

2005—2017 年北部太湖水体叶绿素 a 和营养盐变化及影响因素*

朱广伟, 秦伯强, 张运林, 许海, 朱梦圆, 杨宏伟, 李宽意, 闵 岫, 沈睿杰, 钟春妮

(中国科学院南京地理与湖泊研究所, 湖泊与环境国家重点实验室, 太湖湖泊生态系统研究站, 南京 210008)

摘 要: 利用国家生态观测网络太湖湖泊生态系统研究站对北部太湖 14 个监测点 2005—2017 年的营养盐和叶绿素 a 浓度逐月监测数据, 分析了北部太湖 2005 年以来水体营养盐和叶绿素 a 变化特征, 探讨了叶绿素变化的影响因素。结果表明, 2015 年以来, 北部太湖水体叶绿素 a 浓度呈现显著增高特征, 特别是 5—7 月的蓝藻水华灾害关键期, 水体叶绿素 a 浓度增幅更加明显; 营养盐方面, 氮、磷对治理的响应完全不同: 水体总氮、溶解性总氮、氨氮的降幅很明显, 甚至在春末夏初的蓝藻生长旺盛期出现了供给不足的征兆; 但水体总磷降幅却不明显, 加之蓝藻水华的磷“泵吸作用”, 近 3 a 来水体总磷浓度反而有升高趋势, 溶解性总磷浓度也无明显下降趋势。不同湖区的营养盐变化也不相同: 西北湖区溶解性总氮、溶解性总磷浓度显著高于梅梁湾、贡湖湾和湖心区, 而且后 3 个湖区的水质呈现均一化趋势。统计分析表明, 北部太湖水体叶绿素 a 浓度与颗粒氮、颗粒磷、总磷、高锰酸盐指数均呈显著正相关, 与溶解态氮呈负相关; 5—7 月水华关键期北部太湖水体叶绿素 a 浓度与上半年(1—6 月)逐日水温积温、总降雨量、年平均水位均呈显著正相关关系。从研究结果可以看出, 近年来北部太湖水体叶绿素 a 浓度的波动很大程度上受水文气象因子的影响; 2007 年以来太湖流域一系列生态修复工程的实施, 虽然明显降低了湖泊氮浓度, 但由于流域和湖体的氮磷本底较高, 磷的缓冲能力大, 致使水体营养盐水平仍未降到能显著抑制蓝藻生长的水平, 年际之间的水文气象条件差异成为蓝藻水华暴发强度差异的主控因素。为此, 仍需加大对太湖流域氮、磷负荷的削减, 使湖体氮、磷浓度降低到能显著影响蓝藻生长的水平, 才能摆脱水文气象条件对蓝藻水华情势的决定作用。

关键词: 太湖; 叶绿素 a; 营养盐; 蓝藻水华; 极端降雨; 气候变化

Variation and driving factors of nutrients and chlorophyll-a concentrations in northern region of Lake Taihu, China, 2005–2017

ZHU Guangwei, QIN Boqiang, ZHANG Yunlin, XU Hai, ZHU Mengyuan, YANG Hongwei, LI Kuanyi, MIN Shen, SHEN Ruijie & ZHONG Chunni

(*Taihu Laboratory for Lake Ecosystem Research, State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P.R. China*)

Abstract: The long-term variation of nutrients and phytoplankton chlorophyll-a (Chl.a) concentrations in northern Lake Taihu, a large shallow eutrophic lake, were characterized using the monthly monitoring data in northern 14 sites during 2005 to 2017. The relationships between Chl.a and nutrients, as well as hydrological and climatic factors were analyzed to identify the key driving factors of Chl.a and nutrients variations. The results showed that average Chl.a concentration significantly increased since 2015, especially during the key cyanobacteria bloom period of May to July. Total nitrogen (TN), dissolved total nitrogen (DTN) and ammonia concentrations in northern Lake Taihu showed a significant decreasing trend since 2005. The growth of cyanobacteria appeared nitrogen-limit phenomenon during early summer bloom season in recent years. While total phosphorus (TP) and dissolved total phosphorus (DTP) did not show significant decreasing trend in recent years, partly owing to the internal phosphorus supply stimulated by algal bloom in summer. Moreover, the TP and DTP even showed increasing trend in recent 3 years, with higher fluctuation than the past 10 years. Spatially, northwestern Lake Taihu region showed significant higher nutrient and Chl.a concentrations than those in Meiliang Bay, Gonghu Bay and central lake. It appeared a homogenization trend of nutrients among Meiliang Bay, Gonghu

* 国家国际科技合作专项(2015DFG91980)、国家自然科学基金项目(41671494, 41501532)和中国科学院前沿科学重点研究项目(QYZDJ-SSW-DQC008)联合资助。2017-08-07 收稿; 2017-10-06 收修改稿。朱广伟(1972~), 男, 博士, 研究员; E-mail: gwzhu@niglas.ac.cn.

Bay and central lake. Statistical analysis showed that Chl.a significantly positive related to particulate nitrogen, particulate phosphorus, TP and permanganate index, but negatively related to dissolved nitrogen. And Chl.a concentration during May to July significantly positive related to daily accumulated water temperature, total precipitation during January to June, and to annual average water level of the lake. The research indicated that hydrological and climatic factors played more important roles than nutrients in the long-term variation of phytoplankton biomass and cyanobacteria bloom intensity, partly because the nutrients concentrations were still relatively sufficient for phytoplankton growth. Consequently, much more nutrients reduction in the catchment, include nitrogen and phosphorus, were need in future to ultimately control the cyanobacteria bloom in Lake Taihu.

Keywords: Lake Taihu; chlorophyll-a; nutrients; cyanobacteria bloom; extreme rainfall; climate change

富营养化是全球湖泊普遍面临生态灾害问题之一。该问题从 1940s—1950s 开始关注^[1-2], 1960s—1970s 已经普遍存在并开始治理^[3-4], 至今仍在发达国家和发展中国家产生危害^[5-6]。比如从 1970s 就受到关注并开展了大量治理工程的北美五大湖之一——Erie 湖^[7], 近 10 a 来蓝藻水华问题又日益严重, 2014 年 8 月 1—2 日还造成湖滨 60 万人口的 Toledo 市供水中断 2 天^[8]。此外, 治理多年的日本霞浦湖, 水华问题也未彻底解决^[9]。由此可见, 在应对湖泊蓝藻水华问题方面, 全世界都还面临着严峻的挑战。

太湖是我国蓝藻水华问题出现最早、治理时间最长、投入最大的大型湖泊之一。据沈炳康报道, 1960 年考察太湖时就发现了蓝藻水华现象, 1970 年后在梅梁湾西北沿岸带夏季水华已经比较常见, 条带状分布, 每年可延续到 11 月, 而 1988 年则出现了约 1000 km² 面积的蓝藻水华, 并在 1991 年 7 月, 蓝藻水华堆积腐烂影响了无锡城市供水, 迫使上百家工厂停产, 造成巨大的经济损失^[10]。1990s 以来, 太湖的富营养化治理就作为国家水环境治理的标志性工程推进^[11], 1998 年实施了“零点行动”^[12]。2007 年 5 月发生在无锡沙渚水厂的饮用水危机事件^[13], 更是将蓝藻水华治理和灾害防控力度大大提高, 实施了从流域到湖体的一系列环境治理和生态修复工程^[14]。从水利和环境保护部门的监测结果看, 无论是入湖河流^[15], 还是湖体关键水质断面^[16], 水体营养盐浓度近年来都出现下降趋势, 治理工作取得初步成效。然而, 就遥感监测的蓝藻水华面积而言, 近年来下降趋势不明显^[17], 藻类生物量和水华情势受气象条件影响较大^[18-19], 给蓝藻水华灾害防控带来巨大的挑战。

太湖作为一个时空异质性较大的浅水湖泊, 监测方法和频次均会对水质监测结果产生一定的影响^[20]。不同机构对太湖监测的布点、采样方法及分析方法有所不同, 评价结果有所差异。本研究利用太湖湖泊生态系统研究站 (TLLER) 在北部太湖布设的 14 个逐月监测点营养盐、叶绿素 a 监测数据, 结合研究站的气象、水文观测数据, 分析了 2005—2017 年北部太湖梅梁湾、贡湖湾、竺山湾及西北沿岸、湖心区 (北部) 的水体叶绿素 a 及氮、磷等营养盐含量的变化特征, 探讨了 13 a 来水体营养盐和叶绿素 a 浓度波动的影响因素, 以期认识浅水湖泊的蓝藻水华演替特征及防控对策提供科学支撑。

1 材料和方法

1.1 监测点布设与采样方法

从 2005 年 1 月以来, 太湖湖泊生态系统研究站 (TLLER, 简称太湖站) 在太湖北部布设 14 个逐月监测点, 开展现场调查和水质、生物指标采样分析 (图 1)。其中, 监测点 THL00、THL06、THL10、THL14 及 THL16 主要代表出入湖河口, 分别靠近梁溪河、直湖港、大浦河 (陈东港)、望虞河及殷村港。按照湖泊形态, 可将 14 个点的监测范围划分为 4 个湖区: 西北太湖 (NW) (包括监测点 THL10、THL16、THL17)、梅梁湾 (ML) (包括监测点 THL00、THL01、THL03、THL04、THL05、THL06、THL32 等)、北部湖心区 (HX) (包括监测点 THL07 和 THL08) 及贡湖湾 (GH) (包括监测点 THL13 和 THL14)。

在 THL05 点东滨岸的太湖站, 设有逐日水温 (WT, °C)、水位 (WL, m, 吴淞高程) 观测点, 每天 8 时、14 时、20 时 3 次现场观测记录, 日值为 3 次测定的平均值, 其中水温测点为水下 0.5 m。降雨量 (RF) 和其他相关气象指标由设在太湖站的气象观测场自动监测仪获得。

湖体 14 个样点的监测在每个月中旬 (15 日前后) 进行。现场用赛氏透明度盘获得水体透明度 (SD, m), 采用水温计获得水下 50 cm 的水温, 测深杆测定水深、软泥深度。

用于分析水体营养盐和浮游植物叶绿素 a 浓度 (Chl.a, µg/L) 的水样为水柱表、中、底 3 层混合样, 用 2.5

L有机玻璃采水器分别采集水下20 cm(表层)、水底泥上20 cm(底层)及水深一半处(中层)的水样,现场混匀,灌装于5 L水样桶中,带回实验室进行营养盐和Chl.a等指标分析。

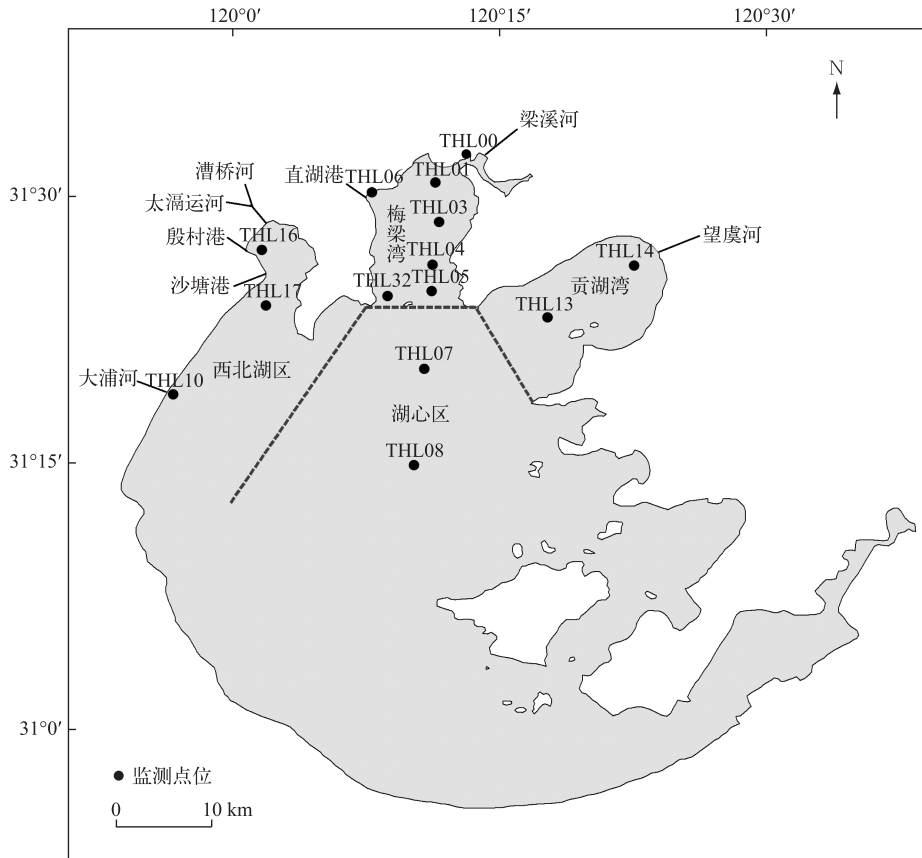


图1 北部太湖逐月水质监测点位

Fig.1 Sampling sites of monthly water quality monitoring in northern Lake Taihu

1.2 水质分析方法

样品带回实验室后立即进行各指标测定的预处理. 其中, Chl.a 浓度测定参照陈宇炜等改进的热乙醇提取、分光光度法^[21], 比色波长为 650 nm 和 750 nm (岛津 UV-2450 型分光光度计). Chl.a 测定时, 用直径 47 mm 的 GF/F 玻璃纤维滤膜 (Whatman 公司, 孔径约 0.7 μm) 将浮游植物过滤到膜上, 将滤膜置于 10 ml 的锥形离心管中, 加盖, 避光冷冻保存 24 h 以上. 测定前, 在暗光环境下, 用适量 90% 的热乙醇研磨提取滤膜上的色素, 提取液再用 GF/C 玻璃纤维滤膜 (Whatman 公司, 孔径约 1.2 μm) 过滤后, 分光光度法测定.

水体总氮 (TN)、总磷 (TP) 浓度测定时, 将采集水样混匀, 分取水样 25 ml 进行水样消解和浓度测定. 因此, TN、TP 包括了藻颗粒和水体无机悬浮物中的氮、磷浓度. 溶解性总氮 (DTN)、溶解性总磷 (DTP) 浓度测定时, 则先将水样过 GF/F 滤膜后, 再按照 TN、TP 的水样消解及测定方法进行分析. 铵态氮 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、硝态氮 ($\text{NO}_3^-\text{-N}$)、亚硝态氮 ($\text{NO}_2^-\text{-N}$) 及磷酸根 ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$) 的测定方法则是取 GF/F 膜的滤后样进行测定. 水体高锰酸盐指数 (COD_{Mn}) 采用高锰酸钾氧化滴定法测定.

TN、DTN 浓度测定采用过硫酸钾氧化、紫外分光光度法 (GB 11894—1989), 测定波长选择 210 nm (岛津 UV-2450 型分光光度计); TP、DTP 浓度测定采用过硫酸钾氧化、钼锑抗显色分光光度法 (GB 11893—1989), 测定波长为 700 nm (岛津 UV-2450 型分光光度计), TN 与 DTN 浓度之差、TP 与 DTP 浓度之差为颗粒态氮 (PN) 和颗粒态磷 (PP). $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的测定采用纳氏试剂光度法 (GB 7479—1987), $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、

$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度的测定则采用流动分析、分光光度法(荷兰 Skalar SAN⁺ 型流动分析仪)。

1.3 数据处理与统计方法

分区、分季度及年际平均水质指标采用各区、各季度、各年的数学平均值。TN、TP、Chl.a 的平均值中剔除了 2007 年 6 月梅梁湾 THL04 点及 2017 年 7 月西北湖区的 THL17 点由于藻华堆积严重引起的 2 次异常高值(约为夏季正常均值的 10 倍)。Chl.a 与各营养盐浓度之间的相关性分析采用 SPSS 16.0 软件完成,其余相关系数及误差均由 Excel 2010 软件完成。水文气象数据中的日水温积温(AWT)为逐日水温的累计值,特定时段的降雨量(RF)也是逐日值的累加。不同因素间的相关性判别使用泊松系数(P), $P < 0.05$ 为显著相关, $P < 0.01$ 为极显著相关。

2 结果与分析

2.1 Chl.a 年变化

从 2005—2017 年多年北部太湖水体浮游植物 Chl.a 浓度看,多年 1—12 月逐月北部太湖 Chl.a 浓度分别为 11.7、11.9、12.2、19.4、35.8、38.5、63.2、55.2、58.7、45.2、29.0、16.1 $\mu\text{g/L}$,11—4 月浓度显著低于 5—10 月,5 月是藻类开始显著生长的季节,对整年藻类水华情势具有重要的指示意义。2005—2017 年北部太湖水体浮游植物 Chl.a 的年均值(Chl.a_{1-12})、上半年平均值(Chl.a_{1-6})及水华灾害敏感期的 5—7 月平均值(Chl.a_{5-7})变化见图 2。

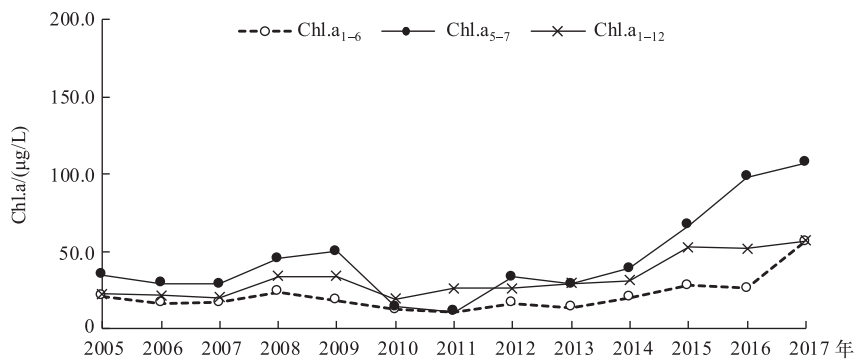


图 2 北部太湖多年水体 Chl.a 浓度年变化曲线
(Chl.a_{1-6} : 1—6 月 Chl.a 浓度平均值; Chl.a_{5-7} : 5—7 月 Chl.a 浓度平均值; Chl.a_{1-12} : 年均值)

Fig.2 Annual chlorophyll-a concentrations in water column of northern Lake Taihu

13 a 来年度 Chl.a 平均浓度呈现 2 个峰值:2008—2009 年的峰值及 2015—2017 年的峰值。2015—2017 年的峰值明显高于 2008—2009 年的峰值。就 1—6 月的北部太湖平均 Chl.a 浓度而言,2017 年平均值为 56.5 $\mu\text{g/L}$,为 13 a 来最高。而 5—7 月的北部太湖 Chl.a 均值,2015—2017 年分别为 66.8、97.9、107.1 $\mu\text{g/L}$,呈现增高趋势,多年的平均低值出现在 2010—2011 年。年均值 2010 年最低,为 19.2 $\mu\text{g/L}$,而 1—6 月和 5—7 月均值的低值出现在 2011 年,分别为 11.0 和 10.8 $\mu\text{g/L}$ 。相比较而言,发生无锡饮用水危机事件的 2007 年,整个北部太湖的年均 Chl.a 浓度不是最高,其原因是该年前 3 个月藻类生物量并不高,1—3 月平均值分别为 7.0、9.4、5.4 $\mu\text{g/L}$,较多年平均值偏低,且 6 月初以后“引江济太”水量加大也拉低了夏季之后的藻类峰值,因此,就全年数据而言,平均值不高。但是多年监测的第二高值出现在该年 6 月的 THL04 点位,Chl.a 浓度达到 390.6 $\mu\text{g/L}$,因显著异于其他点位而在统计中剔除,未计算在内。

从 Chl.a_{5-7} 的误差线可以发现,高值出现的年份,时空异质性往往较大,因此误差值也显著大于其他年份(图 2)。在具体的观测中发现,峰值出现的阶段,藻类的堆积现象相对较严重,不同月份之间的差异更显著。

2.2 营养盐及透明度年变化

北部太湖 2005—2017 年 SD 的年均值呈现先升高后降低的趋势,最低值出现在 2005 年(0.32 m),之后

逐步升高并具有一定的波动性,2012年达到最大(0.47 m),之后又波动下降,2016年为0.43 m. 浅水湖泊的水体SD主要受2种因素影响:无机悬浮颗粒物及有机质或者藻类生物量. 而对于大型浅水湖泊而言,无机颗粒物浓度受风浪扰动下底泥再悬浮过程的影响很大^[22],而底泥的悬浮程度受水深的影响. 2005—2006年水体SD偏低,与当时湖体水位偏低有关. 而2012年之后的SD下降,则与水体Chl.a的增高有关. 此外,据施坤等^[17]和Wu等^[23]的统计,太湖流域的风速多年来呈下降趋势,也对透明度的增高有所贡献. 多年看上半年水体透明度均值(SD_{1-6})一般都大于年均值(SD_{1-12}),又大于5—7月均值(图3),主要原因是1—4月总体SD较高,而5—7月由于藻类快速增殖或者梅雨等的影响,水体浑浊度开始明显变高. 从多年平均值看,1—12月逐月水体SD分别为0.49、0.45、0.42、0.42、0.30、0.44、0.36、0.30、0.30、0.32、0.39、0.40 m,冬、春季总体偏高,5月、8—9月是SD最低的月份,主要原因是藻类生物量的影响.

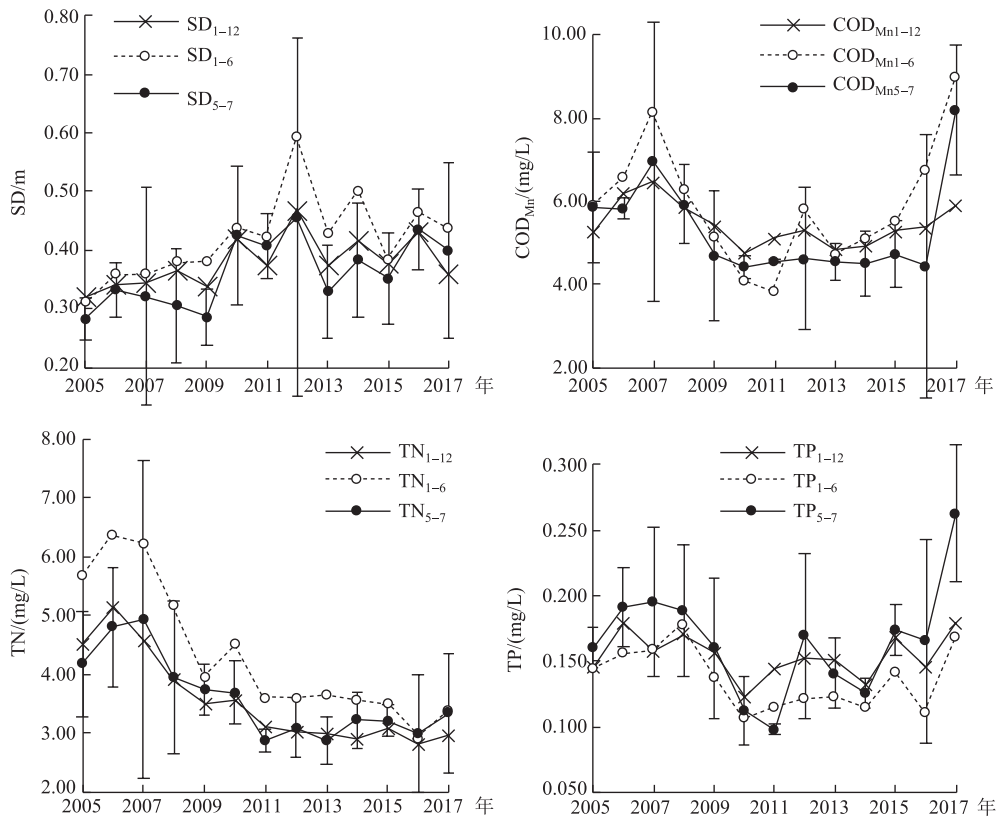


图3 北部太湖多年水体SD、 COD_{Mn} 、TN浓度和TP浓度的年变化特征

Fig.3 Variations of secchi depth, permanganate index, total nitrogen concentration and total phosphorus concentration in northern Lake Taihu

COD_{Mn} 则呈现2个明显的峰值:2007年的峰值和2017年的峰值,1—6月平均值分别为8.15和8.99 mg/L,2017年的峰值略高于2007年的峰值. 从月平均值看,1—12月平均值分别为4.95、4.76、4.78、4.87、5.80、5.62、6.17、5.98、6.40、5.79、5.17、5.04 mg/L,5月之后的蓝藻水华对水体 COD_{Mn} 的贡献明显,7月和9月出现峰值说明夏季的降雨及藻类腐烂分解可能对 COD_{Mn} 的水体累积有综合影响.

TN浓度表现出明显的下降趋势:峰值出现在2006—2007年,1—6月的TN浓度最高值为6.37 mg/L(2006年),年平均最高值也出现在2006年(5.13 mg/L),之后快速下降,至2011年之后下降趋势放缓,但总体仍呈下降趋势. 至2017年,年均值北部太湖TN浓度为2.98 mg/L,较2006年的峰值下降了42%. 就月变化而言,1—12月的北部太湖TN浓度平均值分别为4.03、4.57、4.96、4.53、4.25、3.56、2.97、2.46、2.68、2.61、

2.80、3.18 mg/L,冬、春季显著高于夏、秋季,最低值出现在8月,最高值出现在3月,说明北部太湖水体氮污染主要受到流域城镇生活污水排放和春耕施肥及土地扰动的综合影响.这与 Xu 等^[24]的研究结果一致,也与太湖流域中的农业区水库——天目湖沙河水库的氮素逐月变化特征类似^[25].夏季水体氮素的快速下降,既与水体藻类的快速吸收利用有关,也与夏季水华期湖体反硝化脱氮能力大幅度提升^[26-27],以及整个流域浅水湖泊和湿地生态系统中反硝化脱氮速率随温度升高而提高有关.

TP 浓度的变化趋势与 COD_{Mn} 较为相似. 总体呈现双峰状,就年均值而言,峰值出现在 2006 年 (0.179 mg/L), 2017 年的年均值为 0.145 mg/L,较 2006 年的峰值下降了 19%,也较 2005—2016 年 12 年的均值 (0.152 mg/L) 低. 然而,2017 年无论是 1—6 月平均值 (0.169 mg/L), 还是 5—7 月的平均值 (0.263 mg/L), 以及全年平均值 (0.179 mg/L), 均出现了明显的反弹. 5—7 月平均值,达到了 13 a 来的最高值,全年平均值也与历史最高的 2006 年持平. 这与 2017 年整体水体藻类生物量偏高有关. 就各个月份的情况看,2005—2017 年 1—12 月北部太湖水体 TP 平均值分别为 0.121、0.129、0.126、0.129、0.157、0.158、0.178、0.194、0.212、0.173、0.142、0.131 mg/L,5 月开始水体 TP 浓度显著升高,9 月达到最大,与蓝藻水华物质在水体中的积累及夏季降水带来的外源补给有关.

太湖是大型浅水和富营养化湖泊,其水体水华颗粒物及底泥悬浮颗粒物对水体 TN、TP 浓度均会造成较大的影响^[28-29],此时,水体溶解性营养盐水平更能代表对藻类生长的营养盐供给能力. 因此,对水体 DTP、DTN 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度变化特征进行分析,见图 4.

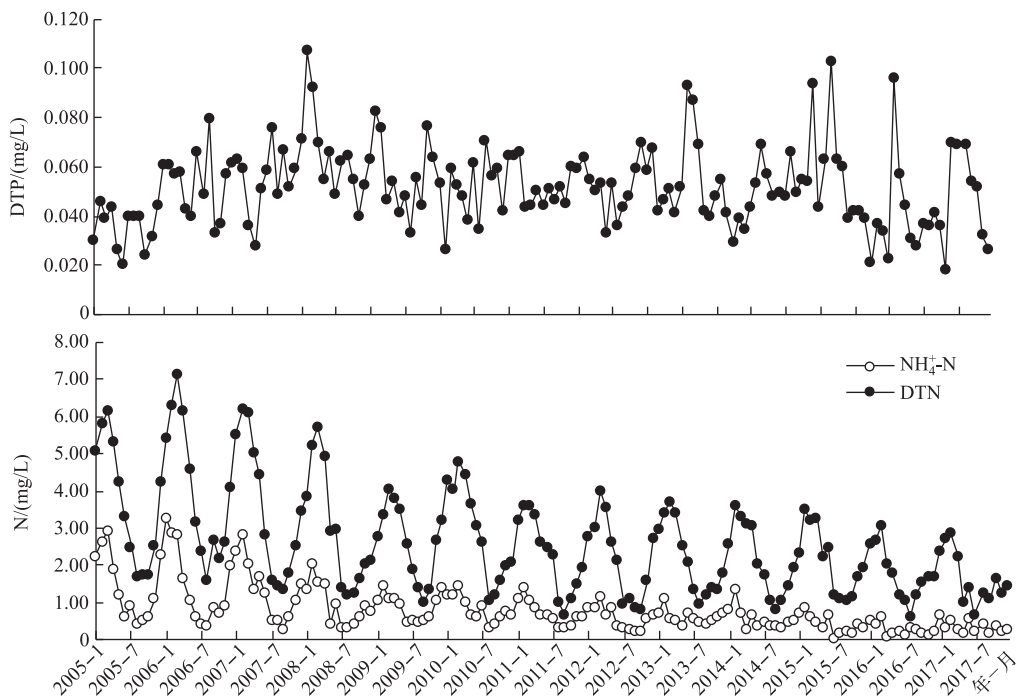


图 4 北部太湖 2005—2017 年水体 DTP、DTN 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的月变化过程

Fig.4 Variations of DTP, DTN and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentrations in northern Lake Taihu during 2005–2017

从 2005 年 1 月以来 156 个月的连续监测情况看,北部太湖 DTP 浓度平均值为 0.052 mg/L,相当于 TP 浓度平均值 (0.154 mg/L) 的 34%,说明太湖这种底泥易悬浮、藻类生物量偏高的水体,颗粒态磷是水体磷形态的主要组分.从北部太湖 DTP 浓度的月平均值看,13 a 来也有 2 个峰值过程:2008 和 2015 年,其月均峰值 DTP 浓度分别为 0.107 (2008 年 2 月) 和 0.103 mg/L (2015 年 9 月). 对比相关湖泊富营养化控制的营养盐水平而言,即便是水体的 DTP 水平,在北部太湖中也算比较高的. 多年的月变化来看,1—12 月逐月平均 DTP 浓度分别为 0.054、0.060、0.055、0.045、0.042、0.047、0.051、0.058、0.063、0.051、0.047、0.048 mg/L,最高值出现

在9月,最低值出现在4月,但总体上月变化之间差别不大,而TP浓度在5月开始出现峰值,意味着夏季水体TP浓度的峰值主要来自藻类生物量增加带来的颗粒态磷。

北部太湖水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度则呈现出极显著的季节变化:多年平均1—12月逐月 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度分别为1.31、1.50、1.33、0.90、0.72、0.64、0.45、0.37、0.40、0.46、0.70、0.94 mg/L,呈现明显的年度单峰单谷变化特征,最高值出现在相对降雨量较低、稀释作用较弱、温度较低、水体微生物活性较低的2月,而最低值出现在8月。同样,DTN呈现类似的单峰年变化规律,多年平均1—12月DTN浓度分别为3.54、4.13、4.45、3.91、3.03、2.45、1.60、1.20、1.25、1.48、1.93、2.53 mg/L,最高值出现在农耕施肥活动较为活跃的3月,最低值与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 一样,出现在8月。

DTN与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的浓度峰值相差1个月, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的浓度峰值出现在干旱少雨且气温较低的春耕之前,而DTN浓度峰值则与春雨峰值及春耕活动强度峰值相近,这说明春耕等春季面源污染对DTN的影响较大,而 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 则更多受城镇生活污水的影响。所监测的156个月中, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度平均值为0.81 mg/L,DTN浓度平均值为2.63 mg/L,TN平均值为3.55 mg/L。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度平均占DTN的31%,DTN浓度占TN的74%。由于一般生活污水排放的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在迁移过程中也有相当一部分会转化成 $\text{NO}_3^-\text{-N}$,因此,可以初步判断,就北部太湖水体氮的来源而言,生活污水和面源污染占据的比重相近。这与Li等^[30]采用同位素方法获得的北部太湖入湖河道直湖港氮来源中生活污水比重可能超过50%的研究结果吻合。

与DTP不同,DTN和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 显示了明显的逐年下降趋势。以1—6月均值而言,2005—2017年DTN的浓度平均值分别为5.01、5.47、5.03、4.27、3.37、4.08、3.17、3.03、3.03、2.97、2.84、2.24、2.11 mg/L,2017年相对于年均峰值(2006年)而言,下降了61%;而2005—2017年 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的浓度年平均值分别为1.94、2.06、1.93、1.31、1.03、1.03、0.97、0.81、0.68、0.71、0.61、0.36、0.42 mg/L,2017年相比峰值而言(2006年),下降了80%。这表明2007年以来太湖流域的水污染治理取得了巨大的成效,对北部太湖的氮污染起到了明显的削减作用。

2.3 北部太湖营养盐和叶绿素 a 浓度的分区差异

北部太湖4个湖区的水文条件和污染源有所不同:西北湖区是太湖污染的主要入湖区,入湖负荷较高的几个河流均从西北湖区入湖;贡湖湾本来是以出水为主,外源氮磷进入贡湖湾时已经过了西部湖区的初步降解,但“引江济太”的入湖河道望虞河位于贡湖湾东口,因此该湖湾有时又是来水入湖区;梅梁湾在“引江济太”工程实施之前,是主要的污染入湖区,主要入湖河道梁溪河、直湖港分别纳入了无锡市及常州地区的河道来水,但是在“引江济太”实施之后,特别是2007年以后,对直湖港进行了严格的人湖管控,大多数时间是关闭的,而梁溪河则承担了调水入锡的功能,绝大多数时间,梁溪河是通过泵站调太湖水进入无锡市区。而湖心区,这里指的是北部太湖的湖心区,与各个水域的交换紧密,水文方面受西北湖区、贡湖湾及南部湖区的影响都较大。

2005年以来北部太湖各个湖区水体中Chl.a、DTN、DTP浓度及SD的月变化可以看出,不同湖区Chl.a浓度月均值呈现一定的差异性,其中峰值大多出现在西北湖区以及梅梁湾。就多年平均值而言,西北湖区、梅梁湾、湖心区及贡湖湾的Chl.a浓度多年平均值分别为40.8、38.7、17.9、17.7 $\mu\text{g/L}$,西北湖区与梅梁湾显著高于湖心区及贡湖湾,这与2个水域相对容易成为蓝藻水华的堆积区有关(图5)。此外,极端峰值在2015年以来明显增高,2015年10月的西北湖区、2016年7月的梅梁湾、2017年7月的西北湖区、2017年9月的湖心区均出现了超过300 $\mu\text{g/L}$ 的极高值,反映了近3a蓝藻水华的极端状况事件在增加。

DTN则显示出极显著的空间差异。多年西北湖区、梅梁湾、湖心区及贡湖湾的DTN浓度平均值分别为4.26、2.40、1.93、1.72 mg/L,西北湖区显著高于其他湖区。梅梁湾在2010年以前与湖心区及贡湖湾的差别还比较大,但在2011年以后,DTN月变化与贡湖湾、湖心区越来越接近,形成了3区均一化的特点。比如,在2005—2007年,梅梁湾、湖心区、贡湖湾的DTN浓度平均值分别为4.09、2.25、2.20 mg/L,这在早期数据分析中,也显示出了较大的空间差异^[31]。而到了2015—2017年,3区的DTN浓度平均值分别为1.48、1.58、1.28 mg/L,差距已经很小了。

同样,DTP也显示了梅梁湾与湖心区、贡湖湾逐步均一化的趋势,以及西北湖区显著高于其他3个湖区的特点。2005—2017年西北湖区、梅梁湾、湖心区及贡湖湾的DTP浓度多年平均值分别为0.097、0.044、0.030、0.032 mg/L,西北湖区比其余3区高出1倍多。这与西北湖区的入湖污染有关。与北部太湖平均DTP

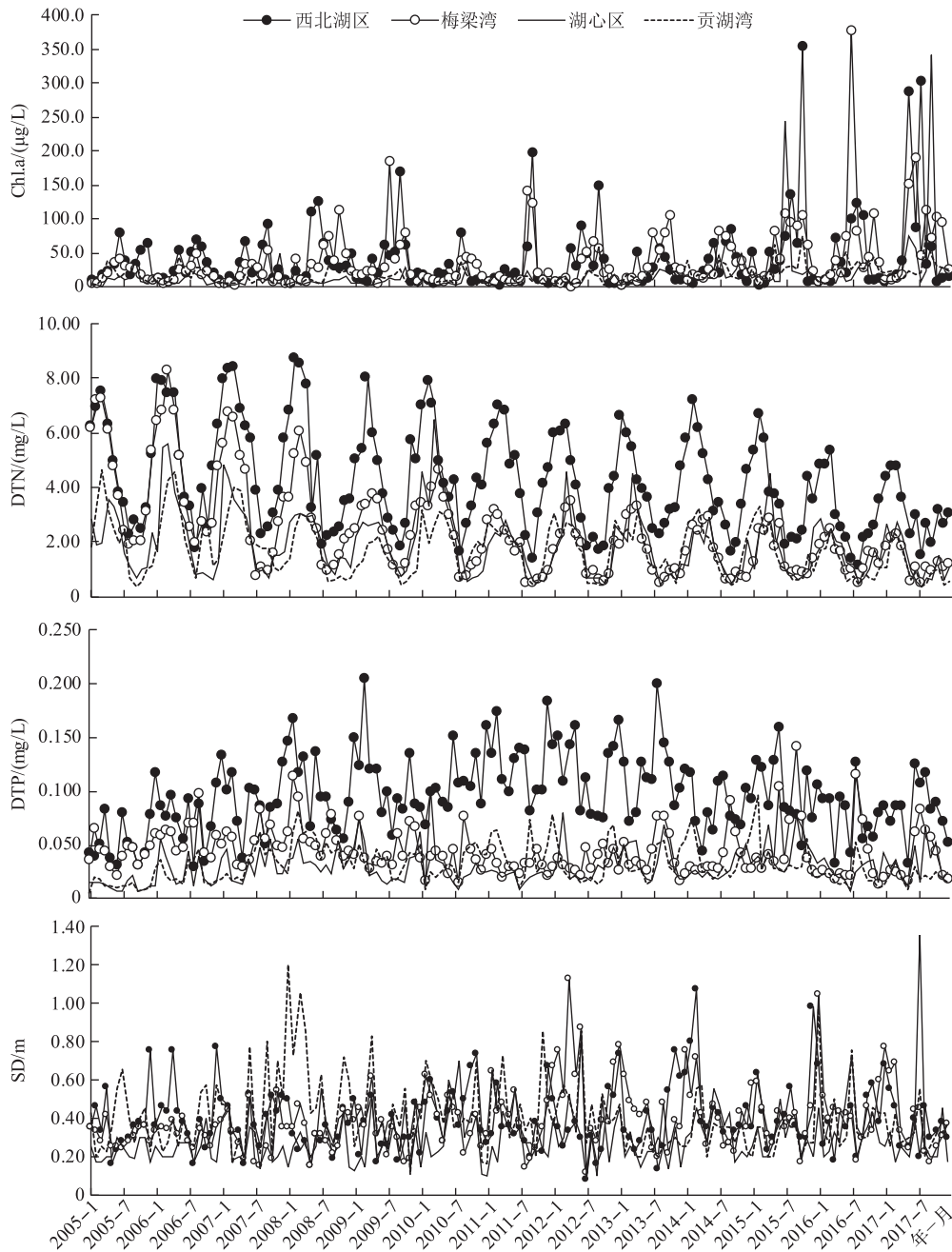


图5 2005—2017年北部太湖的西北湖区、梅梁湾、湖心区和贡湖湾的Chl.a、DTN、DTP浓度和SD变化
 Fig.5 Variations of Chl.a, DTN, DTP and SD in northwestern region, Meiliang Bay, central lake and Gonghu Bay of Lake Taihu during 2005–2017

浓度变化趋势不同,西北湖区的DTP浓度多年变化趋势呈现单峰特征,在2011—2012年总体水平较高,而2005—2006及2014—2017年期间总体水平偏低.这与其他3区的变化不同,也与水体Chl.a的变化趋势不一致.

在2005—2007年期间梅梁湾、湖心区和贡湖湾3个湖区的DTP浓度平均值分别为0.051、0.023和

0.023 mg/L,而2015—2017年3个湖区的平均值分别为0.043、0.035和0.027 mg/L,梅梁湾的平均值显著下降,而湖心区、贡湖湾的平均值则明显上升.事实上,2008—2014年梅梁湾、湖心区、贡湖湾的DTP浓度平均值分别为0.042、0.031和0.037 mg/L,3个湖区差异更小.这可能与贡湖湾入流量增加、呈现更明显的外源影响的水文变化有关.

从4个湖区的SD多年变化(图5),似乎看不出湖区之间的显著差别.2005—2017年西北湖区、梅梁湾、湖心区和贡湖湾的SD平均值分别为0.39、0.39、0.30和0.40 m,除了湖区最开敞、受风浪影响大的湖心区SD偏低外,其余3个湖区基本上没差别.此外,湖区间的差异在不同季节不同,冬季3个湾区与湖心区的差别更大一些,10月至次年4月西北湖区、梅梁湾、湖心区及贡湖湾的SD多年平均值分别为0.45、0.45、0.27和0.43 m,湖心区与其他湖区的差别更大,而5—9月水华明显期,4个湖区的SD平均值分别为0.32、0.34、0.35和0.38 m,湖心区与3个湾区没有差别,反而是西北湖区的平均值更低些,这可能主要受蓝藻水华堆积的影响所致.

2.4 水文气象因子变化

影响蓝藻水华发生强度及空间分布的水文气象条件包括温度、光照、风速、风向、降水、换水周期及其时间分布等. Shi等^[17]、Wu等^[23]发现近年来风速下降对太湖蓝藻水华的发生具有影响, Yang等^[32]发现极端气象事件频繁也是近几年太湖蓝藻水华强度没有显著下降的成因. 本文对水位、水温、降水等主要水文气象条件进行了分析.

2005—2017年(截止12月22日)太湖站监测到的逐日水位变化表明,监测期间的最高水位为4.794 m,发生在2016年7月8日,最低水位为2.768 m,发生在2011年5月20日,最高水位与最低水位之差为2.026 m(图6).就年均值而言,2005—2017年的年均水位分别为3.165、3.155、3.246、3.332、3.311、3.312、3.174、3.302、3.253、3.279、3.357、3.518和3.183 m(2017年数值为截止12月22日均值),2007年以后总体水位有所偏高,2015及2016年的水位值明显高于其余各年,其中又以2016年最高.

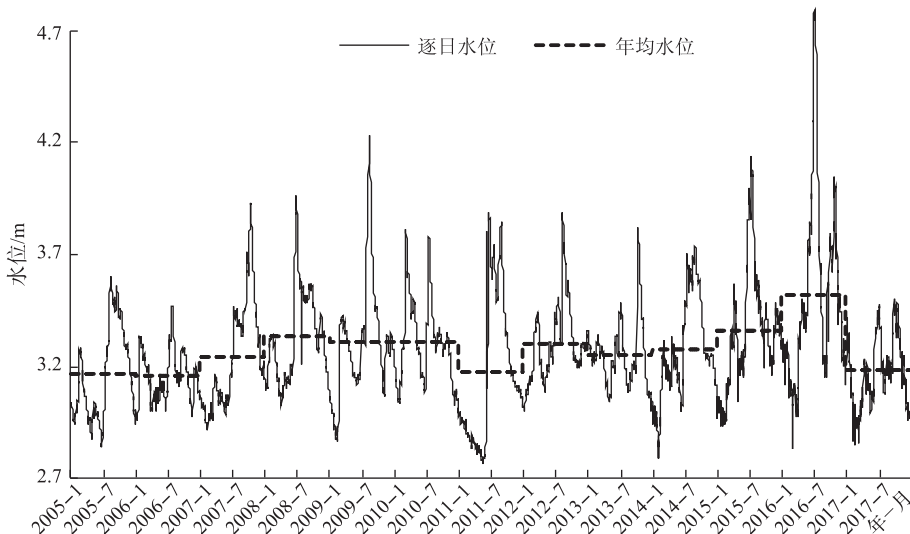


图6 2005—2017年太湖站观测点的逐日水位值

Fig.6 Daily water level in the observatory site of TLLER during 2005—2017

年内的水位差可以在一定程度上反映年内湖体的换水情况.2005—2017年每年的年内水位差值分别为0.762、0.524、1.015、0.938、1.368、0.812、1.124、0.884、0.824、0.948、1.214、1.961和0.649 m,2007、2009、2011、2015和2016年的年内水位差均超过了1 m,其中2016年的水位差接近2 m.

此外,每年均有一个快速水位上涨期,其发生时间的早晚对藻类生长状况可能有影响.2005—2017年的快速水位上涨期分别发生在6月20日至8月10日、5月21日至7月24日、4月26日至7月11日、6月11

日至6月29日、7月1日至8月15日、7月1日至7月18日(另有1个快速水位上涨期出现在2月15日至3月14日)、4月16日至6月23日、8月1日至8月12日、8月27日至10月13日、6月12日至7月15日、5月22日至7月13日、4月25日至7月10日、6月5日至7月7日。

从太湖站观测点的逐日水温可以看出,就峰值而言,2016、2017年均出现了超过35℃的水温,2013年、2010年也出现了接近35℃的水温(图7)。而2005—2017年年均水温平均值分别为16.9、17.5、17.8、17.0、17.1、16.9、16.6、16.7、17.5、17.0、17.0、19.0和19.5℃,最高值出现在2017年,显著高于其余年份的年均水温值,其次为2016年,第三高值出现在2007年。2017年的水温异常高于多年情况,水温峰值是2005年以来最高的,为36.8℃,发生在2017年7月25日(图7)。

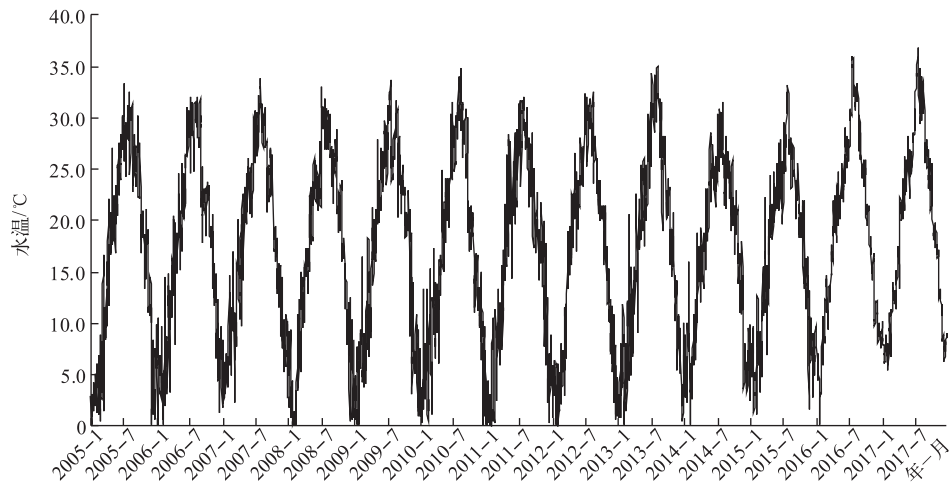


图7 2005—2017年太湖站观测点的逐日水温

Fig.7 Daily water temperature in the observatory site of TLLER during 2005–2017

从2005—2017年的逐月降雨量及年降雨量可以看出,2005—2017年的13 a中,年降雨量呈现2段明显的逐年增加;即2005—2009和2010—2016年,第一段的年降雨量由2005年的885.0 mm增加到2009年的1201.4 mm,而第二段由2010年的776.4 mm增加到2016年的1714.3 mm,增量超过1倍(图8)。多年的年降

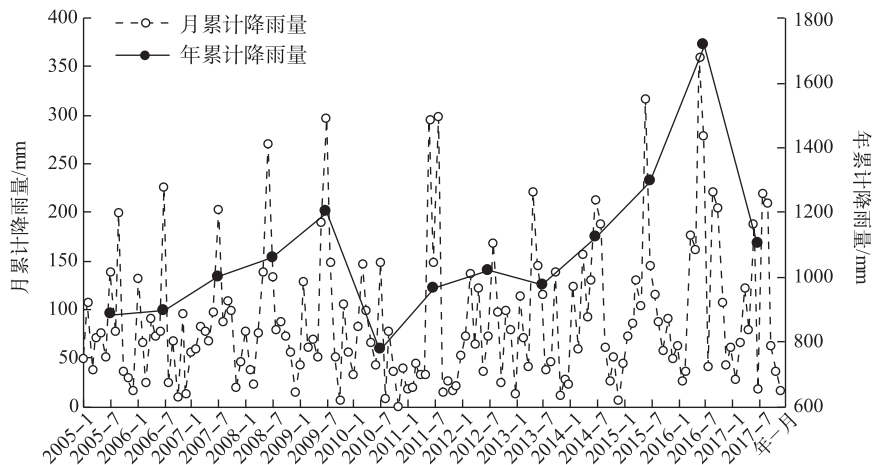


图8 2005—2017年太湖站观测点的月累积及年累积降雨量

Fig.8 Annually and monthly accumulated rainfall in the observatory site of TLLER during 2005–2017

雨量最低值在 2010 年,最高值在 2016 年. 就月降雨量而言,大多数年份 1 年中有 1 次月降雨量超过 200 mm,2011 年有 2 次(6 月和 8 月),2017 年有 2 次(8 月和 9 月),2016 年则有 4 次(6—9 月),而 2010、2012 年则没有发生月累积量超过 200 mm 的降雨.

3 讨论

3.1 北部太湖 Chl.a 与营养盐的相关性

相关性分析常常是用来判别因果关系的前提. 北部太湖 2005—2017 年间 156 个月 14 个样点 Chl.a 浓度与各主要营养盐、透明度的相关关系可以看出,Chl.a 浓度与主要营养盐浓度及透明度均呈显著相关,但对不同形态营养盐的相关关系并不一致(表 1). 比如 Chl.a 浓度与水体 TP 浓度呈显著正相关,但与 DTP 浓度相关性不显著;与 TN 浓度呈显著正相关,但与 DTN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度均呈显著负相关(表 1).

表 1 北部太湖 2005—2017 年监测的水体 Chl.a 浓度、相关营养盐指标和 SD 的相关矩阵
Tab.1 Correlation matrix among Chl.a, nutrients and SD in northern Lake Taihu during 2005–2017

	SD	COD _{Mn}	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	DTN	TN	DTP	TP	PN	PP
COD _{Mn}	-0.250 **								
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	0.029	0.150 **							
DTN	0.073 **	0.063 **	0.852 **						
TN	-0.089 **	0.530 **	0.757 **	0.850 **					
DTP	-0.041	0.181 **	0.551 **	0.504 **	0.475 **				
TP	-0.328 **	0.803 **	0.272 **	0.183 **	0.596 **	0.511 **			
PN	-0.294 **	0.884 **	-0.067 **	-0.150 **	0.394 **	0.010	0.797 **		
PP	-0.359 **	0.846 **	0.090 **	0.007	0.491 **	0.186 **	0.939 **	0.908 **	
Chl.a	-0.206 **	0.757 **	-0.111 **	-0.183 **	0.293 **	0.029	0.721 **	0.869 **	0.813 **

* 表示显著相关; ** 表示极显著相关; $n=2182$.

表 1 的相关系数是建立在月尺度监测数据上的同步参数间的相关关系,包括了各指标之间的同步季节变化信息. 由于本监测测定的水体 TN、TP 包含了藻类等生物体内氮、磷及无机颗粒态氮、磷,因此,Chl.a 浓度与 TP、TN 浓度的正相关关系,反映出北部太湖藻类的季节性生长、蓝藻水华过程对水体 TN、TP 浓度的极显著影响;湖体 Chl.a 浓度与 PP、PN 浓度的关系更为密切,说明藻类生物体含有的氮、磷是水体氮、磷的重要组成部分(图 9). 藻类生长,特别是蓝藻水华,能够通过改变水体 pH 的“泵吸作用”^[33],以及水华堆积之后的耗氧效应^[34],大大加快底泥磷的释放,既能快速缓解水体藻类生长的磷需求,还能通过生物富集,反而使得夏季水体 TP 浓度增高,甚至使得过滤后测定到的 DTP 浓度也同步增高. 因此,Chl.a 浓度与 TP 浓度的相关性,主要反映的是蓝藻水华或藻类的季节性增殖带来的水质生态反馈效应,既不能表明藻类生物量受到 TP 浓度的影响,也不能说明水体磷浓度对藻类生长无关.

DTP 浓度与 Chl.a 浓度相关性不显著(表 1),更说明了北部太湖这种夏季高藻、水动力扰乱强烈、外源补给量大的浅水湖泊,无论是水体磷浓度,还是水体藻类叶绿素 a 浓度,均有着十分复杂的影响机制. 通过 DTP 浓度与 Chl.a 浓度二者的不相关,可以判断目前的夏季水体磷浓度,并没有对夏季同期藻类的生长起到十分明显的限制作用,因此二者既没有明显正相关,也没有明显负相关. Xu 等^[35]研究的太湖藻类生长受限的水体磷浓度,提出水体 TP 浓度应低于 0.05 mg/L 才对藻类生物量高低起到明显影响. 目前北部太湖水体 TP 浓度仍明显高于此值,即使是水体 DTP 也高于此临界值,这是 TP、DTP 与 Chl.a 关系复杂的主要原因.

Chl.a 浓度与 TN 浓度呈正相关,但是与 DTN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 等溶解态氮浓度均呈负相关关系,这主要是由于藻类大量生长对氮的吸收利用、氮的外源补给峰值与湖体藻类生长峰值季节上不同步,以及温度升高造成的水湖体脱氮能力增加造成的. 对于第一方面,图 9 中 Chl.a 浓度与 PN 浓度的显著正相关证明了生物积累从水体中吸收氮对水体 TN 增加的重要性. 而对于年度氮峰值与藻类生物量峰值之间的不同步,在许多研究中也均发现:湖体或水库中氮浓度峰值一般出现在初春,3 月居多,而由于当时气温较低,水体藻类生长受到温度限制,生物量在一年中并不高. 随后,氮的外源补给下降,而水体氮的吸收利用及反硝化脱氮能力加强,浓

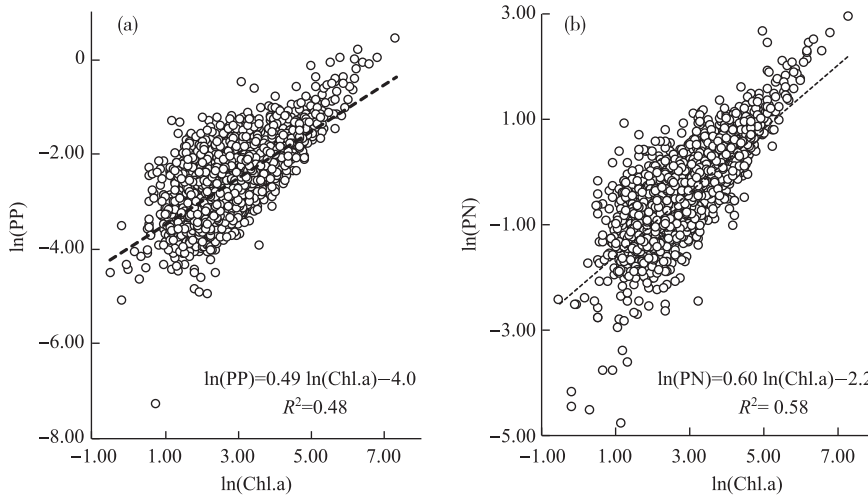


图9 北部太湖水体 Chl.a 与 PP (a) 和 PN (b) 的对数关系

Fig.9 Logarithmic relation between Chl.a and PP (a), Chl.a and PN (b) in northern Lake Taihu

度下降,同时随着温度增加,Chl.a 浓度逐步增加.此时,以逐月数据进行 Chl.a 浓度与 TN 浓度相关分析,往往得出二者负相关的结果.比如在淀山湖^[36]、红枫湖^[37]、南漪湖^[38]、南太湖^[39]、五里湖^[40]等 Chl.a 影响因素中,均发现了 Chl.a 浓度与 TN 浓度的负相关关系.这里的负相关,主要是因为二者年度峰值的季节错位造成的.

相对于磷而言,北部太湖水体中氮的主要形态是溶解态,底泥再悬浮补给相对于生物脱氮及吸收利用消耗量而言,比例不高.据范成新等^[41-42]估算的底泥内源氮、磷负荷,以及赵林林等^[43]估算的太湖水体 TN、TP 赋存量,底泥的内源补给相对于水体氮的影响要明显小于对水体磷的影响.而许多研究都表明,藻类生长季,特别是蓝藻水华生消过程本身,对太湖氮的脱除能力还是很强的^[26,44-45].这是夏季氮浓度下降的重要原因之一.

3.2 水文气象条件对北部太湖 Chl.a 浓度的影响

除了营养盐条件之外,气温、降雨、光照、水动力条件、换水过程等水文气象条件对藻类的异常增殖、蓝藻水华过程也起着至关重要的作用^[19,23,46-47].太湖的前期研究表明,温度、降水、风场、气候事件等对蓝藻水华的形成及水体藻类及营养盐的时空场分布都有较大的影响^[18,31,48-51].李洪利等^[19]在分析 1985—2011 年太湖 Chl.a 浓度的影响因素时,发现气温在调节太湖 Chl.a 浓度年际变化过程中发挥着主导作用,Zhou 等^[51]在分析滇池 1991—2013 年气象条件对水体 Chl.a 浓度的影响时,发现 Chl.a 浓度与多年的平均气温、最高气温、最低气温之间均有显著正相关关系,而降雨则能改变 Chl.a 浓度与 N、P 浓度的相关关系.Zhang 等^[50]通过遥感反演揭示出台风雨等极端降雨事件引起太湖水体透明度大范围下降,对藻类的生长和生物量空间分配产生巨大影响,进而统计分析揭示了近 50 a 来极端降雨频次增加的现象.而 Yang 等^[31]通过对 2007—2015 年大于 300 km² 面积水华事件气象学特征分析,发现暴雨和强风等极端天气事件诱发了 50% 以上的大面积水华事件.Wu 等^[23]对太湖流域 2000—2012 年的风场变化与蓝藻水华面积的关系分析表明,区域尺度的年平均风速的下降,也可能对蓝藻水华面积有贡献.这些研究意味着,作为一种初级生产者,湖库水体中藻类生物量、Chl.a 浓度受水文气象条件的影响可能会超过营养盐的影响.

每年的 5—7 月是太湖一年中表征藻类水华情势最关键的季节.这个季节蓝藻水华严重程度、发生早晚,对于一年的蓝藻水华情势预测、防控工作部署具有重要指示意义.通过对 5—7 月北部太湖水体 Chl.a 浓度 (Chl.a₅₋₇) 与不同时段的水位、水温积温及降雨量分析发现,Chl.a₅₋₇ 与上半年 1—6 月的逐日水温积温 (AWT₁₋₆)、降雨量 (RF₁₋₆) 及年均水位 (WL₁₂) 均具有很好的相关性,如图 10.

2005—2017 年的 5—7 月北部太湖水体平均 Chl.a 浓度与上半年的水温积温呈显著正相关 ($\gamma=0.831$,

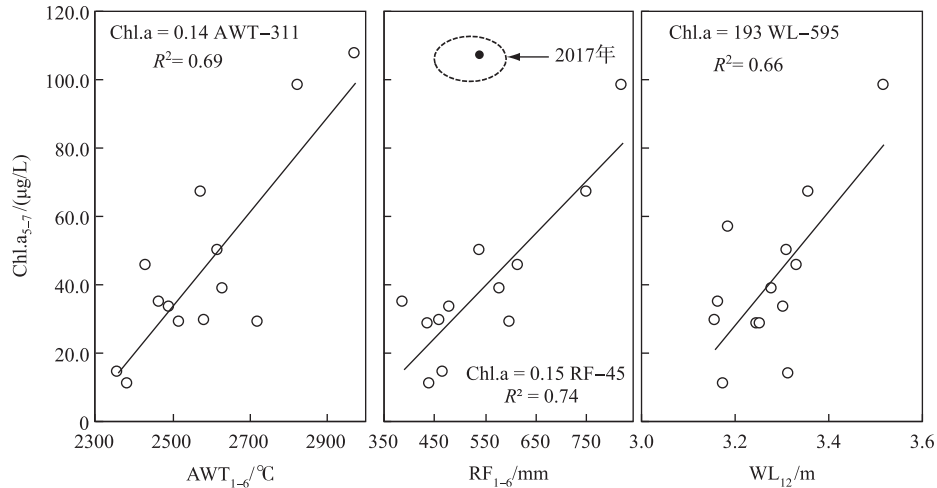


图 10 北部太湖 5—7 月水体 Chl.a 均值 (Chl.a_{5-7}) 与上半年水温积温 (AWT_{1-6})、降雨量 (RF_{1-6})、年水位 (WL_{12}) 的关系

Fig.10 Relationships between average Chl.a of May to July and accumulated daily water temperature, rainfall and water level

$P < 0.001, n = 13$), 其相关性明显大于氮、磷与 Chl.a 浓度的相关性(图 10). 说明上半年的积温情况对于春末夏初的这一轮蓝藻水华强度有很强的决定作用. 此外,除了 2017 年的情况之外,2005—2016 年 Chl.a_{5-7} 也与上半年总降雨量关系密切($\gamma = 0.860, P < 0.001, n = 12$),说明春季外源负荷对春末夏初的蓝藻水华强度有重要的影响. Xu 等^[52]在分析了 1992—2012 年的春季总氮负荷与夏季 Chl.a 浓度之间关系时,发现春季的氮磷负荷与夏季的全湖平均 Chl.a 浓度呈显著相关,从一个方面说明了太湖氮的补给程度对蓝藻生物量还是有很大影响的,而影响春季氮磷负荷的重要因素是春季的降雨量. 此外,2005—2017 年的 5—7 月 Chl.a 浓度也与全年水位平均值 (WL_{12}) 关系密切($\gamma = 0.812, P < 0.001, n = 13$). 水位是与降雨量密切相关的因素,因此,水位首先反映出降雨的影响. 其次,水位高,平均水深大,底层水体缺氧的概率大,氮、磷的内源释放强度偏大,有利于蓝藻生长中的营养盐补给.

3.3 北部太湖蓝藻水华控制的挑战与治理对策

太湖的蓝藻水华问题由来已久,治理历史也较长,问题的解决绝非易事,挑战较大. 1949 年 10 月至 1950 年 10 月对太湖北部区域进行周年水质调查时,就发现夏季局部水体鱼腥藻 (*Anabeana*)、微囊藻 (*Microcystis*) 及腔球藻 (*Coelosphaerium*) 等富营养化藻属滋生影响水色^[53]. 当时的秋、冬季太湖水体磷酸根浓度大部分在 0.016~0.059 mg/L 之间,夏、秋季为 0.001~0.018 mg/L,硝酸根浓度为 0.54 mg/L^[53]. 在 1960 年中国科学院南京地理研究所组织的全太湖综合调查时,整个西北太湖及南部太湖,蓝藻数量都占绝对优势,而蓝藻门中的优势属是微囊藻和鱼腥藻^[54]. 1980—1982 年对太湖水质调查时,水体硝酸盐(含亚硝酸盐)浓度均值为 1.54 mg/L,磷酸盐浓度为 0.016 mg/L^[55]. 1987—1988 年中国科学院南京地理与湖泊研究所对全太湖进行调查时,5 月湖面上已经可见条带水华,8 月达到高峰,一直延续到 11 月,优势种为铜绿微囊藻 (*Microcystis aeruginosa*)、水华微囊藻 (*Microcystis flos-aquae*) 及色球藻属 (*Chroococcus*),当时的年均水体 TN 浓度为 1.84 mg/L,TP 浓度为 0.032 mg/L^[56]. 在 1991 年因蓝藻水华问题严重影响了无锡市城市供水之后^[10],太湖蓝藻水华的治理就得到高度关注,成为国家重点关注水环境治理项目^[11]. 在国家的高度重视和各级部门的努力下,1998 年太湖实施了“零点行动”治理工程. 然而,水质的响应并不明显,1999 年的多项富营养化指标反而超过 1998 年^[12]. 2007 年 5 月蓝藻水华引发无锡市供水危机以来,太湖流域投入的蓝藻水华治理资金和工程更是空前,但是从近 3 a 的北部太湖 Chl.a 和营养盐浓度情况看,蓝藻水华暴发的物质基础仍然丰富,夏季大面积蓝藻水华暴发的根本态势仍未改变.

从北部太湖水体营养盐长期变化来看,2007年以来采取的一系列污染治理工程的效果还是非常显著的. 北部太湖水体各形态氮浓度在近10a来大幅度下降,反映出控源截污及生态修复明显的水环境效果. 然而目前的营养盐浓度并未降低到 Xu 等^[35]提出的能够足以显著影响水体藻类生物量的水平,特别是西北湖区,目前还处于从“污染湖泊”向“自然状态湖泊”过渡,湖体藻类状况、蓝藻水华状态仍处于水文气象条件主控的阶段. 随着近年来水文气象条件变化、极端气象事件频发,蓝藻水华状况甚至有恶化趋势,这并不能说明污染加重. 相关统计分析表明,近年来的水文、气象条件的极端情况发生频次在增加^[31,57],这给太湖的蓝藻水华治理提出了更大的挑战.

湖泊蓝藻水华控制是一个国际难题,特别是浅水湖泊中的治理更难. 然而,国际上许多湖泊的治理经验表明,外源氮、磷的有效削减是最终控制湖体蓝藻水华的根本途径^[58]. 尽管近年来的极端天气和水文气象条件给太湖的蓝藻水华治理带来了极大的挑战,然而,从治理和管理角度,除了加强蓝藻水华灾害应对技术和措施之外,仍需要将入湖氮、磷负荷削减作为最重要的治理手段. 否则,太湖的蓝藻水华问题只能更加严重. 从氮、磷的变化曲线看,氮的治理效果明显好于磷,这与太湖这种浅水湖泊巨大的内源磷缓冲能力有关^[59]. 因此,在营养盐控制方面,氮、磷均需要关注,而不是照搬北美、北欧等温带地区生长期较短的湖泊经验^[60],采取单一控磷的措施. 此外,从2005年以来的监测结果看,目前太湖流域采取的控磷措施还不够有效. 磷是一种相对保守的元素,较少像氮一样转化成气态离开. 磷的控制关键是流域拦截、污水厂去除及湖底固定. 从太湖流域目前的治理措施看,进一步加大污水处理厂的除磷效率,提升点源控制效果;进一步加强流域湿地系统建设,加强面源磷的拦截能力;进一步加强湖体生态修复,加强生态系统结构转变对湖底磷内源释放的控制能力,都是迫切需要系统研究和实施的控磷途径.

致谢:太湖湖泊生态系统研究站季江、钱荣树、黄建明等监测队伍完成了样品的采集与分析,胡维平、陈非洲、龚志军、高光参与完成了监测方案制定,李未、施坤、邓建明、国超旋、余丽等提供数据分析方法,在此一并表示谢意.

4 参考文献

- [1] Hasler AD. Eutrophication of lakes by domestic drainage. *Ecology*, 1947, **28**(4): 383-395.
- [2] Edmondson WT, Anderson GC, Peterson DR. Artificial eutrophication of Lake Washington. *Limnology and Oceanography*, 1956, **1**(1): 47-53.
- [3] Lund JW. Eutrophication. *Nature*, 1967, **214**: 557-558.
- [4] Grundy D. Strategies for control man-made eutrophication. *Environmental Science & Technology*, 1971, **5**(12): 1184-1190.
- [5] Conley DJ, Paerl HW, Howarth RW *et al.* Controlling eutrophication: Nitrogen and phosphorus. *Science*, 2009, **323**(5917): 1014-1015.
- [6] Griffin C. Expanding toxic algal blooms. *Science*, 2017, **356**(6339): 713-714.
- [7] Davis CC. Evidence for the eutrophication of Lake Erie from phytoplankton records. *Limnology and Oceanography*, 1964, **9**(3): 275-283.
- [8] Steffen MM, Davis TW, McKay RML *et al.* Ecophysiological examination of the Lake Erie *Microcystis* bloom in 2014: Linkages between biology and the water supply shutdown of Toledo, OH. *Environmental Science & Technology*, 2017, **51**: 6745-6755.
- [9] Tomioka N, Imai A, Komatsu K. Effect of light availability on *Microcystis aeruginosa* blooms in shallow hypereutrophic Lake Kasumigaura. *Journal of Plankton Research*, 2011, **33**(8): 1263-1273.
- [10] Shen BK. Hydrological causing and treatment scheme of cyanobacterial bloom in Taihu. *Water Resources Protection*, 1992, **8**(2): 11-14. [沈炳康. 太湖蓝藻暴发的水文成因和治理方案初议. 水资源保护, 1992, **8**(2): 11-14.]
- [11] Xie ZH. Legal management environment need data support. *China Environmental Science*, 1996, **12**(5): 1. [解振华. 要依法管理环境就要靠数据说话. 中国环境监测, 1996, **12**(5): 1.]
- [12] Sun WH. Water quality difference of Taihu before and after Zero Action. *Jiangsu Environment Science and Technology*, 2003, **16**(1): 35-36. [孙卫红. “零点行动”前后太湖水质比较分析. 江苏环境科技, 2003, **16**(1): 35-36.]
- [13] Qin B, Zhu G, Gao G *et al.* A drinking water crisis in Lake Taihu, China: Linkage to climatic variability and lake man-

- agement. *Environmental Management*, 2010, **45**(1): 105-112.
- [14] Meng W. To achieve safe status of lake water environment and ecology still a long way to go. *Science & Technology Review*, 2017, **35**(9): 1. [孟伟. 湖泊“水环境与生态安全”依然任重而道远. 科技导报, 2017, **35**(9): 1.]
- [15] Yi J, Xu F, Gao Y *et al.* Variations of water quality of the major 22 inflow rivers since 2007 and impacts on Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2016, **28**(6): 1167-1174. DOI:10.18307/2016.0602. [易娟, 徐枫, 高怡等. 2007年以来环太湖22条主要河流水质变化及其对太湖的影响. 湖泊科学, 2016, **28**(6): 1167-1174.]
- [16] Dai XL, Qian PQ, Ye L *et al.* Changes in nitrogen and phosphorus concentrations in Lake Taihu, 1985–2015. *J Lake Sci*, 2016, **28**(5): 935-943. DOI:10.18307/2016.0502. [戴秀丽, 钱佩琪, 叶凉等. 太湖水体氮、磷浓度演变趋势(1985–2015年). 湖泊科学, 2016, **28**(5): 935-943.]
- [17] Shi K, Zhang Y, Zhou Y *et al.* Long-term MODIS observations of cyanobacterial dynamics in Lake Taihu: Responses to nutrient enrichment and meteorological factors. *Scientific Reports*, 2017, **7**: 40326.
- [18] Li HL, Wang JH, Cheng J *et al.* Main factors driving inter-annual variability of chlorophyll-a and the influence of future climate on Chlorophyll-a in Lake Taihu. *Chinese Journal of Ecology*, 2015, **34**(5): 1332-1341. [李洪利, 王坚红, 程军等. 太湖叶绿素 a 年际变化的主要驱动因子及未来气候的影响. 生态学杂志, 2015, **34**(5): 1332-1341.]
- [19] Paerl HW, Huisman J. Bloom like it hot. *Science*, 2008, **320**(5872): 57-58.
- [20] Jin YW, Zhu GW, Xu H *et al.* Spatial distribution pattern and stock estimation of nutrients during bloom season in Lake Taihu. *Environmental Science*, 2015, **36**(3): 936-945. [金颖薇, 朱广伟, 许海等. 太湖水华期营养盐空间分异特征与赋存量估算. 环境科学, 2015, **36**(3): 936-945.]
- [21] Chen YW, Chen KN, Hu YH. Discussion on possible error for phytoplankton chlorophyll-a concentration analysis using hot-ethanol extraction method. *J Lake Sci*, 2006, **18**(5): 550-552. DOI:10.18307/2006.0519. [陈宇炜, 陈开宁, 胡耀辉. 浮游植物叶绿素 a 测定的“热乙醇法”及其测定误差的探讨. 湖泊科学, 2006, **18**(5): 550-552.]
- [22] Zhu M, Zhu G, Nurminen L *et al.* The Influence of macrophytes on sediment resuspension and the effect of associated nutrients in a shallow and large lake (Lake Taihu, China). *Plos ONE*, 2015, **10**(6): e0127915.
- [23] Wu T, Qin B, Brookes JD *et al.* The influence of changes in wind patterns on the areal extension of surface cyanobacterial blooms in a large shallow lake in China. *Science of the Total Environment*, 2015, **518-519**: 24-30.
- [24] Xu H, Paerl HW, Qin B *et al.* Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. *Limnology and Oceanography*, 2010, **55**(1): 420-432.
- [25] Zhu G, Cui Y, Han X *et al.* Response of phytoplankton to nutrient reduction in Shahe Reservoir, Taihu catchment, China. *Journal of Freshwater Ecology*, 2015, **30**(1): 41-58.
- [26] Chen X, Yang L, Xiao L *et al.* Nitrogen removal by denitrification during cyanobacterial bloom in Lake Taihu. *Journal of Freshwater Ecology*, 2012, **27**(2): 1-16.
- [27] Zhao Y, Xia Y, Ti C *et al.* Nitrogen removal capacity of the river network in a high nitrogen loading region. *Environmental Science & Technology*, 2015, **49**: 1427-1439.
- [28] Zhu G, Qin B, Gao G. Direct evidence of phosphorus outbreak release from sediment to overlying water in a large shallow lake caused by strong wind wave disturbance. *Chinese Science Bulletin*, 2005, **50**(6): 577-582.
- [29] Zhu M, Paerl H, Zhu G *et al.* The role of tropical cyclones in stimulating cyanobacterial (*Microcystis* spp.) blooms in hypertrophic Lake Taihu, China. *Harmful Algae*, 2014, **39**: 310-321.
- [30] Li D, Jiang X, Zheng B. Using $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{18}\text{O}$ signatures to evaluate nitrate sources and transformations in four inflowing rivers, north of Taihu Lake. *Water*, 2017, **9**: 345.
- [31] Zhu GW. Spatial-temporal distribution pattern of water quality in Lake Taihu and its relation with cyanobacterial blooms. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2009, **18**(5): 439-445. [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.]
- [32] Yang Z, Zhang M, Shi X *et al.* Nutrient reduction magnifies the impact of extreme weather on cyanobacterial bloom formation in large shallow Lake Taihu (China). *Water Research*, 2016, **103**: 302-310.
- [33] Xie LQ, Xie P, Tang HJ. 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.
- [34] Zhu M, Zhu G, Zhao L *et al.* Influence of algal bloom degradation on nutrient release at the sediment-water interface in

- Lake Taihu, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2013, **20**: 1803-1811.
- [35] Xu H, Paerl H, Qin B *et al.* Determining critical nutrient thresholds needed to control harmful cyanobacterial blooms in eutrophic Lake Taihu, China. *Environmental Science & Technology*, 2015, **49**: 1051-1059.
- [36] Jiang YB, You WH, Hu XQ *et al.* Seasonal dynamics of cyanophyta and related affecting factors in Dianshan Lake. *Chinese Journal of Ecology*, 2010, **29**(12): 2477-2485. [汪益斌, 由文辉, 胡雪芹等. 淀山湖蓝藻季节动态及其影响因子. 生态学杂志, 2010, **29**(12): 2477-2485.]
- [37] Deng HX, Xia PH, Lin T *et al.* Temporal and spatial distribution of chlorophyll-a concentration and its relationship with environmental factors in Hongfeng Reservoir, Guizhou plateau, China. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, **30**(8): 1630-1637. [邓河霞, 夏品华, 林陶等. 贵州高原红枫湖水叶绿素 a 浓度的时空分布及其与环境因子关系. 农业环境科学学报, 2011, **30**(8): 1630-1637.]
- [38] Peng SX, Zhang K, Li XM *et al.* The variations of chlorophyll-a concentration in spring and summer and its relationship to environmental factors in Lake Nanyi. *Journal of Huaibei Normal University: Natural Science*, 2016, **37**(1): 57-61. [彭水秀, 张坤, 李晓明等. 南漪湖春夏季节叶绿素 a 浓度变化及其与环境因子间的关系. 淮北师范大学学报: 自然科学版, 2016, **37**(1): 57-61.]
- [39] Bi JB, Zheng J, Shen YF *et al.* Spatial-temporal characteristics of chlorophyll-a concentration and its relationship with environmental factors in the inlets of south Taihu Lake. *Journal of Hydroecology*, 2012, **33**(6): 7-13. [毕京博, 郑俊, 沈玉凤等. 南太湖入湖口叶绿素 a 时空变化及其与环境因子的关系. 水生态学杂志, 2012, **33**(6): 7-13.]
- [40] Yu RQ, Li XF, Ma HQ. Relationship between chlorophyll-a and environmental factors of Wuli Lake. *Water Resources and Power*, 2013, **31**(6): 69-71. [于瑞君, 李学法, 马惠群. 五里湖叶绿素与环境因子间相关性分析. 水电能源科学, 2013, **31**(6): 69-71.]
- [41] Fan CX, Zhang L, Qin BQ *et al.* Migration mechanism of biogenic elements and their quantification on the sediment-water interface of Lake Taihu; I. Spatial variation of the ammonium release rates and its source-sink fluxes. *J Lake Sci*, 2004, **16**(1): 10-20. DOI:10.18307/2004.0102. [范成新, 张路, 秦伯强等. 太湖沉积物-水界面生源要素迁移机制及量化——1. 铵态氮释放速率的空间差异及源-汇通量. 湖泊科学, 2004, **16**(1): 10-20.]
- [42] Fan CX, Zhang L, Bao XM *et al.* Migration mechanism of biogenic elements and their quantification on the sediment-water interface of Lake Taihu; II. Chemical thermodynamic mechanism of phosphorus release and its source-sink transition. *J Lake Sci*, 2006, **18**(3): 207-217. DOI:10.18307/2004.0102. [范成新, 张路, 包先明等. 太湖沉积物-水界面生源要素迁移机制及量化——2. 磷释放的热力学机制及源-汇转化. 湖泊科学, 2006, **18**(3): 207-217.]
- [43] Zhao LL, Zhu GW, Gu Z *et al.* Monthly variation of nitrogen and phosphorus volume in Taihu Lake, China. *Journal of China Hydrology*, 2013, **33**(5): 28-33. [赵林林, 朱广伟, 顾钊等. 太湖水体氮、磷赋存量的逐月变化规律研究. 水文, 2013, **33**(5): 28-33.]
- [44] Li LW, Pan G, Li L *et al.* Effect and mechanism of algae bloom on the denitrification processes in the sediments of Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2013, **25**(5): 628-634. DOI:10.18307/2013.0502. [黎丽雯, 潘纲, 李梁等. 蓝藻对太湖底泥反硝化过程的影响和机理分析. 湖泊科学, 2013, **25**(5): 628-634.]
- [45] Xu H, Zhang L, Shang JG *et al.* Denitrification and anammox on the sediment-water interface in the Meiliang Bay of Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2009, **21**(6): 775-781. DOI:10.18307/2009.0604. [徐徽, 张路, 商景阁等. 太湖梅梁湾水土界面反硝化和厌氧氨氧化. 湖泊科学, 2009, **21**(6): 775-781.]
- [46] Beaver JR, Casamatta DA, East TL *et al.* Extreme weather events influence the phytoplankton community structure in a large lowland subtropical lake (Lake Okeechobee, Florida, USA). *Hydrobiologia*, 2013, **709**(1): 213-226.
- [47] Isles P, Giles CD, Gearhart TA *et al.* Dynamic internal drivers of a historically severe cyanobacteria bloom in Lake Champlain revealed through comprehensive monitoring. *Journal of Great Lakes Research*, 2015, **41**: 818-829.
- [48] Bowes MJ, Loewenthal M, Read DS *et al.* Identifying multiple stressor controls on phytoplankton dynamics in the River Thames (UK) using high-frequency water quality data. *Science of the Total Environment*, 2016, **569/570**: 1489-1499.
- [49] Xie XP, Li YC, Hang X *et al.* The effect of air temperature on the process of cyanobacteria recruitment and dormancy in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2016, **28**(4): 818-824. DOI: 10.18307/2016.0415. [谢小萍, 李亚春, 杭鑫等. 气温对太湖蓝藻复苏和休眠进程的影响. 湖泊科学, 2016, **28**(4): 818-824.]
- [50] Zhang Y, Shi K, Zhou Y *et al.* Monitoring the river plume induced by heavy rainfall events in large, shallow, Lake Taihu using MODIS 250 m imagery. *Remote Sensing of Environment*, 2016, **173**: 109-121.

- [51] Zhou Q, Zhang Y, Lin D *et al.* The relationships of meteorological factors and nutrient levels with phytoplankton biomass in a shallow eutrophic lake dominated by cyanobacteria, Lake Dianchi from 1991 to 2013. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, **23**: 15616-15626.
- [52] Xu H, Paerl H W, Zhu G *et al.* Long-term nutrient trends and harmful cyanobacterial bloom potential in hypertrophic Lake Taihu, China. *Hydrobiologia*, 2017, **787**: 229-242.
- [53] Zhu SP, Yang GQ. Annual variation of several water physical and chemical parameters in northern Lake Taihu. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 1959, **2**(3): 146-162. [朱樹屏, 杨光圻. 太湖北部湖水中几种理化性质的周年变化. 海洋与湖沼, 1959, **2**(3): 146-162.]
- [54] Nanjing Institute of Geography, Chinese Academy of Sciences ed. Comprehensive investigation Report of Lake Taihu. Beijing: Science Press, 1965: 43-48. [中国科学院南京地理研究所. 太湖综合调查初步报告. 北京: 科学出版社, 1965: 43-48.]
- [55] Environmental and Health Monitoring Station of Jiangsu Province, Environmental and Health Monitoring Station of Wuxi City. Water quality monitoring report during 1980 to 1980 in global water quality monitoring system. *Jiangsu Medical Journal*, 1984, **491**(9): 27-30. [江苏省环境卫生监测站, 无锡市环境卫生监测站. 全球水质监测系统太湖水质 1980—1982 年监测报告. 江苏医药, 1984, **491**(9): 27-30.]
- [56] Sun SC, Huang YP eds. Lake Taihu. Beijing: China Ocean Press, 1993. [孙顺才, 黄漪平. 太湖. 北京: 海洋出版社, 1993.]
- [57] Zhou Z, Liu S, Hu Y *et al.* Analysis of precipitation extremes in the Taihu Basin of China based on the regional L-moment method. *Hydrology Research*, 2017, **48**(2): 468-479.
- [58] Smith VH, Wood SA, McBride CG *et al.* Phosphorus and nitrogen loading restraints are essential for successful eutrophication control of Lake Rotorua, New Zealand. *Inland Waters*, 2016, **6**: 273-283.
- [59] Zhu M, Zhu G, Li W *et al.* Estimation of the algal-available phosphorus pool in sediments of a large, shallow eutrophic lake (Taihu, China) using profiled SMT fractional analysis. *Environmental Pollution*, 2013, **173**: 216-223.
- [60] Carpenter SR. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *PNAS*, 2009, **105**(32): 11039-11040.