

千岛湖浮游植物群落结构时空分布及其与环境因子的关系

胡忠军¹, 莫丹玫¹, 周小玉², 任丽萍³, 王金朋³, 何光喜³, 陈来生³, 刘其根¹

(1. 上海海洋大学农业部淡水水产种质资源重点实验室, 上海 201306;

2. 环境保护部南京环境科学研究所, 江苏南京 210042; 3. 杭州千岛湖发展集团有限公司, 浙江杭州 311700)

摘要:研究千岛湖浮游植物群落结构特征及其与主要环境因子的关联性, 为了解千岛湖水环境变动规律及水环境的保护与管理提供依据。沿水流方向在水库上中下游依次设置5个采样点, 2010年对千岛湖浮游植物群落开展了周年调查。共鉴定出浮游植物8门223种, 其物种数、密度和生物量均主要由硅藻、蓝藻和绿藻组成。不同浮游植物门类物种数、密度和生物量组成比例站点间无显著差异; 群落总密度和生物量站点间无显著差异, 但有显著的季节变化, 它们的垂直分布均呈现先增加后下降的趋势, 在4~8 m水层具有最大值。Shannon多样性和Pielou均匀度指数在空间和季节间均无显著差异, 但Margalef丰富度指数存在显著的季节和空间差异。聚类分析(CA)和多维尺度分析(MDS)表明, 藻类物种组成在站点间无显著差异, 但具有显著的季节变化, 即分化为春季、冬季和夏秋季3种群落类型, 春季群落主要特征种为颗粒直链藻及其狭窄变种和尖尾蓝隐藻, 冬季为水华鱼腥藻、颗粒直链藻狭窄变种和脆杆藻, 夏秋群落为网状空星藻、水华鱼腥藻和梅尼小环藻。相关性分析表明, 浮游植物密度和生物量与水温、pH值、 COD_{Mn} 和Chl-a显著正相关, 与SD和DO显著负相关; 生物量与 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 显著正相关。典范对应分析(CCA)显示, 水温、DO和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 及pH值是影响浮游植物时空分布的主要因子。

关键词:浮游植物; 群落结构; 时空分布; 环境因子; 新安江水库

中图分类号: Q142, S932.7, X131.3

文献标志码: A

文章编号: 1674-3075(2017)05-0046-09

浮游植物是湖泊生态系统的初级生产者, 其种类和数量的变化直接影响到水域生态系统的结构和功能, 对维护水域生态系统的健康与稳定起着重要的作用(李大命等, 2014)。浮游植物的种类组成、分布及优势种的演替均与水环境因子有着密切的关系(李秋华, 2009), 因而对水环境的变化具有良好的指示作用, 但浮游植物与环境因子之间的关系, 也受到多种水文、理化环境因子或水动力学及食物网结构的影响, 从而在不同的水体、不同的地理位置都可能存在显著的差别(李德亮等, 2012; 吴卫菊等, 2012; 盛海燕等, 2014)。因此了解水体中浮游植物的变化规律, 可为水环境保护提供重要的依据。

千岛湖, 原名新安江水库, 位于浙江省西部山区与安徽省交界处, 地处亚热带中部东南沿海季风区,

气候温暖, 四季分明, 雨量充沛, 年平均气温约17℃(胡忠军等, 2010)。水位高程108 m时其水域面积达573 km², 库容量达178.4亿m³, 其水资源量约占钱塘江流域水资源量的30%, 是钱塘江的重要水源地。因其周围群山环绕、植被茂盛, 水质多年来一直达到国家Ⅰ类和Ⅱ类地表水标准。然而在1998和1999年, 千岛湖也连续暴发了2次大面积的蓝藻水华, 据研究, 鲢鳙生物量的减少可能是其中的主要原因(刘其根等, 2007)。为了解千岛湖的水质变动规律, 特别是“鱼-水”之间的相互关系, 不同学者对千岛湖浮游植物的时空变化、坝前藻类密度的垂直分布及藻类现存量与环境因子的关系开展了研究(张雅燕, 2002; 吴志旭等, 2012; 兰佳等, 2014), 但这些研究对浮游植物群落结构特征的阐述不够详尽, 对其与环境因子的相关性分析也过于简单, 尚缺少利用多变量统计方法开展定量分析。多变量统计方法如典范对应分析、多维尺度分析和聚类分析被广泛应用于水生生物生态学研究, 是探讨浮游植物的组成与动态及其与环境因子关系的有用工具(李秋华, 2009; 费骥慧, 2012)。本研究通过2010年对千岛湖浮游植物的逐月周年调查, 并采用多变量统计分析探讨了千岛湖浮游植物群落结构特征及其与主要环境因子的关联性, 为了解千岛湖水环境变

收稿日期: 2016-05-03 修回日期: 2017-04-21

基金项目:公益性行业(农业)专项“湖泊水库养殖容量及生态增殖技术研究与示范”(201303056); 国家自然科学基金(31072218); 国家科技支撑项目“水库生态保水渔业及水环境调控技术研究与示范(2015BAD13B02)”; 上海高校知识服务平台上海海洋大学水产动物遗传育种中心(ZF1206)。

作者简介:胡忠军, 1975年生, 男, 博士, 副教授, 研究方向为水域生态学。E-mail: zjhu@shou.edu.cn

通信作者:刘其根, 博士, 教授。E-mail: qgliu@shou.edu.cn

动规律及水环境的保护与管理提供依据。

1 材料与方法

1.1 采样点设置

基于千岛湖的水流方向和动力学特点,沿水流方向在水库上中下游依次设置 5 个采样点。水库河流区:S1(宅上,位于上游西北湖区);水库过渡区:S3(温馨岛,中游中心湖区)、S4(猴岛,中游中心湖区);湖泊区:S8(姥山,下游东南湖区)和 S9(密山,下游东南湖区)(图 1)。

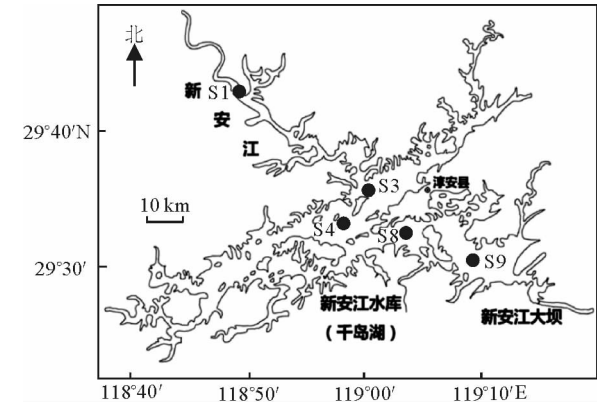


图 1 千岛湖采样点分布

Fig. 1 Location of the five sampling sites in Qiandao Lake

1.2 样品采集与处理

2010 年 1 月至 2010 年 12 月,逐月在千岛湖 5 个采样点进行浮游植物样品采集。S1、S4 和 S9 站点平均水深分别为 29、45 和 54 m,按 0.5、4、8、12、16、20、25、30、35、40、45、50 m 分别采集 7、8 和 12 个水层的样品。S3 和 S8 站点平均水深分别为 43 和 46 m,分别采集 7 个水层的水样进行混合。得到不同水深处水样或混合水样各 1 L,样品采集完后立即加入鲁哥试剂(15%)和福尔马林(4%)并带回实验室。光学显微镜下进行种类鉴定和细胞计数,参照《中国淡水藻类:系统、分类及生态》和《中国淡水藻志》(章宗涉, 1991)进行种类鉴定,并计算出浮游植物生物密度和生物量(Hillebrand et al, 1999)。

采样现场记录采样时间、天气、水色,测定水温(T)、溶解氧(DO)、pH 值以及透明度(SD),实验室检测总氮(TN, HJ 636-2012)、总磷(TP, GB 11893-89)、硝酸盐氮(NO_3^- -N, HJ/T 346-2007)、亚硝酸盐氮(NO_2^- -N, GB 7493-87)、总氨氮(TAN, HJ 535-2009)、高锰酸盐指数(COD_{Mn} , HJ/T 132-2003)、叶绿素 a(Chl-a)以及硅酸盐(SiO_3^{2-} -Si, MS/GWDC-SI-03-2008)。

1.3 数据分析

运用 Shannon-Wiener 多样性指数(H')、Pielou 均匀度指数(J)、Margalef 丰富度指数(R)以及优势度指数(Y)计算浮游植物群落特征(Lampitt et al, 1993; Belaoussoff et al, 2003),计算公式:

$$H' = - \sum (n_i/N) \ln (n_i/N) \tag{1}$$

$$J = H'/\ln S \tag{2}$$

$$R = (S - 1)/\ln N \tag{3}$$

$$Y = n_i/N \times f_i \tag{4}$$

式中: n_i 为第*i*种藻类的个数; N 为所有藻类总个数; S 为样品中藻类种类数; f_i 为第*i*种藻类在各样点出现的频率。本文将优势度 $Y > 0.02$ 的藻类定为优势种。

采用多样本配对非参数检验(Friedman 检验)分析物种数、0.5 m 和 4 m 水层密度和生物量在分层采样站点(S1、S4 和 S9)间的差异,同样采用 Friedman 检验分析密度和生物量不同门类组成百分比在 5 个站点间的差异。采用双因素方差分析探讨密度、生物量和各种多样性指数在季节和站点间差异。浮游植物物种数量组成的时空差异采用 PRIMER 软件进行聚类(CA)和多维尺度(MDS)分析,采用压力系数(Stress)检验 MDS 的拟合优度,应用 ANOSIM 相似性分析检验不同群落类型间差异的显著性,并应用 SIMPER 相似性百分比分析浮游植物物种对群落类型内相似性和类型间相异性的平均贡献率,将贡献率 $\geq 5\%$ 的物种定义为主要特征种类(费骥慧, 2012)。采用 Canoco for Windows 4.5 软件开展典范对应分析(CCA)以探讨环境因子对浮游植物分布的影响,其中用于 CCA 排序的物种为各站点优势种。CCA、CA 和 MDS 分析前对物种数据和环境因子(不包括 pH)进行 log 转换(王宇飞等, 2015),后 2 种分析中以 Bray-Curtis 相异性作为距离指标。

2 结果与分析

2010 年 1 - 12 月千岛湖各采样点理化因子平均值见表 1。

2.1 不同站点浮游植物组成

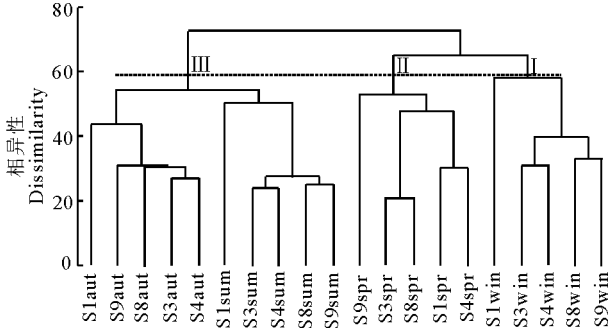
调查期间共发现浮游藻类 223 种,隶属于绿藻门(Chlorophyta)、硅藻门(Bacillariophyta)、蓝藻门(Cyanophyta)、隐藻门(Cryptophyta)、裸藻门(Euglenophyta)、黄藻门(Xanthophyta)、甲藻门(Pyrrophyta)和金藻门(Chrysophyta)。浮游植物以绿藻门物种数最为丰富,共 96 种,占 43.05%;其次为硅藻

表 1 2010 年千岛湖各采样点理化因子平均值

Tab.1 Spatial variations in physicochemical properties of Qiandao Lake in 2010(Average value)

采样点	SD/ m	T/ ℃	pH	DO/ mg · L ⁻¹	COD _{Mn} / mg · L ⁻¹	TN/ mg · L ⁻¹	NO ₃ ⁻ -N/ mg · L ⁻¹	TAN/ mg · L ⁻¹	NO ₂ ⁻ -N/ mg · L ⁻¹	TP/ mg · L ⁻¹	SiO ₃ ²⁻ -Si/ mg · L ⁻¹	Chl-a/ μg · L ⁻¹
S1	2.983	17.227	8.061	6.748	1.043	1.226	1.009	0.082	0.016	0.026	6.028	2.615
S3	4.167	15.713	7.878	7.267	0.949	0.941	0.806	0.083	0.007	0.015	4.639	3.437
S4	4.542	15.881	7.807	7.640	0.897	0.942	0.828	0.075	0.007	0.013	5.143	2.282
S8	6.383	15.210	7.826	7.790	0.838	0.888	0.767	0.090	0.006	0.013	4.118	2.115
S9	7.508	13.985	7.747	7.700	0.81	0.877	0.793	0.076	0.004	0.010	3.908	1.572

门(72种、32.29%)和蓝藻门(33种、14.8%),裸藻门(7种、3.14%)、甲藻门(5种、2.24%)、金藻门(4种、1.79%)、隐藻门(4种、1.79%)和黄藻门(2种、0.90%)物种数均很少。各站点间浮游藻类种类存在着一定的差异,以S1站点种类最为丰富(186种),其次是S4站点(161种),再次是S9站点(137种),种类最少的为S3(83种)和S8站点(84种)(图2)。S1、S4和S9之间不同浮游植物门类物种数组成不存在显著差异(Friedman检验, $X^2=3.111$, $df=2$, $P=0.211$),S3和S8之间差异也不显著(Wilcoxon符号检验, $Z=0.272$, $P=0.785$)。



S1、S3、S4、S8、S9 为站点代码,站点代码后字母 spr,sum,aut,win 分别代表春、夏、秋、冬季,该图中的站点信息用于图 4 中的多维尺度分析。

图 3 2010 年千岛湖浮游植物群落聚类

The cluster elements are named according to station number and season. Station information is used for non-metric multidimensional scaling (MDS) displayed in Fig. 4

Fig.3 Dendrogram of phytoplankton communities of Qiandao Lake in 2010

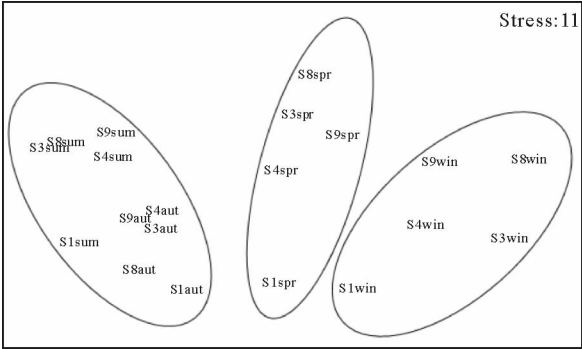


图 4 2010 年千岛湖浮游植物群落结构多维尺度分析

Fig. 4 Non-metric multidimensional scaling (MDS) scatterplot based on phytoplankton community density in Qiandao Lake in 2010

图 2 千岛湖各采样站点浮游藻类种类组成
Fig.2 Phytoplankton community composition at each sampling station in Qiandao Lake

2.2 浮游植物群落组成的时空差异

聚类分析表明,千岛湖浮游植物群落可以划分为 3 个类型,即夏秋季(CⅢ)、春季(CⅡ)和冬季(CⅠ)各聚为 1 类(图 3)。相似性分析(ANOSIM)表明不同浮游植物群落类型间差异极显著($R=0.947$, $P<0.001$)。不同群落类型两两间差异也极显著($R_{CⅠ/CⅡ}=0.808$, $P<0.008$; $R_{CⅡ/CⅢ}=0.991$, $P<0.001$; $R_{CⅠ/CⅢ}=0.968$, $P<0.001$)。多维尺度分析(MDS)(图 4)的压力系数(stress)为 0.11,表明上述群落划分可行。

SIMPER 分析表明,春季、冬季以及夏秋季群落内相似性分别为 54.48%、54.18%、53.71%。春季群落的主要特征种为颗粒直链藻狭窄变种 *Melosira granulata* var. *angustissima*(20.40%)、颗粒直链藻

Melosira granulata (13.05%)、尖尾蓝隐藻 *Chroomonas acuta*(11.43%)、水华束丝藻 *Aphanizomenon flos-aquae*(7.75%)、梅尼小环藻 *Cyclotella meneghiniana* (6.02%)和极微小环藻 *Cyclotella atomus* (5.93%),对群落内平均相似性贡献率为 64.58%;冬季为水华鱼腥藻 *Anabaena flos-aquae* (21.31%)、颗粒直链藻狭窄变种(11.00%)、脆杆藻 *Fragilaria* (10.31%)、尖尾蓝隐藻 (8.52%)、假鱼腥藻

Pseudanabaena (6.40%)、梅尼小环藻 (6.10%) 和短小曲壳藻 *Achnanthes exigua* (5.57%), 对群落内平均相似性贡献率为 69.21%; 夏秋季为网状空星藻 *Coelastrum reticulatum* (9.61%)、水华鱼腥藻 (8.72%) 和梅尼小环藻 (8.40%), 对群落内平均相似性贡献率为 69.21%。

2.3 浮游植物现存量时空变化

2.3.1 现存量的季节和水平空间变化 2010 年千岛湖各站点浮游植物密度 $1.039 \times 10^6 \sim 3.034 \times 10^6$ 个/L, 年均值 $(2.044 \pm 0.788) \times 10^6$ 个/L。全年藻细胞数量主要由蓝藻、硅藻和绿藻组成, 其中蓝藻在密度上占绝对优势 (47.13%), 其次为硅藻门 (29.86%) 和绿藻门 (19.72%), 其他 5 个门的密度均低于 2.41% (图 5)。生物量亦主要由硅藻、蓝藻和绿藻组成, 其中硅藻占绝对优势 (50.46%), 其次为绿藻门 (22.37%) 和蓝藻门 (18.86%), 其他 5 个门的生物量均低于 3.22% (图 5)。硅藻密度和生物量比例 S1 站点高于其他站点, 蓝藻密度和生物量

比例 S3 和 S8 站点高于其他站点, 但不同浮游植物门类的密度 (Friedman 检验: $X^2 = 7.190, df = 4, P = 0.126$) 和生物量 ($X^2 = 4.201, df = 4, P = 0.379$) 组成比例在站点间均无显著差异。

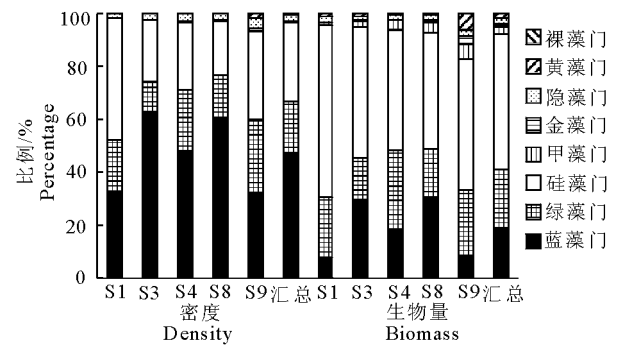


图 5 千岛湖不同站点浮游植物生物密度与生物量各门类所占比例
Fig. 5 Percentage composition of phytoplankton community density and biomass at each sampling station of Qiandao Lake

表 2 千岛湖浮游植物生物量与生物密度的季节变化

Tab. 2 Seasonal changes of phytoplankton density, biomass and diversity index in Qiandao Lake

季节	密度/ 10 ⁴ 个 · L ⁻¹	生物量/ mg · L ⁻¹	Shannon 多样性指数	Pielou 均匀度指数	Margalef 丰富度指数
春季	261.86 ± 91.86 ^a	0.72 ± 0.21 ^{ab}	1.80 ± 0.16 ^a	0.60 ± 0.04 ^a	22.86 ± 10.11 ^b
夏季	333.24 ± 48.79 ^a	0.88 ± 0.09 ^a	3.30 ± 1.20 ^a	1.06 ± 0.40 ^a	48.61 ± 15.36 ^a
秋季	203.05 ± 32.26 ^a	0.42 ± 0.08 ^{bc}	2.14 ± 0.10 ^a	0.65 ± 0.03 ^a	15.89 ± 5.37 ^{bc}
冬季	39.55 ± 9.68 ^b	0.13 ± 0.02 ^c	1.95 ± 0.11 ^a	0.67 ± 0.03 ^a	7.56 ± 1.53 ^c

注: 同列数值中上标字母不同表示差异显著。
Note: Values in the same line with different superscripts mean a significant difference.

密度 ($F = 1.325, P = 0.277$) 及生物量 ($F = 0.975, P = 0.432$) 在站点间无显著差异, 但均存在明显的季节变化 (密度: $F = 5.123, P < 0.05$; 生物量: $F = 7.175, P < 0.001$), 季节和站点对密度 ($F = 0.787, P = 0.660$) 和生物量 ($F = 0.830, P = 0.620$) 无交互作用。多重比较显示, 春夏秋 3 个季节的密度显著高于冬季, 生物量夏季显著高于秋冬两季、春季显著高于冬季 (表 2)。

2.3.2 现存量的垂直分布 千岛湖浮游藻类密度和生物量的垂直变化见图 6。S9 站点 8 m 水层浮游藻类密度比 4 m 水层略有增加, 其他 2 个站点相反。除此之外, 3 个站点藻类密度的垂直变化格局基本一致, 随着水深的增加, 藻类密度在 0~4 m 水层呈增加趋势, 4~25 m 水层下降幅度较大, 25~30 m 水层下降缓慢 (图 6a)。随水深增加, 除 16 m (或 20 m)~30 m 水层藻类生物量下降速度比密度要大之外, 生物量的垂直变化规律与密度的基本相似; 30

~50 m 水层 S9 站点密度和生物量均是先下降后缓慢增加。0.5 m 水层密度 (Friedman 检验: $X^2 = 0.500, df = 2, P = 0.779$) 和生物量 ($X^2 = 5.167, df = 2, P = 0.076$) 站点间均无显著差异, 4 m 水层亦如此 (密度: $X^2 = 3.167, df = 2, P = 0.205$; 生物量: $X^2 = 1.167, df = 2, P = 0.558$)。

2.4 多样性的季节和水平空间变化

多样性和均匀度指数在站点 (F 均 $< 0.753, P$ 均 > 0.05) 和季节间 (F 均 $< 1.245, P$ 均 > 0.05) 均不存在显著性差异, 两者也无交互作用 (F 均 $< 1.035, P$ 均 > 0.05)。丰富度指数在站点 ($F = 37.448, P < 0.001$) 及季节 ($F = 18.521, P < 0.001$) 间均存在极显著的差异, 且存在交互作用 ($F = 9.571, P < 0.001$)。丰富度指数夏季显著高于其他 3 季, 春季显著高于冬季 (表 2)。

2.5 浮游植物与环境因子的关系

相关性分析表明, 千岛湖浮游植物密度和生物

量与 T、pH 值、Chl-a 及 COD_{Mn} 显著正相关,与 SD 和 DO 显著负相关,而与 TN、TP 及三态氮均无显著相

关关系;生物量还与 SiO₃²⁻-Si 显著正相关(表 3)。

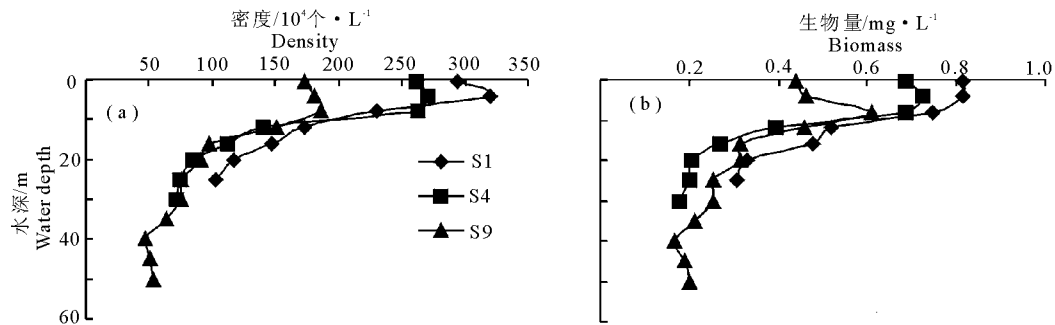


图 6 千岛湖浮游藻类密度(a)和生物量(b)的垂直变化
Fig. 6 Vertical distribution of phytoplankton density (a) and biomass (b) in Qiandao Lake

表 3 千岛湖浮游植物现存量与环境因子的相关性分析

现存量	SD	T	pH	DO	COD _{Mn}	Chl-a	SiO ₃ ²⁻ -Si
密度	-0.365 **	0.543 ***	0.265 *	-0.454 ***	0.366 **	0.335 **	0.210
生物量	-0.366 **	0.563 ***	0.409 **	-0.453 ***	0.326 *	0.322 *	0.294 *

注:***表示 $P < 0.001$, 为极显著差异; **表示 $P < 0.01$, 为极显著差异; *表示 $P < 0.05$, 为显著差异
Note: *** extremely significant difference ($P < 0.001$); ** highly significant difference ($P < 0.01$); * significant difference ($P < 0.05$).

典范对应分析(CCA)前两个排序轴的特征值分别为 0.228 和 0.077,共解释了浮游植物数据 42.6% 的方差值。T (- 0.785)、DO (0.644)、NO₃⁻-N (0.538)、COD_{Mn} (- 0.356)、TAN (- 0.391)、Chl-a (- 0.278)主要贡献于第一排序轴,pH(0.530)、SiO₃²⁻-Si(0.376)主要贡献于第二排序轴,前两轴中物种与环境关系的累积百分比为 75.4% (图 7)。

绿藻门的网状空星藻(B1)、双对栅藻 *Scenedesmus bijuga* (B2)、卵囊藻 *Oocystis* (B3) 及蓝藻门的湖生色球藻 *Chroococcus limneticus* (A3) 与 T 正相关、与 DO 负相关,隐藻门的尖尾蓝隐藻(D1)与 T 负相关、与 DO 正相关;硅藻门的极微小环藻(C2)及蓝藻门的水华束丝藻(A1)与 SD 呈正相关;尖针杆藻 *Synedra acus* (C4)、克洛脆杆藻 *Fragilaria crotomensis* (C5)、短小曲壳藻(C6)与 SiO₃²⁻-Si 呈正相关。

3 讨论

3.1 浮游植物的群落结构特征

本研究中鉴定出的藻类主要由绿藻、硅藻、蓝藻组成,共鉴定出 13 种优势种,多为常见的温带小型藻类如小环藻、曲壳藻、脆杆藻和尖尾蓝隐藻等,尤其是硅藻门的梅尼小环藻,全年都是优势种,同时也存在着如颗粒直链藻狭窄变种、水华束丝藻和水华鱼腥藻等群体性种类,说明千岛湖浮游植物呈现出

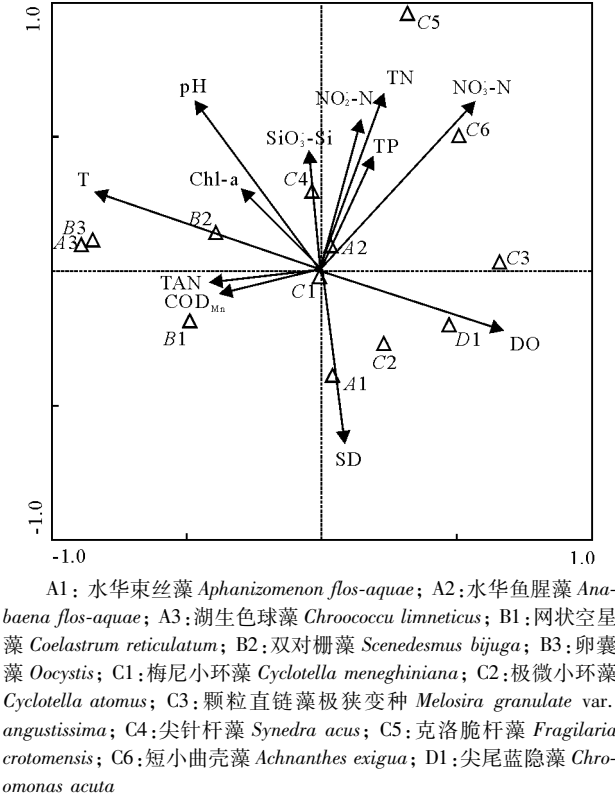


图 7 千岛湖浮游植物与环境因子的 CCA 排序
Fig. 7 CCA ordination biplot of phytoplankton species and environmental variables in Qiandao Lake

了一定的小型化格局,但小型化程度还不典型。通常在寡营养与中营养湖泊,藻类优势种多以小型硅藻类为主,而随着水体营养程度的提高,藻类组成倾向于大型化,在富营养化湖泊,则通常都是以群体性

的蓝藻类(如鱼腥藻、束丝藻和微囊藻等)占优势;另外,鲢鳙牧食,也会导致藻类出现小型化倾向(Voros et al, 2007)。有关鲢鳙牧食导致藻类出现小型化的机制,现在一般都认为,可能是由于浮游动物被鲢鳙过度捕食而使其不能有效牧食小型藻类所导致。但千岛湖藻类小型化是否是鲢鳙放养所导致呢?要正确回答这一问题,需要建立在鲢鳙生物量的变化与藻类组成变化之间的相关性分析基础上,然而由于鱼类生物量的正确数据通常都难以获得,因此很少有人能开展这样的分析,致使鲢鳙与藻类的关系,多停留在主观判断的层面。就千岛湖目前的情形来看,一方面,千岛湖本身就是一个寡-中营养型湖泊,因此出现小型浮游植物占优势是此类湖泊的一种正常现象;另一方面,从监测的浮游动物结果(杨丽丽, 2012)来看,无论从其优势种组成还是生物量,也还没有充分证据证明存在着鲢鳙对浮游动物的过度捕食。相反,基于稳定性同位素技术、分子生物学监测技术对千岛湖鲢鳙食性的分析都表明,千岛湖鲢鳙摄食的浮游动物比例,虽然高于太湖等富营养化湖泊,但浮游动物即使在鳙食性中的比例也仅占 3 成左右(Oranich, 2015),何况目前千岛湖鲢鳙的绝对生物密度也并不高,据利用回声探测仪对全湖所作的估算,鲢鳙生物量应在 $(39.22 \pm 2.71) \text{ g/m}^2$ (假如按鲢鳙栖息水层 10 m 计算,其生物量仅为 3.9 g/m^3),因此将千岛湖藻类小型化归结为鱼类过多所引起似乎证据尚不充分。但鲢鳙作为水体中的优势鱼类,且其主要滤食藻类和浮游动物,因此完全忽略其对藻类群落的影响也是不客观的。而从水华束丝藻、水华鱼腥藻等群体性种类主要出现在冬季和春季的低水温季节来看,鲢鳙的存在可能对这些藻类起到了某种遏制,从而使其只能在鲢鳙牧食压力最低的季节出现。因此如果这些推断能得到证实的话,那恰恰说明,鲢鳙放养是有利于千岛湖水水质改善的。

由聚类分析结果可知,春季、冬季以及夏秋季各聚为一类,表明千岛湖浮游植物群落组成呈现出了不同的季节格局。春季群落以硅藻类(如梅尼小环藻、短小曲壳藻等)为主,同时也会有尖尾蓝隐藻与水华束丝藻等其他藻类。但尖尾蓝隐藻主要出现在下游的 S9 站点,可能与 S9 站点位于水库下游的湖泊区,水流相对较小、且其营养盐含量较低有关;初春季节水温较低,也尚未形成温跃层,因此硅藻常成为优势种类;春末夏初,蓝藻生物量也逐渐升高,这既是藻类对水温升高的响应,同时也是对春季梅雨

季节带入的大量外源性营养物的响应。夏秋两季随着水温的进一步升高,营养盐丰富,蓝藻逐渐占据优势,主要优势种有湖生色球藻、水华鱼腥藻和湖泊鞘丝藻等,但硅藻中的某些种类如梅尼小环藻等也仍占据着一定的优势。硅藻在夏秋季主要出现在 S1 站点。这可能是 S1 站点地处水库上游的河流区,不但常年都表现出较高的营养盐水平(吕焕春等, 2003),且水流流速较快,更适宜于硅藻的生长(Reynolds, 1994),因此 S1 站点密度和生物量都体现以硅藻为主且高于其他站点。冬季藻类组成,以水华鱼腥藻占绝对优势,同时也有一些硅藻门(梅尼小环藻、极微小环藻、颗粒直链藻和颗粒直链藻狭长变种)和隐藻门 1 种(尖尾蓝隐藻)优势种。水华鱼腥藻通常是春末夏初的优势种,具有相对较低的光饱和点和光抑制强度,但千岛湖冬季却出现了水华鱼腥藻占优势的情况。虽然一般而言,蓝藻喜高温,但实际上,某些特定的蓝藻种类也是可能在较低的光照和水温条件下出现的。不但千岛湖的城中湖曾在某年的 2 月出现过局部的微囊藻水华,在巢湖等水域,人们也曾见过冬季出现微囊藻水华等现象。因此某些蓝藻出现在低水温条件也是可能的。其次,随着全球气候变暖,对于千岛湖这样的大型水体,其冬季的绝对水温也并不低,如 2010 年 12 月千岛湖各采样点的水温仍在 14.5°C 以上,从而为水华鱼腥藻能在冬季出现提供了有利的环境条件(贾晓会等, 2011)。水华鱼腥藻通常是富营养化水体的优势种类,但从我们在千岛湖的监测数据来看,千岛湖冬季的氮磷含量绝对值并不高(TN $0.780 \sim 1.080 \text{ mg/L}$, TP $0.004 \sim 0.019 \text{ mg/L}$),这说明水华鱼腥藻并非总是在富营养化环境下才会大量生长。而其之所以在冬季的千岛湖出现,可能与冬季鲢鳙对藻类牧食压力最低有关。这种较低的牧食压力,加上其他适宜的环境条件,可能为其在冬季的大量繁殖提供了有利的环境组合。

3.2 浮游植物现存量的垂直与水平变化

从垂直分布来看,通常浮游植物最大生物量都出现在所谓的“次表层”。表层因为光照强度太大,反而使浮游植物的生长受抑而使其生物量降低(刘健康, 1999),千岛湖浮游植物的垂直分布(图 6)符合这一经典认识。但“次表层”究竟是什么水层呢?何志辉(2000)提出的浮游植物高峰出现在水面下 2 m。然而本研究结果显示,千岛湖浮游植物生物量高峰出现的深度远超过 2 m。水库上游河流区(S1)和过渡区(S4)的浮游植物最大生物量出现在

4 m 水层,而下游湖泊区(S9)的浮游植物最大生物量更是位于 8 m 水层(图 6),其差异主要与湖泊不同流域内藻类组成有关。水库上游河流区(S1)和过渡区(S4)中喜高温的蓝藻门和绿藻门比例较大,其主要分布在 0.5~6 m 水深(黄志敏等, 2014);而下游湖泊区(S9)浮游植物生物量在 0~8 m 水深时上升幅度明显大于其他 2 个站点,主要是因为 S9 站点存在一定比例的金藻门和黄藻门种类,这 2 门藻类属于中型藻类,主要分布在 0~8 m 的水层(潘继征等, 2009),所以 S9 站点浮游植物的生物量在此深度出现明显的上升趋势。吴志旭等(2012)报道新安江水库(千岛湖)浮游植物生物密度的最大值出现在夏季坝前站点的 10 m 水层,而本研究出现在湖泊区(S9),水层稍浅,这主要与采样点设置深度不同有关,吴志旭等采样深度为 5、10 和 15 m 等,而本研究为 4、8、12 m。但即便如此,也可以肯定的是,千岛湖浮游植物最高生物量出现的水层是一个比较深的水层(8 m 或更深),远大于通常意义上的“次表层”,这与千岛湖较高的 SD 有关(表 1),同时也从一个侧面反映了千岛湖优良的水质现状。另一方面,把浮游植物的最大生物量出现的水层定位在“次表层”的这种表述,容易给人误导,因此建议避免使用。

从浮游植物的水平分布来看,水库由于存在着从上游(河流区)向中游(过渡区)和下游(湖泊区)的纵向水流,因此许多环境因子包括营养盐都会存在一定的梯度,从而与湖泊的环境条件存在较大差异。这种梯度的存在,也会对水库浮游植物的水平分布产生较大的影响。从表 1 可见,千岛湖的多个环境因子(如透明度、总氮、总磷和三态氮等)都存在这种梯度,因此其 0~8 m 的浮游植物年平均生物量和生物密度(图 6)也存在着自上(游)而下逐渐降低的趋势。然而,当对 S1、S4 和 S9 3 个站点的 0、4 和 8 m 水柱的浮游植物生物量进行差异显著性比较时,站点间的差异并不显著,这是否与环境梯度及前述的浮游植物梯度相矛盾呢? 其实,从图 6 可以看出,千岛湖浮游植物生物量或生物密度在站点间的差异(或变化趋势)是客观的,站点间浮游植物生物量差异并不显著,可能的原因有:1) 环境因子本身的梯度,或其差异也没有达到显著程度,可能也只是—种趋势;2) 环境因子在上、中、下游的差异并非是恒定不变的,而是与水体的动力学过程和水力调度等因素均有关系,如在雨季,大量地表径流输入水库,就会加速水流从上游流至下游,特别是泄洪等更

是会加快这个过程,从而使上下游的环境因子的差异缩小,并使藻类的站点差异缩小;3) 由于千岛湖的水质总体较好,因此在某些季节(如冬季或径流量小的季节)其上中下游的环境因子之间的差异变得非常小,均小于站点内不同季节的差异,从而导致浮游植物站点间的差异缩小,而同一站点不同季节的差异反而增加,这可能是统计上造成上中下游不同站点浮游植物生物量没有显著差异的根本原因。有研究(吴志旭等, 2012)将这种站点间浮游植物缺少差异显著性的原因,归结为水库中鲢鳙的下行效应影响,但由于缺乏相关的数据分析和支撑,这种判断尚缺乏足够的依据。

3.3 浮游植物群落结构与环境因子的相关性

环境因子对浮游植物群落结构的形成及其变化有着十分重要的影响。许多研究表明,不同种类的浮游植物适宜的生长温度不同,因此温度被认为是造成水库浮游植物季节变化最为关键的因素(赵先富等, 2005)。本研究发现,T、DO、 NO_3^- -N、pH 值及 SiO_3^{2-} -Si 均是影响千岛湖浮游植物群落结构时空变化的主要环境因子,其中受 T 的影响极为显著,这是导致千岛湖浮游植物季节结构的主要驱动因素。但不同环境因子对浮游植物群落结构变化的影响也存在差异。CCA 排序结果表明,绿藻门的网状空星藻、双对栅藻、卵囊藻和蓝藻门的湖生色球藻与 T 呈显著的正相关,这与蓝、绿藻门喜好高温的习性有关。硅藻门的尖针杆藻、克洛脆杆藻、短小曲壳藻与 SiO_3^{2-} -Si 呈正相关,表明 SiO_3^{2-} -Si 浓度的增加是导致这些硅藻生长的重要因素(张觉民, 1991)。但本研究也发现,并非所有的硅藻都需要高的 SiO_3^{2-} -Si,如千岛湖中的梅尼小环藻、极微小环藻在 SiO_3^{2-} -Si 含量较低时反而成为优势种,表明这 2 种硅藻的生长对 SiO_3^{2-} -Si 的需要相对较少,而有其他的某些环境因子可能成为其生长的主要限制因素(孙军等, 2004)。另外,硅藻门的颗粒直链藻极狭变种和短小曲壳藻与 T 呈显著的负相关,与 DO 呈正相关,可能与这些硅藻适宜低温生长的习性相关。

值得指出的是,本研究在开展浮游植物与环境因子相关性分析时,只涉及到了部分的理化因子,然而除了温度与营养盐外还有很多因素如水体动力学、降雨量、鲢鳙的生物量等,都可能对浮游植物群落结构的变化起着重大影响,因此要全面了解千岛湖浮游植物群落结构形成的机制及其变动规律,应在今后的研究中增加对更多环境因素的研究,从而综合多方面因素对千岛湖浮游植物变化的规律作出

更全面和深入合理的分析,找到影响浮游植物群落结构变化的主要驱动因子,以便为全面评价“鱼-水关系”和为有效改善千岛湖水体的环境质量提供更科学合理的依据。从现有的研究来看,千岛湖浮游植物群落结构的形成及其变动,主要受理化环境的驱动。而要了解鲢鳙等鱼类如何影响千岛湖的藻类组成及其数量变动,还需要收集包括鲢鳙生物量在内的更多环境数据,并建立起其与藻类变动的相关模型方能作出合理的判断或预测。

参考文献

- 费贇慧,汪兴中,邵晓阳,2012. 洱海鱼类群落的空间分布格局[J]. 水产学报, 36(8): 1225-1233.
- 何志辉,2000. 淡水生态学[M]. 北京:中国农业出版社.
- 胡忠军,孙月娟,刘其根,等,2010. 浙江千岛湖深水区大型底栖动物时空变化格局[J]. 湖泊科学, 22(2): 265-271.
- 黄志敏,陈椽,刘之威,等,2014. 贵州百花湖夏季浮游植物昼夜垂直分布特征[J]. 生态学报, 34(19): 5389-5397.
- 贾晓会,施定基,史绵红,等,2011. 巢湖蓝藻水华形成原因探索及“优势种光合假说”[J]. 生态学报, 31(11): 2968-2977.
- 兰佳,吴志旭,李俊,等,2014. 新安江水库浮游植物群落特征及影响因素分析[J]. 中国环境监测, 30(2): 40-46.
- 李大命,于洋,张彤晴,等,2014. 太湖春季和秋季浮游植物的光合作用活性[J]. 环境科学研究, 27(8): 848-856.
- 李德亮,张婷,肖调义,等,2012. 大通湖浮游植物群落结构及其与环境因子关系[J]. 应用生态学报, 23(8): 2107-2113.
- 李秋华,何伟添,陈椽,2009. 澳门湿地浮游植物群落特征[J]. 植物生态学报, 33(4): 689-697.
- 刘健康,1999. 高级水生生物学[M]. 北京:科学出版社: 128-150.
- 刘其根,陈立侨,陈勇,2007. 千岛湖水华发生与主要环境因子的相关性分析[J]. 海洋湖沼通报, (1): 117-124.
- 吕唤春,王飞儿,陈英旭,等,2003. 千岛湖水体叶绿素 a 与相关环境因子的多元分析[J]. 应用生态学报, 14(8): 1347-1350.
- 潘继征,熊飞,李文朝,等,2009. 抚仙湖浮游植物群落结构、分布及其影响因子[J]. 生态学报, 29(10): 5376-5385.
- 盛海燕,虞左明,刘明亮,等,2014. 千岛湖冬季浮游植物光合活性[J]. 生态学杂志, 33(2): 365-372.
- 孙军,刘东艳,徐俊,等,2004. 1999 年春季渤海中部及其

- 邻近海域的网采浮游植物群落[J]. 生态学报, 24(9): 2003-2016.
- 王宇飞,赵秀兰,何丙辉,等,2015. 汉丰湖夏季浮游植物群落与环境因子的典范对应分析[J]. 环境科学, 36(3): 922-927.
- 吴卫菊,杨凯,汪志聪,等,2012. 云贵高原渔洞水库浮游植物群落结构及季节演替[J]. 水生生态学杂志, 33(2): 69-75.
- 吴志旭,刘明亮,兰佳,等,2012. 新安江水库(千岛湖)湖泊区夏季热分层期间垂向理化及浮游植物特征[J]. 湖泊科学, 24(3): 460-465.
- 杨丽丽,2012. 千岛湖浮游动物群落结构特征及其与环境因子的关系[D]. 上海:上海海洋大学.
- 张觉民,何志辉,1991. 内陆水域渔业自然资源调查手册[M]. 北京:农业出版社.
- 张雅燕,吴志旭,朱淑君,2002. 千岛湖藻类及相关环境因子多元线性回归和鱼腥藻预测模型的建立[J]. 中国环境监测, 18(3): 37-40.
- 章宗涉,黄祥飞,1991. 淡水浮游生物研究方法[M]. 北京:科学出版社.
- 赵先富,于军,葛建华,等,2005. 青岛棘洪滩水库浮游藻类状况及水质评价[J]. 水生生物学报, 29(6): 639-644.
- Belaoussoff S, Kevan P G, Murphy S, et al, 2003. Assessing tillage disturbance on assemblages of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) by using a range of ecological indices [J]. Biodiversity & Conservation, 12(5): 851-882.
- Hillebrand H, Dürselen C D, Kirschtel D, et al, 1999. BIO-VOLUME CALCULATION FOR PELAGIC AND BENTHIC MICROALGAE[J]. Journal of Phycology, 35(2): 403-424.
- Lampitt R S, Wishner K F, Turley C M, et al, 1993. Marine snow studies in the Northeast Atlantic Ocean: distribution, composition and role as a food source for migrating plankton [J]. Marine Biology, 116(4): 689-702.
- Oranich Wedchapam, 2015. Comparative studies on the feeding habits of Silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) and Bighead carp (*Hypophthalmichthys nobilis*) in Lake Qiantao and Lake Taihu using multiple approaches [D]. Shanghai: Shanghai Ocean University.
- Reynolds CS, Descy JP, Padisak J, 1994. Are phytoplankton dynamics in rivers so different from those in shallow lakes? [J]. Hydrobiologia, 289(1): 1-7.
- Voros L, Oldal I, Presing M, et al, 2007. Size-selective filtration and taxon-specific digestion of plankton algae by silver carp[J]. Hydrobiologia, 342(343): 223-228.

Spatial and Seasonal Distribution of Phytoplankton in Qiandao Lake and Relationship with Environmental Factors

HU Zhong-jun¹, MO Dan-mei¹, ZHOU Xiao-yu², REN Li-ping³, WANG Jin-peng³,
HE Guang-xi³, CHEN Lai-sheng³, LIU Qi-gen¹

- (1. Key Laboratory of Aquatic Genetic Resource and Aquacultural Ecosystem Certificated of Agriculture, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, P. R. China;
2. Nanjing Institute of Environmental Sciences, MEP, Nanjing 210042, P. R. China;
3. Hangzhou Qiandao Lake Group Co. Ltd, Hangzhou 311700, P. R. China)

Abstract: Phytoplankton is a good indicator of changes in the water environment of rivers, lakes and reservoirs. In this study, we characterized the phytoplankton community structure and its relationship to environmental factors in Qiandao Lake, based on monthly sampling in 2010 and multivariate statistical analysis. The study will help to understand of the changes in water quality in Qiandao Lake and provide data to support conservation and management of aquatic resources. Qiandao Lake, originally named Xin'anjiang Reservoir is in the mountain region of western of Zhejiang Province, near the border of Anhui Province, and is an important water resource of Qiantang River. Five sampling sites were located on Qiandao Lake: S1, in the river section of upper Qiandao Lake; S3 and S4, in the transition zone between riverine and open water sections; S8 and S9, in the open lake area of lower Qiandao Lake. From January to December of 2010, composite water samples from different layers were collected monthly at each sampling site for phytoplankton identification, counting, density and biomass calculation. Environmental parameters were measured in situ and water samples collected for lab, including water temperature (T), dissolved oxygen (DO), pH, diaphaneity (SD), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), nitrate nitrogen ($\text{NO}_3\text{-N}$), nitrite nitrogen ($\text{NO}_2\text{-N}$), total ammonia nitrogen (TAN), permanganate Index (COD_{Mn}), Chl-a and silicates ($\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$). A total of 223 species belonging to 8 phyla were identified, with absolute dominance by Chlorophyta, Bacillariophyta and Cyanophyta in terms of species number, density and biomass. Species number, density and biomass did not differ significantly among sampling stations. Total density and biomass of the phytoplankton community was also similar among the five stations, but varied significantly with season. Vertical distribution of phytoplankton density and biomass peaked at depths of 4–8 m and then decreased. No significant spatial and seasonal variations were observed in Shannon-Wiener diversity and Pielou evenness indices, but differences in the Margalef species richness index were significant. Cluster analysis (CA) and non-metric multidimensional scaling (MDS) analysis show that the species composition of phytoplankton communities varied seasonally but not spatially. The seasonal species composition of phytoplankton communities clustered into three groups: spring cluster (SC), winter cluster (WC) and summer-autumn cluster (SAC). The SC was characterized by *Melosira granulata*, *Melosira granulata* var. *angustissima* and *Chroomonas acuta*, the WC by *Anabaena flos-aquae*, *M. Granulata* var. *angustissima* and a species of the genus *Fragilaria*, and the SAC by *Coelastrum reticulatum*, *A. flos-aquae* and *Cyclotella meneghiniana*. There was a significant positive correlation of phytoplankton density and biomass with WT, pH, COD_{Mn} and Chl-a, and of biomass with $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$, but significant negative correlations with SD and DO. Canonical correspondence analysis (CCA) shows that WT, DO, pH and nitrate nitrogen were the key environmental factors responsible for differences in spatial and seasonal distribution of phytoplankton in Qiandao Lake.

Keywords: phytoplankton; community structure; spatial and seasonal distribution; environmental factors; Xin'anjiang Reservoir