

# 淀山湖浮游植物数量消长及其与环境因子的关系

王丽卿<sup>1</sup>, 许莉<sup>1</sup>, 卢子园<sup>1</sup>, 施荣<sup>1</sup>, 王岩<sup>2</sup>, 季高华<sup>1</sup>, 张瑞雷<sup>1</sup>, 范志锋<sup>1</sup>

(1. 上海海洋大学水产与生命学院, 上海 201306; 2. 浙江大学动物科学学院, 杭州 310008)

**摘要:**根据 2004 年 1 月~2006 年 12 月逐月测得的淀山湖浮游植物数量, 以及水温、风力、透明度、氮磷营养盐、高锰酸盐指数等环境数据, 运用 Pearson 相关分析和典范对应分析(CCA)对淀山湖浮游植物数量消长与环境因子的关系进行了探讨, 以期有效防治淀山湖藻类水华提供科学依据. 相关分析表明, 在已处于中-富营养及以上水平的淀山湖水体, 浮游植物数量、蓝藻数量分别与水温( $r=0.487$ ,  $r=0.497$ )、pH( $r=0.415$ ,  $r=0.379$ )和高锰酸盐指数( $r=0.460$ ,  $r=0.436$ )呈显著正相关, 与透明度( $r=-0.382$ ,  $r=-0.394$ )呈显著负相关; 绿藻数量与磷酸盐( $r=0.466$ )呈显著正相关; 3 a 内淀山湖浮游植物群落总数量与蓝藻数量的消长趋势和最高峰值出现规律几乎一致. CCA 排序表明, 水温、溶解氧、透明度和磷酸盐是浮游植物数量消长的主要影响因子. 在淀山湖现有特定环境条件下, 气象、水文等自然因素相比营养盐更能影响藻类水华暴发及其程度.

**关键词:**浮游植物数量消长; 环境因子; 淀山湖; 相关性; 典范对应分析

中图分类号: X173 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)10-2868-07

## Dynamic of Phytoplankton Abundance and the Relationship with Environmental Factors in Dianshan Lake, Shanghai

WANG Li-qing<sup>1</sup>, XU Li<sup>1</sup>, LU Zi-yuan<sup>1</sup>, SHI Rong<sup>1</sup>, WANG Yan<sup>2</sup>, JI Gao-hua<sup>1</sup>, ZHANG Rui-lei<sup>1</sup>, FAN Zhi-feng<sup>1</sup>

(1. College of Fisheries and Life Science, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 2. College of Animal Science, Zhejiang University, Hangzhou 310008, China)

**Abstract:** During January 2004 to December 2006, the abundance of phytoplankton and environmental factors such as the water temperature, wind speed, transparency of water (SD), TN, TP, pH, and permanganate index were monitored monthly in Dianshan Lake. The water quality of Dianshan Lake was in the mid-eutrophication state. The correlation analysis between phytoplankton community and environmental factors were performed. It indicated that the phytoplankton abundance, cyanobacteria abundance in Dianshan Lake were positively correlated with temperature ( $r=0.487$ ,  $r=0.497$ ), pH ( $r=0.415$ ,  $r=0.379$ ) and permanganate index ( $r=0.460$ ,  $r=0.436$ ), and negatively correlated with SD ( $r=-0.382$ ,  $r=-0.394$ ). Chlorophyta abundance in Dianshan Lake was positively correlated with  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  ( $r=0.466$ ). There was also a significant positive correlation between phytoplankton abundance and cyanobacteria abundance ( $r=0.970$ ). According to (CCA) ordination analysis, temperature, DO, SD and  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  were main factors affecting dynamic characteristics of phytoplankton community. The meteorological and hydrological factors were more important than nutrition concentration related to the water bloom in Dianshan Lake.

**Key words:** phytoplankton community variation; environmental factors; Dianshan Lake; Pearson correlation; canonical correspondence analysis (CCA)

浮游植物吸收营养物质使自身种群数量得到增长, 同时又被水生动物所摄食而使自身数量消减. 环境条件的改变也会直接或间接地影响到浮游植物群落数量的消长<sup>[1]</sup>. 在不同营养类型的湖泊中, 对浮游植物群落数量起主导作用的环境因子各有差别. Lau 等<sup>[2]</sup>阐明氮磷营养盐、硅和浮游动物是影响 Barton 湖浮游植物群落的主要环境因子; Habib 等<sup>[3]</sup>研究表明在 Lomond 湖浮游植物群落主要受水温、溶解氧、透明度和高锰酸盐指数的影响. 国内的东湖和洪湖<sup>[4-7]</sup>等淡水湖泊也有关于浮游植物与环境因子关系的研究报道. 东湖浮游植物群落数量主要受滤食性鱼类摄食、较高的营养水平以及较低透

明度的影响; 洪湖的浮游植物群落与水温、溶解氧和悬浮物浓度相关. 而对于如何把握特定水域中浮游植物群落组成、其动态演替与环境因子的关系这类复杂的问题, 目前还缺乏一致的理论来解释.

淀山湖是上海市唯一的天然淡水湖泊, 是黄浦江上游水源保护区的重要组成部分. 自 20 世纪 80 年代以来, 淀山湖富营养化进程总体呈现逐渐加快的趋势, 每年夏秋季节 (6~9 月), 只要光照、水温等自然

收稿日期: 2010-11-24; 修订日期: 2011-04-01

基金项目: 上海市科委重大项目 (08DZ1203103); 上海市重点学科建设项目 (S30701)

作者简介: 王丽卿 (1970~), 女, 博士研究生, 教授, 主要研究方向为水生生物生态学和水域修复, E-mail: lqwang@shou.edu.cn

条件合适,暴发蓝藻水华的可能性很大<sup>[8]</sup>. 摸清影响浮游植物数量消长的主要环境因子是解决淀山湖富营养化问题的关键环节. 本研究根据 2004~2006 年监测的淀山湖理化指标以及浮游植物数量和生物量数据,探寻影响浮游植物数量消长的主要因子,以期有效防治淀山湖蓝藻水华提供科学依据.

## 1 材料与方

### 1.1 调查区域简介和采样点设置

淀山湖地处江苏、浙江和上海两省一市交界处,地理位置为  $31^{\circ}04' \sim 31^{\circ}12'N$ ,  $120^{\circ}54' \sim 121^{\circ}01'E$ , 分属江苏昆山市和上海青浦区管辖. 湖泊形似葫芦,面积达  $63.7 \text{ km}^2$ ,其中隶属上海管辖部分为  $47.5 \text{ km}^2$ ,平均水深  $2.0 \text{ m}$ ,沿湖进出河流达 59 条,主要接受太湖流域上游来水,出水主要经黄浦江流入长江口至东海,泄入黄浦江后停留时间约 29 d,占黄浦江水量的 17% 左右,是上海市的主要水源地之一<sup>[9]</sup>,还具备交通运输、农田灌排、水产养殖、调蓄洪涝等功能. 淀山湖水流平缓,流速为  $0.03 \text{ m/s}$  左右<sup>[10]</sup>.

本研究根据淀山湖形态、水文以及湖内渔业状况,设置 6 个采样站点(图 1),分别为:St1,淀峰,近拦路港(出水口);St2,金家庄附近;St3,千墩湾网围区,属昆山辖区. St4,湖心;St5,急水港(进水口);St6,马兰港,湖南区.

### 1.2 样品采集和分析方法

2004~2006 年逐月在淀山湖 6 个采样点用 5 L 有机玻璃采水器采集离表层  $0.50 \text{ m}$  和  $1.5 \text{ m}$  的等量水样,混合后进行水质和浮游生物样品分析. 浮游植物样品处理和测定方法参照文献<sup>[11]</sup>,每个定量样品重复计数 2 片取平均值,误差超过 15% 的则进行第 3 片计数后取结果相近 2 片的平均值,种类鉴定参考文献<sup>[12~15]</sup>. 同时进行水温( $t$ )、pH 值、透明度(SD)、溶解氧(DO)、氨氮( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ )、亚硝酸盐( $\text{NO}_2^--\text{N}$ )、硝酸盐( $\text{NO}_3^--\text{N}$ )、总磷(TP)、磷酸盐( $\text{PO}_4^{3--}\text{P}$ )、高锰酸盐指数和叶绿素 a(Chl-a)含量

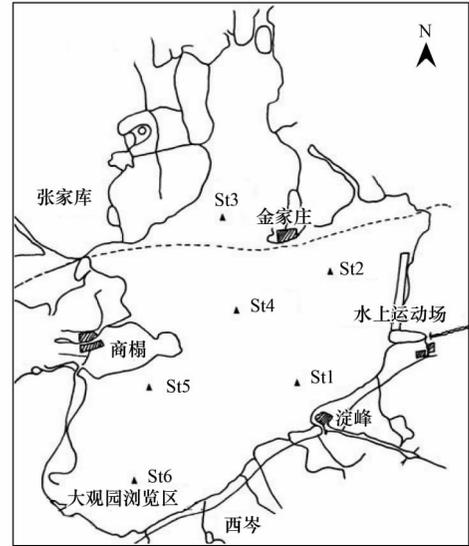


图 1 淀山湖采样点分布

Fig. 1 Locations of sampling sites in Dianshan Lake

等水质指标的测定,测定方法参照文献<sup>[16]</sup>.

### 1.3 数据分析

浮游植物数量与环境因子的相关性采用 SPSS 17.0 进行分析;应用 CANOCO 4.5 进行典范对应分析(CCA),为使生物数据获得正态分布,将浮游植物数量进行  $\lg(x+1)$  转换,各环境因子也都进行标准化处理<sup>[17]</sup>.

## 2 结果与分析

### 2.1 2004~2006 年淀山湖水体营养状况

基于水体总磷(TP)、叶绿素 a(Chl-a)含量、浮游植物最大生物量(MaxPB)和浮游植物平均生物量(PB)分别把湖泊营养等级分为 4 级<sup>[18~21]</sup>(见表 1). 根据淀山湖实测的水质、生态指标,对照湖泊富营养化分级标准得出:淀山湖 TP 处于超富营养水平,Chl-a 处于富营养化水平;但从浮游植物的平均生物量和最大生物量看,淀山湖水体处于中-富营养水平. 以浮游植物生物量评价淀山湖水体营养状况与以水质指标评价的结果不完全一致.

表 1 划分湖泊营养类型的标准及淀山湖水体营养状态

Table 1 Standards for the classification of trophic status and that of Dianshan Lake

评价指标	富营养化评价标准				文献	淀山湖		
	贫营养	中营养	富营养	超富营养		2004 年	2005 年	2006 年
TP/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	<0.01	0.01~0.035	0.035~0.1	>0.1	[18]			
	<0.006	0.006~0.025	0.025~0.07	>0.07	[19]	0.211	0.281	0.184
	<1	1~3	3~10		[20]			
Chl-a/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	0.3~3.0	2~15	10~500		[21]	40.58	28.45	21.80
MaxPB/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	<2	2~5	5~20	>20	[19]	10.36	5.58	2.80
PB/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	<1	1~5	5~10		[21]	3.8	3.2	2.0

## 2.2 淀山湖浮游植物数量及生物量变动

2004、2005 和 2006 年淀山湖游植物数量和生物量的平均值和变幅见表 2, 月变动情况见图 2.

表 2 淀山湖 2004~2006 年浮游植物数量和生物量  
Table 2 Abundance, biomass of phytoplankton community in Dianshan Lake during 2004-2006

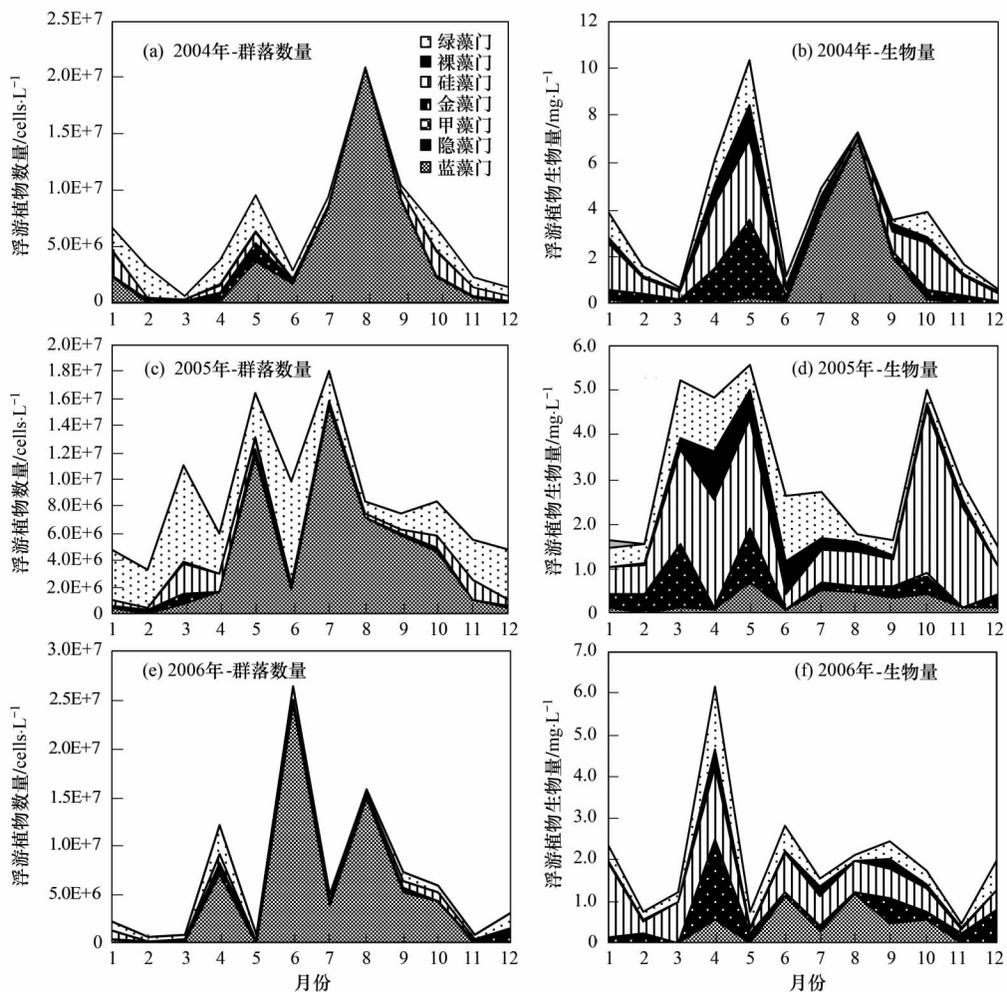
年份	数量 $\times 10^6$ /cells·L <sup>-1</sup>	变幅	生物量 /mg·L <sup>-1</sup>	变幅
2004	17.3	0.548 ~ 102	3.80	0.56 ~ 10.36
2005	9.16	4.79 ~ 18.1	3.22	1.469 ~ 5.584
2006	6.75	0.614 ~ 15.8	1.92	0.484 ~ 2.796

淀山湖浮游植物群落数量[图 2(a)、(c)、(e)] 每年出现 2 个高峰, 即在 7 月或 8 月出现最高峰值 (2006 年最高峰出现在 6 月), 在 4~5 月出现一个小高峰; 在 2 个峰值之间会陡然出现一个低谷值, 该低谷值的出现可能与浮游植物群落结构自身的季节演替以及滤食性水生动物在低温过后对浮游植物

产生突然地有效摄食压力有关. 淀山湖浮游植物群落数量主要由蓝藻、绿藻和硅藻组成, 3 a 期间, 蓝藻、绿藻和硅藻的细胞数量占总数量百分比的年均值依次为 42.73%、37.75% 和 12.67%. 蓝藻数量的变化极大地影响了淀山湖浮游植物总量的变化. 图 2(a)、2(c)、2(e) 可明显看出, 淀山湖 2004~2006 年蓝藻数量 (Cyan) 最高峰值与浮游植物总数量 (Phyto) 最高峰值相吻合, 整体变化趋势几乎一致. 二者可建立回归方程:

$$y_{\text{Phyto}} = 307.73 + 0.970x_{\text{Cyan}} \quad (P = 0.000)$$

淀山湖浮游植物生物量[图 2(b)、(d)、(f)] 的最高峰则分别出现在 2004 年 5 月、2005 年 5 月和 2006 年 4 月; 最低谷分别出现在 2004 年 12 月、2005 年 11 月和 2006 年 11 月. 可见, 淀山湖浮游植物生物量在春季最高, 在秋末冬初最低. 淀山湖浮游植物群落生物量主要由硅藻、蓝藻和绿藻等组成,



图(a) 数据显示淀山湖在 2004 年 7、8 月暴发微囊藻水华, 对应的浮游植物数量实际值分别为  $5.73 \times 10^7$  cells/L 和  $1.02 \times 10^8$  cells/L

图 2 2004~2006 年淀山湖浮游植物数量和生物量的月变动

Fig. 2 Monthly variation in abundance and biomass of phytoplankton community in Dianshan Lake during 2004-2006

3 a期间三大类群生物量占总量百分比的年均值分别为:36.75%、16.78%和16.36%。

### 2.3 淀山湖浮游植物数量、生物量与环境因子的关系

#### 2.3.1 浮游植物与水质因子相关性分析

对淀山湖水质指标与淀山湖浮游植物总数量和生物量,蓝藻、硅藻、绿藻数量和生物量进行 Pearson

相关分析.结果表明:水温( $t$ )、透明度(SD)、pH值、高锰酸盐指数、氨氮( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ )、磷酸盐( $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ )和叶绿素 a(Chl-a)等水质因子与淀山湖浮游植物各类群呈现不同程度的相关性(表3),而硝酸盐( $\text{NO}_3^- - \text{N}$ )、亚硝酸盐( $\text{NO}_2^- - \text{N}$ )和总磷(TP)等与淀山湖浮游植物数量或生物量没有显著相关性.

表3 2004~2006年淀山湖环境因子与浮游植物数量和生物量的相关性分析<sup>1)</sup>

Table 3 Relation analysis between the ecological factors and the abundance, biomass of phytoplankton in Dianshan Lake during 2004-2006

因子	Phyto(N)	Cyan(N)	Baci(N)	Chlo(N)	Phyto(W)	Cyan(W)	Baci(W)	Chlo(W)
$t$	0.487(**)	0.497(**)	-0.158	-0.175	0.28	0.489(**)	-0.041	0
SD	-0.382(*)	-0.394(*)	0.218	0.166	-0.227	-0.389(*)	0.062	-0.009
pH	0.415(*)	0.379(*)	-0.04	0.233	0.510(**)	0.313	0.276	0.31
高锰酸盐指数	0.460(**)	0.436(**)	0.109	0.091	0.408(*)	0.448(**)	0.201	-0.003
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	-0.249	-0.273	0.157	0.221	0.182	-0.305	0.311	0.372(*)
$\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$	0.06	-0.073	-0.015	0.466(*)	0.02	-0.186	0.014	0.225
Chl-a	0.195	0.138	0.219	0.387(*)	0.677(**)	0.141	0.447(**)	0.564(**)

1) \*\*表示极显著相关,  $P < 0.01$ ; \*表示显著相关,  $P < 0.05$ (双尾检验); Phyto(N)、Cyan(N)、Baci(N)、Chlo(N)分别表示浮游植物群落、蓝藻、硅藻、绿藻的数量, Phyto(W)、Cyan(W)、Baci(W)、Chlo(W)表示对应的生物量

与水质因子相关性分析得出:①淀山湖浮游植物群落总数量与水温( $P = 0.003$ )、pH( $P = 0.013$ )和高锰酸盐指数( $P = 0.005$ )呈显著正相关,与SD( $P = 0.024$ )呈显著负相关;蓝藻数量与 $t$ 、pH、SD和高锰酸盐指数的相关关系同浮游植物群落数量;绿藻数量与 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ ( $P = 0.025$ )呈显著正相关.②浮游植物群落总生物量与pH( $P = 0.002$ )、高锰酸盐指数( $P = 0.015$ )呈显著正相关;蓝藻生物量与水温( $P = 0.003$ )、高锰酸盐指数( $P = 0.007$ )呈显著正相关,与SD( $P = 0.021$ )呈负相关.绿藻生物量与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ( $P = 0.028$ )呈显著正相关.

#### 2.3.2 浮游植物与风力因素的关系

淀湖水深较浅(平均2.0 m),湖底平坦且周边宽阔,湖水受风力的影响较大,通常风力达到5~6级(8.0~13.8 m/s)就可以把湖底底质搅动混合<sup>[22]</sup>,使透明度大幅下降,影响藻类繁殖.在淀山湖

蓝藻水华暴发敏感时期(6~9月),浮游植物总数量以及蓝藻数量与采样当天的瞬时风力、最大风力均值呈现负相关关系,以最大风力均值与二者数量的负相关关系尤为明显(表4).2005年采样当天最大风力均值为2005~2008年4 a中最高(9.3 m/s),其浮游植物以及蓝藻的数量在4 a中均最低;相反,严重暴发蓝藻水华的2004年和2007年,采样当天最大风力均值则较低(分别为7 m/s和7.5 m/s).因此,除了浮游植物自身因素外,外部条件如最大风力均值可以作为监测淀山湖(6~9月)蓝藻水华暴发与否的重要依据之一.

#### 2.3.3 浮游植物主要属(种)数量和环境因子的CCA排序分析

依据浮游植物数量和出现频率,在6个采样点共选取了31种浮游植物,表5给出了这些浮游植物的编码,这些浮游植物数量占全部浮游植物数量的

表4 采样当天的瞬时风力、最大风力、平均风力与淀山湖浮游植物数量的关系(6~9月)<sup>1)</sup>

Table 4 Relation between the means of instantaneous, maximal, average of wind speed on the sampling days during June to September with the abundance of phytoplankton

时间	10:00 风力 均值/ $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$	当天最大风力 均值/ $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$	当天平均风力 均值/ $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$	浮游植物数量 $\times 10^4 / \text{cells} \cdot \text{L}^{-1}$	蓝藻数量 $\times 10^4 / \text{cells} \cdot \text{L}^{-1}$	蓝藻水华
2004年6~9月	2.15	7	2.75	4344	4244	严重暴发
2005年6~9月	2.9	9.3	3.83	1092	757	规模小
2006年6~9月	3	8.3	2.5	1362	1215	规模小
2007年6~9月	1.7	7.5	2.5	5360	4032	严重暴发

1) 风力资料由上海市青浦气象局提供

98% ,它们与环境因子之间的典范对应分析结果见图 3. 排序图中,环境因子轴与物种排序轴之间的相关系数分别为 0. 828 和 0. 846,2 个物种排序轴近似垂直( $r = 0. 058$ ) ; 对于环境因子来讲,第一、第二排序轴间的相关系数为 0,说明排序轴与环境因子间线性结合程度较好地反映了物种与环境间的关系,排序结果是可信的<sup>[23]</sup>. 第一轴与磷酸盐浓度呈负相关( $r = -0. 471$ ),第二轴与水温呈正相关( $r = 0. 680$ )、与亚硝酸盐浓度呈正相关( $r = -0. 727$ ),经软件自动筛选,最后得出水温( $t$ )、溶解氧(DO)、透明度(SD)和磷酸盐浓度( $PO_4^{3-}-P$ )是影响淀山湖藻类数量的主要环境因子.

从浮游植物种类组成在双轴空间上的分布来看,蓝藻门的藻类主要分布在排序图的左上方,包括微囊藻(*Microcystis* sp.)、鞘丝藻(*Lyngbya* sp.)、颤藻(*Oscillatoria* sp.)和平裂藻(*Merismopedia* sp.) ,它们与水温、高锰酸盐指数的正相关性较明显,与 DO 呈负相关性;而绿藻门大部分种类则分布在图的右边,与氮磷营养盐均表现出正相关;脆杆藻

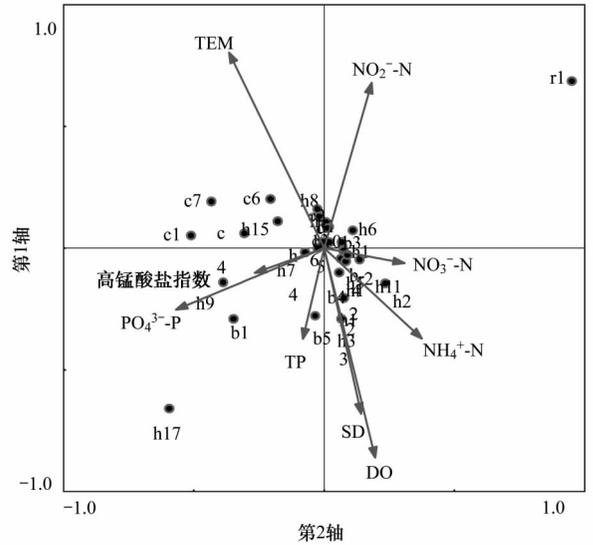


图 3 淀山湖浮游植物主要属(种)数量与环境因子的双轴排序图  
Fig. 3 Ordination biplots of species and environmental variables in Dianshan Lake

(*Fragilaria* sp.)、星杆藻(*Asterionella* sp.)与磷营养盐(TP、 $PO_4^{3-}-P$ )呈显著正相关.

表 5 CCA 分析中浮游植物属(种)编码  
Table 5 Codes of phytoplankton species for CCA

编码	浮游植物	编码	浮游植物
	绿藻门 Chlorophyta		硅藻门 Bacillariophyta
h1	卵囊藻 <i>Oocystis</i> sp.	b1	脆杆藻 <i>Fragilaria</i> sp.
h2	短刺四星藻 <i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	b2	针杆藻 <i>Synedra</i> sp.
h3	多芒藻 <i>Golenkinia radiata</i>	b3	小环藻 <i>Cyclotella</i> sp.
h4	二形栅藻 <i>Scenedesmus dimorphus</i>	b4	直链藻 <i>Melosira</i> sp.
h5	四尾栅藻 <i>Scenedesmus quadricauda</i>	b5	美丽星杆藻 <i>Asterionella lomlsa.</i>
h6	双对栅藻 <i>Scenedesmus bijuga</i>		隐藻门 Cryptophyta
h7	集星藻 <i>Actinastrum hantzschii</i>	r1	尖尾蓝隐藻 <i>Chroomonas acuta</i>
h8	空球藻 <i>Eudorina elegans</i>	r2	嗜蚀隐藻 <i>Cryptomonas erosa</i>
h9	实球藻 <i>Pandorina morum</i>		蓝藻门 Cyanophyta
h10	小空星藻 <i>Coelastrum microporum</i>	c1	微囊藻 <i>Microcystis</i> sp.
h11	衣藻 <i>Chlamydomonas</i> sp.	c2	湖泊鞘丝藻 <i>Lyngbya limnetica</i>
h12	纤维藻 <i>Ankistrodesmus</i> sp.	c3	席藻 <i>Phormidium</i> sp.
h13	丝藻 <i>Ulothrix</i> sp.	c4	颤藻 <i>Oscillatoria</i> sp.
h14	小球藻 <i>Chlorella vulgaris</i>	c5	色球藻 <i>Chroococcus</i> sp.
h15	四角十字藻 <i>Crucigenia quadrata</i>	c6	银灰平裂藻 <i>Merismopedia glauca</i>
h16	四足十字藻 <i>Crucigenia tetrapedia</i>	c7	优美平裂藻 <i>Merismopedia elegans</i>
h17	团藻 <i>Volvox</i> sp.		

### 3 讨论

#### 3.1 淀山湖水体理化因子对浮游植物各类群数量消长的影响

CCA 排序表明,淀山湖的水温、溶解氧、透明度和磷酸盐浓度是浮游植物群落数量的主要影响因素. 第一轴代表了磷酸盐浓度的变化趋势;第二轴自下而上,水温逐渐上升而溶解氧逐渐下降(图 3).

选取的 31 种浮游植物数量的排序体现了明显的群落差异,即蓝藻数量主要由水温和透明度的变化所决定,绿藻数量则与磷酸盐和氨氮浓度的变化相联系.

将 2004 ~ 2006 年淀山湖浮游植物数量、水温和透明度三者关系见图 4,结果显示,在高水温的 7、8 月,透明度最低,浮游植物数量最高;相反,低水温的冬季,透明度最高,浮游植物数量则最低. 浮游植

物数量与水温呈显著正相关的原因在于水温的变化可以刺激藻类加快细胞分裂的速度;与透明度呈负相关的原因在于水体中悬浮物(包括藻类)的组成决定着透明度的变化,藻类数量越高,则透明度越低.在三者的变动关系中,水温是自变量,浮游植物

数量、透明度是因变量.另外,淀山湖蓝藻的数量和生物量均与水温呈极显著正相关,与蓝藻喜欢在高温季节生长的习性相吻合<sup>[24]</sup>.CCA 排序也是同样的结果,微囊藻和平裂藻(在夏季迅速繁殖)与水温的正相关关系极显著.

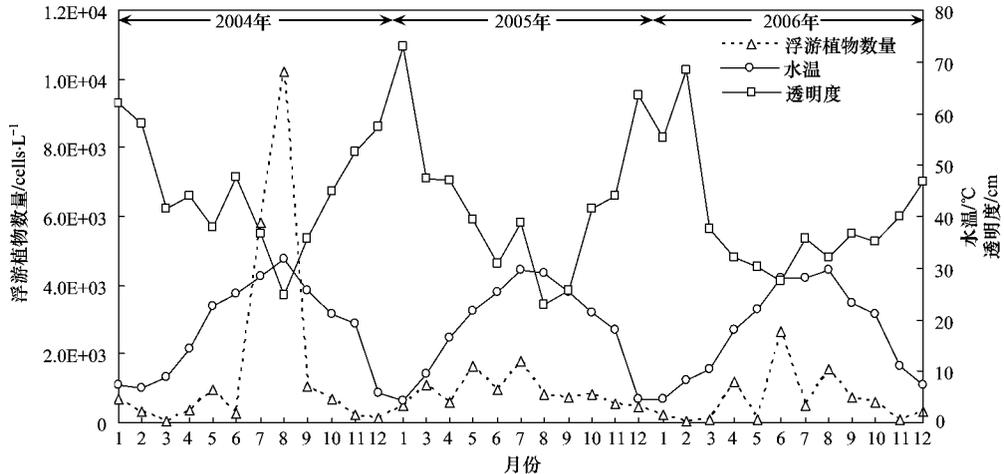


图4 2004~2006年淀山湖浮游植物数量和水温、透明度的关系

Fig. 4 Relation between phytoplankton abundance and water temperature, transparency in Dian Shan Lake during 2004-2006

由于藻类细胞结构的不同,对水体氮磷等营养元素的吸收特性亦不相同<sup>[25, 26]</sup>.淀山湖不同类群浮游植物数量与水体理化因子的相关性各不相同.如蓝藻数量主要与水温、透明度和高锰酸盐指数等呈现相关,而绿藻数量消长变化则与氮磷营养盐呈现正相关关系,硅藻数量消长则与磷酸盐呈现正相关性.淀山湖浮游植物群落数量主要由蓝藻占优势,因此与水体理化因子的相关关系主要由蓝藻与理化因子的关系所决定.同时,由于不同藻类的生长繁殖都有一定的适温性,因此有待在适温范围内对藻类数量与水体理化因子相关性进行深入探索和分析.

### 3.2 风力等气候因子对淀山湖蓝藻水华暴发的影响

在浅水湖泊中,水动力条件对浮游植物(水华蓝藻)数量和分布的影响十分明显,而风力是影响自身流速比较缓慢的淀山湖水动力条件的主要因子.有关太湖蓝藻水华(主要由微囊藻组成)的研究表明,随风漂移来的微囊藻叶绿素 a 的浓度是该水域水体中生长的微囊藻叶绿素 a 的 5 倍.白晓华等<sup>[27]</sup>定量研究风力对水体蓝藻水华在水平方向漂移速率的影响,结果表明,在太湖梅梁湾,当风速为 0 时,藻类仍有漂移速度,此速度为水华由高浓度到低浓度的自由扩散速度;随着风速逐渐增大,藻类的漂移速率略微增加,风速上升至 2.8 m/s,藻类的漂移速率达到 0.114 m/s;而当风速再上升,此时蓝

藻群体就可以与水体充分混合,藻类的漂移速率反而下降,水华不再容易暴发.本研究表明,淀山湖在 2005、2006 年的 6~9 月没有暴发大规模蓝藻水华,这与采样当日的瞬时风力(表 4)超过 2.8 m/s 以及最大风力高达 9.3 m/s、8.3 m/s 均有一定的关系.

### 3.3 淀山湖蓝藻水华控制技术的初步探索

淀山湖水华蓝藻数量的消长除与水体理化因子、气候因子等有关外,很重要的影响因子还有以藻类为食的上层浮游动物和滤食性鱼类、底栖动物等环境生物因子的影响.

淀山湖氮磷比平均为 16.8,蓝藻数量在淀山湖浮游植物总量中占 42.73% 的结果符合“氮磷摩尔比低于 29,蓝藻将占据优势”的理论<sup>[28]</sup>.针对湖泊蓝藻水华的防治,Shaprio 等<sup>[29]</sup>提出以营养级为基础的经典生物操纵理论,即通过添加肉食性鱼类来减少浮游生物食性鱼类,使浮游动物生物量增加以控制藻类过量生长.然而,淀山湖浮游甲壳类的数量与浮游植物(蓝藻)细胞数量的变动保持一致,说明利用固有的浮游甲壳类来控制水华的方法在淀山湖不可行.刘建康等<sup>[30, 31]</sup>又提出非经典生物操纵理论,即通过控制凶猛鱼类及放养食浮游生物的滤食性鱼类来直接牧食蓝藻水华,认为直接投加鲢鳙等滤食性鱼类也能控制浮游植物的大量繁殖,并已在武汉东湖、滇池和巢湖等富营养化湖泊的治理中得

到应用. 因此, 在淀山湖, 根据水体浮游植物初级生产力放养滤食性鱼类, 以及根据风向产生的风流场, 在特定下风口区域开展围网放养滤食性鱼类, 是减少淀山湖蓝藻数量的生物操控方法.

#### 4 结论

(1) 在水体处于中-富营养水平的淀山湖, 浮游植物数量在夏季和春季分别呈现最高峰和次高峰 2 个峰值. 浮游植物群落数量主要由蓝藻、绿藻和硅藻组成; 群落生物量则主要由硅藻、蓝藻和绿藻组成.

(2) 相关性分析表明, 淀山湖浮游植物总数量、蓝藻数量分别与水温、pH、高锰酸盐指数呈显著正相关, 与透明度呈显著负相关; 绿藻数量与磷酸盐呈显著正相关; 浮游植物总数量与蓝藻数量呈显著正相关. CCA 排序图结果表明, 水温、溶解氧、透明度和磷酸盐是藻类的主要影响因素.

(3) 淀山湖微囊藻水华暴发敏感期(6~9月)的浮游植物总数量以及蓝藻数量与采样当天的瞬时风力、最大风力均值呈负相关关系. 淀山湖水体营养盐浓度已超过水华蓝藻暴发阈值, 自然因素(气象、水文等)相比营养盐更能影响蓝藻暴发及其程度.

#### 参考文献:

- [1] 李秋华, 韩博平. 基于 CCA 的典型调水水库浮游植物群落动态特征分析[J]. 生态学报, 2007, **27**(6): 2355-2364.
- [2] Lau S, Lane S N. Biological and chemical factors influencing shallow lake eutrophication: a long-term study[J]. Science of the Total Environment, 2002, **288**(3): 167-181.
- [3] Habib O A, Tippet R, Murphy K J. Seasonal changes in phytoplankton community structure in relation to physico-chemical factors in Loch Lomond, Scotland[J]. Hydrobiologia, 1997, **350**(1): 63-79.
- [4] 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[J]. 湖泊科学, 2010, **22**(1): 70-78.
- [5] 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[J]. 湖泊科学, 2008, **20**(1): 773-779.
- [6] 吕晋, 邬红娟, 马学礼, 等. 武汉市湖泊蓝藻分布影响因素分析[J]. 生态环境, 2008, **17**(2): 515-519.
- [7] 唐汇娟, 谢平, 刘丽, 等. 武汉东湖浮游植物群落结构的时空变化与环境因子的关系[J]. 中山大学学报: 自然科学版, 2008, **47**(3): 100-104.
- [8] 程曦, 李小平. 淀山湖氮磷营养物 20 年变化及其藻类增长响应[J]. 湖泊科学, 2008, **20**(4): 409-419.
- [9] 宋永昌, 王云, 戚仁海. 淀山湖富营养化及其防治研究[M]. 上海: 华东师范大学出版社, 1992. 15-43.
- [10] 由文辉. 淀湖水生态系统的物质循环[J]. 中国环境科学, 1997, **17**(4): 293-296.
- [11] 金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [12] 胡鸿钧, 魏印心. 中国淡水藻类——系统, 分类及生态[M]. 北京: 科学出版社, 2006.
- [13] 章宗涉, 黄祥飞. 淡水浮游生物研究方法[M]. 北京: 科学出版社, 1991. 45-47.
- [14] 蒋燮治, 堵南山. 中国动物志——节肢动物门甲壳纲: 淡水枝角类[M]. 北京: 科学出版社, 1979. 153-155.
- [15] 沈嘉瑞. 中国动物志——节肢动物门甲壳纲: 淡水桡足类[M]. 北京: 科学出版社, 1979.
- [16] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [17] 林峰竹, 吴玉霖, 于海成, 等. 2004 年长江口浮游植物群落结构特征分析[J]. 海洋与湖沼, 2008, **39**(4): 401-410.
- [18] Vollenweider R A, Kerekes J. Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control[M]. Paris: OECD, 1982.
- [19] Reynolds C S. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? [J]. Hydrobiologia, 1998, **369-370**: 11-26.
- [20] Thompson J M, Ferguson A, Reynolds C S. Natural filtration rates of zooplankton in a closed system: the derivation of a community grazing index [J]. Journal of Plankton Research, 1982, **4**(3): 545-552.
- [21] Wetzel R G. Limnology [M]. Fort Worth: Saunders College Publishing, 1983.
- [22] 孔繁翔, 马荣华, 高俊峰, 等. 太湖蓝藻水华的预防, 预测和预警的理论与实践[J]. 湖泊科学, 2009, **21**(3): 314-328.
- [23] Ter Braak C. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis [J]. Ecology, 1986, **67**(5): 1167-1179.
- [24] Dokulil M T, Teubner K. Cyanobacterial dominance in lakes [J]. Hydrobiologia, 2000, **438**(1): 1-12.
- [25] Tilman D, Kiesling R, Sterner R, et al. Green, bluegreen and diatom algae: taxonomic differences in competitive ability for phosphorus, silicon and nitrogen [J]. Archiv für Hydrobiologie, 1986, **106**(4): 473-485.
- [26] Tilman D, Kilham S S, Kilham P. Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients [J]. Annual Review of Ecology and Systematics, 1982, **13**: 349-372.
- [27] 白晓华, 胡维平, 胡志新, 等. 2004 年夏季太湖梅梁湾席状漂浮水华风力漂移入湾量计算[J]. 环境科学, 2005, **26**(6): 57-60.
- [28] Smith V H. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton [J]. Science, 1983, **221**: 669-671.
- [29] Shapiro J. Biomanipulation: the next phase—making it stable [J]. Hydrobiologia, 1990, **200**(1): 13-27.
- [30] 刘建康, 谢平. 用鲢鳙直接控制微囊藻水华的围隔试验和湖泊实践[J]. 生态科学, 2003, **22**(3): 193-196.
- [31] 刘建康, 谢平. 揭开武汉东湖蓝藻水华消失之谜[J]. 长江流域资源与环境, 1999, **8**(3): 312-319.