J. Lake Sci.(湖泊科学),2022,**34**(4):1127-1139
DOI 10. 18307/2022. 0407

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*

王三秀,魏　莱,王　爽,陈　玲,黄清辉**
(同济大学环境科学与工程学院长江水环境教育部重点实验室,上海 200092)

摘　要: 为改善城市水源地及毗邻水域的水质管理,2019 年 11 月至 2020 年 11 月分别在青草沙水库中央沙水域和金泽水库南白荡水域开展了 4 个季度的采样调查. 运用综合营养状态指数(*TLI*(Σ))对水体营养状态等级进行综合评估,并采用主成分分析(PCA)、冗余分析(RDA)和相关性分析等方法研究了浮游植物群落特征与环境因子的关系. 结果表明:中央沙和南白荡水域 *TLI*(Σ)范围分别为 57.5~59.0、54.1~56.1,2 个水体均处于轻度富营养状态;两者分别鉴定出浮游植物 7 门 104 属 184 种、8 门 96 属 172 种;蓝藻门是中央沙水域全年浮游植物构成的主要门类,其次为硅藻门、绿藻门,而南白荡浮游植物群落结构季节性演替明显,优势门类由硅藻门/隐藻门—蓝藻门—隐藻门/硅藻门变化,浮游植物细胞密度季节平均值变化范围分为 3.00×10^7~1.61×10^8 cells/L、4.29×10^6~6.59×10^7 cells/L;鉴定出 2 个水体浮游植物的优势类群分别有 4 门 17 属、5 门 13 属,中央沙水域全年的主要优势类群为假鱼腥藻属(*Pseudanabaena*)和长孢藻属(*Dolichospermum*),而南白荡春冬季的主要优势类群为小环藻属(*Cyclotella*)、隐藻属(*Cryptomonas*)和蓝隐藻属(*Chroomonas*),夏秋季主要优势类群为假鱼腥藻属、平裂藻属(*Merismopedia*)和微囊藻属(*Microcystis*);中央沙水域浮游植物群落结构变化主要与总氮、总磷、水温等环境因子有关,而南白荡主要与水温、总溶解性盐等环境因子有关,水体流通性差异对此起关键作用.
关键词: 中央沙水域;南白荡;营养状态;浮游植物;环境因子;主成分分析;冗余分析

Seasonal changes of phytoplankton community structure and its influencing factors in lakes and reservoirs adjacent to water sources in Shanghai*

Wang Sanxiu, Wei Lai, Wang Shuang, Chen Ling & Huang Qinghui**
(*Key Laboratory of Yangtze River Water Environment of the Ministry of Education*, *College of Environmental Science and Engineering*, *Tongji University*, *Shanghai* 200092, *P.R.China*)

Abstract: In order to improve water quality management for urban water sources and their adjacent waters, sample were collected in Zhongyangsha Reservoir and Lake Nanbaidang in four seasons from November 2019 to November 2020. The comprehensive trophic level index (*TLI*(Σ)) was used to assess the trophic state levels of water bodies, and the relationship between the characteristics of phytoplankton communities and environmental factors were studied using principal component analysis (PCA), redundancy analysis (RDA) and correlation analysis. It is shown that the *TLI*(Σ) ranged over 57.5–59.0 and 54.1–56.1 for Zhongyangsha Reservoir and Lake Nanbaidang, respectively, and both water bodies were in a mildly eutrophic state. The phytoplankton species were identified with 184 species of 7 phyla and 104 genera, and 172 species of 8 phyla and 96 genera in Zhongyangsha Reservoir and Lake Nanbaidang, respectively. Cyanophyta was the major group throughout the year in the Zhongyangsha Reservoir, followed by Bacillariophyta and Chlorophyta, while the seasonal succession of the phytoplankton community structure in Lake Nanbaidang changed mainly from Bacillariophyta/Cryptophyta–Cyanophyta–Cryptophyta/Bacillariophyta. The seasonal mean density of phytoplankton was 30.0 million–161 million cells/L and 4.29 million–65.9 million cells/L. The dominant species of phytoplankton in the Zhongyangsha Reservoir and Lake Nanbaidang were identified as 4 phyla and 17 genera, and 5 phyla and 13 genera, respectively. The main dominant species in Zhongyangsha Reservoir were *Pseudanabaena* and *Dolichospermum* throughout the year, while in Lake Nanbaidang the main dominant species were *Cyclotella*, *Cryptomonas* and *Chroomonas* in spring and winter, and *Pseudanabaena*, *Merismopedia* and *Microcystis* in summer and autumn. The results also indicated that the changes in the structure of the

* 2021-09-02 收稿;2021-12-23 收修改稿.
** 通信作者; E-mail: qhhuang@tongji.edu.cn.

phytoplankton community in Zhongyangsha Reservoir were mainly related to environmental factors such as total nitrogen, total phosphorus, and water temperature, while in Lake Nanbaidang changes were mainly related to water temperature, total dissolved solids etc., and the differences in water circulation played a key role.

Keywords: Zhongyangsha Reservoir; Lake Nanbaidang; trophic state; phytoplankton; environmental factors; principal component analysis; redundancy analysis

湖泊和水库通常充当着周边居民的生活饮用水水源地. 然而,受自然环境变化及人类活动等因素的影响,部分湖库水生态系统受损严重[1]. 富营养化和水华频发是许多湖库面临的严峻挑战,特别是在长江中下游地区浅水湖泊,由人类活动影响及全球气候变暖的叠加效应所致[2-5]. 水华事件可引起水体缺氧或释放藻毒素,导致水生动物死亡,并威胁人类饮水安全与身体健康[6]. 浮游植物作为水生态系统中的初级生产者[7],在物质循环和能量传递中发挥重要作用,对水环境有不同的敏感响应和特异适应性,常用作水生生态系统健康状况的监测生物与评估指标[8-9]. 因此,研究水体浮游植物的群落结构变化规律及主要环境影响因子对水华的防治具有重要意义.

浮游植物的群落结构变化规律已有大量研究报道. 研究表明,长三角地区太湖[10]、巢湖[11]、滆湖[12]、太平湖[13]、淀山湖[14]等湖泊浮游植物群落结构通常呈现出季节性演替的规律,且大多数表现出"夏、秋季相似,冬、春季相似"的特征. 水温是影响浮游植物群落生物量、丰度或多样性指数的季节分布的关键因素之一;此外,也受透明度、总磷、总氮、溶解性总磷、溶解性总氮或氨氮浓度等水质参数的影响,但在不同湖泊和季节存在差异. 例如,太湖夏、秋季优势功能群分布主要受到透明度的影响,春季优势功能群分布主要受到总氮浓度的影响[10];巢湖全年较优势的浮游植物功能群中以长孢藻为主,但在夏秋季时优势功能群为 M(以微囊藻为主),其分布格局主要受水温、溶解性总磷、溶解性总氮、高锰酸盐指数和水深等影响[11]. 淀山湖冬季浮游藻类群落(以硅藻和绿藻为优势种群)生物量与总磷浓度显著相关,夏季(蓝绿藻种群占优势)则与氨氮浓度显著相关,但在春(以绿藻为主)、秋季(以蓝藻为主)与营养盐浓度的相关性不显著[14].

青草沙水库与金泽水库是上海市两大主要饮用水水源地,向全市供水量约 80%,受长江和东太湖来水中氮磷的影响[15-16],库区将面临富营养化、藻华及异味等问题,进而可能危及供水安全[17]. 中央沙水域紧邻青草沙水库作为备用水源,筑堤围堰蓄水后,水闸常年关闭,与长江换水较弱,处于较封闭的状态. 南白荡属于开放型湖荡,东部与金泽水库设有一个应急连通涵闸备用,北部与南部分别与葑漾荡和火泽荡连通,周围有居民分布,土地利用类型主要为耕地,受人类活动影响较大. 张家路[18]曾报道了中央沙水域成库停止运行初期的浮游植物群落主要以绿藻和硅藻为主,细胞密度的季节变化范围为 $6.85\times10^5 \sim 1.24\times10^7$ cells/L,目前,尚未见有关南白荡的相关研究报道,中央沙水域建成多年后环境条件逐渐趋于稳定,浮游植物群落结构变化特征及其与水文水质的关系如何至今尚不明确.

本文旨在通过比较研究,分析中央沙与南白荡水域在不同的开放程度及周围土地利用差异影响条件下的浮游植物群落结构组成和变化,探讨驱动 2 个潜在水源地浮游植物群落分布的主要环境因子,以期为青草沙水库和金泽水库的水质管理提供参照样本及长三角地区湖库分类管理提供基础数据和科学依据.

1 研究与方法

1.1 研究区域概况

由河口滩涂湿地圈围成库的中央沙水域(31°26′34″~31°29′35″N, 121°30′31″~121°34′40″E),位于长江口南港和北港分流处,沙洲呈西北—东南走向,北邻青草沙水库,东邻长兴岛,库区面积为 14.28 km^2,库容约为 1.03×10^8 m^3, 2007—2014 年曾为长兴岛集约化地表水厂供水(约 4×10^4 m^3/d),2015 年后水厂一直从青草沙水库取水[19]. 中央沙水域滩涂有水草和芦苇等植被分布,水域内包括众多的串沟和港汊,其中宽度 200 m 以上的大型港汊有 2 条,与外界水体交换能力较弱.

南白荡(31°1′40″~31°2′27″N, 120°56′0″~121°56′28″E)是太浦河北岸紧邻金泽水库[16]的一个开放型湖荡,位于金泽水源地二级保护区,西至西白荡,南至火泽荡,东至金泽水库,北至葑漾荡,湖泊面积约 0.38 km^2,平均水深约 3 m,水源主要来北部的自葑漾荡,最终经火泽荡汇入太浦河[20],与外界水体交换能力强. 南白荡周围有村落分布,土地利用类型主要为耕地,南部水域大型水生植物茂盛.

1.2 样品采集与处理

在中央沙水域汊道及沿岸总共布设 6 个采样点(编号为 S1~S6),南白荡沿岸出入湖口以及周边相邻河道布设 8 个采样点(编号为 P1~P8),中央水域 S2、S5、P2、P3 和 P8 样点采用无人船采样(图 1). 于 2019 年 11 月－2020 年 11 月,每月一次进行了浮游植物采集和水质调查(新冠疫情暴发初期 2020 年 2－4 月除外),涵盖春(2020 年 5 月)、夏(2020 年 6－8 月)、秋(2019 年 11 月、2020 年 9－11 月)、冬(2019 年 12 月、2020 年 1 月)季节.

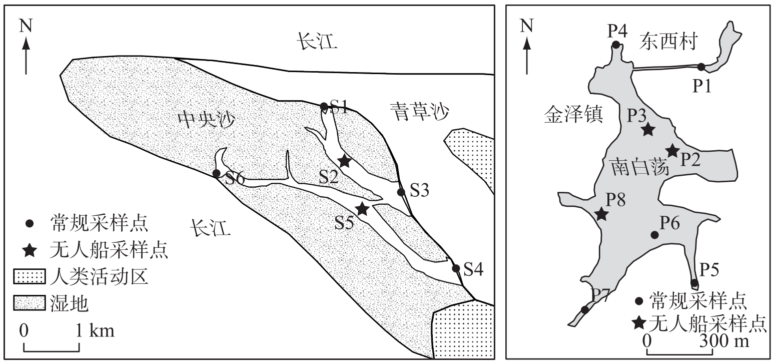

图 1 中央沙水域与南白荡采样点分布

Fig.1 Distribution of sampling sites in Zhongyangsha Reservoir and Lake Nanbaidang

浮游植物定量采集:取离水面约 0.5 m 深处水样,用容量为 1 L 的聚乙烯瓶盛装,立即加入 15 mL 鲁哥试剂进行固定;定性采集:采用孔径为 0.064 mm 的 25 号浮游植物网在表层水面以"∞"字形拖动约 3 min,再用蒸馏水冲洗附着在网上的浮游植物,收集 10~20 mL 样品装入聚乙烯瓶,用 4% 福尔马林溶液进行现场固定. 水样在冷藏避光条件运回实验室,将 1 L 水样静置沉淀 48 h,采用虹吸法吸去上层清液,样品浓缩定容至 50 mL 保存[21-22]. 浮游植物的计数和鉴定在显微镜下完成,主要根据王全喜[23-24]和胡鸿钧等[25]的文献进行所有浮游植物的镜检工作.

水温、pH、浊度(TUR)、溶解氧(DO)、电导率(EC)及总溶解盐(TDS)等指标利用多参数水质监测仪 YSI EXO_3现场测定,水体透明度用赛氏盘测定;采集部分水样带回实验室分析,参考《水和废水监测分析方法(第四版)》[26]进行样品指标浓度检测:总磷(TP)浓度采用钼酸铵分光光度法测定,总氮(TN)浓度采用碱性过硫酸钾消减紫外分光光度法测定,氨氮(NH_3-N)浓度采用纳氏试剂分光光度法测定,高锰酸盐指数(COD_{Mn})采用高锰酸钾消解滴定法测定;溶解性有机碳(DOC)浓度采用总有机碳分析仪(岛津 TOC-VCPN,日本)分析;叶绿素 a(Chl.a)浓度用丙酮萃取分光光度法测定[27].

1.3 数据处理与分析

以叶绿素 a 为基准参数,选取 TP、TN、SD 和 COD_{Mn}参数进行相关加权综合,采用加权综合营养状态指数($TLI(\Sigma)$)评价法对水体营养状态等级进行评估[28]. 根据 Mcnaughton[29]优势度指数(Y) $\geqslant 0.02$ 确定浮游植物的优势属. 筛选出生物量贡献大于 1%或在各采样点出现频率大于 60% 的优势浮游植物,运用 Canoco5.0 软件对物种与环境因子进行排序分析[30-32],软件分析时将物种和环境因子均进行 $\lg(x+1)$转换(pH 除外)[33],对物种进行去趋势分析(DCA)得到排序轴最大长度分别为 1.4、3.3,均可选用冗余分析.

本研究所有数据统计分析和绘图用 Excel 和 Origin 2018 完成,采样点位分布图及浮游植物细胞密度的空间分布采用 ArcGIS 绘制,在 IBM SPSS Statistics 22 软件中进行数据相关性分析.

2 结果与分析

2.1 水体理化因子特征

中央沙水域和南白荡的水体理化指标用平均值±标准偏差表示(表 1). 中央沙水域与南白荡的水温季

节变化一致,变化范围为9.50~29.5℃,水体均呈弱碱性;中央沙水域的透明度、TDS和EC低于南白荡,浊度与透明度呈相反变化的趋势,TDS与EC变化趋势基本一致;2个水体的DO浓度均表现为春冬季较高,夏秋季较低;中央沙水域的NH_3-N浓度在0.029~0.191 mg/L之间,夏季显著高于其他季节,TN浓度在0.683~0.866 mg/L之间,根据《地表水环境质量标准》(GB 3838－2002),86%以上的样品满足Ⅲ类水质,南白荡的NH_3-N浓度介于0.030~0.235 mg/L之间,夏季显著高于其他季节,TN浓度介于0.460~2.020 mg/L之间,冬季显著高于其他季节,62%以上的样品满足Ⅲ类水质,南白荡的NH_3-N和TN浓度略高于中央沙水域;中央沙水域、南白荡TP浓度的变化范围分别为0.079~0.163、0.068~0.123 mg/L,大部分样品处于Ⅳ~Ⅴ类水质之间;中央沙水域的COD_{Mn}、DOC和Chl.*a*浓度均比南白荡高.中央沙水域的氨氮、总氮绝大多数满足Ⅲ类及更优水质要求,高锰酸盐指数和总磷较难满足Ⅲ类水质要求,南白荡的氨氮、高锰酸盐指数绝大多数满足Ⅲ类水质要求,总氮和总磷较难满足Ⅲ类水质要求.

表1 中央沙水域与南白荡水体理化因子的季节平均值与标准偏差值*

Tab.1 Seasonal mean values and standard deviation of physical and chemical parameters in Zhongyangsha Reservoir and Lake Nanbaidang

指标	中央沙				南白荡			
	春季	夏季	秋季	冬季	春季	夏季	秋季	冬季
WT/℃	21.9±0.40	28.0±2.8	18.0±4.2	10.3±0.84	24.8±0.94	29.5±3.3	18.6±3.5	9.50±0.26
pH	8.62±0.15	8.15±0.30	8.28±0.18	8.50±0.42	8.70±0.26	8.46±0.76	7.93±0.50	8.25±0.26
DO/(mg/L)	9.98±0.84	6.85±1.1	9.37±0.90	10.6±0.53	11.1±1.5	9.77±2.9	8.06±1.8	NA
SD/m	0.450±0.07	0.488±0.08	0.487±0.13	0.575±0.25	0.690±0.27	0.732±0.22	0.573±0.21	0.784±0.06
TUR/NTU	14.7±4.8	12.2±4.8	11.9±5.3	12.7±9.8	8.85±3.3	7.76±4.8	15.6±11.1	15.0±14.4
EC/(μS/cm)	358±43.3	324±19.1	289±50.9	327±9.6	561±18.6	478±49.3	392±76.7	426±21.8
TDS/(mg/L)	247±29.7	199±15.3	217±41.7	NA	378±9.52	371±22.6	255±31.6	283±54.6
NH_3-N/(mg/L)	0.029±0.02	0.191±0.17	0.060±0.03	0.048±0.02	0.030±0.01	0.235±0.16	0.130±0.09	0.114±0.06
TN/(mg/L)	0.683±0.19	0.724±0.18	0.814±0.37	0.866±0.11	0.460±0.16	0.776±0.45	1.04±0.67	2.02±0.05
TP/(mg/L)	0.116±0.03	0.102±0.05	0.079±0.07	0.163±0.09	0.120±0.03	0.123±0.13	0.095±0.08	0.068±0.02
TN/TP	6.75±4.3	8.85±4.4	9.10±3.2	6.39±3.1	3.81±0.88	12.2±12.5	13.4±5.1	31.0±6.5
COD_{Mn}/(mg/L)	6.71±1.6	6.50±0.75	5.75±2.6	5.44±0.85	5.38±0.45	5.66±0.91	4.75±2.8	4.01±0.21
DOC/(mg/L)	5.24±1.6	5.20±1.1	5.25±1.0	4.08±0.53	4.77±0.33	4.09±0.66	4.01±0.44	4.27±0.12
Chl.*a*/(μg/L)	41.2±9.5	54.2±15.6	45.6±18.6	29.8±20.3	28.9±10.9	31.0±12.7	15.0±5.2	23.5±8.8

* 表中数据为平均值±标准偏差;"NA"表示未获取数据.

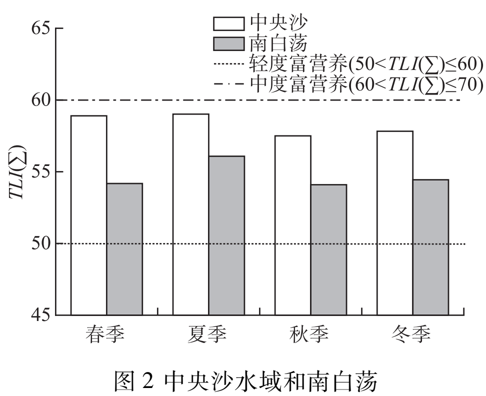

图2 中央沙水域和南白荡综合营养状态指数的季节变化

Fig.2 Seasonal changes of *TLI*(Σ) in Zhongyangsha Reservoir and Lake Nanbaidang

2.2 综合营养状态评价

中央沙水域和南白荡水体的季节平均*TLI*(Σ)分别介于57.5~59.0、54.1~56.1之间,全年均处于轻度富营养状态,季节变化不显著,中央沙水域的营养状态要高于南白荡(图2).

2.3 浮游植物的群落结构特征

2.3.1 浮游植物种类组成　在中央沙水域检出浮游植物7门104属184种(鉴定到属的按1个种计算,下同).其中,蓝藻门有24属35种,占总种数的19.0%;硅藻门有23属37种,占总种数的20.1%;绿藻门有41属85种,占总种数的46.2%;裸藻门、隐藻门、甲藻门、金藻门共占总种数的14.7%.

在南白荡检出浮游植物8门96属172种.其中,蓝藻门有20属34种,占总种数的19.8%;硅藻门有20属

39 种,占总种数的 22.7%;绿藻门有 39 属 73 种,占总种数的 42.4%;裸藻门、隐藻门、甲藻门、金藻门和黄藻门共占总种数的 15.1%. 南白荡与中央沙水域浮游植物种类组成相似,绿藻门的种类数最多,其次是硅藻门和蓝藻门,甲藻门、隐藻门、裸藻门和金藻门的种类数相对较少,黄藻门仅在南白荡检出.

2.3.2 中央沙浮游植物细胞密度及时空分布　中央沙水域浮游植物细胞密度各季节平均值变化范围为 $3.00\times10^{7}\sim1.61\times10^{8}$ cells/L(图 3a). 蓝藻细胞密度最大,季节平均细胞密度在 $2.25\times10^{7}\sim1.24\times10^{8}$ cells/L 之间,占总细胞密度的 82.8%;其次为硅藻和绿藻,占比分别为 7.99%、7.21%;隐藻、裸藻、金藻和甲藻总共占比 2.00%,浮游植物细胞密度表现为夏季>秋季>春季>冬季. 浮游植物细胞密度组成在时空上具有一定差异,蓝藻细胞密度在各季节占比均最大,是构成中央沙水库浮游植物的绝对优势类群,绿藻细胞密度在夏秋季显著高于其他季节,金藻主要出现在冬季(图 3b).

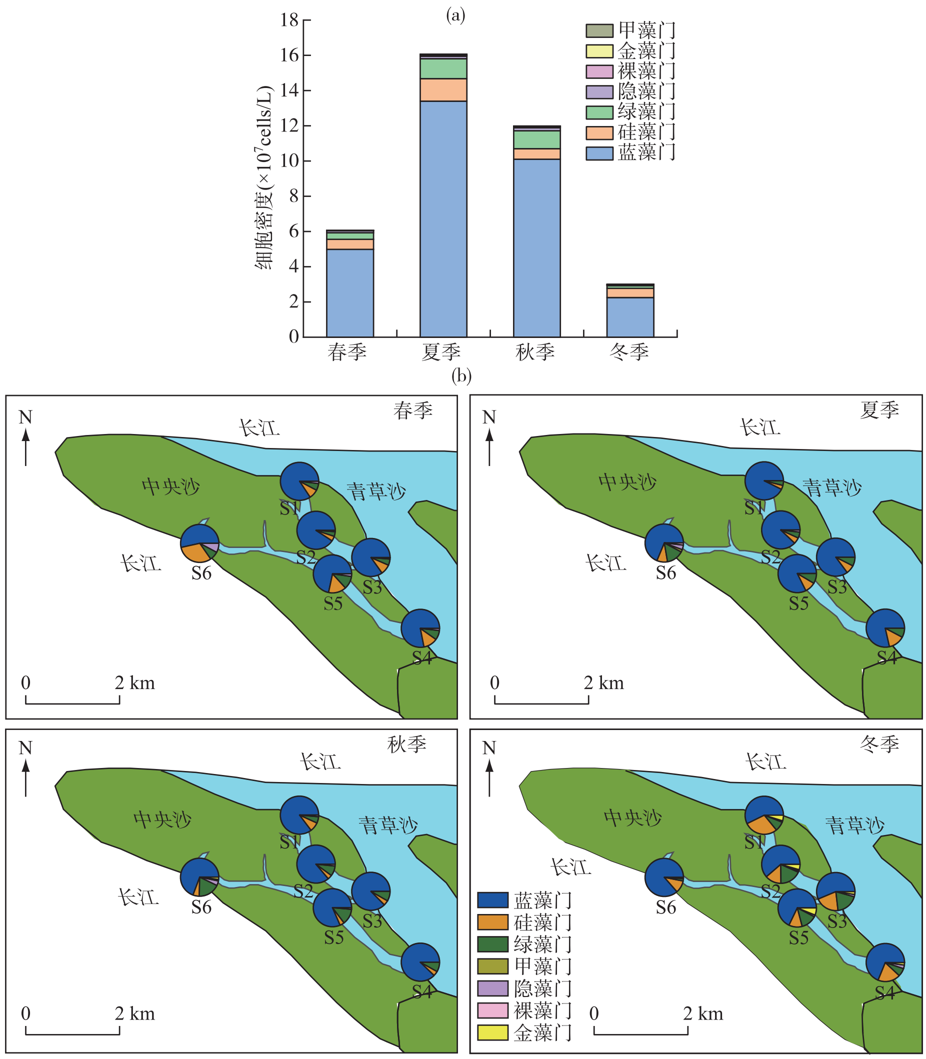

图 3 中央沙水域浮游植物细胞密度的季节变化及其时空分布

Fig.3 Seasonal changes and spatiotemporal distribution of phytoplankton cell density in Zhongyangsha Reservoir

2.3.3 南白荡浮游植物细胞密度及时空分布　南白荡浮游植物细胞密度季节平均值变化范围为 $4.29\times10^{6}\sim$

6.59×10^7 cells/L(图 4a). 蓝藻细胞密度在夏秋季显著增加,变化范围为 2.56×10^5~4.91×10^7 cells/L,占总细胞密度的 71.2%;其次为硅藻、隐藻和绿藻,占比分别为 11.3%、9.19%、7.16%;裸藻、金藻、甲藻和黄藻总共占比 1.15%,浮游植物细胞密度也表现为夏季>秋季>春季>冬季. 如图 4b 所示,南白荡浮游植物群落结构发生了显著季节性演替,春季以硅藻和隐藻为主,蓝藻和绿藻次之;夏季以蓝藻为主,硅藻、隐藻和绿藻次之;秋季以蓝藻为主,隐藻占比有所增加;冬季以隐藻为主,其次是硅藻、金藻和绿藻. 总体上,南白荡的浮游植物春冬季以隐藻和硅藻为主,夏秋季以蓝藻为主,各样点浮游植物密度组成存在显著差异.

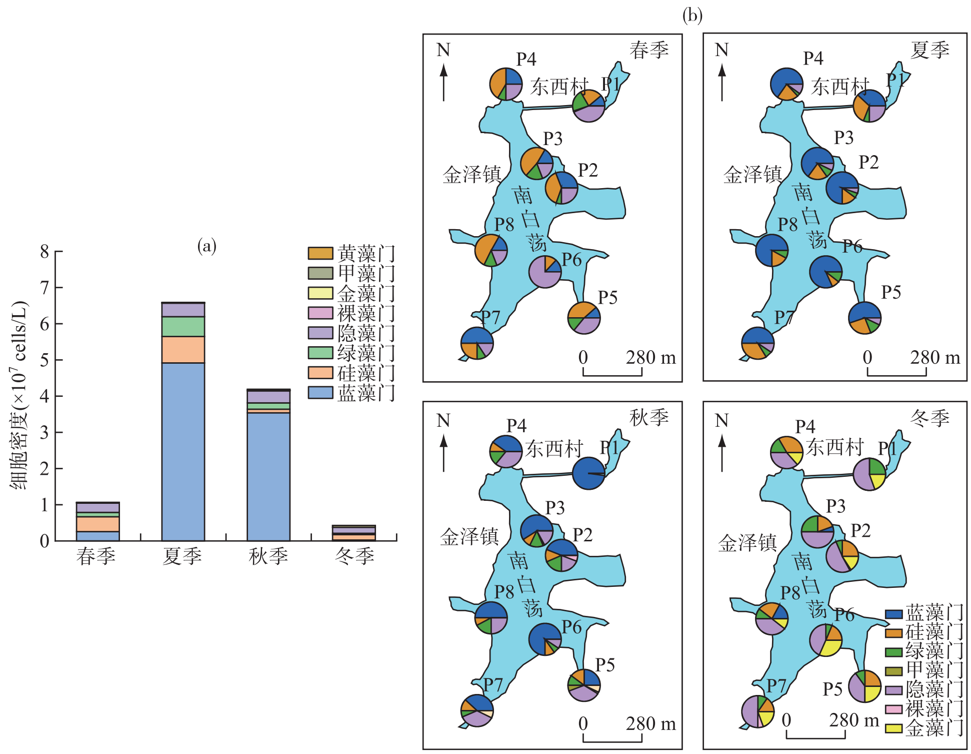

图 4 南白荡浮游植物细胞密度的季节变化及时空分布

Fig.4 Seasonal changes and spatiotemporal distribution of phytoplankton cell density in Lake Nanbaidang

2.4 浮游植物优势类群分析

中央沙水域共鉴定出浮游植物优势类群 4 门 17 属(表 2). 全年以蓝藻门的优势类群为主,假鱼腥藻属是全年优势类群,长孢藻属和束丝藻属是春、夏、秋季优势类群,微囊藻属是秋季优势类群;硅藻门的直链藻属和小环藻属主要出现在春冬季节,针杆藻属主要出现在冬季;绿藻门的十字藻属和单针藻属分别出现在秋季和冬季;隐藻门的隐藻属和蓝隐藻属主要出现在春季. 总体上,蓝藻门的假鱼腥藻属和长孢藻属是主要优势类群,假鱼腥藻属是全年的绝对优势类群($Y \geqslant 0.1$),硅藻门和隐藻门的优势属主要出现在春冬季.

南白荡浮共鉴定出浮游植物优势类群 5 门 13 属(表 3). 春季硅藻门的小环藻属和隐藻门的隐藻属、蓝隐藻属的优势度较大,为主要优势种;夏季主要优势类群为蓝藻门的假鱼腥藻属和平裂藻属;秋季南白荡 P1 点水面出现明显的水华现象,优势类群主要为微囊藻属;冬季水体的主要优势类群为蓝隐藻属. 假鱼腥藻属、直链藻属、隐藻属和蓝隐藻属在四季都是优势属,春冬季优势类群主要为隐藻门和硅藻门,夏秋季为蓝藻门.

2.5 影响浮游植物的环境因子主成分分析

PCA 分析结果显示(图 5),8 个环境因子变量在前 4 轴上解释了 82.9% 的数据变异性(轴 1=31.3%,轴 2=25.8%). 决定轴 1 主要的环境因子为 TN(0.50)、WT(0.48)、NH_3-N(0.32)和 TDS(0.30),轴 2 的主要

表 2 中央沙水域浮游植物优势属及优势度*

Tab.2 Dominant genera and dominance of phytoplankton in Zhongyangsha Reservoir

门	优势属	优势度(*Y*)			
		春季	夏季	秋季	冬季
蓝藻门	假鱼腥藻属 *Pseudanabaena*	0.243	0.441	0.441	0.437
Cyanophyta	长孢藻属 *Dolichospermum*	0.151	0.093	0.046	—
	束丝藻属 *Aphanizomenon*	0.021	0.048	0.030	—
	微囊藻属 *Microcystis*	—	—	0.031	—
	泽丝藻属 *Limnothrix*	—	—	0.064	0.058
	平裂藻属 *Merismopedia*	—	—	0.025	—
	隐球藻属 *Aphanocapsa*	—	—	0.025	—
	尖头藻属 *Raphidiopsis*	—	—	0.039	—
	拟浮丝藻属 *Planktothricoides*	—	0.026	—	—
	细鞘丝藻属 *Leptolyngbya*	—	—	0.024	—
硅藻门	针杆藻属 *Synedra*	—	—	—	0.039
Bacillariophyta	直链藻属 *Melosira*	0.047	—	—	0.022
	小环藻属 *Cyclotella*	0.020	—	0.023	0.057
绿藻门	十字藻属 *Crucygenia*	—	—	0.021	—
Chlorophyta	单针藻属 *Monoraphidium*	—	—	—	0.037
隐藻门	隐藻属 *Cryptomonas*	0.023	—	—	—
Cryptophyta	蓝隐藻属 *Chroomonas*	0.041	—	—	—

* "—"表示优势度 $Y<0.02$.

表 3 南白荡浮游植物优势属及优势度*

Tab.3 Dominant genera and dominance of phytoplankton in Lake Nanbaidang

门	优势属	优势度(*Y*)			
		春季	夏季	秋季	冬季
蓝藻门	假鱼腥藻属 *Pseudanabaena*	0.035	0.209	0.055	0.044
Cyanophyta	长孢藻属 *Dolichospermum*	—	0.056	—	—
	微囊藻属 *Microcystis*	0.023	—	0.413	—
	色球藻属 *Chroococcus*	—	—	0.063	—
	平裂藻属 *Merismopedia*	—	0.149	—	—
	拟浮丝藻属 *Planktothricoides*	—	0.027	—	—
硅藻	直链藻属 *Melosira*	0.031	0.097	0.053	0.062
Bacillariophyta	小环藻属 *Cyclotella*	0.105	0.051	0.047	—
绿藻门 Chlorophyta	衣藻属 *Chlamydomonas*	—	—	—	0.025
隐藻门	隐藻属 *Cryptomonas*	0.065	0.046	0.061	0.078
Cryptophyta	蓝隐藻属 *Chroomonas*	0.111	0.022	0.053	0.243
金藻门	黄群藻属 *Synura*	—	—	—	0.046
Chrysophyta	色金藻属 *Chromulina*	—	—	—	0.039

* "—"表示优势度 $Y<0.02$.

环境因子为 pH(0.55)和 TP(0.55). PCA 得分结果表明,样本主要按照季节和不同水体进行聚类,第 1、2 主成分主要描述了研究区域的季节变化和营养盐浓度 2 个主要的环境变化. 从季节变化来看,同一采样点的样品表现出一定的分离,水质变化显著,夏季影响中央沙水域的主要环境因子为 WT 和 NH_3-N,可能与库区

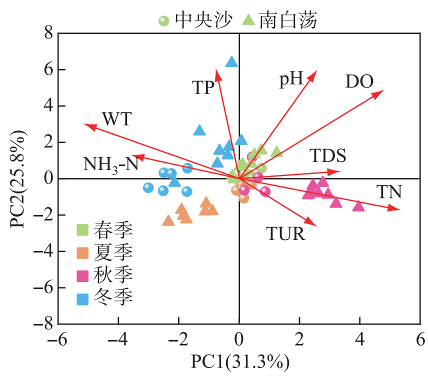

图 5 中央沙和南白荡水域环境因子的 PCA 分析

Fig.5 Plot of the principal component analysis (PCA) loadings and scores applied to different seasons and sampling sites in Zhongyangsha Reservoir and Lake Nanbaidang

内大型植物生长吸收营养盐有关,其余季节各环境因子对库区水质影响较均匀,水体环境较稳定,而南白荡各季节水质变化显著,水体环境稳定性较弱,秋季水域内暴发了大量的水葫芦、野菱等大型水生植物,吸收了较多的营养盐浓度,夏季和冬季主要环境影响因子分别为 TP 和 TN.

2.6 浮游植物种属与环境因子的冗余分析

中央沙水域的 RDA 分析结果如图 6a 所示,前 2 个排序轴物种与环境因子的相关关系分别达到 0.8242 和 0.8337,前 4 轴共解释了 86.5% 的环境因子信息,前 2 轴占 63.7%,所有特征值解释了浮游植物群落变异程度的 46.7%. 第 1 排序轴与 TN 呈显著正相关(r=0.58, P<0.01),与 TP(r=−0.49, P<0.05)、COD_{Mn}(r=−0.48, P<0.05)呈负相关;第 2 排序轴与 WT(r=0.57, P<0.05)呈负相关,与 DO 呈正相关. 因此,总氮、总磷、水温可被认为是影响中央沙水域浮游植物群落分布的主要环境因子,而浮游植物生长繁殖也可影响水体中 DO 的浓度.

南白荡的 RDA 分析结果如图 6b 所示,前 2 个排序轴物种与环境因子的相关关系达到 0.8400 和0.8740,前 4 轴共解释了 92.5% 的环境因子信息,前 2 轴占78.1%,所有特征值解释了浮游植物群落变异程度的 55.5%. 第 1 排序轴与 WT、DO 和 pH 呈正相关(r=0.61、0.51、0.48, P<0.01);第 2 排序轴与 TDS 呈负相关(r=−0.73, P<0.01). 因此,水温、总溶解性盐可被认为是影响南白荡浮游植物群落分布的主要环境因子,而其浮游植物生长繁殖也可导致 DO 和 pH 值的变化.

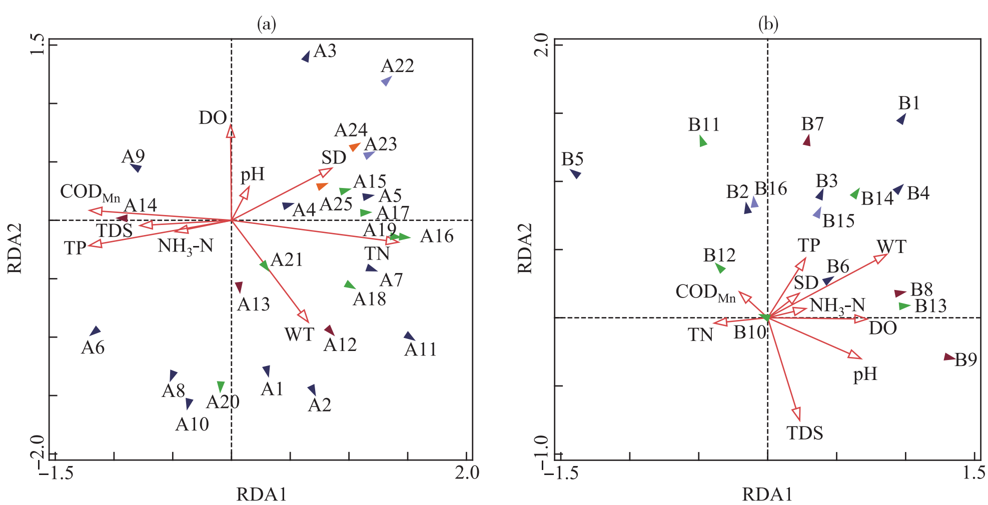

图 6 中央沙水域(a)和南白荡(b)浮游植物与环境因子的 RDA 分析(A1、B1=假鱼腥藻属,A2、B2=长孢藻属,A3=隐球藻属,B3=色球藻属,A4、B4=平裂藻属,A5、B5=微囊藻属,A6=浮鞘丝藻属,A7=拟浮丝藻属,A8=浮丝藻属,A9=泽丝藻属,A10、B6=束丝藻属,A11=尖头藻属,A12、B7=针杆藻属,A13、B8=直链藻属,A14、B9=小环藻属,A15、B10=栅藻属,A16、B11=小球藻属,A17、B12=十字藻属,B13=衣藻属,B14=集星藻属,A18=单针藻属,A19=四角藻属,A20=转板藻属,A21=盘星藻属,A22、B15=隐藻属,A23、B16=蓝隐藻属,A24=裸藻属,A25=囊裸藻属)

Fig.6 RDA analysis of phytoplankton and environmental factors in Zhongyangsha Reservoir (a) and Lake Nanbaidang (b)

3 讨论

3.1 浮游植物群落结构的季节演替规律

中央沙与南白荡水域浮游植物群落结构季节性演替存在显著差异,中央沙水域浮游植物群落全年以蓝藻为主,主要优势类群为假鱼腥藻属、长孢藻属,而南白荡浮游植物群落季节性演替规律为:春季以小环藻属、隐藻属和蓝隐藻属为主,夏季以假鱼腥藻属和平裂藻属为主,秋季以微囊藻属为主,冬季以蓝隐藻属为主,这些浮游植物优势类群均属于富营养化水体指示种[25,34],表明中央沙水域与南白荡水体均处于富营养化状态,这与图 2 所示的综合营养状态指数评价结果一致.

中央沙水域成库后停止运行初期浮游植物群落结构组成主要为绿藻和硅藻[18],近年来库区水域的封闭状态使水体环境条件趋于稳定,调查期间浮游植物群落结构演替成全年以蓝藻为主的绝对优势类群. 与毗邻的青草沙水库有着相似的演替规律,青草沙水库建成初期,绿藻种数最多,蓝藻为库区的绝对优势类群[35]. 青草沙水库正式运行后,成为半开放型水体,浮游植物群落发生了明显的季节性演替:春冬季以硅藻、隐藻和黄藻为主,夏秋季以蓝藻、硅藻、绿藻为主[18,36-37]. Oliver 等[38]有关研究表明,在亚热带地区温度和光照随季节变化不明显,若水体中具有较高浓度的氮和磷,则蓝藻可能成为全年的优势藻种,对于青草沙水库及其备用的中央沙水域,长江口径流输入以及库区湿地植被释放的营养盐导致库区富营养化程度严重[39],有利于蓝藻生长. 研究表明,多数蓝藻适宜在较稳定的水体中生长,而绿藻和硅藻则更适应紊乱的水体条件,且流动水体中的浮游植物密度要低于静水水体[40]. 中央沙筑堤围堰蓄水多年后,水流速度减缓,水力停留时间长,淹没的植被形成腐殖质进入沉积物中,导致水体环境恶化,自净能力减弱[41-42],较稳定水环境条件形成了常年以假鱼腥藻属、长孢藻属和束丝藻属等为主的优势类群,这些都是产毒、产嗅的重要藻源,对饮用水安全产生了巨大威胁. 南白荡浮游植物群落演替规律与太湖[10]、太平湖[13]、淀山湖[14]等长三角地区湖泊的季节演替规律相似,夏秋季以蓝藻为主要优势类群,春冬季节以硅藻和隐藻为优势类群,金藻主要出现在冬季. 南白荡属于开放型水域,水流自北向南汇入太浦河,水力停留时间短,常年与外界水体进行交换不仅改变了南白荡水体的理化因子特征,同时还会引进新的浮游植物,难以形成常年稳定的浮游植物优势类群[41]. 因此,中央沙与南白荡水域的封闭或开放特征引起的水文水质条件差异可能是造成 2 个备用水源地季节性浮游植物群落演替差异的重要原因之一.

3.2 浮游植物群落结构与环境因子的关系

浮游植物群落在水生态系统中生长和繁殖的主要影响因子包括水温、光照、营养盐浓度、盐度、水体动力等非生物因素[43-45],浮游动物捕食[46]等生物因素,及地理空间和土地利用类型[47-48]. RDA 分析结果表明,水温是共同影响南白荡和中央沙水域浮游植物群落分布的显著因素,与众多湖库研究一致. 水温可以通过影响浮游植物的生理和代谢过程直接影响浮游植物,也可以通过影响浮游植物生长的水生环境间接影响浮游植物[49-50]. 夏季 2 个水体温度均值可达 28℃(表 1),细胞分裂速率加倍,适宜高温生长的蓝藻、绿藻迅速繁殖[51],浮游植物细胞密度显著增加,春冬季温度降低,喜低温的硅藻、金藻和黄藻占比增加,隐藻属、蓝隐藻属和小环藻属成为南白荡的主要优势类群. 近年来全球气候变暖,为蓝藻的生长提供了有利的环境条件[52],中央沙水域蓝藻的绝对竞争优势抑制了其余藻类的生长,假鱼腥藻属在 2 个备用水源地中四季均是优势类群,与温度呈显著正相关,夏季繁殖成为库区主要优势类群.

氮和磷是浮游植物生长繁殖所必需的营养物质,与浮游植物多样性、丰度和生物量等息息相关. RDA 结果显示,TN 和 TP 是影响中央沙水域浮游植物群落分布的主要环境因子,这与张家路[18]、严文逸等[37]在邻近的青草沙水库的研究结果一致. 多数浮游植物优势类群与 TN 呈正相关,而小环藻属、浮鞘丝藻属、泽丝藻属、浮丝藻属、束丝藻属和转板藻属与 TP 呈正相关,氮/磷比可以反映营养盐对浮游植物的限制,中央沙水域 TN/TP 比值全年小于 16,说明中央沙水域浮游植物生长可能受到氮限制,长孢藻属、束丝藻属等固氮蓝藻生长占优势[53];而南白荡仅在冬季 TN/TP 比值大于 16,浮游植物生长受到磷限制[54-56],与岸边的农耕作业及生产养殖活动减弱有关. 南白荡筛选出的浮游植物均与 TP 呈正相关,微囊藻属、长孢藻属、十字藻属、栅藻属、小球藻属和蓝隐藻属与 TN 呈正相关,这些藻属在中央沙水域也与 TN 呈正相关,表明营养盐在不同水体对浮游植物群落影响的异同性. PCA 分析结果显示(图 5),中央沙水域各季水质较稳定,但夏季因降雨

量较大而有波动,而南白荡水体环境因子季节变化显著,与周围居民的生产活动及外来输入水源有关,外源氮磷污染物通过生活污水排放或降雨冲刷耕地等途径进入湖泊,致使水域内营养盐浓度较高,但不是浮游植物群落生长的主要驱动因子. 有研究表明,在水体流动较强时,营养盐浓度不再是影响浮游植物群落结构分布的主要驱动因素,而是水动力条件,水体流通性可能是造成驱动 2 个备用水源地浮游植物群落分布的主要环境因子存在差异的关键因素[57]. 南白荡的优势类群直链藻属、小环藻属有较重的硅质外壳,在湖泊水体流动期间生长占据优势[58]. 此外,小环藻属、直链藻属和衣藻属与 pH 呈显著正相关,在弱碱性水体中浮游植物更容易吸收空气中的 CO_2,加速自身光合作用和水生系统的能量传递与物质转化[59],浮游植物生长同时也消耗了水体中的 CO_2导致 pH 值升高,并释放出 O_2. 因此 pH 与 DO 变化也可能由大量繁殖的浮游植物所致,本研究不作为影响浮游植物生长的关键环境因子.

中央沙与南白荡水域不同的开放程度及周围土地利用类型的差异,导致 2 个备用水源地浮游植物群落结构分布的环境影响因子存在显著差异. 总体来说,营养盐浓度、水温和水体流通性等因素是影响浮游植物生长的重要因素,针对中央沙水域可重点控制水体中氮、磷浓度,开放库区闸门,让水体流动起来. 南白荡可通过促进大型水生植被生长,吸收水体中的养分,降低光照条件,抑制浮游植物过度繁殖[60],同时控制周围耕地农肥使用及生活污水的排放,减少外源营养盐过量输入.

4 结论

中央沙与南白荡水域水质整体均处于轻度富营养状态,浮游植物细胞密度呈一致的季节性变化,而群落结构季节性演替规律存在显著差异,中央沙水域封闭的水域状态及较高的营养盐浓度为蓝藻的生长提供了稳定的水环境条件和营养物质,库区全年蓝藻占绝对优势,与之前的研究相比,库区浮游植物群落结构的组成发生显著变化. 而南白荡开放的水体与外界水质交换频繁,浮游植物群落结构季节性演替明显,春冬季以隐藻和硅藻为主,夏秋季以蓝藻为主.

中央沙水域浮游植物群落分布主要受总氮、总磷和水温等因素控制,而南白荡则主要受水温和总溶解性盐影响,湖库水质管理不仅要关注水体中的营养盐浓度,还要关注水体流通性,筑堤围堰蓄水后,需要经常开放闸门与外界进行水质交换,增加水域内的水体流通性. 蓝藻细胞密度过高是上海典型湖库面临的共同挑战,管理者应根据影响浮游植物群落结构分布的不同环境因子,分别采取适宜的措施进行水质管理.

5 参考文献

[1] Wang DC. Research on drinking water source protection status and environmental management strategy of lake reservoir. *Environment and Development*, 2018, **30**(6): 199-200, 204. [王大才. 关于湖库型饮用水水源保护现状及环境管理策略研究. 环境与发展, 2018, **30**(6): 199-200, 204.]

[2] Yang GS, Ma RH, Zhang L *et al*. Lake status, major problems and protection strategy in China. *J Lake Sci*, 2010, **22**(6): 799-810. DOI:10.18307/2010.0601.[杨桂山, 马荣华, 张路等. 中国湖泊现状及面临的重大问题与保护策略. 湖泊科学, 2010, **22**(6): 799-810.]

[3] Guan Q, Feng L, Hou XJ *et al*. Eutrophication changes in fifty large lakes on the Yangtze Plain of China derived from *MERIS* and OLCI observations. *Remote Sensing of Environment*, 2020, **246**: 111890. DOI: 10.1016/j.rse.2020.111890.

[4] Cao C, Wang SL, Li JS *et al*. MODIS-based monitoring of spatial distribution of trophic status in 144 key lakes and res-ervoirs of China in summer of 2018. *J Lake Sci*, 2021, **33**(2): 405-413. DOI: 10.18307/2021.0203. [曹畅, 王胜蕾, 李俊生等. 基于 MODIS 数据的全国 144 个重点湖库营养状态监测: 以 2018 年夏季为例. 湖泊科学, 2021, **33**(2): 405-413.]

[5] Qin BQ. Approaches to mechanisms and control of eutrophication of shallow lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River. *J Lake Sci*, 2002, **14**(3): 193-202. DOI: 10.18307/2002.0301. [秦伯强. 长江中下游浅水湖泊富营养化发生机制与控制途径初探. 湖泊科学, 2002, **14**(3): 193-202.]

[6] Zhao CS, Shao NF, Yang ST *et al*. Quantitative assessment of the effects of human activities on phytoplankton communities in lakes and reservoirs. *Science of the Total Environment*, 2019, **665**: 213-225. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.117.

[7] Padedda BM, Sechi N, Lai GG *et al*. Consequences of eutrophication in the management of water resources in Mediterranean reservoirs: A case study of Lake Cedrino (Sardinia, Italy). *Global Ecology and Conservation*, 2017, **12**: 21-35.

DOI:10.1016/j.gecco.2017.08.004.

[8] Zhang CM, Zhu YX, Song GF *et al*. Spatiotemporal pattern of phytoplankton community structure and its determining factors in the channel of the middle route of South-to-North Water Diversion Project. *J Lake Sci*, 2021, **33**(3): 675-686. DOI:10.18307/2021.0305. [张春梅, 朱宇轩, 宋高飞等. 南水北调中线干渠浮游植物群落时空格局及其决定因子. 湖泊科学, 2021, **33**(3): 675-686.]

[9] Walsh JJ, Dieterle DA, Lenes J. A numerical analysis of carbon dynamics of the Southern Ocean phytoplankton community: the roles of light and grazing in effecting both sequestration of atmospheric CO_2 and food availability to larval krill. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers*, 2001, **48**(1): 1-48. DOI:10.1016/s0967-0637(00)00032-7.

[10] Xia YF, Hu XD, Xu JX *et al*. Seasonal succession of phytoplankton functional group and assessment of water quality in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2019, **31**(1): 134-146. DOI:10.18307/2019.0113. [夏莹霏, 胡晓东, 徐季雄等. 太湖浮游植物功能群季节演替特征及水质评价. 湖泊科学, 2019, **31**(1): 134-146.]

[11] Wang XL, Zhang M, Yin J. Composition and influential factors of phytoplankton function groups in Lake Chaohu. *J Lake Sci*, 2018, **30**(2): 431-440. DOI:10.18307/2018.0214. [王徐林, 张民, 殷进. 巢湖浮游藻类功能群的组成特性及其影响因素. 湖泊科学, 2018, **30**(2): 431-440.]

[12] Gao Y, Pan JZ, Li Yong *et al*. Spatio-temporal distribution of phytoplankton and environmental factors in the north part of Lake Gehu(Jiangsu) after muti-treatment. *J Lake Sci*, 2015, **27**(4): 649-656. DOI:10.18307/2015.0413. [高亚, 潘继征, 李勇等. 江苏滆湖北部区整治后浮游植物时空分布及环境因子变化规律. 湖泊科学, 2015, **27**(4): 649-656.]

[13] Xiong L, Liu DY, Wang JL *et al*. Phytoplankton community structure in Lake Taiping of Anhui Province. *J Lake Sci*, 2016, **28**(5): 1066-1077. DOI:10.18307/2016.0517. [熊莲, 刘冬燕, 王俊莉等. 安徽太平湖浮游植物群落结构. 湖泊科学, 2016, **28**(5): 1066-1077.]

[14] Zhang YK, Liang X, He CH *et al*. Interrelationships between algal community and nutrient concentrations in different seasons in Lake Dianshan. *J Lake Sci*, 2011, **23**(5): 747-752. DOI:10.18307/2011.0512. [张亚克, 梁霞, 何池全等. 淀山湖不同季节营养盐含量与藻类群落的相互关系. 湖泊科学, 2011, **23**(5): 747-752.]

[15] Chen ZJ, Ruan RL, Han CL *et al*. Pre-plan system for saltwater intrusion into water sources area of Yangtze Estuary. *Water Resources Protection*, 2019, **35**(5): 52-58. [陈祖军, 阮仁良, 韩昌来等. 长江口水源地咸潮入侵应对预案体系. 水资源保护, 2019, **35**(5): 52-58.]

[16] Tong J. Characteristics and variation rules of raw water quality for Jinze Reservoir and upstream water. *Water Purification Technology*, 2020, **39**(1): 58-68. [童俊. 金泽水库及其上游来水水质特征及变化规律. 净水技术, 2020, **39**(1): 58-68.]

[17] Zhu YP. Practice of water source management and raw water system safeguard in Shanghai. *Water & Wastewater Engineering*, 2021, **57**(7): 12-19. [朱宜平. 上海市水源地管理与原水系统保障实践. 给水排水, 2021, **57**(7): 12-19.]

[18] Zhang JL. The Research of community structure of phytoplankton in Shanghai Qingcaosha Reservoir and arounding waters [Dissertation]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2017. [张家路. 上海青草沙水库及周边水域浮游植物群落结构的研究[学位论文]. 上海: 上海海洋大学, 2017.]

[19] Yang DS. Characteristics and treatment measures of raw water of Zhongyangsha Reservoir and Qingcaosha Reservoir. *Water Technology*, 2018, **12**(1): 48-51. [杨冬顺. 中央沙水库与青草沙水库原水水质特征与处理对策. 供水技术, 2018, **12**(1): 48-51.]

[20] Cheng M, Zhang YP, Zhang B *et al*. Characteristics of occurrence of organic matters and nutrient salts in surrounding waters of a Newly Built Reservoir. *Water Purification Technology*, 2019, **38**(7): 71-77. [程铭, 张永鹏, 张波等. 新建水源库区周边水域有机物及营养盐赋存特征分析. 净水技术, 2019, **38**(7): 71-77.]

[21] Huang XF ed. Survey, observation and analysis of lake ecology. Beijing: Standards Press of China, 2000. [黄祥飞. 湖泊生态调查观测与分析. 北京: 中国标准出版社, 2000.]

[22] Zhao W ed. Aquatic biology. Beijing: China Agriculture Press, 2005. [赵文. 水生生物学. 北京: 中国农业出版社, 2005.]

[23] Wang QX ed. Atlas of algae in Shanghai Jiuduansha wetland nature reserve and its adjacent waters. Beijng: Science Press 2008. [王全喜. 上海九段沙湿地自然保护区及其附近水域藻类图集(精). 北京:科学出版社, 2008.]

[24] Wang QX ed. The freshwater algae of China: Xanthophyta. Beijing: Science Press, 2007. [王全喜. 中国淡水藻志: 黄藻门. 北京: 科学出版社, 2007.]

[25] Hu HJ, Wei YX eds. The freshwater algae of China: Systematics, taxonomy and ecology. Beijing: Science Press, 2006. [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.]

[26] Editorial board of "Monitoring and Analysis Methods of Water and Wastewater", Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China eds. Monitoring and analysis methods of water and wastewater (4th edition). Beijing: China Environmental Science Press, 2002. [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.]

[27] Li XR, Mei PW, Wang L *et al*. Optimization of the experimental parameters in the determination of chlorophyll-a in water using acetone extraction spectrophotometry. *Environmental Monitoring and Forewarning*, 2016, **8**(3): 25-27, 42. [李旭冉, 梅鹏蔚, 王琳等. 丙酮萃取分光光度法测定水中叶绿素a实验条件的优化. 环境监控与预警, 2016, **8**(3): 25-27, 42.]

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

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

[30] Deng JM, Cai YJ, Chen YW *et al*. Structure of phytoplankton community and its relationship with environment factors in Lake Honghu. *J Lake Sci*, 2010, **22**(1): 70-78. DOI:10.18307/2010.0110. [邓建明, 蔡永久, 陈宇炜等. 洪湖浮游植物群落结构及其与环境因子的关系. 湖泊科学, 2010, **22**(1): 70-78.]

[31] Shen HT, Liu CQ. Canonical correspondence analysis of phytoplankton community and its environmental factors in the Lake Baiyangdian. *J Lake Sci*, 2008, **20**(6): 773-779. DOI:10.18307/2008.0616. [沈会涛, 刘存歧. 白洋淀浮游植物群落及其与环境因子的典范对应分析. 湖泊科学, 2008, **20**(6): 773-779.]

[32] Muylaert K, Sabbe K, Vyverman W. Spatial and temporal dynamics of phytoplankton communities in a freshwater tidal estuary (Schelde, Belgium). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2000, **50**(5): 673-687. DOI:10.1006/ecss.2000.0590.

[33] Zhang Y, Liu L, Cai YJ *et al*. Benthic macroinvertebrate community structure in rivers and streams of Lake Taihu Basin and environmental determinants. *China Environmental Science*, 2015, **35**(5): 1535-1546. [张又, 刘凌, 蔡永久等. 太湖流域河流及溪流大型底栖动物群落结构及影响因素. 中国环境科学, 2015, **35**(5): 1535-1546.]

[34] Yuan YX. Phytoplankton community structure and analysis of correlations with environmental factors in Xiaoxingkai Lake [Dissertation]. Heilongjiang: Northeast Forestry University, 2013. [袁宇翔. 小兴凯湖浮游植物群落结构及其与环境因子的相关性研究[学位论文]. 黑龙江:东北林业大学, 2013.]

[35] Liu XP, Zhang W, Wang LQ *et al*. Structure of phytoplankton community and its relationship with environmental factors in Qingcaosha Reservoir. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2015, **24**(4): 532-543. [刘歆璞, 张玮, 王丽卿等. 青草沙水库浮游植物群落结构及其与环境因子的关系. 上海海洋大学学报, 2015, **24**(4): 532-543.]

[36] Wu T, Li LH, Gong QW *et al*. Community structure of phytoplankton and their canonical correspondence analysis with environmental factors in Qingcaosha Reservoir. *Journal of Water Resources Research*, 2017, **6**(3): 254-264. [吴婷, 李灵慧, 龚庆碗等. 青草沙水库浮游植物群落特征与水环境因子的典范对应分析. 水资源研究, 2017, **6**(3): 254-264.]

[37] Yan WY, Wang SX, Gu J *et al*. Composition of planktonic algae community and its relationship with environmental factors in Qingcaosha Reservoir. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2017, **26**(1): 75-84. [严文逸, 王绍祥, 顾静等. 青草沙水库浮游藻类群落组成及其与环境因子的关系. 上海海洋大学学报, 2017, **26**(1): 75-84.]

[38] Oliver RL, Ganf GG eds. Freshwater blooms. In: The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space. New York: Springer-Verlag, 2000: 149-194.

[39] Guo JQ, Zhang GC, Chu CY *et al*. The input of nutrients through the Yangtze River and its effect on nutrient concentrations and structures of the Yangtze Estuary. *Marine Environmental Science*, 2020, **39**(1): 59-65, 74. [郭金强, 张桂成, 褚春莹等. 长江水体营养盐输入及对长江口海域营养盐浓度和结构的影响. 海洋环境科学, 2020, **39**(1): 59-65, 74.]

[40] Li FP, Gao Y, Zhang HP *et al*. Simulation experiment on the effect of flow velocity on phytoplankton growth and composition. *J Lake Sci*, 2015, **27**(1): 44-49. DOI:10.18307/2015.0106. [李飞鹏, 高雅, 张海平等. 流速对浮游藻类生长和种群变化影响的模拟试验. 湖泊科学, 2015, **27**(1): 44-49.]

[41] Ren H, Tian T, Yang YF *et al*. Spatial and temporal distribution of phytoplankton community and its relationship with environment factors in Nansha's Rivers, Pearl River estuary. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, **37**(22): 7729-7740. [任辉, 田恬, 杨宇峰等. 珠江口南沙河涌浮游植物群落结构时空变化及其与环境因子的关系. 生态学报, 2017, **37**(22): 7729-7740.]

[42] Ioriya T, Inoue S, Haga M *et al*. Change of chemical and biological water environment at a newly constructed reservoir. *Water Science and Technology*, 1998, **37**(2): 187-194. DOI:10.1016/s0273-1223(98)00023-7.

[43] Trombetta T, Vidussi F, Mas S *et al*. Water temperature drives phytoplankton blooms in coastal waters. *PLoS One*, 2019, **14**(4). DOI:10.1371/journal.pone.0214933.

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

[45] Liu HJ, Huang YJ, Zhai WD *et al*. Phytoplankton communities and its controlling factors in summer and autumn in the southern Yellow Sea, China. *Acta Oceanologica Sinica*, 2015, **34**(2): 114-123. DOI:10.1007/s13131-015-0620-0.

[46] Silva LHS, Huszar VLM, Marinho MM *et al*. Drivers of phytoplankton, bacterioplankton, and zooplankton carbon biomass in tropical hydroelectric reservoirs. *Limnologica*, 2014, **48**:1-10. DOI:10.1016/j.limno.2014.04.004.

[47] Santos JBO, Silva LHS, Branco CWC *et al*. The roles of environmental conditions and geographical distances on the species turnover of the whole phytoplankton and zooplankton communities and their subsets in tropical reservoirs. *Hydrobiologia*, 2016, **764**(1): 171-186. DOI:10.1007/s10750-015-2296-z.

[48] Beaver JR, Scotese KC, Minerovic AD *et al*. Land use patterns, ecoregion and phytoplankton relationships in productive Ohio reservoirs. *Inland Waters*, 2012, **2**(2): 101-108. DOI:10.5268/iw-2.2.481.

[49] Zohary T, Flaim G, Sommer U. Temperature and the size of freshwater phytoplankton. *Hydrobiologia*, 2021, **848**(1): 143-155. DOI:10.1007/s10750-020-04246-6.

[50] Yamamoto Y, Nakahara H. The formation and degradation of cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae* blooms: the importance of pH, water temperature, and day length. *Limnology*, 2005, **6**(1): 1-6. DOI:10.1007/s10201-004-0138-1.

[51] Fang LJ, Liu DF, Yang ZJ *et al*. Effects of water temperature on the phytoplankton community structure. *Environmental Science & Technology*, 2014, **37**(S2): 45-50. [方丽娟, 刘德富, 杨正健等. 水温对浮游植物群落结构的影响实验研究. 环境科学与技术, 2014, **37**(S2): 45-50.]

[52] Qin BQ, Deng JM, Shi K *et al*. Extreme climate anomalies enhancing cyanobacterial blooms in eutrophic Lake Taihu, China. *Water Resources Research*, 2021, **57**(7). DOI:10.1029/2020wr029371.

[53] Paerl HW. Physiological ecology and regulation of N_2 fixation in natural-waters. *Advances in Microbial Ecology*, 1990, **11**: 305-344.

[54] Grover JP. Stoichiometry, herbivory and competition for nutrients: Simple models based on planktonic ecosystems. *Journal of Theoretical Biology*, 2002, **214**(4): 599-618. DOI:10.1006/jtbi.2001.2488.

[55] Ilyash LV, Zapara EV. Competition of two marine diatom algae for urea and nitrate nitrogen under three levels of irradiance. *Zhurnal Obshchei Biologii*, 2006, **67**(6): 464-475.

[56] Yang YX, Tang F, Su XL *et al*. Identification and evaluation of a dominant alga from municipal wastewater in removal of nutrients. *Water Science and Technology*, 2016, **74**(11): 2727-2735. DOI:10.2166/wst.2016.437.

[57] Cardoso LD, Marques DD. Hydrodynamics-driven plankton community in a shallow lake. *Aquatic Ecology*, 2009, **43**(1): 73-84. DOI:10.1007/s10452-007-9151-x.

[58] Liu XX, Chen Li, Jiang YN *et al*. Spatiotemporal variation of phytoplankton communities and their relationship with environmental factors in Lake Fuxian. *J Lake Sci*, 2020, **32**(3): 793-803. DOI:10.18307/2020.0319. [刘晓曦, 陈丽, 蒋伊能等. 抚仙湖浮游植物群落时空变化特征及其与环境因子的关系. 湖泊科学, 2020, **32**(3): 793-803.]

[59] Gao JT, Wu FC, He GH *et al*. Phytoplankton community characteristics and environmental driving factors of urban lakes in cold regions. *Environmental Science & Technology*, 2021: 1-10. [高静湉, 毋凡琛, 何桂豪等. 寒区城市湖泊浮游植物群落特征及环境驱动因子. 环境科学与技术, 2021: 1-10.]

[60] Yang CT, Nan J, Yu HY *et al*. Embedded reservoir and constructed wetland for drinking water source protection: Effects on nutrient removal and phytoplankton succession. *Journal of Environmental Sciences*, 2020, **87**: 260-271. DOI: 10.1016/j.jes.2019.07.005.