J. Lake Sci.(湖泊科学),2025,**37**(3):734-751
DOI 10.18307/2025.0311
© 2025 by *Journal of Lake Sciences*

2003—2023 年太湖蓝藻水华面积变化的影响因子分析*

杨芷萱[1],黎云祥[1**],朱广伟[2**],康丽娟[2],李　娜[2],张运林[2],秦伯强[2]
(1:西华师范大学环境科学与工程学院,南充 637002)
(2:中国科学院南京地理与湖泊研究所,南京 211135)

摘　要: 面积是湖库蓝藻水华强度的重要表征指标之一,其变化受水体营养物质状况、水文气象条件及食物链结构等多种因素综合影响。揭示蓝藻水华面积与环境因子的关系对于科学评估蓝藻水华强度以及制定防控措施具有重要意义。本研究基于太湖 2003－2023 年 2332 幅卫星遥感影像提取的蓝藻水华面积数据,结合同期湖体营养盐及水文气象观测数据,探讨了影响太湖蓝藻水华面积的主要环境因子及其年内变化。结果发现,2003－2023 年,太湖蓝藻水华年平均面积总体呈现周期性波动,多年均值为 159 km^2,其中水华季(5－9 月)的多年均值为 223 km^2。蓝藻水华面积与水体叶绿素 *a* 及微囊藻生物量均呈显著相关关系,相关系数分别为 0.47 及 0.48,表明遥感获得的蓝藻水华面积能够较好地指征蓝藻水华强度变化情况。2005－2023 年太湖水体总氮(TN)、溶解性总氮(DTN)浓度下降显著,2023 年 TN 均值较 2005 年下降 61%,DTN 下降 65%,总磷(TP)、溶解性总磷(DTP)也呈现出波动下降的趋势。随机森林分析表明,蓝藻水华面积的影响因子随季节变化而变化,春季的主导因素是水温、TP 与风速;而夏季的主导因素依次是风速、DTN 和水位;秋季的主导因素是风速、TN 和水位;冬季的主导因素是风速、DTN 和 DTP;具体到月尺度上,蓝藻水华面积的影响因子也呈现月间差异。基于蓝藻水华面积与水体 TN、TP 的统计关系,若要大概率控制太湖处于无明显水华状况(月均蓝藻水华面积小于 103 km^2,约为湖泊面积的 5%),则建议冬春季 TN 和 TP 控制阈值分别为 1.35 和 0.054 mg/L,对应的 DTN 和 DTP 为 1.03 和 0.018 mg/L;夏秋季 TN 和 TP 控制阈值分别为 1.00 和 0.059 mg/L,对应的 DTN 和 DTP 为 0.62 和 0.015 mg/L。研究表明,遥感影像提取获得的蓝藻水华面积总体能够较好地指示大型湖泊的蓝藻水华强度状况;太湖蓝藻水华面积在夏秋季受风速变化的影响较大,但氮、磷等营养盐水平也是影响蓝藻水华面积变化的重要因子,其中冬春季磷的影响大,而夏秋季氮的影响大;从控制策略上,实施氮磷双控是有效降低蓝藻水华风险的根本途径。
关键词: 浅水湖泊;蓝藻水华;气象条件;季节变化;氮磷双控;太湖

Control factors of cyanobacterial bloom area in Lake Taihu, China (2003-2023)*

Yang Zhixuan[1], Li Yunxiang[1**], Zhu Guangwei[2**], Kang Lijuan[2], Li Na[2], Zhang Yunlin[2] & Qin Boqiang[2]
(1: *College of Environmental Science and Engineering*, *China West Normal University*, *Nanchong* 637002, *P.R.China*)
(2: *Nanjing Institute of Geography and Limnology*, *Chinese Academy of Sciences*, *Nanjing* 211135, *P.R.China*)

Abstract: Surface area is one of the critical indicators of the intensity of cyanobacterial blooms in lakes and reservoirs, and its changes are affected by a combination of factors, such as the nutrient status of the water body, hydrometeorological conditions, and the structure of the food chain. Revealing the relationship between the area of cyanobacterial bloom and environmental factors is of great significance for the scientific assessment of the intensity of cyanobacterial bloom and the formulation of preventive and control measures. Based on the cyanobacterial bloom area data inverted from 2332 satellite remote sensing images of Lake Taihu from 2003 to 2023, combined with the nutrient salts of the lake and hydrometeorological observation data during the same period, this study explored the main environmental factors affecting the area of cyanobacterial bloom and their intra-annual changes in Lake Taihu. The results showed that the annual mean cyanobacterial bloom area of Lake Taihu was 159 km^2 from 2003 to 2023, of which the multi-year mean value of the bloom season (May to September) was 223 km^2. The area of the cyanobacterial bloom was significant-

* 2024-06-18 收稿;2024-09-20 收修改稿。
国家自然科学基金国际合作项目(42220104010)、江苏省自然科学基金项目(BK20220041)和中国科学院南京地理与湖泊研究所自主部署项目(NIGLAS2022GS03)联合资助。
** 通信作者;E-mail: yx_li@263.net,gwzhu@niglas.ac.cn。

ly correlated with the chlorophyll-*a* and microcystin biomass in the same period, with correlation coefficients of 0.47 and 0.48, respectively, indicating that the area of the cyanobacterial bloom obtained from remote sensing can better characterize the overall situation of the intensity of the cyanobacterial bloom. The annual average area of cyanobacterial blooms in Lake Taihu from 2003 to 2023 generally showed cyclic fluctuations, which could be roughly divided into four stages: (1) The area of cyanobacterial bloom firstly increased and then decreased from 2003 to 2008, with significant fluctuation; (2) The overall area of cyanobacterial bloom from 2009 to 2015 was low, with slight change; (3) The area of cyanobacterial bloom from 2016 to 2020 was increased, with high fluctuation; (4) The area of cyanobacterial bloom from 2021 to 2023 showed a rapid decreasing trend, in which the annual mean area of bloom in 2023 was 77 km^2, and the mean area of the bloom season was 116 km^2, which is the lowest value in the study period. The concentrations of total nitrogen (TN) and dissolved total nitrogen (DTN) in the water body of Lake Taihu from 2005 to 2023 declined significantly, with the average value of TN decreasing by 61% and DTN decreasing by 65% in 2023 compared with that of 2005, and total phosphorus (TP) and dissolved total phosphorus (DTP) also showed fluctuating downward trends. Random forest analysis showed that the environmental factors affecting the area of cyanobacterial blooms varied seasonally, with the dominant factor in spring being water temperature, followed by TP and wind speed; whereas in summer, the dominant factor was wind speed, followed by DTN and water level; in autumn, the dominant factor was wind speed, followed by TN and water level; and in winter, the dominant factor was wind speed, followed by DTN and DTP, and, specifically, on the monthly scale, the area of cyanobacterial blooms factors also showed inter-monthly differences. Based on the relationship between the area of cyanobacterial bloom and the TN and TP of the water body, if we want to control Lake Taihu to be in the condition of no noticeable bloom with high probability (monthly average cyanobacterial bloom area is less than about 5% of the lake area, set at less than 103 km^2 for Lake Taihu), it is recommended that the control thresholds for TN and TP in winter and spring should be 1.35 mg/L and 0.054 mg/L, respectively, corresponding to 1.03 mg/L for DTN and 0.018 mg/L for DTP; the control thresholds for TN and TP in summer and autumn are 1.00 mg/L and 0.059 mg/L, respectively, corresponding to 0.62 mg/L for DTN and 0.015 mg/L for DTP. The study shows that the area of cyanobacterial bloom obtained from remote sensing image inversion can be a good indicator of the intensity of cyanobacterial bloom in large lakes; the area of cyanobacterial bloom in Lake Taihu is greatly affected by the change of wind speed in summer and autumn seasons, but the level of nitrogen, phosphorus and other nutrient is also an essential factor influencing the change of the area of cyanobacterial bloom, among which the effect of phosphorus is significant in winter and spring, and the effect of nitrogen is significant in summer and autumn; the implementation of nitrogen-phosphorus dual-control is the fundamental way of effectively reducing the risk of cyanobacterial bloom in the control strategy. Implementation dual control of nitrogen and phosphorus is a fundamental way to reduce the risk of cyanobacterial bloom.

Keywords: Shallow lake; cyanobacterial blooms; meteorological condition; seasonal variation; dual control of nitrogen and phosphorus; Lake Taihu

20 世纪以来,伴随工业化及城市化进程的加快,人类活动对水环境造成的压力及影响日益加重,水体富营养化问题已日益成为全球性的水环境污染问题。蓝藻水华是指水体中蓝藻异常增殖并形成表面聚集的现象,可能导致鱼类的死亡、牲畜中毒,甚至对人体健康造成损害[1]。部分水华蓝藻产生的毒素会导致饮用水危机,例如,2014 年 8 月伊利湖西部的蓝藻暴发使该市的水处理系统不堪重负,导致自来水厂出水中的藻毒素浓度超过 1 μg/L 的世界卫生组织(WHO)标准,从而引发了美国 Toledo 市的供水中断[2]。此外,美国与日本的湖泊水华现象自上世纪以来开始产生,经过数十年的修复治理工作,情况有所好转,但尚无法彻底摆脱蓝藻水华[2-3]。自 20 世纪 80 年代以来,太湖蓝藻水华问题就成为全国湖泊富营养化治理的重点[4],特别是 2007 年蓝藻水华引发的无锡供水危机事件,严重影响当地群众正常生活[5]。近年来,太湖藻情出现了明显变化[6]。因此,探究太湖藻情变化的趋势及成因机制,对湖库蓝藻水华防控、保障饮用水安全具有重要意义。

表征湖泊蓝藻水华强度的指标有很多,如藻类生物量、藻类细胞密度、人工监测的叶绿素 *a*(Chl.*a*)浓度等。最常见的是水体 Chl.*a* 浓度。但常规监测中往往存在指标的空间连续性差和时间分辨率偏低等问题[7]。而太湖等大型浅水湖泊的生态系统极其复杂,营养盐基础、气候变化、生态系统结构变化等都会对蓝藻水华情势产生显著影响,且蓝藻水华的时空异质性较高,Chl.*a* 的时空代表性有所不足[8]。遥感监测因具有空间覆盖广、时间连续性高等优势,能将水华动态与环境条件变化更紧密地联系起来[9],被广泛用于内陆

水体的蓝藻水华变化研究[10-11]。遥感能够获得的关键蓝藻水华信息是蓝藻水华的面积。发生面积与湖体蓝藻水华的强度之间可能还存在一定的差异。适宜的光照条件、水温以及过量的氮、磷等营养盐是蓝藻水华暴发的重要因素[12]。但在湖体水华蓝藻生物量相同的背景下,风浪扰动情况、光照状况等均能够影响蓝藻水华表层聚积面积这一水华强度的表观指标。目前通过遥感影像分析蓝藻水华驱动因子的综合研究较少,而探究蓝藻水华面积的影响因素是科学判断蓝藻水华监测信息的前提。基于蓝藻水华的发生机理,从多种环境因子中找到关键因子,厘清其作用机制,找到相应的解决措施,切断关键因子对蓝藻水华的作用,是进行蓝藻水华治理的基础。

在绝大多数情况下,蓝藻水华的暴发是营养盐增加的结果。有研究认为氮、磷控制是治理蓝藻水华问题的基本途径[13]。但具体的控制阈值因湖而异,甚至因研究方法而异。一般认为湖泊暴发蓝藻水华的总氮(TN)和总磷(TP)的阈值分别为0.5~1.2 mg/L和0.03~0.10 mg/L[14]。有研究认为太湖发生蓝藻水华的TN和TP阈值分别为0.8和0.05 mg/L[15]。曹晶等[16]以轻富营养化等级下的Chl.*a*分级标准(10~26 μg/L)作为水华暴发的表征条件,确定了太湖蓝藻水华暴发的TP和TN阈值分别为0.05~0.06 mg/L和1.71~1.72 mg/L。Zou等[17]采用95%分位数回归模型,提出太湖TN和TP控制阈值分别为0.69和0.052 mg/L。Xu等[18]以太湖梅梁湾为对象、将Chl.*a*浓度20 μg/L作为水华形成判别条件,通过野外监测数据统计分析认为控制蓝藻水华的TN和TP阈值分别为1.0和0.08 mg/L。这些方法大多基于水体Chl.*a*浓度获得,而Chl.*a*浓度与蓝藻水华强度也不完全等同。目前蓝藻水华的遥感监测已成为蓝藻水华监测中不可或缺的重要方式之一,遥感监测可通过MODIS卫星影像图反映出蓝藻水华暴发面积、暴发区域以及暴发时间,从而实现对蓝藻水华发生与变化趋势的动态追踪,为蓝藻水华预警提供参考,与实测数据及其他参数相结合确定蓝藻水华预警方向。因此,有必要基于蓝藻水华面积这一遥感易得的强度信息探讨蓝藻水华有效控制的氮、磷阈值,以弥补人工监测中存在的采样点位代表性不足、时间频次较低和空间刻画能力不强等缺点。

本文利用2003—2023年卫星遥感影像解释获得太湖蓝藻水华面积长期变化数据集,结合太湖湖泊生态系统研究站(以下简称太湖站)同期开展的水环境监测数据,通过随机森林和Spearman相关分析方法,分析了太湖蓝藻水华面积的长期变化特征和关键影响因子的周年变化,了解驱动蓝藻水华的环境条件,为管理未来的水华事件提供科学的框架。基于蓝藻水华控制目标分级标准,探讨了有效控制蓝藻水华规模的TN和TP控制阈值,以期对太湖等大型浅水湖泊的蓝藻水华监测、评估和防控提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 蓝藻水华面积的获取

本文采用卫星遥感影像提取获得太湖大范围和长时间湖泊蓝藻水华表观强度变化信息[19]。通过美国国家宇航局(NASA)获取2003年1月—2023年12月间的太湖MODIS影像数据,利用SAEDAS软件进行辐射定标获得L1B数据,从而去除臭氧吸收和分子瑞利散射的影响,获得瑞利散射校正发射率(Rrc)数据,在MODIS影像波段下,以645 nm和1240 nm波段的分辨率为两端基点,以859 nm波段的分辨率为中心波长,根据藻华水体在近红外波段反射率较高的特点,实现对藻华水体的识别,同时基于Hu等推导的浮藻指数(FAI)及水华判别阈值(FAI值>-0.004),对逐日水华面积进行提取[20]。

在对有云影像进行筛选后,总计获取2003—2023年太湖天气状况良好的无云影像2332景(天),涵盖了21年来的各个月份(图1)。其中,每年的遥感影像总数为81~170幅,2014年最少,2021年最多。从月尺度看,2018年8月影像最多(21幅),2019年2月、2020年7月、2023年6月最少,仅有1幅(图1)。

1.2 湖体水环境指标变化信息

获取太湖站2005—2023年在太湖布设的32个监测点位[21]的水环境监测数据,其中14个点位开展逐月监测,另外18个点位开展逐季度监测(2、5、8、11月)。在每个采样点位采集表、中、底3层混合水样,然后测定TN和TP,而滤后水样用于测定溶解性总氮(DTN)和溶解性总磷(DTP),滤膜物质用于测定Chl.*a*。此外,现场采用YSI多参数水质仪测定水温(WT)、pH、溶解氧(DO)、电导率(Cond)等指标,采用赛式盘测定水体透明度(SD),直接用竹竿插测获得水深(Depth)。分取1 L原水,现场加入1%的鲁哥试剂固定,带回实验室静置、浓缩,用光学显微镜鉴定获得浮游植物的组成及其分类生物量(体积估算)数据。

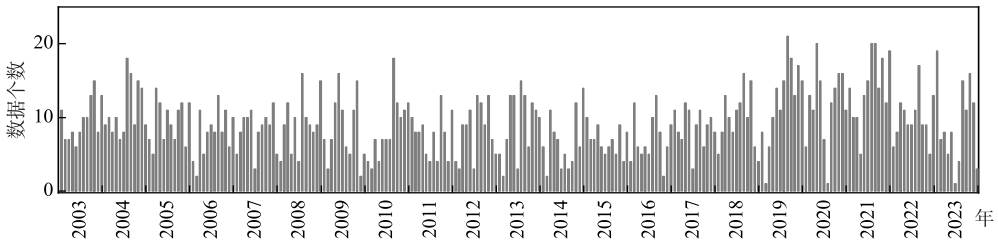

图 1 2003－2023 年太湖逐月有效遥感影像天数

Fig.1 Monthly days of effective remote sensing images during the period of 2003-2023

1.3 水文气象数据收集

从太湖站站区的气象场和水文观测点获得 2005－2023 年的气象和水文数据集,包括风速(WS,m/s)、光合有效辐射(PAR,μmol/(m^2·s))、水温(WT,℃)、水位(WL,m)、降雨量(RF,mm)等指标的日均值。其中,WT(水面 0.5 m 以下)和 WL(吴淞高程)取每日 8 时、14 时和 20 时 3 次观测的平均值。

1.4 数据处理与统计分析

在对 2005－2023 年的水质数据进行分析时,查找并剔除高于多年平均值 3 倍标准偏差的数据[22]。2005－2023 年全湖 4593 个 TP 数据的平均值为 0.129 mg/L,标准偏差为 0.145 mg/L,平均值加上 3 倍标准偏差为 0.563 mg/L。为此,剔除浓度高于 0.563 mg/L 的 TP 数据,共计 38 个。2005－2023 年全湖 4593 个 TN 数据的平均值为 2.75 mg/L,标准偏差为 2.35 mg/L,平均值加上 3 倍标准偏差为 9.80 mg/L。为此,剔除浓度高于 9.80 mg/L 的 TN 数据,共计 43 个。2005－2023 年全湖 4593 个 DTN 数据的平均值为 1.90 mg/L,标准偏差为 1.71 mg/L,平均值加上 3 倍标准偏差为 7.02 mg/L。为此,剔除浓度高于 7.02 mg/L 的 DTN 数据,共计 103 个。2005－2023 年全湖 4593 个 DTP 数据的平均值为 0.025 mg/L,标准偏差为 0.036 mg/L,平均值加上 3 倍标准偏差为 0.134 mg/L。为此,剔除浓度高于 0.134 mg/L 的 DTP 数据,共计 137 个。2005－2023 年全湖 4593 个 Chl.*a* 数据的平均值为 31.40 μg/L,标准偏差为 84.78 μg/L,平均值加上 3 倍标准偏差为 285.74 μg/L。为此,剔除浓度高于 285.74 μg/L 的 Chl.*a* 数据,共计 34 个。

北太湖和全太湖的逐月、分季度和年际平均水质指标及藻类生物量采用各月、各季度、各年数据的平均值。此外,利用北太湖月监测数据估算全湖水质指标的月变化,即根据北太湖 14 个月度监测值及全太湖 32 个季度监测值之间的比例关系,利用北太湖水质月监测数据,估算出全太湖水体 TN、DTN、TP、DTP、Chl.*a* 和藻类生物量等指标的逐月平均值。

为了匹配水质监测数据与气象数据,根据日记录生成水文气象数据的月数据集,按照春季(3－5 月)、夏季(6－8 月)、秋季(9－11 月)和冬季(12－次年 2 月)进行季度气象指标均值的统计计算。数据绘图用 R 4.2.2 和 Origin 2021 软件完成。蓝藻水华面积(BA)与各环境因子之间的相关性分析采用 SPSS 26 软件完成。

2 结果

2.1 太湖蓝藻水华面积的长期变化特征

参考蓝藻水华面积比例评价的水华程度分级标准(HJ 1098－2020),根据蓝藻水华月均面积进行分类,对太湖蓝藻水华面积的分级标准提出建议,如表 1。其中,定义单次水华面积小于 47 km^2(<2% 水域面积)为遥感误差值,认为该状态太湖蓝藻水华的生态影响可以基本忽略。而月均水华面积为单次水华面积的一半,从严进行设置。

图 2a 为 2003－2023 年能够获得的 2332 天太湖蓝藻水华面积及其月均值变化。总体而言,太湖逐日水华面积及其月均值反映的变化信息较为一致。蓝藻水华的年最大面积往往出现在 5 月和 9 月,其中在夏秋季发生中度水华的频率显著高于冬春季。因此,可以将 5－9 月定义为太湖的“水华季”,也即能够发生较大规模、危害性蓝藻水华事件的季节。总体而言,2003－2023 年,太湖年均蓝藻水华面积为 159 km^2,其中水华

表 1 太湖蓝藻水华面积的建议分级标准

Tab.1 Suggested classification standard of cyanobacterial bloom area for Lake Taihu

水华级别	单次水华面积/km^2	月均水华面积/km^2	现象描述
无水华	0≤BA<47	0≤BA<21	水面未见明显水华
无明显水华	47≤BA<234	21≤BA<103	水面出现零星性水华
轻度水华	234≤BA<701	103≤BA<309	水面出现局部性水华
中度水华	701≤BA<1403	309≤BA<618	水面出现区域性水华
重度水华	BA≥1403	BA≥618	水面出现全面性水华

季(5—9 月)的多年均值为 223 km^2,峰值出现在 2017 年,年均水华面积达 291 km^2,水华季面积均值为 363 km^2。此外,2003—2023 年太湖发生蓝藻水华最严重的年份是 2017 年,观测到蓝藻水华的日最大面积为 1217 km^2(2017 年 5 月 16 日),为 21 年来的最高值,约占太湖总面积的 52%。

太湖 2003—2023 年蓝藻水华面积的年均值、水华季均值如图 2b 所示。2003—2023 年太湖蓝藻水华年均面积总体呈现周期性波动,大致可以划分为 4 个阶段:(1)2003—2008 年,蓝藻水华面积先上升后下降,波动幅度较大。2003 年的年均蓝藻水华面积为 98 km^2;2003—2007 年开始逐年增加;2007 年达到 206 km^2,约为 2003 年的 2 倍;2008 年下降为 163 km^2。(2)2009—2015 年,蓝藻水华面积总体较低,变化幅度较小,其中水华季均值在 2011 年达到该阶段最高值,为 284 km^2。(3)2016—2020 年,蓝藻水华面积明显偏高,处于高位波动,而且 2017 年的面积异常高于其他年份。(4)2021—2023 年,蓝藻水华面积快速下降。2023 年的年均蓝藻水华面积降至 77 km^2,水华季面积均值降至 116 km^2,为研究期的最低值。

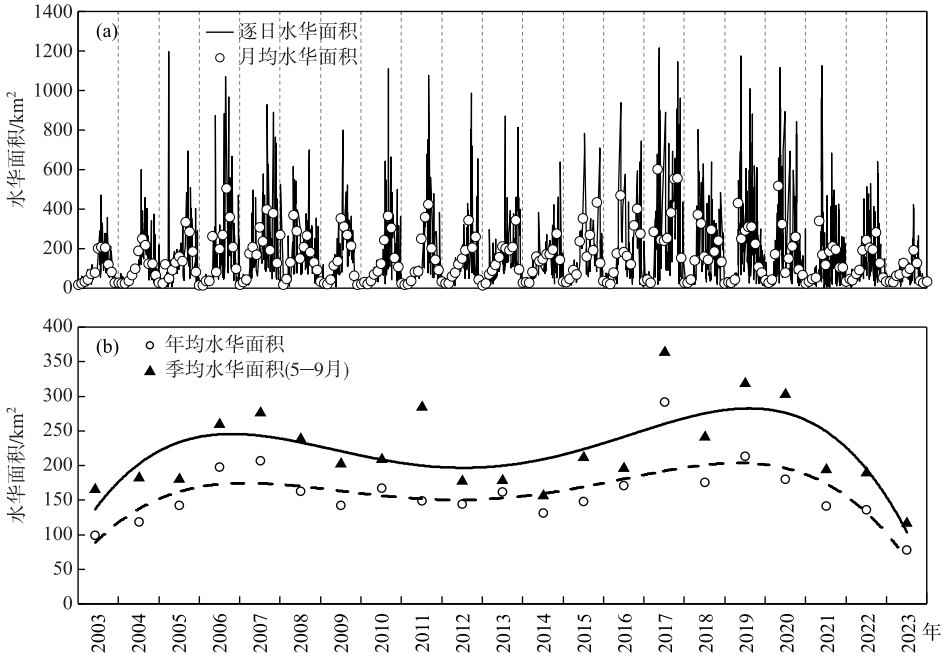

图 2 2003—2023 年太湖蓝藻水华面积变化

Fig.2 Dynamics of cyanobacterial bloom area in Lake Taihu from 2003 to 2023

2.2 气象水文因子的长期变化特征

2005—2023 年太湖日均风速最高为 8.70 m/s(2005 年 9 月 12 日);最低为 0.10 m/s,分别出现在 2006 年 7 月 30 日、2006 年 7 月 31 日和 2015 年 12 月 30 日(图 3a)。太湖年平均风速总体呈下降趋势(R^2=0.86,

$P<0.001$),年平均风速由 2005 年的 2.83 m/s 下降到 2023 年的 1.76 m/s,多年平均风速为 2.30 m/s(图 4a)。

2005－2023 年太湖年平均水温总体呈现显著上升趋势($R^2=0.45$,$P<0.01$),日平均水温的最高值为 37.4 ℃,发生在 2022 年 8 月 12 日(图 3b);最低值为-0.2 ℃,出现在 2005 年 1 月 1 日。年平均水温由 2005 年的 18.3 ℃升高至 2023 年的 20.3 ℃,最高值出现在 2022 年(20.5 ℃),最低值出现在 2011 年(18.2 ℃),多年平均水温为 19.0 ℃(图 4b)。2020 年以来,年平均水温均高于 20.0 ℃(图 4b)。

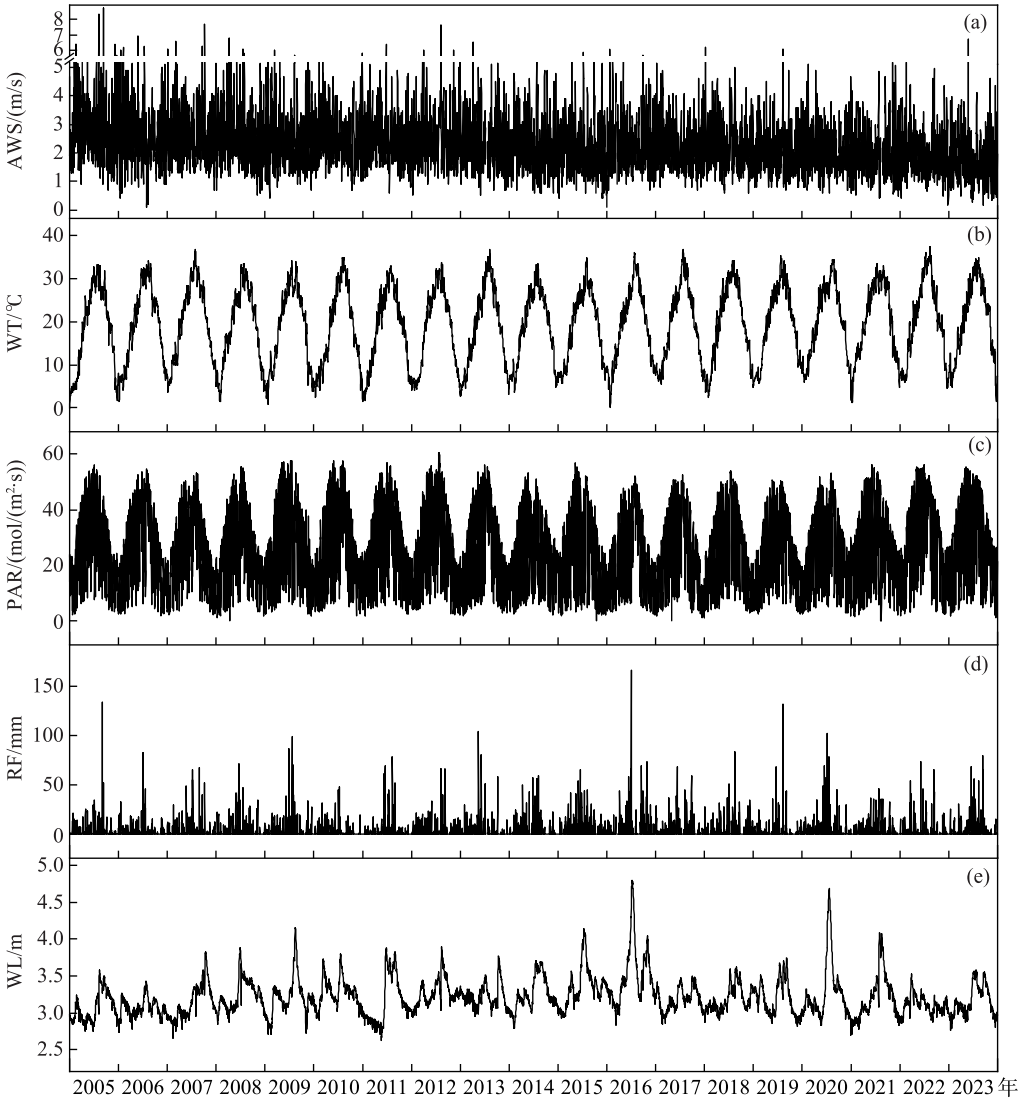

图 3 2005－2023 年太湖地区气象水文参数的日变化特征:(a)平均风速(AWS);(b)水温(WT);(c)光合有效辐射(PAR);(d)降雨量(RF);(e)水位(WL)

Fig.3 Daily changes of meteorological and hydrological indicators of Lake Taihu region from 2005 to 2023: (a) average wind speed; (b) water temperature; (c) photosynthetically active radiation; (d) rainfall; (e) water level

2005－2023 年太湖光合有效辐射呈波动变化,多年均值为 25.65 μmol/(m^2·s)(图 3c)。日均光合有效辐射峰值出现在 2012 年 7 月 22 日,为 60.44 μmol/(m^2·s);最低值为 0.11 μmol/(m^2·s),发生在 2008 年 4 月

11 日(图 3c)。年平均光合有效辐射由 2005 年的 26.55 μmol/(m²·s)上升至 2023 年的 27.21 μmol/(m²·s),年平均最高值为 28.26 μmol/(m²·s)(2022 年),年平均最低值为 22.94 μmol/(m²·s)(2016 年)(图 4c)。

2005－2023 年太湖流域年累积降雨量总体呈上升趋势,降雨集中在夏季,但年际间波动较大,日累积降雨量的峰值出现在 2016 年 7 月 2 日,为 166.6 mm(图 3d)。年均降雨量由 2005 年的 885.0 mm 增加到 2023 年的 1247.0 mm,多年平均降雨量为 1086.0 mm。年累积降雨量最高值出现在 2016 年,为 1714.2 mm;最低值出现在 2010 年,为 776.4 mm(图 4d)。

水位表现出与降雨量相似的变化趋势(图 3e)。2005 年以来,太湖水位总体呈上升趋势,水位最高值为 4.79 m,发生在 2016 年 7 月 8 日;最低值为 2.63 m,发生在 2011 年 5 月 21 日(图 3e)。年平均水位由 2005 年的 3.08 m 增加至 2023 年的 3.17 m(图 4d)。其中,2005－2023 年太湖年平均水位多年平均值为 3.22 m,最高值为 3.52 m,出现在 2016 年;其次为 3.36 m,出现在 2015 年;最低值为 3.07 m,出现在 2006 年(图 4d)。

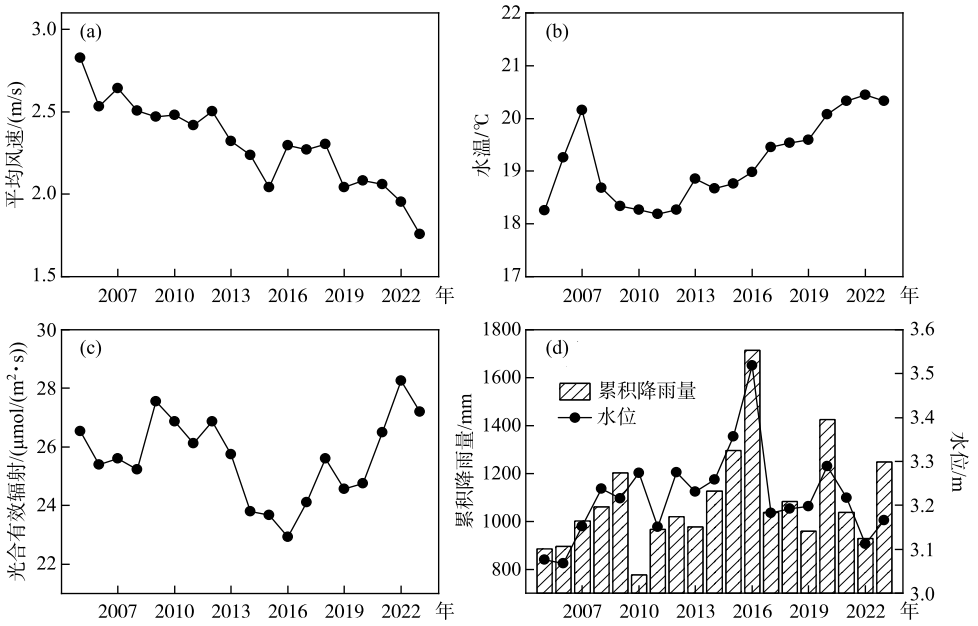

图 4 2005－2023 年太湖地区水文气象指标的年际变化

Fig.4 Annual average values of meteorological and hydrological indicators in Lake Taihu region from 2005 to 2023

2.3 氮、磷浓度的长期变化特征

2005－2023 年太湖水体 TN、DTN、TP 及 DTP 年均值及月均值变化如图 5 所示。北太湖氮、磷浓度始终高于全太湖:2005－2023 年北太湖多年 TP 平均值为 0.140 mg/L,全太湖为 0.108 mg/L,北太湖较全太湖高出 30%;北太湖多年 DTP 平均值为 0.042 mg/L,全太湖为 0.031 mg/L,北太湖较全太湖高出 35%;北太湖多年 TN 平均值为 3.02 mg/L,全太湖为 2.35 mg/L,北太湖较全太湖高出 29%;北太湖多年 DTN 平均值为 2.07 mg/L,全太湖为 1.54 mg/L,北太湖较全太湖高出 34%。

2005－2023 年,全湖 TN 浓度表现出显著的下降趋势($R^2=0.90$,$P<0.001$),年均值由 2005 年的 3.32 mg/L 下降至 2023 年的 1.31 mg/L,下降幅度达 61%。TN 的年均最高值出现在 2006 年,为 3.80 mg/L。DTN 与 TN 的变化趋势一致,DTN 年均值由 2005 年的 2.39 mg/L 下降至 2023 年的 0.83 mg/L,19 年来的总体平均值为 1.56 mg/L,相当于 TN 平均值(2.35 mg/L)的 66%。DTN 的年平均最高值出现在 2006 年,为 2.50 mg/L;最低值为 0.76 mg/L,出现在 2022 年(图 5)。

2005－2023 年全太湖 TP 浓度呈现出非显著的波动下降趋势($R^2=0.25$),年均值由 2005 年的 0.113 mg/L 下降至 2023 年的 0.074 mg/L,降幅为 35%。TP 的年平均最高值出现在 2006 年,为 0.133 mg/L。DTP

与 TP 的变化趋势基本一致,年均值由 2005 年的 0.025 mg/L 下降到 2023 年的 0.022 mg/L,19 年来的总体平均值为 0.031 mg/L,相当于 TP 平均值(0.107 mg/L)的 29%。DTP 的年平均最高值出现在 2008 年,为 0.042 mg/L;最低值为 0.020 mg/L,出现在 2022 年(图 5)。

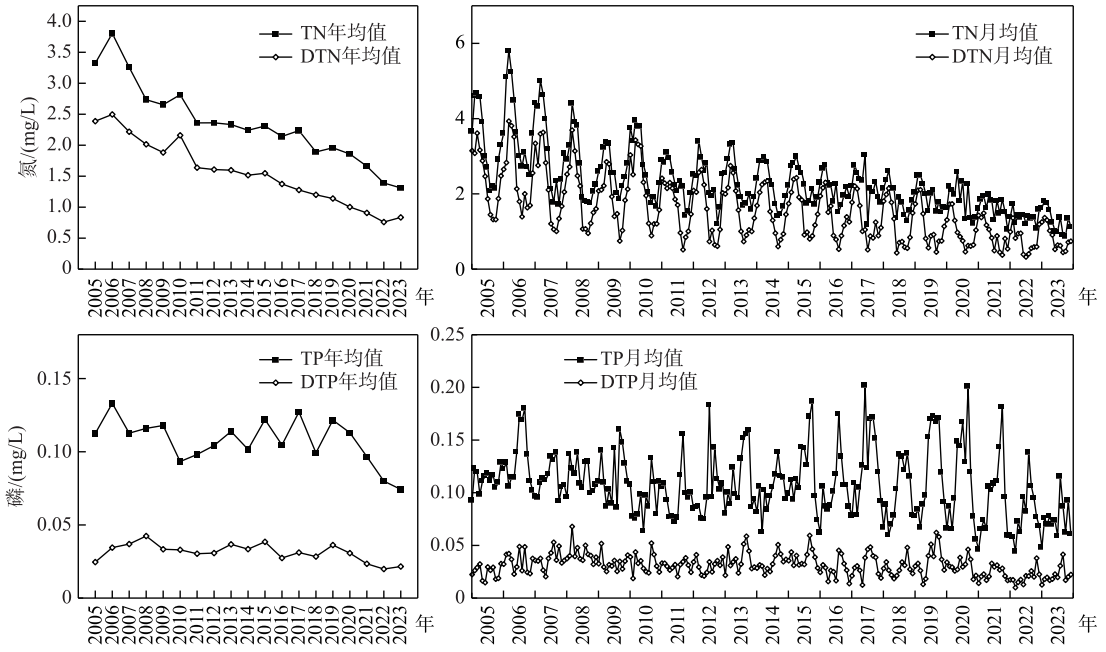

图 5 2005－2023 年太湖 TN、DTN、TP 和 DTP 的逐月变化趋势

Fig.5 Monthly variation of total nitrogen, total dissolved nitrogen, total phosphorus and total dissolved phosphorus concentrations in Lake Taihu from 2005 to 2023

太湖水体氮浓度存在明显的季节变化。TN、DTN 浓度总体呈现冬春季高、夏秋季低的特点(图 6)。按照太湖蓝藻波动的 4 个时段看(图 2),不同季节的 TN、DTN 浓度均表现出不断下降的趋势(图 6)。

TP、DTP 浓度也表现出显著的季节差异。总体趋势为夏秋季高于冬春季,但在太湖蓝藻水华面积变化的 4 个阶段,其季节差别并不相同。如在冬春季,TP、DTP 浓度均呈现出 2005－2008 年>2009－2015 年>2016－2020 年>2021－2023 年(图 6);也即 4 个时间段冬春季的磷浓度持续下降。而在夏季,TP 浓度呈现出 2016－2020 年(0.147 mg/L)>2005－2008 年(0.129 mg/L)>2009－2015 年(0.110 mg/L)>2021－2023 年(0.099 mg/L),也即 TP 浓度的变化次序与蓝藻水华面积均值的变化次序一致。夏季 DTP 浓度则为 2005－2008 年(0.036 mg/L)>2016－2020 年(0.035 mg/L)>2009－2015 年(0.031 mg/L)>2021－2023 年(0.025 mg/L),反映出受外源污染与藻情变化共同影响的特征。在秋季,不同阶段 TP 浓度为 2016－2020 年(0.135 mg/L)>2009－2015 年(0.128 mg/L)>2005－2008 年(0.119 mg/L)>2021－2023 年(0.105 mg/L),而 DTP 浓度为 2009－2015 年(0.039 mg/L)>2016－2020 年(0.038 mg/L)>2005－2008 年(0.033 mg/L)>2021－2023 年(0.026 mg/L)(图 6)。

2.4 叶绿素 *a* 浓度及微囊藻生物量的长期变化特征

2005－2023 年太湖水体 Chl.*a* 浓度、藻类总生物量及微囊藻(*Microcystis* spp.)生物量的长期变化如图 7 所示。2005－2023 年北太湖 Chl.*a* 的多年平均值为 31.84 μg/L,全太湖为 23.50 μg/L,北太湖较全太湖高出 35%;北太湖藻类总生物量的多年平均值为 7.55 mg/L,全太湖为 5.23 mg/L,北太湖较全太湖高出 31%;北太湖微囊藻生物量多年平均值为 4.17 mg/L,全太湖为 2.16 mg/L,北太湖较全太湖高出 48%。

变化趋势上,2005－2023 年全湖 Chl.*a* 浓度波动剧烈,虽然总体呈上升趋势($R^2=0.45$,$P<0.01$),但 2020 年以来则呈直线下降趋势(图 7)。从年平均 Chl.*a* 浓度的变化来看,19 年来出现 3 个峰值,分别在 2008、

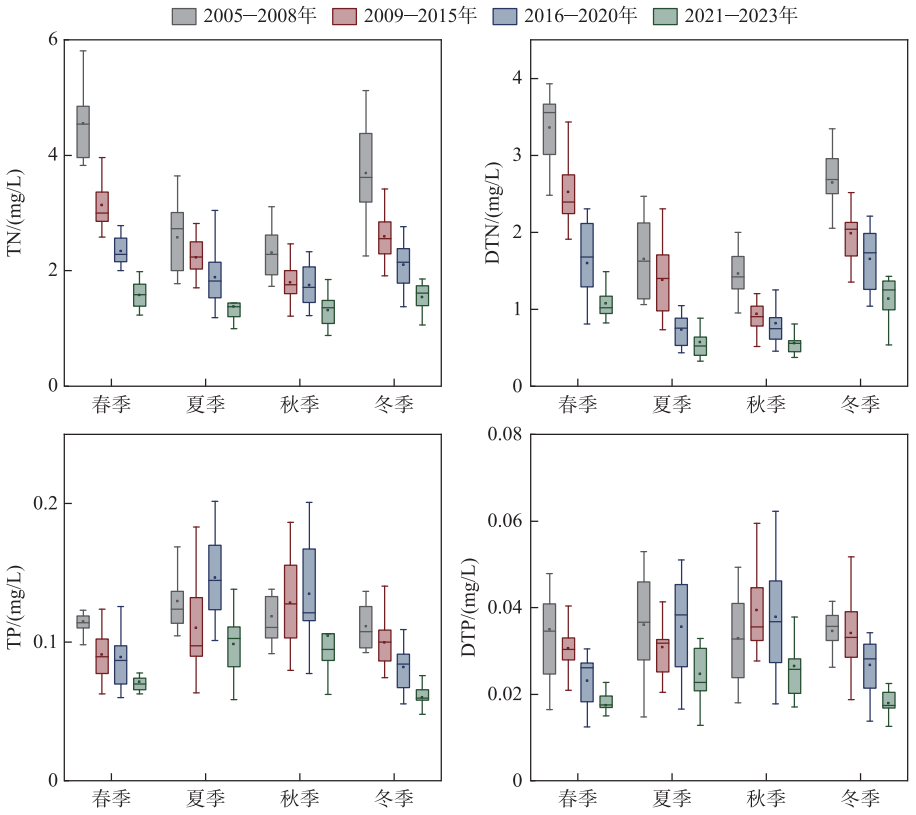

图 6 不同时段太湖 TN、DTN、TP 和 DTP 浓度的季节变化特征

Fig.6 Seasonal variation of total nitrogen, dissolved total nitrogen, total phosphorus and dissolved total phosphorus concentrations in Lake Taihu during different periods

2017 和 2020 年,其中 2020 年最高,为 36.5 μg/L(图 7)。

2005－2023 年绝大多数年份微囊藻是蓝藻中的优势属,多年平均微囊藻生物量占太湖蓝藻生物量的 75%,其生物量在相当程度上指示了蓝藻水华的强度。2022 年微囊藻生物量为 19 年来的最高值,为 6.03 mg/L,在藻类总生物量中的占比为 60%,仅次于 2018 年微囊藻生物量在藻类总生物量中的占比(62%)。2023 年微囊藻生物量明显下降,为 0.04 mg/L,为 19 年的最低值(图 7)。对比图 2 与图 7 可以发现,Chl.*a*、藻类总生物量、微囊藻生物量等指标与蓝藻水华面积的年变化总体趋势相近,但在个别年份上又有差异。

2.5 影响蓝藻水华面积的环境因子分析

根据太湖蓝藻水华面积与氮、磷浓度在季节变化上差异明显的特点,采用随机森林方法,分析了全年和各季节影响太湖蓝藻水华面积的 TN、DTN、TP、DTP、WT、AWS、WL、PAR 8 项主要环境因子的相对贡献率,见图 8。由于 RF 在各个季节中的贡献率都较低,故没有进一步分析。结果表明,全年及 4 个季节影响蓝藻水华面积的环境因子相对贡献有所不同(图 8),全年 8 项因子对蓝藻水华面积变化的解释度为 47.76%,其中影响最大的因子是 AWS,其后依次为 WT、TP;春季 8 项因子对蓝藻水华面积变化的解释度为 52.58%,其中影响最大的因子是 WT,其后依次为 TP、AWS;夏季 8 项因子对蓝藻水华面积变化的解释度为 21.96%,其中影响从大到小排列依次为 AWS、DTN、WL 等;秋季 8 项因子对蓝藻水华面积变化的解释度为 36.59%,影响从大到小排列依次为 AWS、TN、WL;冬季 8 项因子对蓝藻水华面积变化的解释度为 35.64%,影响从大到小排列依次为 AWS、DTN、DTP 等。

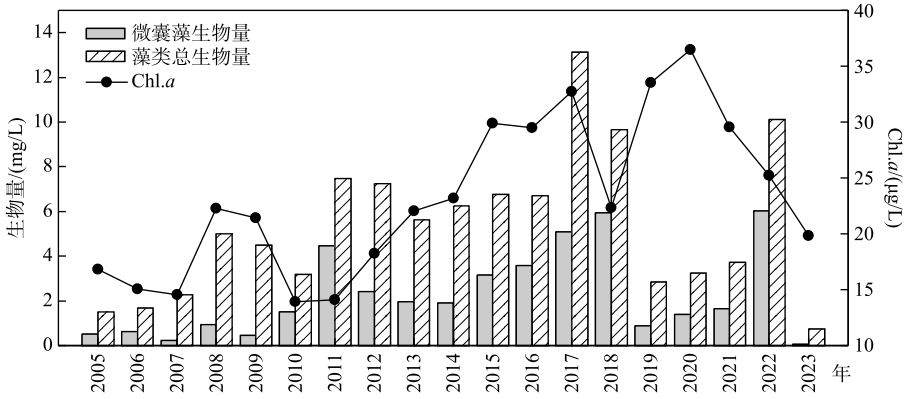

图 7 2005－2023 年太湖全湖 Chl.*a* 平均浓度和藻类平均生物量的变化

Fig.7 Variable of average chlorophyll-*a* concentration and average algae biomass in whole lakes of Lake Taihu from 2005 to 2023

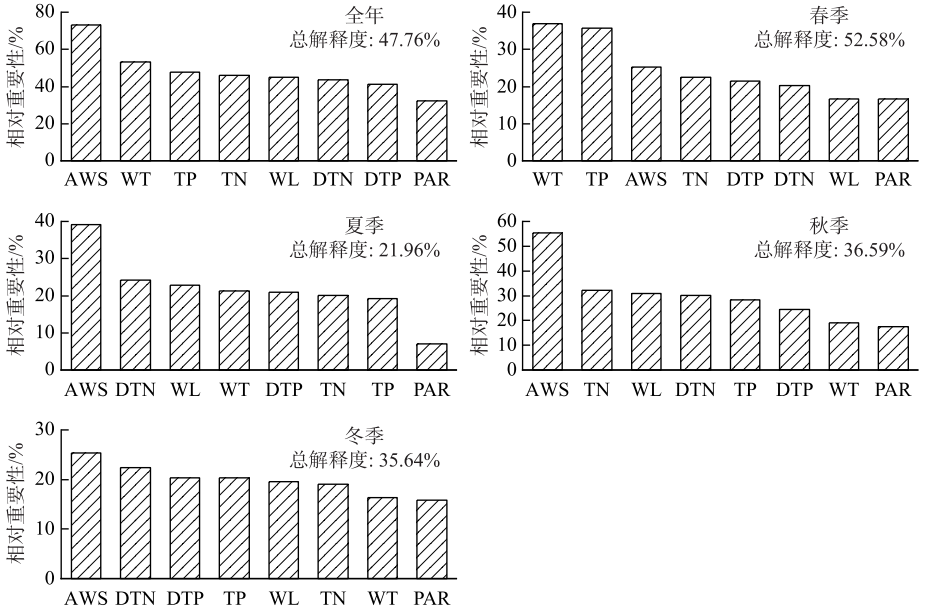

图 8 主要环境因子对蓝藻水华面积的贡献

Fig.8 Contribution of common environmental factors on cyanobacterial bloom area

3 讨论

3.1 蓝藻水华面积对蓝藻水华强度的指示意义

形成蓝藻水华的常见蓝藻种属都有极强的时空迁移能力。无论是在水中的上下迁移,还是在风浪的作用下混合,亦或是空间上形成表层蓝藻细胞团后的迁移,都表明蓝藻水华强度具有时空差异性。这给精准描述蓝藻水华强度带来一定的困难,也就出现了监测蓝藻水华强度时同时利用多种指标的情况,甚至在定义蓝藻水华时,也常将表观观察与藻密度测定等多种方法相结合。由于监测方法的不同,常用来表征蓝藻水华强度的指标包括混合层 Chl.*a* 浓度、蓝藻水华面积、蓝藻细胞密度等。对太湖月均蓝藻水华面积与其对

应月份 Chl.*a* 浓度、微囊藻生物量等指标进行统计分析发现,蓝藻水华面积与全湖 Chl.*a* 浓度、微囊藻生物量均表现出显著的线性相关关系($P<0.01$)(图 9),但数据离散程度较高,且存在偶然因素,说明 Chl.*a* 浓度在一定程度上可以代表蓝藻水华强度,但不完全等同于蓝藻水华强度。因此,利用遥感所获得的蓝藻水华面积,特别是月尺度蓝藻水华面积均值,在表征大湖藻情强弱方面也具有一定参考价值。

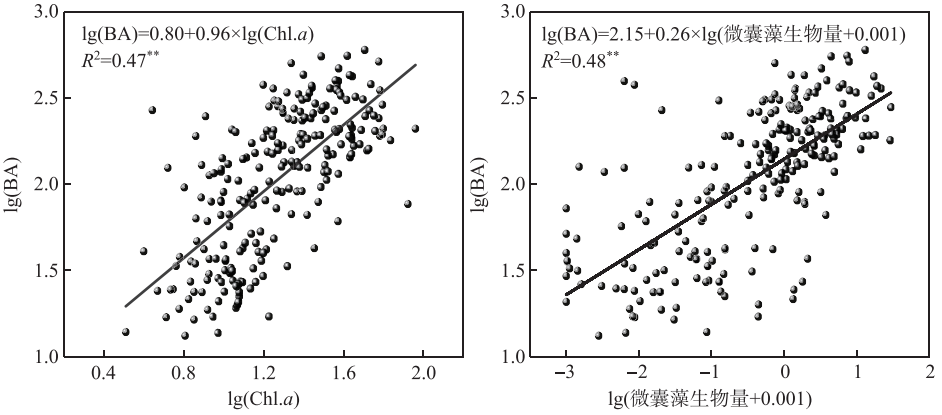

图 9 太湖蓝藻水华面积与 Chl.*a* 浓度和微囊藻生物量的关系

Fig.9 Relationship between cyanobacterial bloom area and chlorophyll-*a* concentration and *Microcystis* biomass in Lake Taihu

用遥感提取的蓝藻水华面积来表征蓝藻水华强度有易受气象条件影响、不能获取更全面(当有云雾覆盖时)的太湖蓝藻水华分布的缺点,仅能反映蓝藻水华面积,不能反映蓝藻水华暴发区域的蓝藻厚度和藻密度。在不同风场的影响下,相同生物量的藻密度可能具有不同的水华面积。因此,后续还需要对水华期间的藻覆盖厚度进行相关的研究。随着卫星传感器技术的发展,时间、空间分辨率的一致性问题有望逐步解决。传统的蓝藻强度主要通过镜检获得藻类生物量以及通过野外原位探头或采样测定水体 Chl.*a* 浓度等方法来表征。这些监测方法的优点是精度较高,但也存在以下缺点:采样频次少、成本高且较难同时获取整个湖泊水域完整信息,对突发多变的以及大面积的蓝藻信息的捕捉能力有限。与常规蓝藻水华监测方法相比,遥感具有范围广、信息量大、易追溯、低成本等独特优势[23]。

目前很多研究中的蓝藻水华强度是通过水体 Chl.*a* 浓度进行分析的[18]。然而,太湖水体 Chl.*a* 浓度存在空间分布不均、时间变化大、算术均值容易受极值影响等问题[1]。此外,Chl.*a* 和浮游植物生物量之间的关系并不一一对应[24-25]。如图 7 所示,全湖 Chl.*a* 浓度与微囊藻生物量的变化趋势在 2005－2018 年和 2022—2023 年基本一致,而在 2019－2022 年存在不匹配的情况,凸显了仅仅使用 Chl.*a* 表征蓝藻水华强度的局限性。类似的情况在其他水体中也出现过,如 Alvarez-Fernandez 等[25]研究发现北海沿岸和近海水域的叶绿素未能反映浮游植物生物量的长期趋势。Lionard 等[24]在 2002 年的一项短期实地调查中发现,当硅藻占主导地位时,叶绿素能较好地估算浮游植物生物量,但对其他浮游植物估算的准确性较差,特别是在浮游植物生物量较低时表现不佳。因此,将遥感监测的蓝藻水华面积作为湖库蓝藻水华过程研究和强度评估的一种指标,并结合 Chl.*a*、蓝藻生物量等指标进行分析,将会得到更加准确的结果。

3.2 蓝藻水华面积主控因子的月变化

蓝藻水华暴发是水体营养盐和水文气象等众多环境因素共同作用的结果[12]。比如,暴雨径流脉冲式输入营养盐之后也能促发水华暴发[26]。气候变暖[27]、风速下降[27]、极端天气增多[10]等对太湖蓝藻水华情势均有影响。但是,不同因子在不同时空上的影响力有所不同,即不同季节、不同月份影响太湖蓝藻生长的主控因子是随水文气象及营养盐条件的变化而动态变化的[28]。不同季节、不同月份影响太湖蓝藻水华面积的环境因子排序也不相同(图 8)。

以逐月数据进行太湖蓝藻水华面积与主要环境因子的 Spearman 相关性分析,结果见表 2 及图 10。结果

表明:各环境因子对蓝藻水华面积的影响在不同月份间存在差异。若以显著相关代表环境因子对蓝藻水华面积产生显著作用来分析,则 1 月蓝藻水华面积的主要限制因子为 RF、PAR,2 月的限制因子为 PAR,3 月的限制因子为 PAR、WL、WT,4 月的限制因子为 AWS、WT、P,5 月的限制因子为 AWS、PAR、WL、WT、P,6 月的限制因子为 AWS、WL、WT、P,7 月的限制因子为 AWS、PAR、N、P,8 月的限制因子为 AWS、WT、N,9 月的限制因子为 AWS、N,10 月的限制因子为 AWS、WL、N,11 月的限制因子为 RF、AWS、WL、N、P,而 12 月的限制因子为 AWS、WL、WT,具体的月间变化如图 9 所示。月尺度和季节尺度的关键限制因子存在一定的差异,可能是由于月尺度蓝藻增殖和蓝藻的垂直运动在季尺度上的主导作用不同引起的[29]。

在营养盐变量中,1 月 TN、DTN 与蓝藻水华面积呈显著负相关;2－3 月 TN、DTN、TP、DTP 与蓝藻水华面积均呈显著负相关;4 月和 6 月 TN、DTN 与蓝藻水华面积呈显著负相关,TP 与蓝藻水华面积呈显著正相关;5 月 DTN 与蓝藻水华面积呈显著负相关,TP 与蓝藻水华面积呈显著正相关;7 月和 11 月 TN、DTN、TP、DTP 与蓝藻水华面积均呈显著正相关;8 月和 10 月 TN、DTN 与蓝藻水华面积呈显著正相关;9 月 TN 与蓝藻水华面积呈显著正相关(表 2)。2005－2023 年,7－11 月太湖全湖月平均 TN 浓度低于 1－6 月及 12 月,为年内低浓度时期,此时氮浓度会限制蓝藻的生长。有研究认为在对营养盐限制进行分析时需要排除非限制性的情况,当 TN 和 TP 浓度达到了高生物量水平,产生自遮荫环境导致光照限制,此时限制因子通常从氮、磷转变为光照;而当限制性营养物质低于阈值时,限制因子从光照转变为氮、磷[30]。如表 2 所示,蓝藻水华面积与氮、磷的负相关现象可能是主导因子发生变化所致。如太湖氮的高值出现在冬春季,而冬春季低温抑制了蓝藻的生长,气温变化的影响大于氮供给对蓝藻生长的影响,导致了蓝藻水华面积与氮浓度的负相关关系。另一方面,磷的高值出现在夏秋季,蓝藻水华的面积峰值也一般出现在 5－9 月(水华高发季),此时磷不是蓝藻生长的限制因子,蓝藻水华强度与磷浓度无关,甚至负相关都是正常的。太湖蓝藻水华面积与氮、磷关系的季节变化,也与许海等[15]在太湖梅梁湾附近水域开展的营养盐添加的蓝藻原位生长实验结果类似。该研究发现冬春季太湖蓝藻生长的限制因子是磷,而夏秋季氮成为首要限制因子。氮在夏季可能成为蓝藻水华强度变化的重要限制性营养盐。已有研究表明,反硝化作用能够脱除太湖 54% 的外部氮负荷,且夏秋季正是反硝化速率较高的季节[29],增加了水体氮损失及蓝藻生长氮限制的可能性。这解释了蓝藻水华面积与 TN 之间的负相关关系。综上所述,结果中蓝藻水华面积与 TN 呈负相关关系,可能是由反硝化作用导致的氮损失以及二者年度峰值的季节错位造成的[31]。在 12 月,氮、磷与蓝藻水华面积既没有明显正相关关系,也没有明显负相关关系,说明在营养盐浓度充足的情况下,气象条件可能是主要的限制因子[28,32],其影响明显超过了营养盐[31]。

表 2 太湖环境因子与蓝藻水华面积的相关分析

Tab.2 Correlation analysis between environmental factors and cyanobacterial bloom area in Lake Taihu

	RF	AWS	PAR	WL	WT	TN	DTN	TP	DTP
BA_1	−0.197*	−0.038	0.230**	0.010	0.160	−0.201*	−0.230**	−0.150	−0.094
BA_2	−0.085	−0.018	0.272**	−0.053	0.104	−0.222*	−0.234*	−0.203*	−0.188*
BA_3	0.110	−0.049	0.203**	−0.155*	0.409**	−0.161*	−0.158*	−0.154*	−0.176*
BA_4	0.012	−0.312**	−0.099	0.089	0.389**	−0.167*	−0.189*	0.246**	0.077
BA_5	−0.065	−0.391**	−0.333**	−0.206**	0.279**	−0.043	−0.202**	0.373**	−0.090
BA_6	−0.027	−0.182*	−0.028	0.219*	−0.232**	−0.341**	−0.306**	0.245**	0.069
BA_7	0.052	−0.440**	−0.185*	−0.129	0.110	0.154*	0.164*	0.168*	0.215**
BA_8	0.030	−0.350**	−0.117	−0.076	0.217**	0.193**	0.182**	0.057	0.042
BA_9	−0.023	−0.386**	−0.111	0.079	−0.025	0.220**	0.143	0.099	0.001
BA_{10}	−0.112	−0.324**	0.074	0.139*	−0.003	0.320**	0.293**	0.080	−0.013
BA_{11}	−0.173*	−0.377**	−0.126	0.324**	0.026	0.377**	0.327**	0.191*	0.156*
BA_{12}	−0.064	−0.363**	0.075	0.160*	0.243**	−0.022	−0.057	−0.035	−0.122

* 表示显著相关; ** 表示极显著相关;BA 的下标表示月份。

水温与蓝藻水华面积在 3－5 月、8 月和 12 月呈显著正相关,在 6 月呈显著负相关;光合有效辐射与蓝

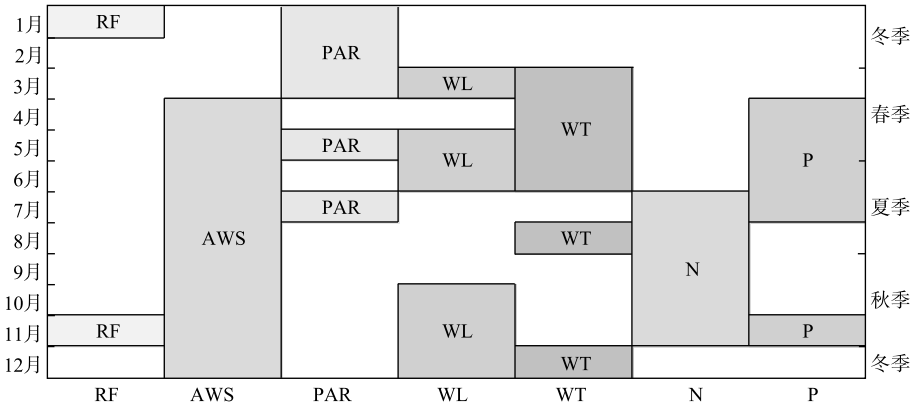

图 10 太湖蓝藻水华面积限制因子的月变化

Fig.10 Monthly changes of limiting factors on cyanobacterial bloom area in Lake Taihu

藻水华面积在 1－3 月呈显著正相关,在 5 月和 7 月呈显著负相关(表 2)。此结果与赵巧华等[33]得到的春季太湖藻类生长主要受水温和光能的控制,而营养盐的贡献相对较弱的结论相符合。蓝藻生长繁殖的适宜温度范围为 28~35 ℃,蓝藻水华发生的最佳温度为 30 ℃。温度增高可以提高光合作用相关酶的活性,从而增强藻类对养分的反应[34]。Rigosi 等[35]研究证实了气候变暖是国内外蓝藻水华扩增的重要原因,而年平均气温正是反映年际间气候冷暖的重要指标。冬春季的温度对蓝藻水华的影响显得更为重要,但蓝藻复苏后温度条件已经基本满足蓝藻生长的需要,不再是主要限制因子[36]。蓝藻水华面积与光合有效辐射的负相关关系可归因于高光照强度诱导蓝藻的光抑制作用,影响光合作用效率,进而影响蓝藻的生长。有研究发现,在相同温度条件下,光超过蓝藻生长的最适水平时,蓝藻的生长速率随着光合有效辐射的增加而降低[37],蓝藻生物量随着太湖光照可用性的减少而增加[38]。

降雨在 1 月和 11 月为限制因子,与蓝藻水华面积呈显著负相关;水位在 3 月、5 月与蓝藻水华面积呈显著负相关,而在 6 月、10－12 月呈显著正相关(表 2)。极端降雨事件可能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影响[39]。已有研究表明,强降雨在短期内可能将大量营养盐输送进入湖体,在雨期后易被藻类利用,从而促进蓝藻水华的发生[34],而持续性的强降雨会对藻密度产生稀释作用,不利于蓝藻水华的形成[40]。降雨量的增加和强降雨的发生将加剧土壤中氮、磷等营养物质的流失,导致湖泊中营养物质的增加[41]。刘心愿等[42]分析认为降雨对蓝藻水华的抑制作用是阶段性的,但同时会将营养盐带入湖中产生中长期的影响。如在研究期间,月累积降雨量峰值发生在 2020 年 7 月(485.8 mm),该月平均水华面积为 77 km^2,同年 8 月平均水华面积增至 150 km^2。持续低水位或水位快速波动过程中水华暴发风险较高[43],且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,水位提升,即平均水深增加,可能造成底层水体缺氧,氮、磷的内源释放强度增大,有利于蓝藻生长中的营养盐补给,导致蓝藻水华面积的扩大[31];而蓝藻水华面积与水位呈负相关,其机制可能是水位持续降低导致的低水位为藻类的异常增殖创造了条件[43]。Fuentes 等[44]认为低水位会导致水体营养盐浓度因浓缩而上升,有助于蓝藻的增殖,降雨量的变化改变了湖泊的特征,如停留时间和水的稳定性,为蓝藻生物量的生长创造了有利条件。

风速在 4－12 月均为蓝藻水华面积的限制因子,与蓝藻水华面积呈显著负相关,而在 1－3 月与蓝藻水华面积无显著相关性(表 2),凸显了风场扰动对遥感影像提取获得的“表观”蓝藻水华强度信息的巨大干扰。已有研究表明,风速的长期降低提高了水柱的稳定性,导致湖泊底层和沉积物表面缺氧,营养物质向水柱释放,从而有利于藻类的生长与积累,可以提高藻类“光生态位”以及对营养物质的利用效率[17],有助于延长蓝藻水华持续时间[32]。Wu 等[45]通过对太湖 2000－2011 年风速变化与蓝藻水华面积的关系分析,发现较低风速有利于蓝藻水华面积的增加。邓建明等[46]认为风速下降可能通过增强垂直分层和促进沉积物—水柱养分交换来改变养分有效性,从而提高浮游植物生物量。2005－2023 年太湖年平均风速显著下降(图 4a),在此情况下,静风或小风在一定程度上有利于蓝藻水华的形成。

随机森林和相关分析结果表明,除春季外,其他季节风速这种与蓝藻水华聚合扩散条件相关的环境因子都对蓝藻水华面积产生了明显的影响。而春季温度则成为最重要的环境因素。此外,从营养盐角度看,春季磷对蓝藻水华面积的影响大于氮,而其他季节氮的影响大于磷,从全年看,存在明显的氮磷双控特点。多因素的交互使得浅水湖泊的蓝藻水华控制具有更大的不确定性。遥感水华的面积监测结果表明,太湖 2017 年 5 月的月平均蓝藻水华面积为 600 km^2,明显高于 2017 年其余月份,也是 2005 年以来月平均面积的最大值,根据相关分析与随机森林的结果,在 5 月平均风速、光合有效辐射、水位、水温和磷浓度与蓝藻水华面积变化密切相关,与同年 4 月相比,5 月的平均风速(2.20 m/s)和水位(3.10 m)较低,光合有效辐射(35.91 μmol/(m^2·s))和水温(23.9 ℃)升高,全湖 TP 浓度较 4 月增加了 20%,各环境因子的共同作用有利于藻类生物量的增加,从而导致 2017 年 5 月太湖的藻情较为严重。每年的水华季(5－9 月)是太湖一年中蓝藻水华情势最为关键的时期,该时期蓝藻水华的强度和发生时间的早晚对于科学评估蓝藻水华强度以及制定针对性的防控措施具有重要意义。

目前,太湖蓝藻水华的暴发受各环境因素影响的机理尚不明确和完善,本文在时间尺度上确定的对蓝藻水华具有显著影响的环境因子仅代表了全湖的总体驱动因素,分析不够全面,未考虑到空间差异性和人为调节的影响。太湖不同湖区(如北部湖区和中部湖区)的水深、营养盐水平、水动力条件等都存在差异;且近年来开展的一系列太湖流域水利工程及水利调度(如“引江济太”、“增殖放流”及 2020 年 10 月启动的禁渔退捕行动等)都可能对蓝藻水华情势产生一定的影响。蓝藻水华因其自身的时空异质性及“突发性”,实际情况下其发生机制以及影响因素更为复杂,需要更为全面的资料积累以及更深入的研究。探究太湖蓝藻水华形成机制,掌握蓝藻水华形成的基本规律,可预测蓝藻水华发生,减小蓝藻水华的危害,为控制蓝藻水华和湖泊环境治理提供理论和技术支撑。因此,今后需要加强太湖人类活动和藻情相互关系研究,使用更高频的遥感数据对太湖分区进行处理,从蓝藻水华的影响因子着手,加强对蓝藻水华效应的考量,深化蓝藻水华在不同湖区不同驱动因素和发生规律的认知,能够有效针对太湖在不同空间尺度下采取相对应的水环境治理措施,提高水资源与水环境、水生态的协同调度能力,以支撑太湖蓝藻水华治理的管理决策和防控策略。

3.3 控制蓝藻水华面积的氮、磷阈值确定

太湖蓝藻水华强度是随着太湖水污染程度的加重而加重的,这说明营养盐是蓝藻水华强度变化的重要影响因素。自 1960s 以来,在太湖最初出现水污染时,就开始在太湖的部分水域观察到蓝藻水华的出现,但在此期间蓝藻水华发生的频率、强度和覆盖范围相对较低,与当时水质污染程度低有关。1970s 初,太湖蓝藻水华发生的规模和频率均有所增加。从 1980s 后期开始,随着流域经济的蓬勃发展,太湖北部的梅梁湾开始频繁暴发蓝藻水华。1987 年以来,蓝藻水华的持续时间增加,几乎全年都有发生,1998 年开始,水华的暴发时间又显著提前[47]。从 2001 年开始,南部沿岸蓝藻水华频发,且集聚面积逐年扩大,持续时间越来越长。2003 年之后,蓝藻水华开始向湖心扩散[48]。在 2007 年的饮用水危机之后,中共中央及地方政府采取一系列措施减少外源污染物的输入,经过长期的管控降低了湖泊的营养水平,特别是氮浓度,但太湖蓝藻水华发生态势依然严峻[49]。已有研究表明,这一现象可以用氮、磷浓度与浮游植物生长间的响应关系减弱进行解释[18]。因此,有效解决蓝藻水华问题,首先要制定合理的营养盐控制目标,通过控制氮和磷的外源输入负荷来降低蓝藻水华暴发强度。

将 2005－2023 年太湖蓝藻水华面积数据集根据水华遥感与地面监测评价技术规范中基于蓝藻水华面积的分级标准(表 1),结合氮、磷的季节分布特征(图 6)进行统计,参考湖泊营养盐控制标准制订方法中的频率分布法[50],按照冬春季、夏秋季归类,分别得到对应的 BA、TN、TP 月均值的样本群,并利用 SPSS 软件做相应的频率分布图(图 11)。

郑丙辉等[50]指出,25% 分位值反映了同级营养水平下水质较好的状态,50% 分位值反映了平均水平,75% 分位值反映了水质相对较差的状况。在多数水体都受到较大污染影响的情况下,应选取 5% 分位值,以期恢复到以前的自然水平[51]。由于本文使用的是近 19 年的数据,太湖已遭受不同程度的污染,因此选取 5% 分位值。为了有效控制太湖蓝藻水华,使其处于无明显水华状况,以无明显水华等级下的蓝藻水华面积($21 \leqslant BA < 103$ km^2)为标准进行统计。结果表明,从冬春季看,TN 和 TP 浓度的 5% 分位值分别为 1.35 和

0.054 mg/L,对应的 DTN 和 DTP 分别为 1.03 和 0.018 mg/L;从夏秋季看,TN 和 TP 浓度的 5% 分位值分别为 1.00 和 0.059 mg/L,对应的 DTN 和 DTP 分别为 0.62 和 0.015 mg/L(图 11)。该结果可以作为控制蓝藻水华发生频率和强度的阈值。若以轻度水华等级下的蓝藻水华面积($103 \leqslant BA < 309\ km^2$)为标准进行统计,冬春季和夏秋季 TP 浓度的 5% 分位值分别为 0.061 和 0.077 mg/L;若以中度水华等级下的蓝藻水华面积($309 \leqslant BA < 618\ km^2$)为标准进行统计,冬春季和夏秋季 TP 浓度的 5% 分位值分别为 0.078 和 0.086 mg/L。随着蓝藻水华强度的加重,TP 浓度也呈上升趋势;且 TN 和 TP 浓度从 5% 分位值到 75% 分位值均呈增加趋势,这表明在相同蓝藻水华强度下,太湖不同湖区的污染程度有所不同。

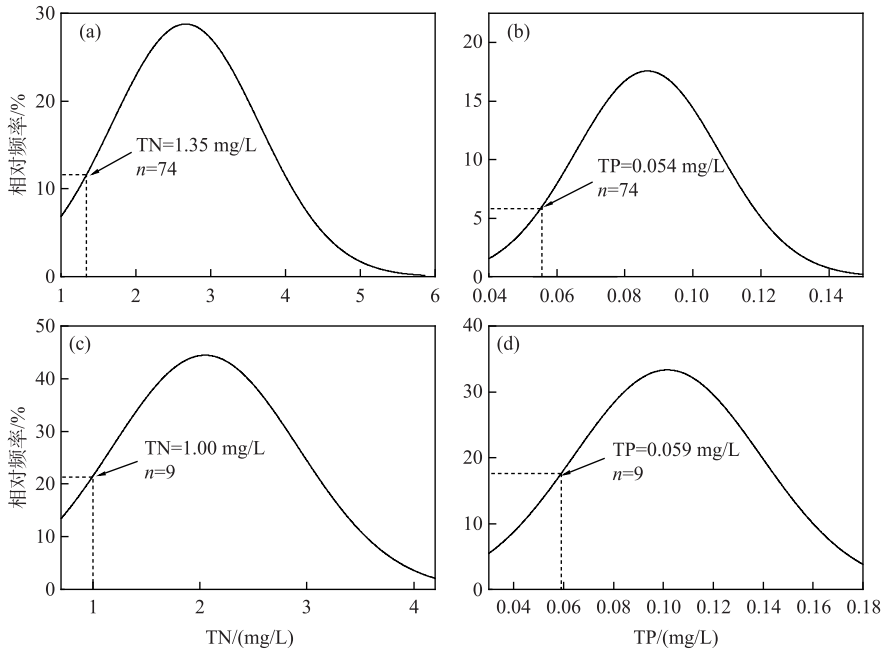

图 11 太湖无明显水华等级下水体 TN 和 TP 浓度频率分布:
(a)冬春季 TN;(b)冬春季 TP;(c)夏秋季 TN;(d)夏秋季 TP

Fig.11 Frequency distribution of total nitrogen and total phosphorus concentrations in Lake Taihu under the no-obvious cyanobacterial bloom condition: (a) total nitrogen in spring and winter; (b) total phosphorus in spring and winter; (c) total nitrogen in summer and autumn; (d) total phosphorus in summer and autumn

本文确定的 TN 和 TP 阈值与已有研究结果存在一定差别。吴雅丽等[52]基于原位营养盐富集生物模拟实验对太湖春季藻类生长的磷营养盐阈值进行研究表明,春季藻类生长的无机磷阈值为 0.02 mg/L,相当于 TP 阈值为 0.059 mg/L。曹晶等[16]通过 2007－2018 年太湖野外监测分析,采用频率分布法,确定了蓝藻水华暴发的 TP 和 TN 控制阈值分别为 0.05~0.06 mg/L 和 1.71~1.72 mg/L。而本研究中,以 $21 \leqslant BA$(月均水华面积)$< 103\ km^2$作为蓝藻水华发生的基准条件,建议在冬春季,TN、DTN、TP 和 DTP 阈值分别为 1.35、1.03、0.054 和 0.018 mg/L;在夏秋季,TN、DTN、TP 和 DTP 阈值分别为 1.00、0.62、0.059 和 0.015 mg/L。

由于本文通过长时间序列的遥感及野外实测数据对全湖进行了分析,研究结果代表对太湖整体的分析,不同于实验室模拟实验,且与前人研究所选的数据涵盖时段也不一致,因此,分析结果与已有研究存在差别。从太湖全湖水体营养盐浓度长期变化来看,2005 年以来全湖磷浓度波动下降,氮浓度大幅度下降,氮的治理成果较磷更为显著,但对于蓝藻水华来说,氮、磷浓度仍处于较高水平。在 2019－2023 年,年平均蓝藻水华面积持续下降,表明近几年太湖藻情不断减轻,结合氮、磷浓度变化曲线来看,在此期间,氮、磷年平均浓度与蓝藻水华面积的变化一致,且 2023 年太湖冬春季 TN 和 TP 浓度分别为 1.53 和 0.067 mg/L,夏秋季

TN 和 TP 浓度分别为 1.09 和 0.082 mg/L,仍高于氮、磷建议阈值。控制营养盐被认为是防治蓝藻水华最根本、有效和可操作的方法,因此控制营养负荷是首要任务。如果能够较好地控制湖体氮、磷浓度,对太湖蓝藻水华的改善会有明显的效果。总的来说,为防控太湖蓝藻水华暴发,未来仍需加强对太湖氮、磷入湖负荷的削减,使湖体氮、磷浓度降低到阈值以下。

4 结论

1)太湖 21 年的卫星遥感影像提取的蓝藻水华面积数据表明,2003－2023 年太湖蓝藻水华年均面积总体呈现周期性波动,大致可以划分为 4 个阶段:①2003－2008 年蓝藻水华面积先升高后降低,波动幅度较大;②2009－2015 年蓝藻水华面积总体较低,变化幅度较小;③2016－2020 年蓝藻水华面积明显升高,处于高位波动;④2021－2023 年蓝藻水华面积呈快速降低趋势,其中 2023 年的年均蓝藻水华面积降至 77 km^2,蓝藻水华季面积均值降至 116 km^2,为研究期的最低值。2005 年以来,太湖氮、磷浓度总体呈下降趋势,2023 年 TN、TP 浓度降至历史低值。微囊藻生物量、叶绿素 *a* 浓度与蓝藻水华面积均呈显著正相关关系,表明遥感获得的蓝藻水华面积能够较好地指征蓝藻水华强度的总体状况。

2)随机森林和 Spearman 相关分析结果表明,水文气象因素和营养盐共同影响蓝藻水华的发生。在此背景下,深入揭示蓝藻水华面积与环境因子之间的关系,不仅有助于更好地理解蓝藻水华的形成机制和演变规律,还能为水华管理提供有力的科学依据,从而更有效地保护水生态环境和保障水质安全。

3)为了有效控制太湖蓝藻水华,使太湖处于无明显水华状况,基于氮、磷浓度的季节变化特征和频率分布法,建议冬春季 TN 和 TP 控制阈值分别为 1.35 和 0.054 mg/L,对应的 DTN 和 DTP 分别为 1.03 和 0.018 mg/L;夏秋季 TN 和 TP 控制阈值分别为 1.00 和 0.059 mg/L,对应的 DTN 和 DTP 分别为 0.62 和 0.015 mg/L。强化湖泊和水库的水质监测与管理,严格控制外源污染和内源释放,降低水体中的营养盐浓度,是预防蓝藻水华发生的关键措施。

5 参考文献

[1] Fu XM, Zheng MX, Su J *et al*. Spatiotemporal patterns and threshold of chlorophyll-*a* in Lake Taihu based on microcystins. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2023, **30**(17): 49327-49338. DOI: 10.1007/s11356-023-25737-8.

[2] Steffen MM, Davis TW, McKay R *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**(12): 6745-6755. DOI: 10.1021/acs.est.7b00856.

[3] Zhou JX, Yoshida T, Kitazawa D. Numerical analysis of the relationship between mixing regime, nutrient status, and climatic variables in Lake Biwa. *Scientific Reports*, 2022, **12**: 19691. DOI: 10.1038/s41598-022-22124-0.

[4] Qin BQ, Xu PZ, Wu QL *et al*. Environmental issues of Lake Taihu, China. *Hydrobiologia*, 2007, **581**(1): 3-14. DOI: 10.1007/s10750-006-0521-5.

[5] Qin BQ, Zhu GW, Gao G *et al*. A drinking water crisis in Lake Taihu, China: Linkage to climatic variability and lake management. *Environmental Management*, 2010, **45**(1): 105-112. DOI: 10.1007/s00267-009-9393-6.

[6] Shi K, Zhang YL, Zhou YQ *et al*. Long-term MODIS observations of cyanobacterial dynamics in Lake Taihu: Responses to nutrient enrichment and meteorological factors. *Scientific Reports*, 2017, **7**: 40326. DOI: 10.1038/srep40326.

[7] Yin ZY, Li JS, Zhang B *et al*. Increase in chlorophyll-*a* concentration in Lake Taihu from 1984 to 2021 based on landsat observations. *Science of the Total Environment*, 2023, **873**: 162168. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.162168.

[8] Qin BQ, Yang GJ, Ma JR *et al*. Spatiotemporal changes of cyanobacterial bloom in large shallow eutrophic Lake Taihu, China. *Frontiers in Microbiology*, 2018, **9**: 451. DOI: 10.3389/fmicb.2018.00451.

[9] Li JD, Li YM, Dong XZ *et al*. Contributions of meteorology and nutrient to the surface cyanobacterial blooms at different timescales in the shallow eutrophic Lake Taihu. *Science of the Total Environment*, 2023, **894**: 165064. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.165064.

[10] Yang Z, Zhang M, Shi XL *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. DOI: 10.1016/j.watres.2016.07.047.

[11] Binding CE, Greenberg TA, McCullough G *et al*. An analysis of satellite-derived chlorophyll and algal bloom indices on Lake Winnipeg. *Journal of Great Lakes Research*, 2018, **44**(3): 436-446. DOI: 10.1016/j.jglr.2018.04.001.

[12] Wang J, Zhang YF, Zhi L *et al*. Comparative analysis of multiple blue-green algae bloom monitoring methods in Taihu Lake using MODIS time series data. *Journal of North China University of Water Resources and Electric Power (Natural Science Edition)* 2023, **44**: 1-11. [王

健, 张逸飞, 智力等. 基于 MODIS 时间序列数据的太湖蓝藻水华监测方法比较与分析. 华北水利水电大学学报(自然科学版), 2023, **44**: 1-11.]

[13] Conley DJ, Paerl HW, Howarth RW *et al*. Ecology. Controlling eutrophication: Nitrogen and phosphorus. *Science*, 2009, **323**(5917): 1014-1015. DOI: 10.1126/science.1167755.

[14] Smith VH, Tilman GD, Nekola JC. Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 1999, **100**(1/2/3): 179-196. DOI: 10.1016/S0269-7491(99)00091-3.

[15] Xu H, Paerl HW, Qin B *et al*. Determining critical nutrient thresholds needed to control harmful cyanobacterial blooms in eutrophic Lake Taihu, China. *Environmental Science & Technology*, 2015, **49**(2): 1051-1059. DOI: 10.1021/es503744q.

[16] Cao J, Tian ZB, Chu ZS *et al*. Nitrogen and phosphorus control thresholds of cyanobacterial blooms in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2022, **34**(4): 1075-1089. DOI: 10.18307/2022.0403. [曹晶, 田泽斌, 储昭升等. 太湖蓝藻水华暴发的氮磷控制阈值分析. 湖泊科学, 2022, **34**(4): 1075-1089.]

[17] Zou W, Zhu GW, Xu H *et al*. Temporal dependence of chlorophyll *a*-nutrient relationships in Lake Taihu: Drivers and management implications. *Journal of Environmental Management*, 2022, **306**: 114476. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.114476.

[18] Xu H, Paerl HW, Zhu GW *et al*. Long-term nutrient trends and harmful cyanobacterial bloom potential in hypertrophic Lake Taihu, China. *Hydrobiologia*, 2017, **787**(1): 229-242. DOI: 10.1007/s10750-016-2967-4.

[19] Tang XX, Shen M, Duan HT. Temporal and spatial distribution of algal blooms in Lake Chaohu, 2000-2015. *J Lake Sci*, 2017, **29**(2): 276-284. DOI: 10.18307/2017.0203. [唐晓先, 沈明, 段洪涛. 巢湖蓝藻水华时空分布(2000—2015 年). 湖泊科学, 2017, **29**(2): 276-284.]

[20] Hu CM, Lee ZP, Ma RH *et al*. Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) observations of cyanobacteria blooms in Taihu Lake, China. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2010, **115**(C4): C04002. DOI: 10.1029/2009JC005511.

[21] Kang LJ, Zhu MY, Zhu GW *et al*. Decreasing denitrification rates poses a challenge to further decline of nitrogen concentration in Lake Taihu, China. *Water Research*, 2024, **256**: 121565. DOI: 10.1016/j.watres.2024.121565.

[22] Zhu GW, Qin BQ, Zhang YL *et al*. Fluctuation of phosphorus concentration in Lake Taihu in the past 70 years and future control strategy. *J Lake Sci*, 2021, **33**(4): 957-973. DOI: 10.18307/2021.0401. [朱广伟, 秦伯强, 张运林等. 近 70 年来太湖水体磷浓度变化特征及未来控制策略. 湖泊科学, 2021, **33**(4): 957-973.]

[23] Pan DL, Ma RH. Several key problems of lake water quality remote sensing. *J Lake Sci*, 2008, **20**(2): 139-144. DOI: 10.18307/2008.0201. [潘德炉, 马荣华. 湖泊水质遥感的几个关键问题. 湖泊科学, 2008, **20**(2): 139-144.]

[24] Lionard M, Muylaert K, Tackx M *et al*. Evaluation of the performance of HPLC-CHEMTAX analysis for determining phytoplankton biomass and composition in a turbid estuary (Schelde, Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2008, **76**(4): 809-817. DOI: 10.1016/j.ecss.2007.08.003.

[25] Alvarez-Fernandez S, Riegman R. Chlorophyll in North Sea coastal and offshore waters does not reflect long term trends of phytoplankton biomass. *Journal of Sea Research*, 2014, **91**: 35-44. DOI: 10.1016/j.seares.2014.04.005.

[26] Chen NW, Mo QL, Kuo YM *et al*. Hydrochemical controls on reservoir nutrient and phytoplankton dynamics under storms. *Science of the Total Environment*, 2018, **619/620**: 301-310. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.216.

[27] Deng JM, Zhang W, Qin BQ *et al*. Winter climate shapes spring phytoplankton development in non-ice-covered lakes: Subtropical Lake Taihu as an example. *Water Resources Research*, 2020, **56**(9): e2019WR026680. DOI: 10.1029/2019WR026680.

[28] Kong FX, Gao G. Hypothesis on cyanobacteria bloom-forming mechanism in large shallow eutrophic lakes. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, **25**(3): 589-595. DOI: 10.1007/s10971-005-6694-y. [孔繁翔, 高光. 大型浅水富营养化湖泊中蓝藻水华形成机理的思考. 生态学报, 2005, **25**(3): 589-595.]

[29] Xu H, McCarthy MJ, Paerl HW *et al*. Contributions of external nutrient loading and internal cycling to cyanobacterial bloom dynamics in Lake Taihu, China: Implications for nutrient management. *Limnology and Oceanography*, 2021, **66**(4): 1492-1509. DOI: 10.1002/lno.11700.

[30] Chorus I, Spijkerman E. What Colin Reynolds could tell us about nutrient limitation, N:P ratios and eutrophication control. *Hydrobiologia*, 2021, **848**(1): 95-111. DOI: 10.1007/s10750-020-04377-w.

[31] Zhu GW, Qin BQ, Zhang YL *et al*. Variation and driving factors of nutrients and chlorophyll-*a* concentrations in northern region of Lake Taihu, China, 2005-2017. *J Lake Sci*, 2018, **30**(2): 279-295. DOI: 10.18307/2018.0201. [朱广伟, 秦伯强, 张运林等. 2005—2017 年北部太湖水体叶绿素 *a* 和营养盐变化及影响因素. 湖泊科学, 2018, **30**(2): 279-295.]

[32] Zhang M, Yang Z, Shi XL. Expansion and drivers of cyanobacterial blooms in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2019, **31**(2): 336-344. DOI: 10.18307/2019.0203. [张民, 阳振, 史小丽. 太湖蓝藻水华的扩张与驱动因素. 湖泊科学, 2019, **31**(2): 336-344.]

[33] Zhao QH, Sun GD, Wang JJ *et al*. Coupling effect of water temperature and light energy on the algal growth in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2018, **30**(2): 385-393. DOI: 10.18307/2018.0210. [赵巧华, 孙国栋, 王健健等. 水温、光能对春季太湖藻类生长的耦合影响. 湖泊科学, 2018, **30**(2): 385-393.]

[34] Paerl HW, Huisman J. Blooms like it hot. *Science*, 2008, **320**(5872): 57-58. DOI: 10.1126/science.1155398.

[35] Rigosi A, Carey CC, Ibelings BW *et al*. The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. *Limnology and Oceanography*, 2014, **59**(1): 99-114. DOI: 10.4319/lo.2014.59.1.0099.

[36] Li YC, Xie XP, Zhu XL *et al*. Applying remote sensing techniques in analysis of temperature features causing cyanobacteria bloom in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2016, **28**(6): 1256-1264. DOI: 10.18307/2016.0611. [李亚春, 谢小萍, 朱小莉等. 结合卫星遥感技术的太湖蓝藻水华形成温度特征分析. 湖泊科学, 2016, **28**(6): 1256-1264.]

[37] Edwards KF, Thomas MK, Klausmeier CA *et al*. Phytoplankton growth and the interaction of light and temperature: A synthesis at the species and community level. *Limnology and Oceanography*, 2016, **61**(4): 1232-1244. DOI: 10.1002/lno.10282.

[38] Zhang M, Shi XL, Yang Z *et al*. Long-term dynamics and drivers of phytoplankton biomass in eutrophic Lake Taihu. *Science of the Total Environment*, 2018, **645**: 876-886. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.220.

[39] Zhang YL, Shi K, Zhou YQ *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. DOI: 10.1016/j.rse.2015.11.020.

[40] Lu WK, Yu LX, Ou XK *et al*. Relationship between occurrence frequency of cyanobacteria bloom and meteorological factors in Lake Dianchi. *J Lake Sci*, 2017, **29**(3): 534-545. DOI: 10.18307/2017.0302. [鲁韦坤, 余凌翔, 欧晓昆等. 滇池蓝藻水华发生频率与气象因子的关系. 湖泊科学, 2017, **29**(3): 534-545.]

[41] Hang X, Li XY, Li YC *et al*. High-frequency observations of cyanobacterial blooms in Lake Taihu (China) from FY-4B/AGRI. *Water*, 2023, **15**(12): 2165. DOI: 10.3390/w15122165.

[42] Liu XY, Song LX, Ji DB *et al*. Effect of the rainfall on extinction of cyanobacteria bloom and its mechanism analysis. *Environmental Science*, 2018, **39**(2): 774-782. DOI: 10.13227/j.hjkx.201708203. [刘心愿, 宋林旭, 纪道斌等. 降雨对蓝藻水华消退影响及其机制分析. 环境科学, 2018, **39**(2): 774-782.]

[43] Lv XY, Zhu MY, Ma YS *et al*. Driving factors of algal blooms in drinking-water reservoirs in Lake Taihu Basin. *J Lake Sci*, 2023, **35**(5): 1516-1528. DOI: 10.18307/2023.0511. [吕翔宇, 朱梦圆, 马永山等. 太湖流域典型水源水库藻类水华的促发条件. 湖泊科学, 2023, **35**(5): 1516-1528.]

[44] Fuentes EV, Petrucio MM. Water level decrease and increased water stability promotes phytoplankton growth in a mesotrophic subtropical lake. *Marine and Freshwater Research*, 2015, **66**(8): 711. DOI: 10.1071/mf14110.

[45] Wu TF, Qin BQ, 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**: 24-30. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.02.090.

[46] Deng JM, Paerl HW, Qin BQ *et al*. Climatically-modulated decline in wind speed may strongly affect eutrophication in shallow lakes. *Science of the Total Environment*, 2018, **645**: 1361-1370. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.208.

[47] Duan HT, Ma RH, Xu XF *et al*. Two-decade reconstruction of algal blooms in China's Lake Taihu. *Environmental Science & Technology*, 2009, **43**(10): 3522-3528. DOI: 10.1021/es8031852.

[48] Ma RH, Kong FX, Duan HT *et al*. Spatio-temporal distribution of cyanobacteria blooms based on satellite imageries in Lake Taihu, China. *J Lake Sci*, 2008, **20**(6): 687-694. DOI: 10.18307/2008.0601. [马荣华, 孔繁翔, 段洪涛等. 基于卫星遥感的太湖蓝藻水华时空分布规律认识. 湖泊科学, 2008, **20**(6): 687-694.]

[49] Qin BQ, Paerl HW, Brookes JD *et al*. Why Lake Taihu continues to be plagued with cyanobacterial blooms through 10 years (2007-2017) efforts. *Science Bulletin*, 2019, **64**(6): 354-356. DOI: 10.1016/j.scib.2019.02.008.

[50] Zheng BH, Xu QJ, Zhu YZ. Primary study on enacting the lake nutrient control standard. *Environmental Science*, 2009, **30**(9): 2497-2501. DOI: 10.13227/j.hjkx.2009.09.014. [郑丙辉, 许秋瑾, 朱延忠. 湖泊营养盐控制标准制订方法的初步研究. 环境科学, 2009, **30**(9): 2497-2501.]

[51] Zheng BH, Xu QJ, Zhou BH *et al*. Building nutrient and its response indications reference state for criteria enaction: On the case of Lake Taihu, a typical shallow lake in eastern China. *J Lake Sci*, 2009, **21**(1): 21-26. DOI: 10.18307/2009.0103. [郑丙辉, 许秋瑾, 周保华等. 水体营养物及其响应指标基准制定过程中建立参照状态的方法——以典型浅水湖泊太湖为例. 湖泊科学, 2009, **21**(1): 21-26.]

[52] Wu YL, Xu H, Yang GJ *et al*. Developing the critical phosphorus threshold for spring algal growth in Lake Taihu, China. *China Environmental Science*, 2013, **33**(9): 1622-1629. [吴雅丽, 许海, 杨桂军等. 太湖春季藻类生长的磷营养盐阈值研究. 中国环境科学, 2013, **33**(9): 1622-1629.]