

DOI: 10.5846/stxb201803060449

王敏, 张建云, 陈求稳, 施文卿, 孙秋根. 太湖西北湖区 2003—2012 年间氮磷浓度及浮游植物主要类群变化趋势分析. 生态学报, 2019, 39(1):

Wang M, Zhang J Y, Chen Q W, Shi W Q, Sun Q G. Variations in nitrogen and phosphorous concentrations and major phytoplankton species in the northwestern Lake Taihu between 2003—2012. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(1):

太湖西北湖区 2003—2012 年间氮磷浓度及浮游植物主要类群变化趋势分析

王 敏^{1,2}, 张建云^{1,3}, 陈求稳^{1,2,*}, 施文卿^{1,2}, 孙秋根²

1 水文水资源与水利工程科学国家重点实验室, 南京 210012

2 南京水利科学研究院生态环境研究中心, 南京 210024

3 水利部应对气候变化研究中心, 南京 210024

摘要: 基于 2003—2012 年太湖竺山湖和西部沿岸区水体理化指标与浮游植物丰度的逐月监测数据, 分析了两个湖区氮磷营养盐状态和浮游植物丰度以及浮游植物主要类群的年际变化趋势及季节变化特征, 探讨了浮游植物群落变化与水温及营养盐指标间的关系。结果表明: 10 年间两个湖区氮磷营养盐浓度总体呈下降趋势, 以竺山湖 TN、NH₃-N 浓度和西部沿岸区 NO₃-N 浓度下降最为显著; 浮游植物丰度总体呈上升趋势, 蓝藻在群落结构中日益占据绝对优势; 季节变化上, 氮营养盐浓度表现为春冬季节高于夏秋季节, TP 浓度和浮游植物丰度呈相反的变化趋势。Pearson 相关分析显示, 水温、NH₃-N 浓度和 TN/TP 是影响蓝藻丰度及其在浮游植物群落中所占比例的主要因素。在温度和营养盐结构的共同作用下, 10 年间两个湖区蓝藻水华暴发时间逐渐提前, 而消退时间逐渐滞后, 水华持续时间逐年上升。在全球变暖背景下, 太湖水华治理需执行更加严格的氮磷限制阈值, 且在重污染的西北湖区控磷依然是关键。

关键词: 浮游植物; 蓝藻; 氮; 磷; 水温

Variations in nitrogen and phosphorous concentrations and major phytoplankton species in the northwestern Lake Taihu between 2003—2012

WANG Min^{1,2}, ZHANG Jianyun^{1,3}, CHEN Qiuwen^{1,2,*}, SHI Wenqing^{1,2}, SUN Qiugen²

1 State Key Laboratory of Hydrology-Water Resources And Hydraulic Engineering, Nanjing 210012, China

2 Center for Eco-environmental Research, Nanjing Hydraulic Research Institute, Nanjing 210024, China

3 Research Center of Climate Change of Ministry of Water Resources, Nanjing 210024, China

Abstract: Phytoplankton is one of the major primary producers in aquatic ecosystems, and plays a critical role in the normal functioning of aquatic ecosystems by providing material and energy. Changes in the aquatic ecological environment can affect phytoplankton abundance and community structure, leading to the occurrence of harmful algal blooms. In this study, the trends in temporal variation and seasonal characteristics of nutrient concentrations (including total nitrogen, ammonium, nitrate, and total phosphorus), phytoplankton abundance (including Cyanophyta, Chlorophyta, Bacillariophyta, etc.), as well as phytoplankton community structure were analyzed, using continuous monthly monitoring data of four sampling sites located in Zhushan Bay and West Coast of Lake Taihu between 2003 and 2012. Relationships between phytoplankton abundance and water temperature coupled with nitrogen and phosphorus were evaluated

基金项目: 国家杰出青年科学基金项目 (51425902); 江苏省双创团队 (Y917020); 南京水利科学院创新团队 (SC917001)

收稿日期: 2018-03-06; **网络出版日期:** 2018-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: qwchen@nhri.cn

simultaneously. The results showed that the concentrations of nitrogen and phosphorous generally decreased during the ten years; this was particularly apparent for the concentrations of total nitrogen (from 7.30 mg/L to 4.25 mg/L) and ammonium (from 4.19 mg/L to 0.81 mg/L) at Zhushan Bay, and nitrate concentration (from 2.01 mg/L to 0.75 mg/L) at West Coast of Lake Taihu. In contrast, phytoplankton abundance generally increased, with the maximum annual phytoplankton abundance of 5293.2×10^4 cells/L and 3802.8×10^4 cells/L observed in 2012, at Zhushan Bay and West Coast of Lake Taihu, respectively. Cyanobacteria became the absolutely dominant species, constituting 90.4% and 87.5% of the total phytoplankton community in 2012 at Zhushan Bay and West Coast of Lake Taihu, respectively. Additionally, nitrogen concentrations were higher in spring and winter than in the other two seasons, whereas total phosphorous concentrations and phytoplankton abundance showed the opposite seasonal trends. Pearson's correlation analysis indicated that cyanobacterial abundance and its percentage in the total phytoplankton community were positively correlated with water temperature ($r = 0.474$, $P < 0.01$), and negatively correlated with ammonium concentration ($r = -0.432$, $P < 0.01$) and TN/TP ratio ($r = -0.450$, $P < 0.01$). Under the effects of both temperature and nutrient structure, gradual cyanobacterial blooms occurred earlier but disappeared later, thus, leading to the increased duration of cyanobacterial blooms in Zhushan Bay and West Coast of Lake Taihu during 2003—2012. With the increased deleterious effects of global warming, more stringent nitrogen and phosphorus limiting thresholds are required to control cyanobacterial blooms in Lake Taihu. Furthermore, phosphorus remains the critical nutrient that must be controlled in the heavily polluted northwestern Lake Taihu.

Key Words: phytoplankton; cyanobacteria; nitrogen; phosphorous; water temperature

浮游植物作为水生态系统的主要初级生产者之一,可以通过光合作用将无机物转化为有机物,从而开启食物网能量流动,在水生生态系统的正常运行中起着至关重要的作用^[1-2]。浮游植物群落结构受水体理化因子与生物因子的双重影响,光照强度、温度、营养盐及浮游动物牧食等条件的改变都会引起浮游植物群落结构的变化^[3-5]。蓝藻是淡水湖泊浮游植物群落中较为常见的物种,对环境气候条件的适应性较其他藻类更强,能够迅速在群落中占据优势,大量繁殖并上浮至表层水体,聚集形成水华。近年来,不断扩张的蓝藻水华已成为全球性的重大环境问题之一。水华暴发时,蓝藻聚集堆积在水面上,造成水体透明度迅速下降,溶解氧降低,并散发出难闻的腥臭味,严重影响生态景观及居民日常生活;水华末期,藻细胞大量衰亡,引起水质急剧恶化;同时,大量细胞内毒素的释放严重影响水生动植物的生存,并对人类的饮用水安全构成威胁^[6]。

目前,国内外学者普遍认为氮磷释放导致的水体富营养化是蓝藻水华的主要诱因,并在此基础上开展了大量的研究工作,试图阐明氮、磷营养盐与浮游植物群落结构演替及蓝藻水华间的关系。研究表明,磷是淡水系统中浮游植物生长最为关键的限制因子,磷浓度的增加使蓝藻在浮游植物群落演替中获得竞争优势,显著促进蓝藻水华的发生^[7-8]。同时,当水体中磷源充足时藻类的生长也受到氮源的限制^[9]。此外,温度也是影响浮游植物群落结构变化的重要因素,温度的上升导致蓝藻成为优势种,快速大量增殖形成水华^[10-11]。过去30年以来,众多湖泊实施了大规模水环境治理,入湖污染负荷得到较好控制,湖体营养盐水平出现一定程度持续下降,但蓝藻水华却日益严重,并表现出强度大、时间早、持续长的特点,引起了学者和管理者的广泛关注^[12-13]。

本研究利用太湖多站点水体理化与浮游植物序列数据,分析2003—2012年间太湖水温、氮磷营养盐和浮游植物丰度及组成的变化规律,阐明浮游植物主要类群和蓝藻水华动态变化特征及其影响因素,力图回答两个假设:(1)气候变暖是否在一定程度上影响了营养盐控制产生的控藻效果?(2)未来营养盐控制策略包括浓度水平和结构是否需要调整?

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

太湖位于长江三角洲核心区域的太湖平原上,地跨江苏、浙江两省,东连苏州,南濒湖州,西接宜兴、长兴,

北临无锡,流域总面积 36500 km²,属亚热带季风气候区,四季分明,雨水丰沛,热量充裕。太湖水域面积 2338 km²,最大水深 2.6 m,平均水深 1.9 m,是典型的平原浅水湖泊,入湖河流主要集中在湖区西北方向的无锡市以及常州武进地区、宜兴地区,占入湖径流总量的 83%,出湖河流集中在湖区东南部的湖州、苏州地区^[14]。

根据太湖水环境特征,共划分竺山湖、梅梁湾、贡湖湾、湖心区、东太湖、西部沿岸区、南部沿岸区和东部沿岸区 8 个湖区,其中竺山湖和西部沿岸区两个湖区上游流域工农业发达,港口众多,入湖水量及入湖污染物通量最高,对太湖整体水质状况影响较大。

1.2 数据情况

研究采用了 2003—2012 年间竺山湖和西部沿岸区两个湖区共 4 个监测点(图 1)的水温、氮磷营养盐及浮游植物的逐月监测数据,其中,氮磷营养盐指标包括总氮(TN)、氨态氮(NH₃-N)、硝酸盐氮(NO₃-N)和总磷(TP);浮游植物指标包括丰度和主要组成类群。样品采集于每月月中进行,现场使用便携式水质参数测定仪原位测定水温;使用有机玻璃采水器采集水下 0.5 m 处水样 3 次,均匀混合后取 1 L 水样避光冷藏保存后尽快送至实验室用于氮磷营养盐浓度测定,另取 1 L 水样现场加入 15 mL 鲁哥氏液固定浮游植物,带回实验室静置 48 h 后浓缩至 100 mL 用于浮游植物鉴定。营养盐浓度分析参照相关国家标准进行^[15],用紫外分光光度法测定 TN 及 NO₃-N,水杨酸-次氯酸盐光度法测定 NH₃-N,钼酸铵分光光度法测定 TP。浮游植物鉴定参照《中国淡水藻志》、《淡水浮游生物图谱》和《中国淡水生物图谱》^[16-18]进行,将浓缩样品摇匀后随机取 0.1 mL 加入 20 mm×20 mm 计数框内置于显微镜下进行浮游植物计数及种类鉴定。

1.3 数据处理

基础数据统计在 Excel 中完成,两个湖区内氮磷营养盐浓度和浮游植物丰度为该湖区内各监测点的平均值。根据太湖流域气象环境特征,氮磷营养盐及浮游植物季节变化为春(3—5 月)、夏(6—8 月)、秋(9—11 月)、冬(12—2 月)4 个季节内各月平均值,年平均变化为全年各月平均值。采用 SPSS Statistics 22.0 对浮游植物丰度和环境因子进行相关性分析,分析前用 K-S 方法检验各变量是否满足正态分布,不满足正态分布的变量进行 Log(X+1)转化。

2 结果

2.1 氮磷营养盐浓度变化

2003—2012 年竺山湖和西部沿岸区氮磷营养盐浓度变化如图 2 所示。总体上,竺山湖 TN 浓度呈秋冬季高于春夏季的趋势,且 10 年间春、夏、秋、冬四季 TN 浓度均显著下降,分别由 2003 年的 8.54、5.04、5.83 mg/L 和 8.52 mg/L 下降至 2012 年的 5.92、2.59、2.74 mg/L 和 5.75 mg/L。年均 TN 浓度自 2004 年的 7.30 mg/L 下降至 2009 年的 4.28 mg/L,后基本维持恒定。竺山湖 NH₃-N 和 NO₃-N 浓度的季节变化趋势与 TN 相同,10 年间各季节及年均 NH₃-N 浓度均显著下降,但是 NO₃-N 浓度却有所上升,无机氮主要形态由 NH₃-N 逐渐转变为 NO₃-N。西部沿岸区 TN、NH₃-N 和 NO₃-N 浓度季节变化特征与竺山湖类似,均呈现秋冬季高于春夏季的趋势,但西部沿岸区无机氮形态始终以 NO₃-N 为主。10 年间西部沿岸区各季节及年均 TN 和 NH₃-N 浓度总体略有下降,至 2012 年 TN 和 NH₃-N 年均浓度分别下降至 2.27 mg/L 和 0.32 mg/L;同时,各季节及年均 NO₃-N 浓度总体显著下降,NO₃-N 年均浓度由 2003 年的 1.66 mg/L 下降至 2012 年的 0.75 mg/L。竺山湖 TP 浓度季

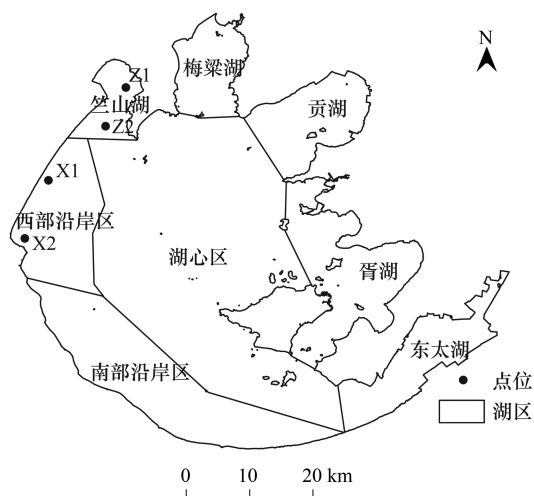


图 1 太湖监测点位布设

Fig.1 The distribution of sampling sites in Lake Taihu

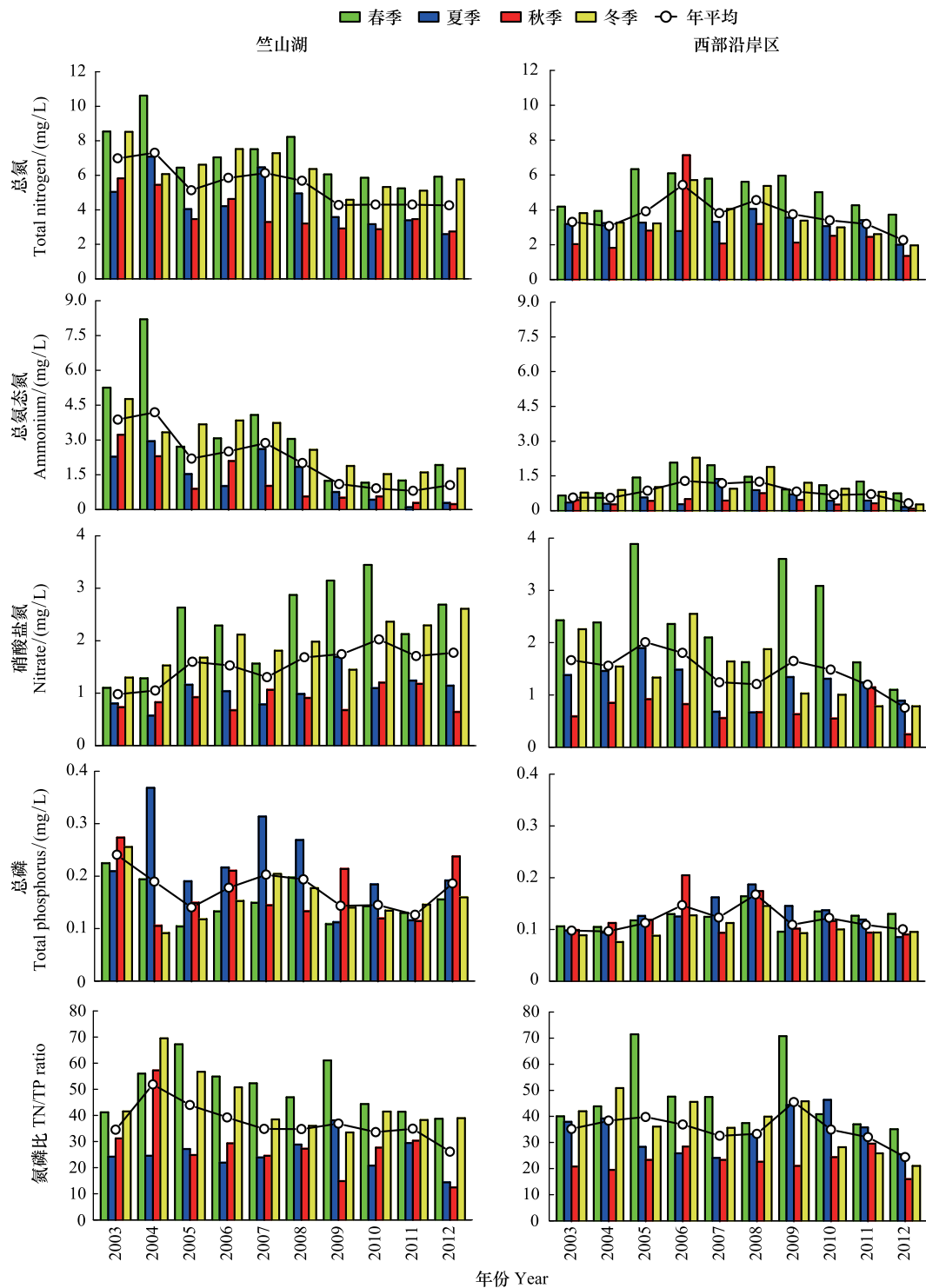


图 2 2003—2012 年竺山湖和西部沿岸区氮磷营养盐变化

Fig.2 Variations of nitrogen and phosphorous nutrients in Zhushan Bay and West Coast of Lake Taihu during 2003—2012

节变化趋势与 TN 相反,呈现夏秋季高于春冬季的趋势,10 年间各季节内 TP 浓度虽上下波动,但总体有所下降,特别是夏季,由 2004 年的 0.37 mg/L 下降至 2012 年的 0.19 mg/L。TP 年均浓度在 2003—2011 年间有所波动,自 0.24 mg/L 下降至 0.13 mg/L,2012 年上升至 0.19 mg/L。西部沿岸区 TP 浓度季节变化不显著,各季节及年均 TP 浓度均呈先上升后下降的趋势,但变化范围均较小,TP 年均浓度 2003—2008 年间自 0.10 mg/L

上升至 0.17 mg/L,后逐渐下降至 2012 年的 0.10 mg/L。

两个湖区内 TN/TP 总体表现为春季>冬季>夏、秋季,各季节及年均 TN/TP 随时间略有波动,总体呈下降趋势。2004—2012 年竺山湖春、秋、冬季 TN/TP 显著下降,分别由 56.0、57.3、69.5 下降至 38.8、12.4、39.0,年均 TN/TP 由 51.9 下降至 26.1。10 年间西部沿岸区春季 TN/TP 波动较大,变化范围为 35.1—71.5,秋季 TN/TP 则相对稳定,变化范围为 15.9—29.5,年均 TN/TP 在 2003—2008 年为 32.6—39.8,2009—2012 年由 45.5 逐年下降至 24.4。

2.2 浮游植物丰度及主要类群变化

10 年间竺山湖和西部沿岸区浮游植物丰度季节变化表现为夏秋季大于春冬季,且秋季浮游植物丰度随时间显著增加(图 3)。两个湖区的年均浮游植物丰度总体均呈上升趋势,2003—2006 年间,竺山湖和西部沿岸区年均浮游植物丰度略有增加,变化范围分别为 2140.2×10^4 — 2396.2×10^4 个/L 和 764.0×10^4 — 1400.5×10^4 个/L;2007—2012 年间,两个湖区的年均浮游植物丰度均随时间有所波动,尤其是竺山湖,但总体上均显著高于 2003—2006 年。至 2012 年,竺山湖和西部沿岸区年均浮游植物丰度分别上升至 5293.2×10^4 个/L 和 3802.8×10^4 个/L。

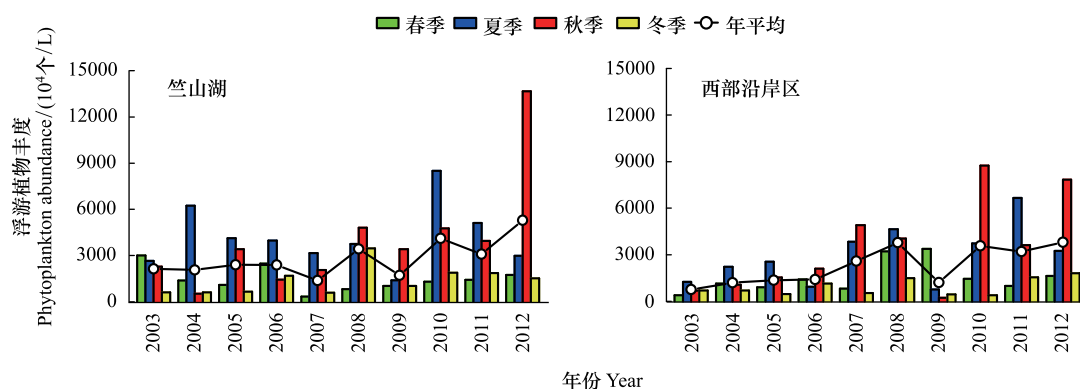


图 3 2003—2012 年竺山湖和西部沿岸区浮游植物丰度变化

Fig.3 Variations of phytoplankton abundances in Zhushan Bay and West Coast of Lake Taihu during 2003—2012

10 年间竺山湖和西部沿岸区浮游植物主要类群变化显著(图 4)。2003—2006 年,两个湖区蓝藻在浮游植物群落中所占比例分别为 17.6%—55.4%和 18.9%—39.1%,浮游植物主要种类为绿藻或蓝藻;2007—2012 年,竺山湖蓝藻占比为 74.0%—90.4%,西部沿岸区蓝藻占比为 83.3%—87.5%,两个湖区内浮游植物均以蓝藻

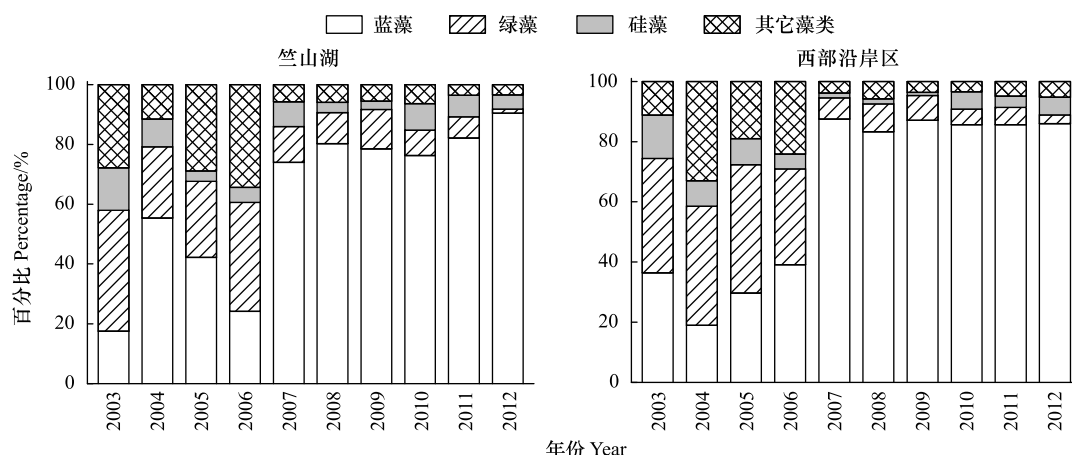


图 4 2003—2012 年竺山湖和西部沿岸区浮游植物主要类群变化

Fig.4 Annual variations of phytoplankton community structure in Zhushan Bay and West Coast of Lake Taihu during 2003—2012

为绝对优势种群。

2.3 浮游植物群落结构变化与环境因子的关系

不同种类浮游植物与环境因子的相关关系如表 1 所示。蓝藻及其在浮游植物中所占比例与水温呈显著正相关($P<0.01$),与 TN/TP 呈显著负相关($P<0.01$)。如图 5 所示,2003—2012 年两个湖区年均水温总体呈上升趋势,且年均水温与年均蓝藻丰度线性正相关($P<0.01$)。此外,2003—2012 年两个湖区蓝藻丰度与 TN/TP 的逐月监测数据表明(图 6),TN/TP 的下降往往伴随着蓝藻丰度升高,10 年间随着 TN/TP 的总体下降,蓝藻丰度显著上升。

目前,大多数学者普遍认为,蓝藻水华是在富营养化水体中蓝藻丰度超过 1500×10^4 个/L,并在水面形成一层蓝绿色或有恶臭的浮沫^[19]。如图 6 所示,2003—2012 年竺山湖和西部沿岸区蓝藻丰度超过水华阈值的时间逐渐提前至 4 月,而下降至水华阈值以下的时间则逐渐滞后,12 月份气温大幅度下降后蓝藻丰度仍然较高。10 年间太湖水华呈现出暴发时间提前、暴发频次上升、持续时间延长达 6—8 个月的趋势。

表 1 浮游植物丰度与环境因子的相关关系($n=445$)

Table 1 Correlations between phytoplankton abundances and environmental factors ($n=445$)

浮游植物丰度 Phytoplankton abundance	水温 WT/℃	总氮 TN/ (mg/L)	氨态氮 NH ₃ -N/ (mg/L)	硝酸盐氮 NO ₃ -N/ (mg/L)	总磷 TP/ (mg/L)	氮磷比 TN/TP ratio
蓝藻 Cyanophyta	0.474 **	-0.171 **	-0.432 **	-0.381 **	0.176 **	-0.450 **
绿藻 Chlorophyta	-0.113 *	0.269 **	0.275 **	0.135 **	0.107 *	0.130 **
硅藻 Bacillariophyta	-0.049	0.201 **	0.131 *	0.100	0.139 *	0.002
其他藻类 Other phytoplankton species	0.067	0.167 **	0.199 **	0.035	0.084	0.037
蓝藻占比 Percentage of Cyanophyta	0.430 **	-0.298 **	-0.494 **	-0.358 **	0.055	-0.401 **

* $P<0.05$, ** $P<0.01$; 蓝藻占比: 蓝藻在浮游植物群落中所占比例; WT: 水温, Water temperature; TN: 总氮, Total nitrogen; NH₃-N: 氨态氮, Ammonium; NO₃-N: 硝酸盐氮, Nitrate; TP: 总磷, Total phosphorus

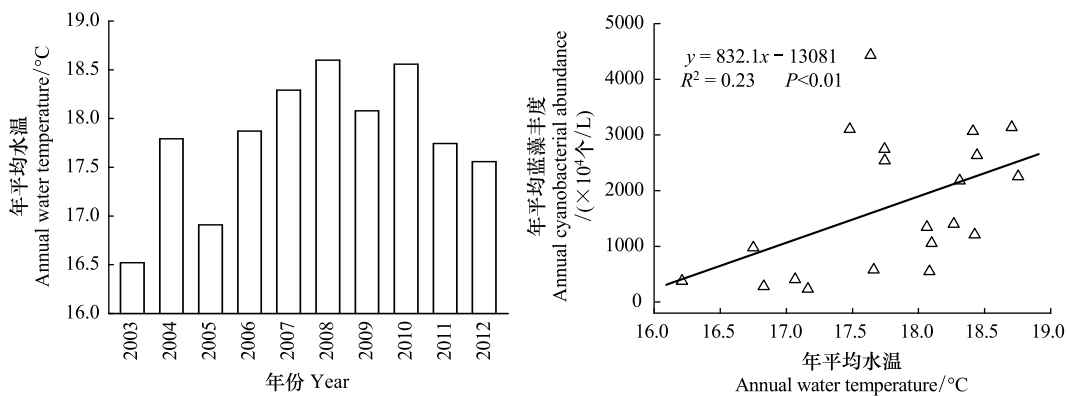


图 5 2003—2012 年年平均水温的变化及其与蓝藻丰度的关系

Fig.5 Annual variations of water temperature during 2003—2012 and its relation with cyanobacterial abundance

3 讨论

太湖是我国第三大淡水湖泊,流域内自然条件优越、物产丰富、经济发达、人口密集^[20]。伴随着流域内经济快速发展,人口大规模增长,高强度的人类活动造成入湖氮磷负荷急剧增加,湖泊富营养化日益严重,1987 年左右已进入富营养化状态^[21]。20 世纪 90 年代后期,太湖治理受到高度重视,入湖污染物开始得到一定程度的控制。本研究中,2003—2012 年竺山湖和西部沿岸区氮磷浓度水平均有所下降,特别是 2007 年后,除竺山湖 NO₃-N 年均浓度略有上升外,两个湖区氮磷年均浓度均显著下降。这是由于 2007 年无锡突发饮用水污

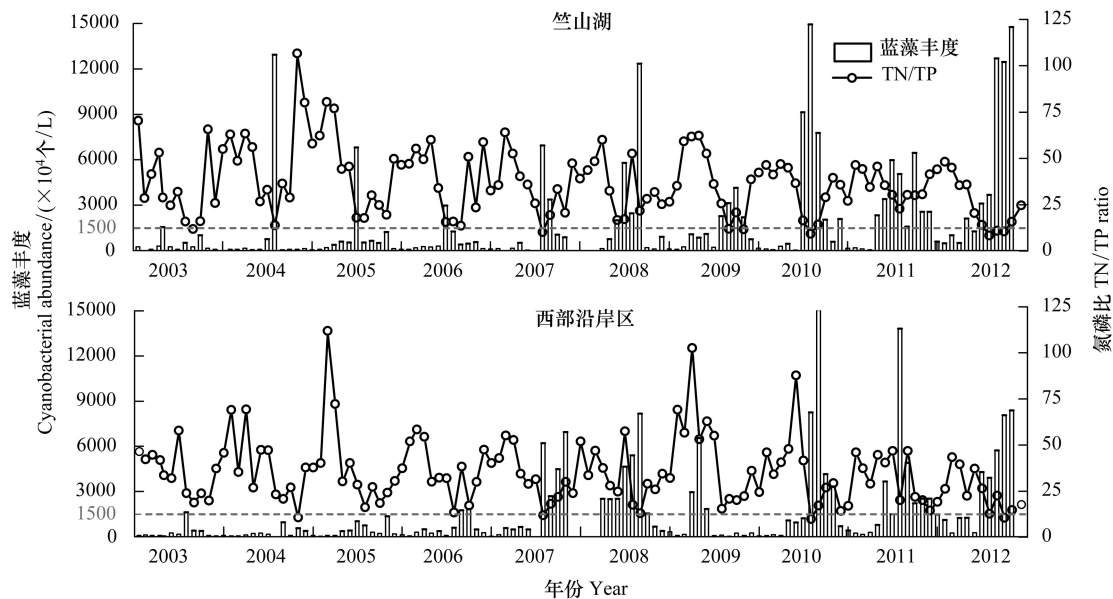


图 6 2003—2012 年竺山湖和西部沿岸区蓝藻丰度及 TN/TP 月变化

Fig.6 Monthly variations of cyanobacteria abundance and TN/TP in Zhushan Bay and West Coast of Lake Taihu during 2003—2012

染事件后,相关部门开展了一系列综合治理工作,如流域内产业转型升级、截污纳管和生态修复,一定程度上控制了外源营养盐的输入。由于竺山湖周边工业区众多,且主要以纺织、化工、机械、电子信息等高氨氮污染产业为主^[22],所以竺山湖 $\text{NH}_3\text{-N}$ 污染程度显著高于西部沿岸区。但是,10 年间竺山湖 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度显著下降,2011 年 $\text{NH}_3\text{-N}$ 年均浓度不足 2004 年的 20%,这可能是由于湖区上游流域工业点源污染治理不断加强,同时污水处理率及处理效果不断提高,导致入湖水体中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度得到有效控制。从季节变化来看,两个湖区氮浓度总体表现为春夏秋冬季节高于夏秋季节,而 TP 浓度则呈相反的趋势。就氮而言,首先春夏秋冬季节降水较夏秋两季少,湖泊水位相对较低,入湖污染物浓度稀释作用较弱,而且温度的下降导致水体中微生物活性减弱,反硝化速率降低,不利于脱氮^[23];其次,两个湖区上游农业发达,春季化肥的大量施用导致湖泊氮营养盐输入急剧增加^[24]。夏秋两季,特别是夏季 TP 浓度的升高则与太湖内源磷污染的释放有关,夏季水华暴发时藻类光合作用增加,导致水体 pH 升高,致使底泥中内源磷释放量增加^[25-26]。

2003—2012 年竺山湖及西部沿岸区浮游植物丰度总体呈上升趋势,且蓝藻在浮游植物群落中逐步占据绝对优势。相关性分析结果表明,10 年间两个湖区浮游植物丰度及主要类群的变化受到水温 and 营养盐的共同影响。蓝藻丰度及其在浮游植物中所占比例与水温呈显著正相关($P<0.01$),且 10 年间随着年平均水温的升高蓝藻丰度总体呈上升趋势,而其他浮游植物种群与水温相关性不强,说明温度的升高是蓝藻丰度显著增加并形成优势的重要原因之一。与其他浮游植物相比,蓝藻对高温的耐受力强,最适生长温度为 25—30℃,远高于绿藻(20—25℃)和硅藻(14—18℃)^[27-28],微囊藻甚至在水温超过 35℃ 时仍能正常生长^[23],一般当水温超过 20℃ 时,蓝藻就已经开始表现出生长优势^[29-30]。同时,温度与蓝藻水华的发生息息相关,春季温度的升高会促进水华蓝藻种群优势地位的更早确立,夏季的高温会加剧水华暴发的强度,秋季的高温会引起水华消退时间的滞后,而冬季温度的升高则为来年水华蓝藻的复苏蓄积了能量^[31-33]。因此,10 年间两个湖区蓝藻水华强度及暴发频次的增加可能与水温的升高有关。10 年间氮营养盐,特别是 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度的下降也是蓝藻获得竞争优势的重要原因。相关性分析结果表明,蓝藻丰度及其在浮游植物中所占比例与氮营养盐浓度呈显著负相关($P<0.01$),而其他浮游植物种群与氮营养盐浓度则呈正相关关系($P<0.05$ 或 $P<0.01$)。与其他浮游植物相比,蓝藻生长需要的氮浓度更低,对氮的竞争能力更强^[34],当表层水体氮浓度降低时,蓝藻可以下沉到底部寻找营养物质^[35];当外源氮浓度不足时,部分蓝藻能够固定大气中游离态的氮以获得充足的营养,所以氮浓度的下降对其他浮游植物的限制作用多于蓝藻。同时,各种藻类丰度与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的相关性均高于 $\text{NO}_3\text{-N}$,

这是由于浮游植物优先选择利用还原态的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 来降低自身的能量消耗^[23]。蓝藻丰度与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度的负相关性则是因为蓝藻的大量增殖消耗了水体中的 $\text{NH}_3\text{-N}$, 导致了 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度的下降。然而, 随着蓝藻丰度的上升, 呼吸作用的增强造成水体溶解氧下降, 促进了底泥中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的释放^[36]; 并且消亡的藻类提供了大量有机氮, 通过细菌氨化作用转化为 $\text{NH}_3\text{-N}$, 补入的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 又能导致蓝藻生物量的进一步上升^[37-38], 致使 $\text{NH}_3\text{-N}$ 在蓝藻水华暴发期始终处于相对较低水平。

本研究中, 各种藻类丰度与 TP 均存在正相关关系, 而蓝藻在浮游植物中所占比例与 TP 不相关, 说明 10 年间 TP 浓度的变化不是导致蓝藻成为绝对优势种的原因。这主要是因为, 尽管 10 年间竺山湖 TP 浓度有所下降, 但仍远高于限制藻类生长的阈值, 两个湖区内 TP 浓度在多数情况下均超过 0.1 mg/L, 磷已不再是影响浮游植物生长和群落结构变化的主要因子。此外, 蓝藻丰度及其在浮游植物中所占比例与 TN/TP 呈显著负相关 ($P < 0.01$), 且两个湖区蓝藻丰度与 TN/TP 的逐月监测数据具有良好的反向对应关系。目前, 关于氮磷比与蓝藻水华之间的关系并没有一致的结论。Smith^[39] 的低氮磷比学说认为蓝藻水华时 TN/TP 应小于 29, 而也有研究表明, 无论 TN/TP 是否小于 29, 都会有水华发生, 氮磷比的下降是由于蓝藻对氮的吸收速率比磷快, 同时水华期间反硝化作用的加强带走了大量的氮, 而藻类光合作用引起的水体 pH 升高却造成了磷浓度的下降, 所以氮磷比的降低不是水华的原因, 而是水华的结果^[40-42]。本研究中, 每年夏秋季节 TN/TP 下降至全年最低时, 蓝藻生长旺盛发生水华, 但二者间的对应关系并不表现在一个确定的值上。同时, 从长时间序列来看, 两个湖区在不易发生水华的春冬两季, TN/TP 与蓝藻丰度间也有良好的对应关系, 10 年间随着春冬季节 TN/TP 的逐年下降, 蓝藻丰度逐年上升。以往的研究也表明, 硅藻和绿藻均喜欢生长在氮磷比较高的水体中, 而低氮磷比条件下蓝藻易于形成优势^[43-44]。所以, 10 年间氮磷比的下降在一定程度上影响了浮游植物群落结构的改变, 促进了蓝藻优势。

4 结论

(1) 2003—2012 年太湖竺山湖和西部沿岸区氮磷浓度水平均有所下降, 其中竺山湖 TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度和西部沿岸区 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度下降显著。

(2) 2003—2012 年太湖竺山湖和西部沿岸区浮游植物丰度总体呈上升趋势, 尤其秋季浮游植物丰度随时间显著增加; 浮游植物主要类群变化显著, 蓝藻成为绝对优势种群, 且水华暴发时间逐渐提前, 消退时间逐渐滞后, 水华持续时间逐年上升。

(3) 10 年间两个湖区浮游植物丰度及主要类群的变化受到水温和营养盐的共同影响, 水温的升高及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度和 TN/TP 的下降是蓝藻丰度增加并形成绝对优势的关键原因。在温度和营养盐的共同作用下, 10 年间两个湖区水华暴发强度及持续时长逐渐增加, 在全球气候变暖背景下, 太湖水华治理需采取更加严格的营养盐限制标准, 且在重污染的西北部湖区控磷依然是关键。

参考文献 (References):

- [1] Chislock M F, Sarnelle O, Jernigan L M, Wilson A E. Do high concentrations of microcystin prevent *Daphnia* control of phytoplankton? Water Research, 2013, 47(6): 1961-1970.
- [2] Nilsen E, Morace J. Foodweb transfer, sediment transport, and biological impacts of emerging and legacy organic contaminants in the lower Columbia River, Oregon and Washington, USA: USGS Contaminants and Habitat (ConHab) Project. Science of the Total Environment, 2014, 484: 319-321.
- [3] Haney J F. Field studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 1987, 21(3): 467-475.
- [4] Li R N, Chen Q W, Zhang X Q, Recknagel F. Effects of temperature and macronutrients on phytoplankton communities across three largely different lakes identified by a time-space trade-off approach. Ecological Informatics, 2015, 29: 174-181.
- [5] O'Neil J M, Davis T W, Burford M A, Gobler C J. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. Harmful Algae, 2012, 14: 313-334.
- [6] Paerl H W, Hall N S, Calandrino E S. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. Science of the Total Environment, 2011, 409(10): 1739-1745.

- [7] Schindler D W. Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Science*, 1974, 184(4139): 897-899.
- [8] Xu H, Paerl H W, Qin B Q, Zhu G W, Gao G. Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. *Limnology and Oceanography*, 2010, 55(1): 420-423.
- [9] Davis T W, Berry D L, Boyer G L, Gobler C J. The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. *Harmful Algae*, 2009, 8(5): 715-725.
- [10] Jöhnk K D, Huisman J, Sharples J, Sommeijer B, Visser P M, Stroom J M. Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology*, 2008, 14(3): 495-512.
- [11] Lürting M, Eshetu F, Faassen E J, Kosten S, Huszar V L M. Comparison of cyanobacterial and green algal growth rates at different temperatures. *Freshwater Biology*, 2013, 58(3): 552-559.
- [12] Zhang M, Duan H T, Shi S L, Yu Y, Kong F X. Contributions of meteorology to the phenology of cyanobacterial blooms: implications for future climate change. *Water Research*, 2012, 46(2): 442-452.
- [13] 张民, 孔繁翔. 巢湖富营养化的历程、空间分布与治理策略. *湖泊科学*, 2015, 27(5): 791-798.
- [14] 燕姝雯, 余辉, 张璐璐, 徐军, 王振平. 2009 年环太湖入出湖河流水量及污染负荷通量. *湖泊科学*, 2011, 23(6): 855-862.
- [15] 国家环境保护总局. 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.
- [16] 黎尚豪, 毕列爵. 中国淡水藻志. 北京: 科学出版社, 1998.
- [17] 山东省水产学校. 淡水浮游生物图谱. 烟台: 山东省水产学校, 1976.
- [18] 韩茂森, 束蕴芳. 中国淡水生物图谱. 北京: 海洋出版社, 1955.
- [19] 马健荣, 邓建明, 秦伯强, 龙胜兴. 湖泊蓝藻水华发生机理研究进展. *生态学报*, 2013, 33(10): 3020-3030.
- [20] 张晓晴, 陈求稳. 太湖水质时空特性及其与蓝藻水华的关系. *湖泊科学*, 2011, 23(3): 339-347.
- [21] 吴雅丽, 许海, 杨桂军, 朱广伟, 秦伯强. 太湖水体氮素污染状况研究进展. *湖泊科学*, 2014, 26(1): 19-28.
- [22] 王芳. 竺山湖水质富营养化分析与控制研究[D]. 南京: 南京师范大学, 2016: 9-10.
- [23] McCarthy M J, Lavrentyev P J, Yang L Y, Zhang L, Chen Y W, Qin B Q, Gardner W S. Nitrogen dynamics and microbial food web structure during a summer cyanobacterial bloom in a subtropical, shallow, well-mixed, eutrophic lake (Lake Taihu, China). *Hydrobiologia*, 2007, 581(1): 195-207.
- [24] 朱广伟. 太湖水质的时空分异特征及其与水华的关系. *长江流域资源与环境*, 2009, 18(5): 439-445.
- [25] 金相灿, 王圣瑞, 庞燕. 太湖沉积物磷形态及 pH 值对磷释放的影响. *中国环境科学*, 2004, 24(6): 707-711.
- [26] Xie L Q, Xie P, Tang H J. Enhancement of dissolved phosphorus release from sediment to lake water by *Microcystis* blooms—an enclosure experiment in a hyper-eutrophic, subtropical Chinese lake. *Environmental Pollution*, 2003, 122(3): 391-399.
- [27] Nalewajko C, Murphy T P. Effects of temperature, and availability of nitrogen and phosphorus on the abundance of *Anabaena* and *Microcystis* in Lake Biwa, Japan: an experimental approach. *Limnology*, 2001, 2(1): 45-48.
- [28] Yamaguchi M, Ogawa T, Muramoto K, Jimbo M, Kamiya H. Effects of culture conditions on the expression level of lectin in *Microcystis aeruginosa* (freshwater cyanobacterium). *Fisheries Science*, 2000, 66(4): 665-669.
- [29] 金相灿, 储昭升, 杨波, 郑翔芳, 庞燕, 曾清如. 温度对水华微囊藻及孟氏浮游蓝丝藻生长、光合作用及浮力变化的影响. *环境科学学报*, 2008, 28(1): 50-55.
- [30] 吴攀, 邓建明, 秦伯强, 马健荣, 张运林. 水温 and 营养盐增加对太湖冬、春季藻类生长的影响. *环境科学研究*, 2013, 26(10): 1064-1071.
- [31] Peperzak L. Climate change and harmful algal blooms in the North Sea. *Acta Oecologica*, 2003, 24(S1): S139-S144.
- [32] 谭啸, 孔繁翔, 于洋, 史小丽, 张民. 升温过程对藻类复苏和群落演替的影响. *中国环境科学*, 2009, 29(6): 578-582.
- [33] Zhang M, Yu Y, Yang Z, Kong F X. Photochemical responses of phytoplankton to rapid increasing-temperature process. *Phycological Research*, 2012, 60(3): 199-207.
- [34] 许海, 朱广伟, 秦伯强, 高光. 氮磷比对水华蓝藻优势形成的影响. *中国环境科学*, 2011, 31(10): 1676-1683.
- [35] Thomas R H, Walsby A E. Buoyancy regulation in a strain of *Microcystis*. *Journal of General Microbiology*, 1985, 131(4): 799-809.
- [36] 朱梦圆, 朱广伟, 王永平. 太湖蓝藻水华衰亡对沉积物氮、磷释放的影响. *环境科学*, 2011, 32(2): 409-415.
- [37] Paerl H W, Xu H, Hall N S, Rossignol K L, Joyner A R, Zhu G W, Qin B Q. Nutrient limitation dynamics examined on a multi-annual scale in Lake Taihu, China: implications for controlling eutrophication and harmful algal blooms. *Journal of Freshwater Ecology*, 2015, 30(1): 5-24.
- [38] 王雯雯, 王书航, 姜霞, 郑丙辉, 赵丽, 陈俊伊. 太湖沉积物不同形态氮赋存特征及其释放潜力. *中国环境科学*, 2017, 37(1): 292-301.
- [39] Smith V H. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, 1983, 221(4611): 669-671.
- [40] Marinho M M, de Oliveira e Azevedo S M F. Influence of N/P ratio on competitive abilities for nitrogen and phosphorus by *Microcystis aeruginosa* and *Aulacoseira distans*. *Aquatic Ecology*, 2017, 41(4): 525-533.
- [41] Sondergaard M, Jensen J P, Jeppesen E. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *The Scientific World Journal*, 2001, 1: 427-442.
- [42] Xie L Q, Xie P, Li S X, Tang H J, Liu H. The low TN: TP ratio, a cause or a result of *Microcystis* blooms? *Water Research*, 2003, 37(9): 2073-2080.
- [43] Jorgensen S E. Handbook of Environmental Data and Ecological Parameters. Copenhagen: International Society of Ecological Modelling, Pergamon Press, 1979.
- [44] Sommer U. Phytoplankton competition along a gradient of dilution rates. *Oecologia*, 1986, 68(4): 503-506.