sciences*, 2025, 37(03): 872-90.DOI: 10.18307/2025.0325. [赵政, 钱姝羽, 白雷雷等.新型通江湖泊湖沉积物内源污染物分布及释放特征. 湖泊科学. 2025, 37(03): 872-90.]
- [6] Li T, Ding L, Wei W et al. Temporal and spatial variations of sediment methane production rates and their influencing factors in Lake Taihu. *China Environmental Science*, 2025, 45(01): 519-27.DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20240905.001. [李彤, 丁立飞, 魏文欣等.太湖沉积物产甲烷速率时空变化与影响因素. 中国环境科学. 2025, 45(01): 519-27.]
- [7] Li H, Zhang H, Duan L et al. Spatiotemporal variations in water quality parameters and assessment of the current status and challenges of eutrophication in Lake Dian, *Ecological Indicators*, 2025, 177: 113821.DOI: 10.1016/j.ecolind.2025.113821.
- [8] Grogan D S, Zhang F, Prusevich A et al. Quantifying the link between crop production and mined groundwater irrigation in China, *Science of the Total Environment*, 2015, 511: 161-75.DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.11.076.
- [9] Li T, Liu Y, Wang M et al. Discussion on geomorphic characteristics and formative causes of the Chinese main land. *EarthScienceFrontiers* 2025, 32(06): 245-55.DOI: 10.13745/j.esf.2025.9.32. [李廷栋, 刘勇, 王淼等.中国大陆地貌特征及其成因探讨. 地学前缘. 2025, 32(06): 245-55.]
- [10] Bao Q, He H B, Tang H et al. Spatial and temporal characteristics of phytoplankton community structure and their driving environmental factors in a typical oligotrophic deepwater lake on the Yunnan-Guizhou Plateau. *J.Lake Sci*, 2025, 37(03): 768-84.DOI: 10.18307/2025.0313. [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): 768-84.]
- [11] Lv Z, Ma L, Zhang H et al. Environmental and hydrological synergies shaping phytoplankton diversity in the Hetao irrigation district, *Environmental Research*, 2024, 263: 120142.DOI: 10.1016/j.envres.2024.120142.
- [12] Wei M L, Li F Y, Hong T Y et al. Spatio-temporal differences of phytoplankton communities and their driving factors in the Yingwuzhou Wetland and its surrounding canals, Shanghai. *J. Lake Sci*, 2025, 37(02): 429-45.DOI: 10.18307/2025.0216. [韦梦琳, 李法云, 洪天宇等.上海鸚鵡洲湿地与外围河道浮游植物群落时空差异及其影响因子. 湖泊科学. 2025, 37(02): 429-45.]
- [13] Zhang Y, Bai K, Shi L P et al. Phytoplankton community structure and its driving factors in Hulun Lake. *Chinese Journal of Ecology*, 2025, 44(07): 2123-31.DOI: 10.13292/j.1000-4890.202507.009. [张轶, 白凯, 史李萍等.呼伦湖浮游植物群落结构特征及其驱动因子. 生态学杂志. 2025, 44(07): 2123-31.]
- [14] Qian X Y, Li J B, Ao W et al. Seasonal dynamics of phytoplankton and its relationship with environmental factors in Lake Hulun. *J.Lake Sci*, 2022, 34(06): 1814-27.DOI: 10.18307/2022.0603. [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(06): 1814-27.]
- [15] Mousing E A, Richardson K, Ellegaard M. Global patterns in phytoplankton biomass and community size structure in relation to macronutrients in the open ocean, *Limnology and Oceanography*, 2018, 63(3): 1298-312.DOI: 10.1002/lno.10772.
- [16] Shen M, Cai G, Lin J et al. Effects of phosphorus recycling in sediments on the primary productivity of phytoplankton in the northern South China Sea, *Journal of*

*Geophysical Research: Oceans*, 2025, 130(5): e2024JC021652.DOI: 10.1029/2024JC021652.

- [17] Fan X, Gao S, Zhang Y et al. Stimulation of high-concentration dissolved nitrogen and reactive phosphorus in Lake Taihu sediments on the initiation and maintenance of cyanobacterial blooms, *Science of the Total Environment*, 2022, 851: 158088.DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.158088.
- [18] Tan Z, Yao H, Zhuang Q. A small temperate lake in the 21st century: Dynamics of water temperature, ice phenology, dissolved oxygen, and chlorophyll a, *Water Resources Research*, 2018, 54(7): 4681-99.DOI: 10.1029/2017wr022334.
- [19] Yuan J, Cao Z G, Ma J G et al. Remote sensed analysis of spatial and temporal variation in phenology of algal blooms in Lake Chaohu since 1980s. *J.Lake Sci.* 2023, 35(01): 57-72.DOI: 10.18307/2023.0103. [袁俊, 曹志刚, 马金戈等.1980s 以来巢湖藻华物候时空变化遥感分析. 湖泊科学. 2023, 35(01): 57-72.]
- [20] Hou D Y, Li A X, Lv S L et al. Analysis of phytoplankton community structure and its relationship with environmental factors in coastal waters of eastern Leizhou Peninsula during spring and autumn. *South China Fisheries Science*, 2025, 21(01): 55-65.DOI: 10.12131/20240183. [侯迪遥, 黎傲雪, 吕少梁等.雷州半岛东部近岸海域春秋季节浮游植物群落结构特征及环境影响因子分析. 南方水产科学. 2025, 21(01): 55-65.]
- [21] Wu T H, Hou Z Y, Yu Q et al. Changes and influencing factors of phytoplankton community structure in a typical lake of the Yunnan-Guizhou Plateau. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2023, 43(12): 231-7.DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2023.0433. [吴天浩, 侯泽英, 喻秋等.云贵高原典型湖泊浮游植物群落结构变化及影响因素. 环境科学学报. 2023, 43(12): 231-7.]
- [22] Lü X, Lü Y, Song S et al. Eutrophication in cold-water lakes driven by combined effects of climate change and human activities. *ACTA ECOLOGICA SINICA*, 2017, 37(22): 7375-86.DOI: 10.5846/stxb201704110632. [吕笑天, 吕永龙, 宋帅等.气候变化与人类活动双重驱动的冷水湖泊富营养化. 生态学报. 2017, 37(22): 7375-86.]
- [23] Zhu L, Ju J, Qiao B et al. Physical and biogeochemical responses of Tibetan Plateau lakes to climate change, *Nature Reviews Earth & Environment*, 2025: 1-15.DOI: 10.1038/s43017-025-00650-5.
- [24] Yu S, Cao X, Chen P et al. Climate warming and nutrient enrichment destabilize plankton network stability over the past century, *Communications Earth & Environment*, 2025, 6(1): 1-12.DOI: 10.1038/s43247-025-02206-3.
- [25] Meng J, Song H, Xie F et al. Driving effect of physical factors on primary productivity in a eutrophic lake during ice-covered period:A case study of Lake Hanzhang in Liaoning. *Journal of Lake Sciences*, 2023, 35(04): 1268-78.DOI: 10.18307/2023.0420. [孟靖雅, 宋浩铭, 解飞等.富营养湖泊冰封期物理因子对初级生产力的驱动作用: 以辽宁含章湖为例. 湖泊科学. 2023, 35(04): 1268-78.]
- [26] Lu Z, Shi X, Li G. Greenhouse Gas Emissions Characteristics and Driving Factors Analysis in the Eutrophic Saline Lake Daihai Lake. *Environmental Science*, 2024, 45(10): 6157-70.DOI: 10.13227/j.hjkx.202311125. [卢宗福, 史小红, 李国华.富营养化咸水湖泊岱海温室气体排放特征及驱动因素分析. 环境科学. 2024, 45(10): 6157-70.]
- [27] 卢宗福. 岱海碳氮温室气体溶存和排放特征及影响因素研究 [学位论文]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2024.
- [28] Liu C, Wei T Y, Qiu A X et al. Phosphorus recovery and high purity vivianite synthesis from residual sludge—Based on acid leaching-purification-electrocoagulation three-stage process. *China Environmental Science*, 2025, 45(01): 234-42.DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.2025.0009. [刘畅, 魏桃贞, 邱傲雪等.以高纯度蓝铁矿回收剩余污泥中磷——基于酸浸-纯化-铁电絮凝三步法. 中国环境科学. 2025, 45(01): 234-42.]
- [29] Zhang J W, Wei J, Liu L et al. Distribution Characteristics and Pollution Assessment of Nutrients in Hengshui Lake Sediments. *Environmental Science*, 2020, 41(12): 5389-99.DOI: 10.13227/j.hjkx.202004237. [张嘉雯, 魏健, 刘利等.衡水湖沉积物营养盐形态分布特征及污染评价. 环境科学. 2020, 41(12): 5389-99.]
- [30] Margalef R. Information theory in ecology [M]. 1973.
- [31] Shannon C E, Weaver W. The mathematical theory of communication [M]. University of Illinois press, 1998.
- [32] Cuici S, Youshao W, Song S et al. Dynamic analysis of phytoplankton community characteristics in Daya Bay, China, *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(12): 3948-58.DOI: 10.1016/S1872-2032(07)60005-5.
- [33] Yang Y, Gao B, Hao H et al. Nitrogen and phosphorus in sediments in China: A national-scale assessment and review, *Science of the Total Environment*, 2017, 576: 840-9.DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.10.136.
- [34] Wang S H, Zhang S, Wu R et al. Characteristics of phytoplankton in cold and arid areas and their indicator of trophic status. *China Environmental Science*, 2023, 43(01): 311-20.DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.2023.0003. [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): 311-20.]
- [35] 郭宇鹏. 岱海补水前后水生生物群落结构变化及其驱动因子 [学位论文]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2024.
- [36] Ma C, Chula Mwagona P, Yu H et al. Spatial and temporal variation of phytoplankton functional groups in extremely alkaline Dali Nur Lake, North China, *Journal of Freshwater Ecology*, 2019, 34(1): 91-105.DOI: 10.3390/jerph14040374.

- [37] Li X Y, Zhang S, Liu Y et al. Dynamics and drivers of phytoplankton in Lake Hulun. *J.Lake Sci.*, 2025, 37(01): 50-60.DOI: 10.18307/2025.0112. [李兴月, 张生, 刘禹等.呼伦湖浮游植物演变特征及影响因素. 湖泊科学. 2025, 37(01): 50-60.]
- [38] Wang S, Bai M, Chen J et al. Research on the ecological protection and restoration of mountain-river-forest-farmland-lake-grassland system in typical farming-pastoral ecotone: taking Daihai Lake Basin in Inner Mongolia as an example. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2019, 9(05): 515-9.DOI: 10.12153/j.issn.1674-991X.2019.08.050. [王书航, 白妙馨, 陈俊伊等.典型农牧交错带山水林田湖草生态保护修复——以内蒙古岱海流域为例. 环境工程技术学报. 2019, 9(05): 515-9.]
- [39] Lin J, Pang B, Jiang L et al. Characterization of fish community structure and its influencing factors based on surface frame trawl in Weizhou island, Guangxi. *MARINE ENVIRONMENTAL SCIENCE* 2025, 44(04): 489-97.DOI: 10.13634/j.cnki.mes.2025.04.001. [林佳, 庞碧剑, 江林源等.基于表层框架拖网的广西涠洲岛海域鱼类群落结构特征及其影响因子. 海洋环境科学. 2025, 44(04): 489-97.]
- [40] Zhang Y, Ma X, Guo F et al. Community structures of phytoplankton and their relationships with environmental factors in the Jinshahe Reservoir, Hubei Province. *Journal of Lake Sciences*, 2015, 27(05): 902-10.DOI: 10.18307/2015.0517. [张云, 马徐发, 郭飞等.湖北金沙河水库浮游植物群落结构及其与环境因子的关系. 湖泊科学. 2015, 27(05): 902-10.]
- [41] Roy S, Guljamow A, Dittmann E. Impact of temperature on the temporal dynamics of microcystin in *Microcystis aeruginosa* PCC7806. *Frontiers in microbiology*, 2023, 14: 1200816.DOI: 10.3389/fmicb.2023.1200816.
- [42] Chen Q, Wang M, Zhang J et al. Physiological effects of nitrate, ammonium, and urea on the growth and microcystins contamination of *Microcystis aeruginosa*: Implication for nitrogen mitigation. *Water research*, 2019, 163: 114890.DOI: 10.1016/j.watres.2019.114890.
- [43] Gao Q, Ni J R, Zhao X F et al. Community Structure Characteristics of Phytoplankton and Their Relationship with Environmental Factors in the Typical Section of Chin-sha River. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2019, 55(03): 571-9.DOI: 10.13209/j.0479-8023.2019.022. [高琦, 倪晋仁, 赵先富等.金沙江典型河段浮游藻类群落结构及影响因素研究. 北京大学学报(自然科学版). 2019, 55(03): 571-9.]
- [44] Xu Z A, Ma G F, Wu D H et al. Characteristics of Phytoplankton Community in Typical Lakes of Inner Mongolia and Its Relationship with Environment Factors in Summer. *Journal of Hydroecology*, 2012, 33(04): 58-62.DOI: 10.15928/j.1674-3075.2012.04.018. [徐兆安, 马桂芬, 吴东浩等.内蒙古典型湖泊夏季浮游植物群落特征及与环境变量的关系. 水生态学杂志. 2012, 33(04): 58-62.]
- [45] 夏爽. 中国淡水隐藻的分类学和生态学研究 [学位论文]. 北京: 中国科学院大学, 2013.
- [46] Qin H, Zhang J, Zhao F X et al. Potential release ability and environmental response of heavy metal from riverbed sediments in different media. *Yangtze River*, 2025, 56(08): 56-62.DOI: 10.16232/j.cnki.1001-4179.2025.08.008. [秦赫, 张隰, 赵肥西等.秋汛洪水后丹江口水库浮游藻类群落分布机制. 人民长江. 2025, 56(08): 56-62.]
- [47] Visser P M, Ibelings B W, Bormans M et al. Artificial mixing to control cyanobacterial blooms: a review. *Aquatic Ecology*, 2016, 50(3): 423-41.DOI: 10.1007/s10452-015-9537-0.
- [48] Hou C, Li Y, Li W et al. Spatial and temporal distribution characteristics of nitrogen and phosphorus and analysis of differences with environmental impact factors in Lake Daihai frozen period and no-frozen period. *Journal of Agro-Environment Science*, 2024, 43(07): 1590-8.DOI: 10.11654/jaes.2023-0633. [侯晨丽, 李洋, 李卫平等.岱海冰封期与非冰封期氮磷分布及影响因素差异分析. 农业环境科学学报. 2024, 43(07): 1590-8.]
- [49] Yang W, Liang J, Li Y et al. Cyanobacterial community characteristics during ice-covered and non-ice-covered periods in lakes of cold regions. *Journal of Lake Sciences*, 2025, 37(01): 61-77.DOI: 10.18307/2025.0113. [杨文焕, 梁俊泓, 李艳芳等.寒区湖泊冰封期与非冰封期蓝藻群落特征分析. 湖泊科学. 2025, 37(01): 61-77.]
- [50] Lind L, Schuler M S, Hintz W D et al. Salty fertile lakes: How salinization and eutrophication alter the structure of freshwater communities. *Ecosphere*, 2018, 9(9): e02383.DOI: 10.1002/ecs2.2383.
- [51] Li Z, Gao Y, Wang S et al. Phytoplankton community response to nutrients along lake salinity and altitude gradients on the Qinghai-Tibet Plateau. *Ecological indicators*, 2021, 128: 107848.DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.107848.
- [52] Zhang Y, Liu J, Cai Y et al. Research progress on cyanobacteria-bacteria interactions and their effects on carbon and nitrogen cycles. *Journal of Lake Sciences*, 2025, 37(02): 339-53.DOI: 10.18307/2025.0201. [张玉晴, 刘佳音, 蔡元锋等.蓝藻-细菌互作及其对碳、氮循环的影响研究进展. 湖泊科学. 2025, 37(02): 339-53.]
- [53] Zhu W, Pang W, You Q et al. Phytoplankton community structure and the evaluation of water quality in spring, Huaihe River Basin. *Journal of Lake Sciences*, 2017, 29(03): 637-45.DOI: 10.18307/2017.0312. [朱为菊, 庞婉婷, 尤庆敏等.淮河流域春季浮游植物群落结构特征及其水质评价. 湖泊科学. 2017, 29(03): 637-45.]
- [54] 阿膺兰, 王国强, 王运涛 et al. 寒区流域生态需水理论及应用 [M]. 1 ed.: 中国环境出版集团.
- [55] Liu Y, An R, Yang H et al. Spatial-temporal distribution characteristics and its driving factors of phytoplankton community in Lhalu Wetland, Tibet, China. *Journal*

- of Lake Sciences*, 2024, 36(02): 403-17.DOI: 10.18307/2024.0216. [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(02): 403-17.]
- [56] Su X, Steinman A D, Xue Q et al. Temporal patterns of phyto-and bacterioplankton and their relationships with environmental factors in Lake Taihu, China, *Chemosphere*, 2017, 184: 299-308.DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.06.003.
- [57] Yang W, Feng D, Yang F et al. Seasonal differences of lake bacterial community structures and their driving mechanisms in the northeastern of the Qinghai-Tibet Plateau. *J.Lake Sci.*, 2022, 34(06): 2156-68.DOI: 10.18307/2023.0121. [杨文焕, 冯栋栋, 杨芳等. 冰封期湖泊溶解氧变化特征及代谢速率. 湖泊科学. 2022, 34(06): 2156-68.]
- [58] Wang J, Zhang Z. Phytoplankton, dissolved oxygen and nutrient patterns along a eutrophic river-estuary continuum: Observation and modeling. *Journal of environmental management*, 2020, 261: 110233.DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110233.
- [59] Ge Q, Zhang P, Ni M et al. Relationships between phytoplankton and environmental factors in a typical karst plateau reservoir. *Ecology and Environmental Sciences*, 2021, 30(01): 156-64.DOI: 10.16258/j.cnki.1674-5906.2021.01.018. [葛秋诗, 张萍, 倪茂飞等. 典型喀斯特高原水库浮游植物与环境因子的关系. 生态环境学报. 2021, 30(01): 156-64.]
- [60] Zhang Y, Liu Z, Wu Y et al. Relationships between biomass of phytoplankton and submerged macrophytes and physicochemical variables of water in Lake Caohai, China: Implication for mitigation of cyanobacteria blooms by CO<sub>2</sub> fertilization, *Journal of Hydrology*, 2023, 617: 129111.DOI: 10.1016/j.jhydrol.2023.129111.
- [61] Van Mooy B A S, Krupke A, Dyhrman S T et al. Major role of planktonic phosphate reduction in the marine phosphorus redox cycle, *Science*, 2015, 348(6236): 783-5.DOI: doi:10.1126/science.aaa8181.
- [62] Wu M, Su X, Song T et al. Adsorption-desorption behavior and release flux of nitrogen and phosphorus in sediments of the reservoir drawdown zone under water level fluctuations. *Earth Science Frontiers*, 2026, 33(01): 14-24.DOI: 10.13745/j.es.sf.2025.10.35. [吴默涵, 苏小四, 宋铁军等. 水库水位变动影响下消落带沉积物氮磷吸附-解吸行为与释放通量估算. 地学前缘. 2026, 33(01): 14-24.]
- [63] Yao Q, Li M, Ma L et al. Ecological health assessment based on benthic macroinvertebrates index of biotic integrity and comprehensive biological index *China Environmental Science*, 2024, 44(03): 1476-86.DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.2024.0055. [姚琦, 黎明杰, 麻林等. 基于大型底栖动物完整性指数与综合生物指数的水生态评价. 中国环境科学. 2024, 44(03): 1476-86.]
- [64] Yang W, Zhen Y, Yao Z et al. China Environmental Science. *China Environmental Science*, 2023, 43(03): 1328-39.DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20221009.010. [杨文焕, 甄玉, 姚植等. 高原盐化湖泊沉积物氮代谢特征解析. 中国环境科学. 2023, 43(03): 1328-39.]
- [65] Yang F, Cen R, Feng W et al. Dynamic simulation of nutrient distribution in lakes during ice cover growth and ablation, *Chemosphere*, 2021, 281: 130781.DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.130781.
- [66] Kohlbach D, Graeve M, Lange B A et al. Dependency of Antarctic zooplankton species on ice algae-produced carbon suggests a sea ice-driven pelagic ecosystem during winter, *Global change biology*, 2018, 24(10): 4667-81.DOI: 10.1111/gcb.14392.
- [67] Song S, Li C, Shi X et al. Under-ice metabolism in a shallow lake in a cold and arid climate, *Freshwater Biology*, 2019, 64(10): 1710-20.DOI: 10.1111/fwb.13363.
- [68] Wen C, Huang T, Kong C et al. Analysis of Mechanism and Start-up Thresholds of Seasonal Algal Blooms in a Northern Eutrophic Stratified Reservoir. *Environmental Science*, 2023, 44(03): 1452-64.DOI: 10.13227/j.hjkk.202205012. [温成成, 黄廷林, 孔昌昊等. 北方富营养分层型水库藻类季节性暴发机制及其阈值分析. 环境科学. 2023, 44(03): 1452-64.]
- [69] Wang S, Wei L, Wang S et al. Seasonal changes of phytoplankton community structure and its influencing factors in lakes and reservoirs adjacent to water sources in Shanghai. *Journal of Lake Sciences*, 2022, 34(04): 1127-39.DOI: 10.18307/2022.0407. [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(04): 1127-39.]
- [70] 武蓉. 岱海氮磷在沉积物水界面的迁移转化过程及驱动机制研究 [学位论文]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2024.
- [71] 李洋. 岱海冰—水—沉积物间氮迁移规律及模拟研究 [学位论文]. 包头: 内蒙古科技大学, 2025.
- [72] 李明亮. 不同湖泊冰封期溶解氧变化特征及氧化速率差异研究 [学位论文]. 包头: 内蒙古科技大学, 2025.
- [73] 冯栋栋. 冰封期湖泊溶解氧变化特征及代谢速率研究 [学位论文]. 包头: 内蒙古科技大学, 2022.
- [74] Zhou Y, Jiang J, Huang Q et al. Analysis on Water Salinization Process of Dahai Lake in Inner Mongolia. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2008, 22(12): 51-5.DOI: 10.13448/j.cnki.jalre.2008.12.007. [周云凯, 姜加虎, 黄群等. 内蒙古岱海水质咸化过程分析. 干旱区资源与环境. 2008, 22(12): 51-5.]
- [75] Yang T, Wu T, Ji X et al. Reconstruction of the depletion process of lake water resources in semi-arid areas under strong human activities-Taking Lake Daihai as an example. *Journal of Lake Sciences*, 2022, 34(06): 2105-21.DOI: 10.18307/2022.0623. [杨腾腾, 吴挺峰, 嵇晓燕等. 强人类活动下半干旱地区湖泊水资源损失过程重建——以岱海为例. 湖泊科学. 2022, 34(06): 2105-21.]

- [76] 乌兰察布市统计年鉴 2011 卷 [M]. 2012.
- [77] 乌兰察布市统计年鉴 2012 卷 [M]. 2013.
- [78] Zhao B, Cai Q, Liu R et al. STUDIES ON THE CHANGES OF SEVERAL ECOLOGICALFACTORS DURING THE PROCESS OF WATER SALINIZATIONIN DAIHAI LAKE, CHINA. *ACTA HYDROBIOLOGICA SINICA*, 2000, (05): 502-8.DOI: [蔡 赵斌, 刘瑞秋,黎道丰.岱海水质咸化过程中若干生态因子的变化.水生生物学报. 2000, (05): 502-8.]
- [79] Lan X H, Zhang X Y, Zhang F et al. Evolution of Biological Community and Fisheries Development in Daihai Lake, Inner Mongolia. *J.Lake Sci.* 2001, (02): 180-6.DOI: [蓝学恒, 张翔宇, 张帆等.岱海生物群落结构的演变及其对渔业发展的影响. 湖泊科学. 2001, (02): 180-6.]
- [80] Liu C, Wu F, Jiang X et al. Salinity is a key determinant for the microeukaryotic community in lake ecosystems of the Inner Mongolia plateau, China, *Frontiers in Microbiology*, 2022, 13: 841686.DOI: 10.3389/fmicb.2022.841686.
- [81] Mo Y, Peng F, Gao X et al. Low shifts in salinity determined assembly processes and network stability of microeukaryotic plankton communities in a subtropical urban reservoir, *Microbiome*, 2021, 9(1): 128.DOI: 10.1186/s40168-021-01079-w.
- [82] Williams W D. Salinity as a determinant of the structure of biological communities in salt lakes [J]. *Hydrobiologia*, 1998, 381(1): 191-201.DOI: 10.1023/A:1003287826503
- [83] Lin Q, Xu L, Hou J et al. Responses of trophic structure and zooplankton community to salinity and temperature in Tibetan lakes: Implication for the effect of climate warming, *Water Research*, 2017, 124: 618-29.DOI: 10.1016/j.watres.2017.07.078.
- [84] Zadereev E, Drobotov A, Anishchenko O et al. The structuring effects of salinity and nutrient status on zooplankton communities and trophic structure in Siberian lakes, *Water*, 2022, 14(9): 1468.DOI: 10.3390/w14091468.

附表 I 岱海水体与沉积物参数季节变化(平均值±标准差)\*

Attached Tab.I Spatial Variation of Water and Sediment Parameters in Daihai Lake (Mean±SD)

环境参数	春季	夏季	秋季	冬季
WT/°C	11.89±0.9 <sup>b</sup>	25.7±0.29 <sup>a</sup>	10.02±0.48 <sup>c</sup>	-0.82±0.56 <sup>d</sup>
DO/(mg/L)	9.16±0.66 <sup>b</sup>	7.03±1.64 <sup>c</sup>	8.52±2.7 <sup>b</sup>	18.32±0.75 <sup>a</sup>
SAL/(mg/L)	14.18±0.06 <sup>c</sup>	15.78±0.57 <sup>b</sup>	13.36±1.36 <sup>d</sup>	18.75±0.35 <sup>a</sup>
pH	9.15±0.03 <sup>b</sup>	9.59±0.01 <sup>a</sup>	9.03±0.09 <sup>c</sup>	9.18±0.1 <sup>b</sup>
TN/(mg/L)	3.36±0.32 <sup>b</sup>	4.38±0.34 <sup>a</sup>	3.46±0.27 <sup>b</sup>	3.56±0.42 <sup>b</sup>
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/(mg/L)	0.34±0.1 <sup>c</sup>	0.48±0.23 <sup>b</sup>	0.19±0.03 <sup>d</sup>	0.65±0.19 <sup>a</sup>
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/(mg/L)	1.46±0.27 <sup>b</sup>	1.81±0.34 <sup>a</sup>	1.34±0.3 <sup>b</sup>	1.36±0.63 <sup>b</sup>
DON/(mg/L)	1.57±0.59 <sup>b</sup>	2.09±0.5 <sup>a</sup>	1.93±0.41 <sup>ab</sup>	1.56±0.67 <sup>b</sup>
TP/(mg/L)	0.16±0.06 <sup>ab</sup>	0.14±0.04 <sup>ab</sup>	0.19±0.15 <sup>a</sup>	0.11±0.03 <sup>b</sup>
DIP/(mg/L)	0.03±0.01 <sup>b</sup>	0.06±0.02 <sup>a</sup>	0.03±0.01 <sup>b</sup>	0.04±0.01 <sup>b</sup>
DTP/(mg/L)	0.07±0.02 <sup>b</sup>	0.1±0.03 <sup>a</sup>	0.07±0.02 <sup>b</sup>	0.08±0.02 <sup>b</sup>
DOP/(mg/L)	0.05±0.03 <sup>a</sup>	0.04±0.02 <sup>a</sup>	0.04±0.03 <sup>a</sup>	0.04±0.02 <sup>a</sup>
PP/(mg/L)	0.08±0.06 <sup>b</sup>	0.04±0.04 <sup>b</sup>	0.12±0.15 <sup>a</sup>	0.04±0.02 <sup>b</sup>
TN/(mg/kg)	2683.45±392.34 <sup>a</sup>	2436.32±505 <sup>a</sup>	2675.02±344.04 <sup>a</sup>	2444.74±341.13 <sup>a</sup>
IEF-N/(mg/kg)	351.28±88.82 <sup>a</sup>	357.94±111.75 <sup>a</sup>	327.59±61.61 <sup>a</sup>	300.57±53.71 <sup>a</sup>
WAEF-N/(mg/kg)	35.37±3.56 <sup>a</sup>	37.87±2.16 <sup>a</sup>	37.69±3.12 <sup>a</sup>	35.01±2.49 <sup>a</sup>
SAEF-N/(mg/kg)	53.43±18.63 <sup>a</sup>	30.12±7.78 <sup>b</sup>	49.38±21.18 <sup>a</sup>	44.75±6.57 <sup>ab</sup>
SOEF-N/(mg/kg)	762.88±99.25 <sup>b</sup>	906.95±84.35 <sup>a</sup>	716.27±208.97 <sup>b</sup>	731.71±39.88 <sup>b</sup>
TP/(mg/kg)	869.25±115.33 <sup>a</sup>	900.13±110 <sup>a</sup>	896.45±89.23 <sup>a</sup>	844.26±91.01 <sup>a</sup>
Ex-P/(mg/kg)	251±31.28 <sup>a</sup>	237.77±35.28 <sup>a</sup>	220.86±26.53 <sup>a</sup>	253.94±31.08 <sup>a</sup>
Fe/Al-P/(mg/kg)	330.79±51.95 <sup>a</sup>	328.81±48.32 <sup>a</sup>	330.79±30.22 <sup>a</sup>	320.25±23.92 <sup>a</sup>
Ca-P/(mg/kg)	702.85±32.63 <sup>a</sup>	678.15±51.78 <sup>a</sup>	652.86±53.94 <sup>a</sup>	654.33±42.53 <sup>a</sup>
IP/(mg/kg)	720.2±23.82 <sup>a</sup>	654.33±41.13 <sup>b</sup>	666.98±46.69 <sup>b</sup>	687.86±36.59 <sup>ab</sup>
OP/(mg/kg)	149.05±108.87 <sup>a</sup>	245.8±138.55 <sup>a</sup>	229.48±108.24 <sup>a</sup>	156.4±109.68 <sup>a</sup>

\*同一行中的上标不同字母代表差异显著, 显著性水平  $\alpha=0.05$ , 下同。

附表 II 岱海水体与沉积物参数空间变化(平均值±标准差)

Attached Tab.II Spatial Variation of Water and Sediment Parameters in Daihai Lake (Mean±SD)

环境参数	DH1	DH2	DH3	DH4	DH5	DH6	DH7	
水体 营养盐 与 理化 参数	WT/°C	11.44±10.14 <sup>a</sup>	11.7±10.11 <sup>a</sup>	11.45±10.31 <sup>a</sup>	11.69±10.02 <sup>a</sup>	12.16±9.84 <sup>a</sup>	11.51±10.23 <sup>a</sup>	11.93±10 <sup>a</sup>
	DO/(mg/L)	10.57±5.45 <sup>a</sup>	10.66±5.83 <sup>a</sup>	11.13±4.72 <sup>a</sup>	11.09±4.76 <sup>a</sup>	10.11±5.28 <sup>a</sup>	10.88±4.69 <sup>a</sup>	10.86±4.28 <sup>a</sup>
	SAL/(mg/L)	15.34±2.23 <sup>a</sup>	15.27±2.45 <sup>a</sup>	15.76±2.06 <sup>a</sup>	15.71±1.94 <sup>a</sup>	15.03±3.12 <sup>a</sup>	15.76±2.05 <sup>a</sup>	15.77±2.15 <sup>a</sup>
	pH	9.27±0.23 <sup>a</sup>	9.22±0.28 <sup>a</sup>	9.22±0.24 <sup>a</sup>	9.24±0.23 <sup>a</sup>	9.24±0.24 <sup>a</sup>	9.26±0.21 <sup>a</sup>	9.22±0.24 <sup>a</sup>
	TN/(mg/L)	3.6±0.36 <sup>a</sup>	3.59±0.49 <sup>a</sup>	3.7±0.77 <sup>a</sup>	3.83±0.5 <sup>a</sup>	3.82±0.5 <sup>a</sup>	3.7±0.5 <sup>a</sup>	3.6±0.62 <sup>a</sup>
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/(mg/L)	0.42±0.2 <sup>a</sup>	0.39±0.24 <sup>a</sup>	0.45±0.25 <sup>a</sup>	0.45±0.22 <sup>a</sup>	0.35±0.14 <sup>a</sup>	0.46±0.3 <sup>a</sup>	0.38±0.28 <sup>a</sup>
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/(mg/L)	1.48±0.29 <sup>b</sup>	1.45±0.46 <sup>b</sup>	1.25±0.33 <sup>b</sup>	1.55±0.44 <sup>b</sup>	1.3±0.69 <sup>b</sup>	1.66±0.29 <sup>b</sup>	1.77±0.38 <sup>a</sup>
	DON/(mg/L)	1.7±0.45 <sup>b</sup>	1.75±0.42 <sup>b</sup>	2±0.66 <sup>b</sup>	1.83±0.62 <sup>b</sup>	2.16±0.45 <sup>a</sup>	1.59±0.66 <sup>b</sup>	1.46±0.68 <sup>b</sup>
	TP/(mg/L)	0.21±0.18 <sup>a</sup>	0.11±0.03 <sup>a</sup>	0.2±0.09 <sup>a</sup>	0.13±0.02 <sup>a</sup>	0.13±0.07 <sup>a</sup>	0.14±0.03 <sup>a</sup>	0.11±0.05 <sup>a</sup>
	DIP/(mg/L)	0.03±0.01 <sup>a</sup>	0.03±0.02 <sup>a</sup>	0.04±0.02 <sup>a</sup>	0.04±0.01 <sup>a</sup>	0.03±0.01 <sup>a</sup>	0.04±0.02 <sup>a</sup>	0.04±0.02 <sup>a</sup>
	DTP/(mg/L)	0.08±0.02 <sup>ab</sup>	0.07±0.02 <sup>b</sup>	0.1±0.03 <sup>a</sup>	0.08±0.03 <sup>ab</sup>	0.07±0.02 <sup>b</sup>	0.09±0.03 <sup>ab</sup>	0.07±0.02 <sup>b</sup>
	DOP/(mg/L)	0.05±0.03 <sup>a</sup>	0.04±0.03 <sup>a</sup>	0.06±0.02 <sup>a</sup>	0.04±0.02 <sup>a</sup>	0.03±0.02 <sup>a</sup>	0.05±0.03 <sup>a</sup>	0.03±0.02 <sup>a</sup>
	PP/(mg/L)	0.13±0.19 <sup>a</sup>	0.04±0.04 <sup>a</sup>	0.1±0.09 <sup>a</sup>	0.05±0.03 <sup>a</sup>	0.07±0.07 <sup>a</sup>	0.06±0.04 <sup>a</sup>	0.04±0.05 <sup>a</sup>
沉积物 营养盐 参数	TN/(mg/kg)	2452.46±369.65 <sup>b</sup>	2285.37±157.57 <sup>b</sup>	2403.32±451.24 <sup>b</sup>	2309.94±343.12 <sup>b</sup>	2658.87±192.19 <sup>b</sup>	3204.38±114.06 <sup>a</sup>	2604.81±293.78 <sup>b</sup>
	IEF-N/(mg/kg)	261.15±23.98 <sup>c</sup>	291.19±43.22 <sup>bc</sup>	285.15±34.46 <sup>bc</sup>	302.47±49.68 <sup>bc</sup>	355.85±44.78 <sup>a</sup>	429.71±105.51 <sup>a</sup>	414.9±63.36 <sup>a</sup>
	WAEF-N/(mg/kg)	33.66±4.06 <sup>b</sup>	36.81±2.71 <sup>ab</sup>	37.15±2.73 <sup>ab</sup>	38.62±1.82 <sup>ab</sup>	38.8±2.05 <sup>a</sup>	36.07±2.04 <sup>ab</sup>	34.29±2.89 <sup>ab</sup>
	SAEF-N/(mg/kg)	38.09±4.27 <sup>a</sup>	39.81±5.26 <sup>a</sup>	42.12±14.18 <sup>a</sup>	54.01±24.31 <sup>a</sup>	37.3±12.44 <sup>a</sup>	52±30.16 <sup>a</sup>	47.62±15.84 <sup>a</sup>
	SOEF-N/(mg/kg)	765.2±133.66 <sup>a</sup>	751.44±72.22 <sup>a</sup>	742.59±82.96 <sup>a</sup>	747.02±127.91 <sup>a</sup>	698.36±187.53 <sup>a</sup>	920.01±168.39 <sup>a</sup>	831.55±156.69 <sup>a</sup>
	TP/(mg/kg)	848.85±102 <sup>bc</sup>	887.45±28.61 <sup>abc</sup>	999.37±59.86 <sup>a</sup>	784.53±36.24 <sup>c</sup>	817.98±113.09 <sup>c</sup>	954.35±91.61 <sup>ab</sup>	850.14±67.88 <sup>bc</sup>
	Ex-P/(mg/kg)	246.77±10.61 <sup>a</sup>	249.34±24.99 <sup>a</sup>	235.19±40.85 <sup>a</sup>	242.91±31.16 <sup>a</sup>	237.77±24.5 <sup>a</sup>	219.75±61.39 <sup>a</sup>	254.49±24.27 <sup>a</sup>
	Fe/Al-P/(mg/kg)	300.49±27.15 <sup>a</sup>	317.78±34.38 <sup>a</sup>	353.51±53.31 <sup>a</sup>	313.17±36.57 <sup>a</sup>	305.1±29.4 <sup>a</sup>	339.68±15.75 <sup>a</sup>	363.88±33.12 <sup>a</sup>
	Ca-P/(mg/kg)	641.54±36.46 <sup>b</sup>	699.69±43.32 <sup>ab</sup>	643.6±29.57 <sup>b</sup>	681.68±42.88 <sup>ab</sup>	721.82±47.13 <sup>a</sup>	637.94±50.74 <sup>b</sup>	678.08±41.73 <sup>ab</sup>
	IP/(mg/kg)	652.86±37.13 <sup>a</sup>	697.12±32.78 <sup>a</sup>	679.11±43.48 <sup>a</sup>	695.57±26.38 <sup>a</sup>	705.35±35.91 <sup>a</sup>	668.3±69 <sup>a</sup>	678.08±59.76 <sup>a</sup>
	OP/(mg/kg)	195.99±137.53 <sup>abc</sup>	190.33±36.4 <sup>abc</sup>	320.27±58.96 <sup>a</sup>	88.95±58.84 <sup>c</sup>	112.62±79.28 <sup>b</sup>	286.05±151.89 <sup>ab</sup>	172.06±116.21 <sup>abc</sup>

附表 III 浮游植物优势种及优势度

Attached Tab.III Phytoplankton dominant species and degree of dominance

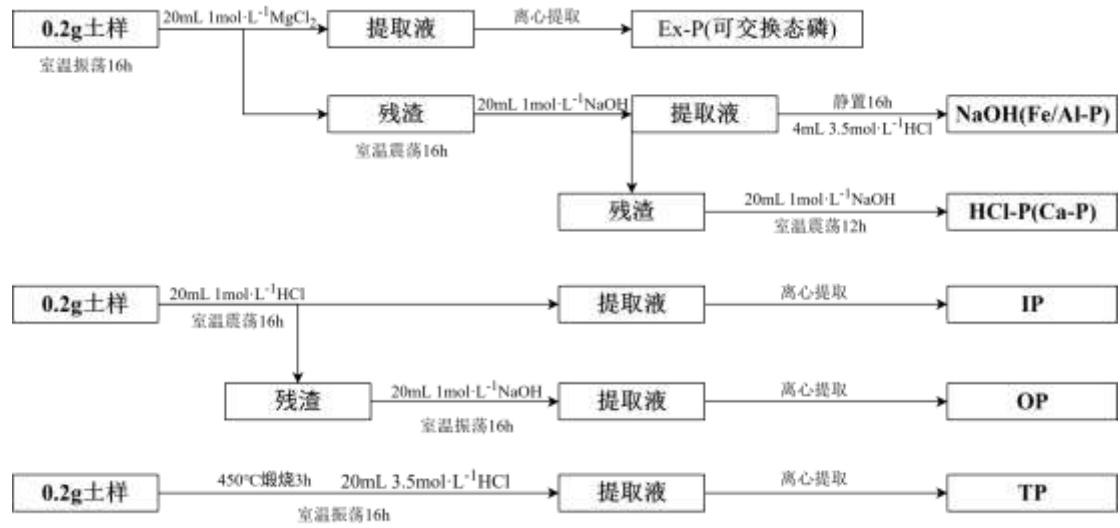
优势门类	优势种	时间				空间						
		春	夏	秋	冬	DH1	DH2	DH3	DH4	DH5	DH6	DH7
硅藻门	舟形藻属 <i>Navicula</i>	0.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	菱形藻属 <i>Nitzschia</i>	0.06	0.02	-	-	0.03	0.03	-	-	-	0.05	-
	小环藻属 <i>Cyclotella</i>	-	0.10	0.05	-	0.04	0.03	0.04	0.02	0.03	0.06	0.05
甲藻门	裸甲藻属 <i>Gymnodinium</i>	-	-	-	0.03	-	-	-	-	-	-	-
蓝藻门	微囊藻属 <i>Microcystis</i>	0.11	0.42	0.09	0.32	0.22	0.19	0.35	0.24	0.22	0.23	0.21
	伪鱼腥藻属 <i>Pseudoanabaena</i>	-	0.04	-	0.05	0.02	0.08	-	0.03	-	0.03	-
绿藻门	衣藻属 <i>Chlamydomonas</i>	0.09	-	-	0.03	0.03	-	0.03	0.04	0.02	0.03	0.03
	衣藻型细胞 <i>Chlamydomonas-like</i>	0.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	卵囊藻属 <i>Oocystis</i>	-	0.06	-	-	-	-	0.03	-	-	-	-
	小球藻属 <i>Chlorella</i>	-	-	-	0.03	-	-	0.02	-	0.02	-	-
隐藻门	蓝隐藻属 <i>Chroomonas</i>	0.41	0.042	0.66	0.42	0.47	0.44	0.26	0.46	0.5	0.35	0.49
	隐藻属 <i>Cryptomonas</i>	-	-	-	0.07	-	0.04	-	0.05	0.03	-	-

-表示未鉴定出或者Y&lt;0.02

附表 IV 沉积物-水界面与冰-水界面通量

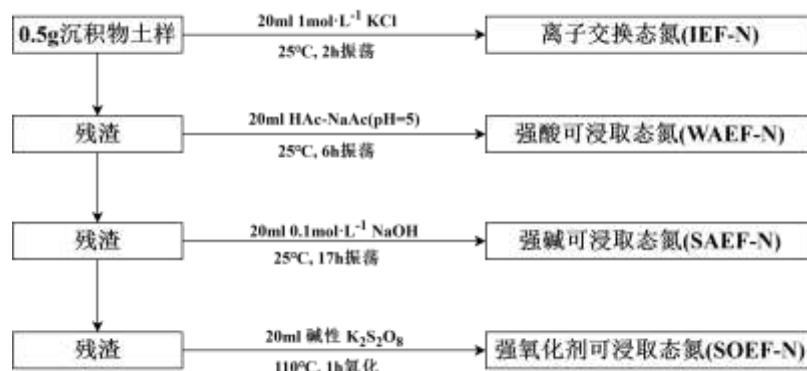
Attached Tab.IV Sediment-water interface and ice-water interface fluxes

界面	时间	界面通量值 (mg/(m <sup>2</sup> d))			
		SRP	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	TN
沉积物-水 界面	2021.1	0.43~1.66	-0.77~-4.71	1.13~1.18	-
	2021.5	0.6~3.60	0.52~1.14	-2.28~-4.69	-
	2022.9	-1.39~0.88	3.72~3.06	-11.64~4.35	-
	2023.1	-1.20~0.53	-1.89~-1.7	3.97~2.23	-
	2023.6	-0.01~0.24	3.65~1.31	-0.22~6.45	-
	2023.10	-	0.29	-0.8	1.61
	2024.1	-	0.31	-0.51	2.22
	2024.2	-	0.33	-0.17	1.97
冰-水 界面	2024.1	-	1.02	14.27	21.39
	2024.2	-	0.2	7.67	9.06



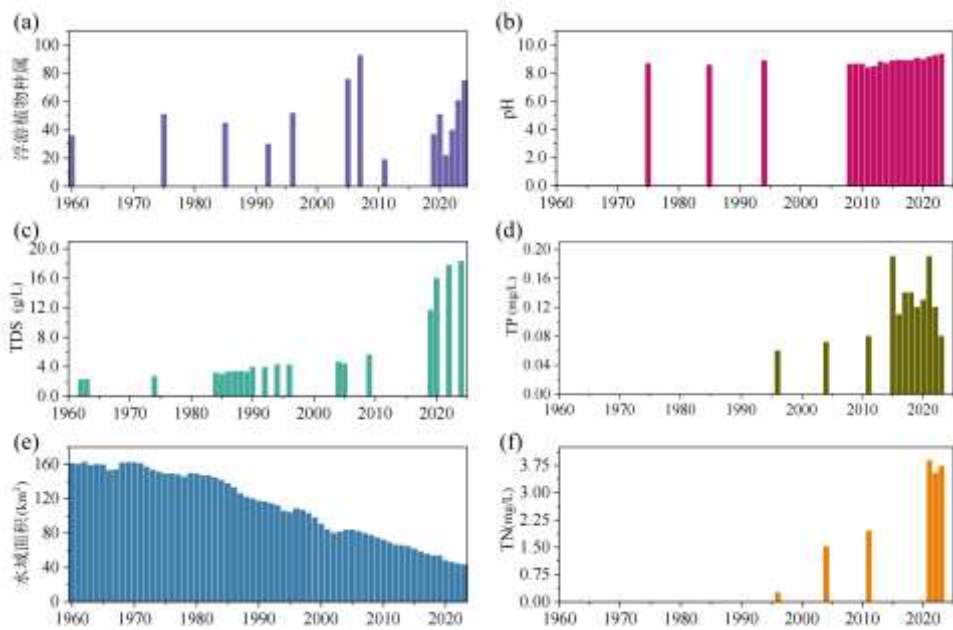
附图 I SMT 分级提取磷流程

Attached Fig. I SMT-graded phosphorus extraction process



附图 II 分级提取氮流程

Attached Fig. II Classified nitrogen extraction process



附图 III 收集到的岱海各指标历史监测数据

Attached Fig. III Historical data collected for various indicators of Lake Daihai