

极端气候驱动下洪泽湖蓝藻水华的加剧与归因*

张娜^{1,2} 刘常清² 杨瑾晟^{2,3} 赵启航^{2,3} 张民^{2,4} 赵嘉诚¹ 史小丽^{2,4**}

(1. 南京信息工程大学, 生态与应用气象学院, 南京 210044)

(2. 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 湖泊与流域水安全全国重点实验室, 南京 211135)

(3. 中国科学院大学, 北京 100049)

(4. 中国科学院大学南京学院, 南京 211135)

摘要: 在全球气候变化背景下, 极端气候事件频次与强度的增强加剧了浅水富营养化湖泊中蓝藻水华的暴发与扩张, 对湖泊生态安全和供水保障构成严重威胁。然而, 极端气候事件如何驱动蓝藻水华的长期动态演变, 其主导因子与机制仍不明确。本研究以洪泽湖为对象, 基于 64 年气象监测数据的 Mann-Kendall 趋势分析表明, 该流域极端高温事件的发生频率以每十年 2% 的速率显著上升, 自 1991 年以来累积持续天数每十年增加 5.33 天, 发生频次每十年增加 2 次; 同时, 极端降水强度 (SDII) 每十年增加 0.38 mm, 极端强降水总量 (R99p) 每十年增加 6.88 mm。结合 2003-2020 年的遥感影像分析发现, 洪泽湖蓝藻水华的发生率 (BO) 上升 1.15%, 最大藻华面积 (MBE) 扩大 154.69 km², 首次出现时间 (Onset) 提前 24.56 天, 潜在持续期 (POP) 平均延长 27.20 天。进一步基于 SHAP 方法的归因分析表明, BO 与 MBE 是对极端气候事件响应最为敏感的藻华指标, 其中极端高温事件的平均强度起主导作用, 其持续增强预计将进一步导致水华提前发生与范围扩大。值得注意的是, 当高温超过一定阈值时, 藻类生长可能受到热胁迫抑制, 表明极端高温事件在藻华演变中具有“促进-限制”双重作用。本研究揭示了极端气候驱动下蓝藻水华的响应机制与阈值行为, 为湖泊水华风险预警与适应性流域管理提供了理论依据与科学支持。

关键词: 极端气候 蓝藻水华 洪泽湖 极端高温事件

Intensification and Drivers of Cyanobacterial Blooms in Lake Hongze under Extreme Climate Forcing

Zhang Na^{1,2}, Liu Changqing², Yang Jinsheng^{2,3}, Zhao Qihang^{2,3}, Zhang Min^{2,4}, Zhao Jiacheng¹, Shi Xiaoli^{2,4**}

(1. School of Ecology and Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China)

(2. State Key Laboratory of Lake and Watershed Water Security, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, China)

(3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

(4. Nanjing College, University of Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, China)

Abstract: With climate change, the increasing frequency and intensity of extreme climate events have intensified the outbreak and expansion of cyanobacterial blooms in shallow eutrophic lakes, posing severe threats to the security and water supply safety of

* 2025-11-03 收稿; 2026-01-20 收修改稿。

江苏省基础研究计划 (BK20231516) 和国家自然科学基金项目 (32501447) 联合资助。

**通讯作者; E-mail: xlshi@niglas.ac.cn

lake ecosystems. However, how extreme climate events drive the long-term dynamics of cyanobacterial blooms, as well as the dominant factors and underlying mechanisms, remain unclear. Taking Lake Hongze as a case study, Mann-Kendall trend analysis based on 64 years of meteorological observations revealed that the frequency of extreme high-temperature events has increased significantly at a rate of 2% per decade. Since 1991, the cumulative duration of such events has increased by 5.33 days per decade, and their occurrence frequency has risen by 2 events per decade. Meanwhile, the intensity of extreme precipitation (SDII) and the total amount of very heavy precipitation (R99p) have increased by 0.38 mm and 6.88 mm per decade, respectively. Based on remote-sensing observations from 2003 to 2020, the bloom occurrence rate (BO) in Lake Hongze has increased by 1.15%, while the maximum bloom extent (MBE) has expanded by 154.69 km². The bloom onset has advanced by 24.56 days, and the potential bloom duration (POP) has extended by an average of 27.20 days. Further attribution analysis using the SHAP method indicated that BO and MBE are the most sensitive bloom indicators in response to extreme climate events, with the mean intensity of extreme heat events playing a dominant role. The continued intensification of extreme heat events is expected to further advance the bloom onset and expand the bloom extent. Notably, when temperatures exceed a certain threshold, algal growth may be inhibited due to thermal stress, suggesting a dual "promoting-inhibiting" effect of extreme heat events on bloom dynamics. This study elucidates the response mechanisms and threshold behaviors of cyanobacterial blooms under extreme climate forcing, providing a theoretical basis and scientific support for the early warning of bloom risks and adaptive watershed management.

Keywords: extreme climate; cyanobacterial bloom; Lake Hongze; extreme heat events

全球气候变化是当今人类社会面临的重大挑战之一,伴随持续升温,极端气候事件的频次、强度及持续时间均呈显著上升趋势。根据 IPCC 最新报告,2011-2020 年全球地表温度较 1850-1900 年升高了约 1.1°C,而中国自 20 世纪初以来升温幅度达 1.3-1.7°C^[1]。在全球范围内,湖泊蓝藻水华的发生频率与强度呈显著增加趋势,其主要驱动因素包括人为营养输入与气候变化的协同作用^[2]。气候变化对蓝藻水华的影响可归纳为两个方面:一是长期气候变暖,为蓝藻生长提供了更适宜的生长温度^[3];二是极端气候事件因其突发性和强烈性^[4],更容易触发蓝藻水华的快速形成与高强度暴发^{[5]-[6]}。例如极端高温已被证实与滇池等湖泊藻华事件密切相关^[7]。极端降雨会通过增强径流输入和水体混合^[8],在短小时内输入大量氮、磷等营养盐^[9],显著改变水华的发生时间、范围与持续时间。尽管已有研究多聚焦于长期气候变暖的影响^[10],但极端高温与极端降雨事件的非线性响应特征以及二者对蓝藻水华动态的主导作用及机制仍待深入量化。

洪泽湖作为淮河流域下游重要的大型浅水富营养化湖泊^[11],受流域农业活动与入湖河流输入的显著影响。近年来频繁暴发以微囊藻为优势种^[12]的蓝藻水华。研究表明,微囊藻的生长随温度升高而加快^[13],极端降雨则进一步增加外源营养盐负荷^[14],从而可能加剧藻华的范围与持续时间。因此,评估极端气候事件对洪泽湖蓝藻水华的影响,不仅有助于揭示湖泊生态系统的响应机制,也对区域水环境治理与公共健康风险管理具有重要实践意义。为量化极端气候事件与藻华之间的关系,本研究采用 IPCC (2023) 推荐的百分位阈值法识别极端高温与极端降水事件,并结合 2003-2020 年 MODIS 遥感反演的蓝藻水华数据,系统评估极端气候事件对洪泽湖藻华影响的重要性。

1 数据和方法

1.1 研究区概况

洪泽湖作为我国第四大淡水湖泊,位于江苏省中西部(118° 10' ~118° 52' E, 33° 06' ~33° 40' N) (图 1a),湖区地势相对平坦,入湖河流众多,其中淮河为主要入湖河流^[15]。湖区周边分布有洪泽、高邮、金湖、盱眙、泗洪等多个县市,土地利用以农业为主导,农业种植和渔业养殖在经济中占有重要地位^[16]。洪泽湖作为淮河流域最大的湖泊,总面积约为 1570 km²,平均水深约为 1.9 m^[17]。该湖处于中国东部北亚热带向暖温带过渡的湿润季风气候区^[18],受到东亚季风(EASM)的影响较为明显^[19],这一气候背景决定了湖泊水文过程和生态系统易受极端气候事件的驱动与扰动。长期监测数据显示,洪泽湖总氮(TN)和总磷(TP)呈现持续波动并伴随一定上升趋势(图 1b、c),表明湖泊营养盐水平整体处于富营养化状态,已达到藻华暴发的水平。此外,洪泽湖作为南水北调的重要枢纽,在水资源调配、防洪减灾、生态维系和经济

发展中发挥着不可替代的作用。因此，其富营养化加剧的生态环境问题不仅影响湖区自身的生态稳定性，也对下游水体及跨区域水资源管理提出了更高要求。

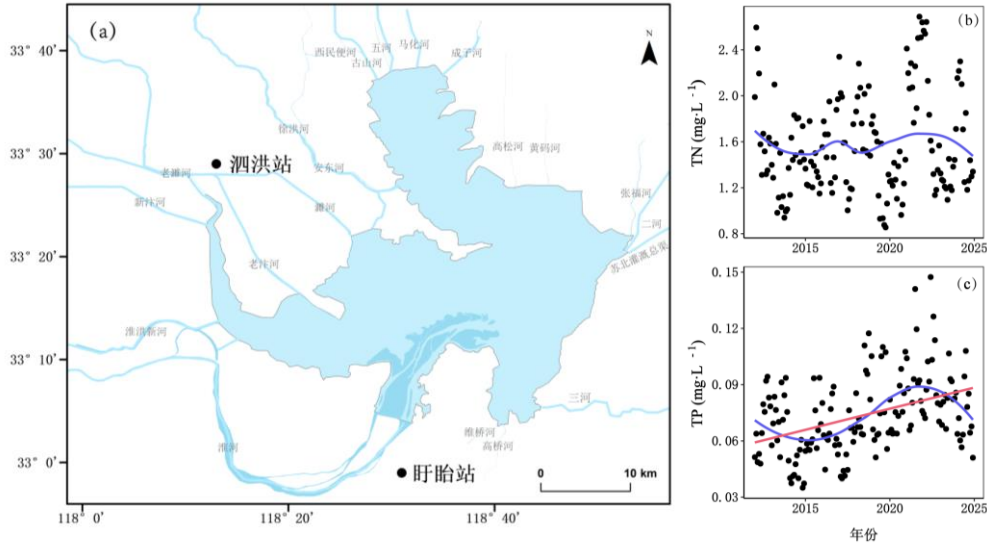


图1 (a) 洪泽湖流域长期气象数据站点;

(b) TN (c) TP 近 12 年变化趋势 (红色实线表示线性回归上升)

Fig.1. Long-term meteorological data stations in the Lake Hongze Basin;

(b) Temporal trends of TN over the past 12 years; (c) Temporal trends of TP over the past 12 years (the red solid line indicates an increasing linear regression)

1.2 数据来源及分析方法

洪泽湖 1960-2024 年的气象数据源自中国气象网，选取位于湖区周边的泗洪 (118° 13' E, 33° 29' N) 和盱眙 (118° 31' E, 32° 59' N) 两个气象站点的观测记录 (图 1a)，经算术平均后代表湖区整体气候状况。2003-2020 年洪泽湖藻华数据由全球水环境遥感实验室提供 (GARS, https://figshare.com/articles/dataset/Algal_blooms_in_China_lakes_over_the_past_two_decades/19860226)。该数据集基于中分辨率成像光谱仪 (MODIS) 逐日遥感影像，采用归一化浮游藻类指数 (NFAI)，并结合国际照明委员会 (CIE) 色度系统，构建了一种自动化湖相藻华识别算法。参考世界气象组织 (WMO) 推荐的极端气候指数体系，本研究共选取 20 项指标，包括 10 个极端高温指数和 10 个极端降水指数 (表 1)，系统分析洪泽湖地区极端气候的演变特征。采用 Theil-Sen 斜率估算法计算各指标单位时间内的变化趋势，以揭示洪泽湖地区极端气候事件的增减态势。

极端高温事件采用百分位阈值法进行界定：提取历年同一日期前后共 11 天时间窗口内的日最高气温序列，经升序排序后，将其 90% 分位数定义为极端高温阈值 (IPCC, 2023)。为兼顾长期气候变化趋势与近期气候特征，并避免基线期过长导致的早期数据不足或末期数据缺失问题，本研究采用局部移动基线法 (Partially Moving Baseline) 构建极端高温事件的历史基准^[20]，基线时间跨度为 31 年^[21]。具体而言，在 1960-2024 年期间：1960-1975 年采用固定基线 1960-1990 年，2009-2024 年采用固定基线 1994-2024 年，1976-2008 年则采用研究年份为中心的 31 年滑动窗口作为基线，对于基线内的每一天，均使用该窗口年份范围内、以历年同一日期前后 11 天构成的样本序列进行计算。极端高温事件的持续时间定义为事件连续发生的天数，事件强度定义为事件期间超过日最高温阈值的平均值。极端降水事件的识别方法与极端高温事件类似，基于百分位阈值法提取历年以同一日期前后 11 天时间窗口的湿日 (日降水量 ≥ 1 mm) 降水量，并计算其相应阈值。

表 1 极端高温与降水指数

Tab.1. Indices of Extreme Heat and Precipitation Events

	代码	名称	单位	定义
	TXx	极端最高气温	℃	日最高气温年最大值
	TXn	最高气温极小值	℃	日最高气温年最小值
	TNx	最低气温极大值	℃	日最低气温年最大值
	TNn	极端最低气温	℃	日最低气温年最小值
极端 高温	TX10p	冷昼	%	日最高气温<10%分位值的天数百分比
	TN10p	冷夜	%	日最低气温<10%分位值的天数百分比
	TX90p	暖昼	%	日最高气温>90%分位值的天数百分比
	TN90p	暖夜	%	日最低气温>90%分位值的天数百分比
	DTR	气温日较差	℃	年平均日最高气温和最低气温之差
	TR	热夜日数	d	年内日最低气温>20℃的日数
	极端 降雨	R95p	强降水总量	mm
R99p		极端强降水总量	mm	日降水量>99%分位值的年累计降水量
R10mm		大雨日数	d	年日降水量≥10 mm 的总日数
R20mm		极端大雨日数	d	年日降水量≥20 mm 的总日数
PRCPTOT		年降水总量	mm	日降水量 >1 mm 的年累积降水量
RX1day		最大 1d 降水量	mm	年最大日降水量
RX5day		最大 5d 降水量	mm	年最大连续 5d 的降水量
CDD		持续干燥指数	d	日降水量<1 mm 的最长连续日数
CWD		持续湿润指数	d	日降水量>1mm 的最大持续日数
SDII		降水强度	mm	降水量≥1mm 的总量与日数之比

在趋势分析方面,采用 Mann-Kendall 检验与 Theil-Sen 斜率估计,量化极端气候事件在时间上的变化特征。为进一步识别影响藻华发生的极端气候因子并解析其作用机制,基于 XGBoost 算法计算 SHAP 值,通过 SHAP 汇总图评估各类极端高温与降水相关变量对洪泽湖藻华发生频率和最大覆盖面积的相对重要性及相对贡献程度,从而筛选出最关键的气候因子;同时借助偏依赖图(PDP),直观展示关键因子与藻华指标之间的响应关系及影响趋势。本文采用可重复的交叉验证框架评估模型泛化能力,对 XGBoost 模型实施 3 折交叉验证并重复 5 次(repeated 3-fold CV),并利用 RMSE、MAE 及 r^2 评估模型性能(图 S1)。

2 结果

2.1. 极端高温与极端降水指标的长期变化趋势

1960 - 2024 年间,洪泽湖流域极端高温指数呈现明显变化趋势,极端高温显著增加(图 2)。极端温度指标,包括 TXx、TNx、TXn 和 TNn 均呈上升趋势,其中以 TNx、TNn 的增幅最为突出,表明夜间极端低温升高趋势更强。此外,冷极端指标(TN10p、TX10p)显著下降,而暖极端指标(TN90p、TX90p、TR)则显著上升,反映出极端高温日数增多、极端低温日数减少的特征。昼夜温差(DTR)总体呈减小趋势,说明昼夜温度波动趋于缓和。上述变化综合表明,该区域气候变暖趋势显著,夜间增温效应尤其强烈,冷事件频率降低、暖事件频率上升,这一转变对区域生态系统具有潜在影响。

极端降水指数总体呈现上升趋势,但多数指数的变化未通过显著性检验。R99p、R95p、RX1day、RX5day、R10、R20 及年总降水量(PRCPTOT)均有所增加,反映出强降水频率与累积降水量均有所上升,其中 SDII(强降水强度)显著增加。然而,持续干旱日数(CDD)和持续湿润日数(CWD)变化不显著,说明干旱和持续性降水过程并未出现明显趋势(图 3)。总而言之,在气候变暖背景下,降水极端化现象在一定程度上存在,但其趋势强度不及极端高温显著,表明强降水事件虽趋于增加,但仍表现出较强的年际波动性和

不确定性。

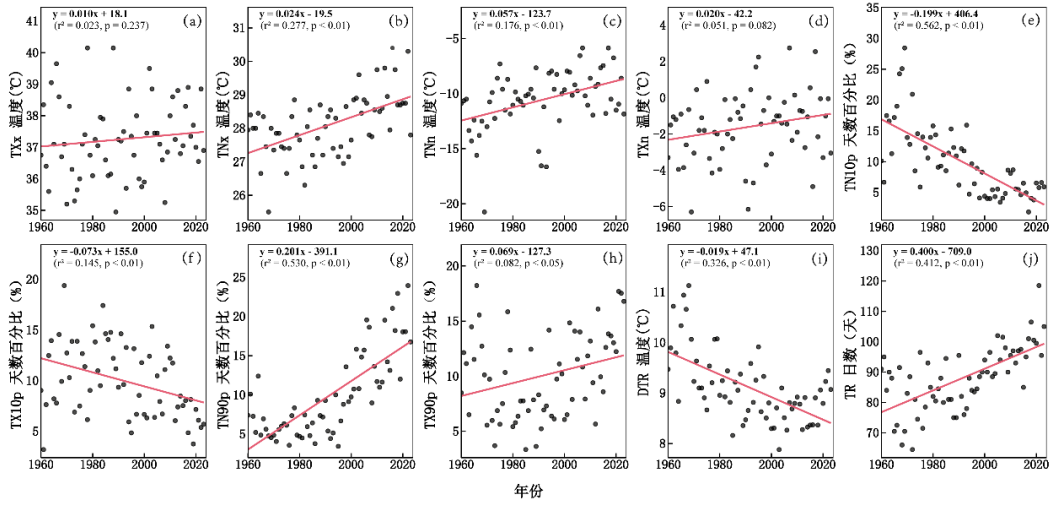


图2 1960-2024年极端高温指标的线性回归: (a) TXx (b) TNx (c) TNn (d) TXn (e) TN10p (f) TX10p (g) TN90p (h) TX90p (i) DTR (j) TR

Fig.2. Linear trends of extreme temperature indices during 1960 - 2024: (a) TXx, (b) TNx, (c) TNn, (d) TXn, (e) TN10p, (f) TX10p, (g) TN90p, (h) TX90p, (i) DTR, and (j) TR

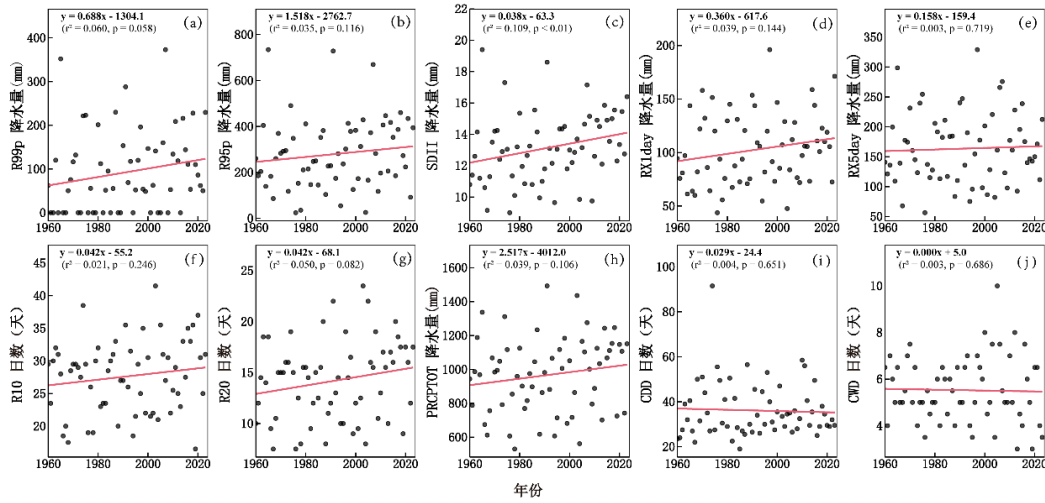


图3 1960-2024年极端降水指标的线性回归: (a) R99p (b) R95p (c) SDII (d) RX1day (e) RX5day (f) R10 (g) R20 (h) PRCPTOT (i) CDD (j) CWD

Fig.3. Linear trends of extreme precipitation indices during 1960 - 2024: (a) R99p, (b) R95p, (c) SDII, (d) RX1day, (e) RX5day, (f) R10, (g) R20, (h) PRCPTOT, (i) CDD, and (j) CWD

通过对比气候基线期（1960-1990年）与1991-2024年期间极端气候事件变化特征，本研究揭示了近几十年来极端气候发生频率的显著转变。基于Mann-Kendall检验与Theil-Sen斜率估计结果表明：在1960-1990年间，极端气候事件呈整体减弱态势。事件平均强度和发生频次均显著下降（ $p \leq 0.05$ ），变化速率分别为每十年降低0.18次和每十年减少3.12次；总持续天数也呈下降趋势（每10年减少5d），但未通过

显著性检验。而自 1991 年以来 (1991-2024)，极端高温事件的变化趋势出现明显反转。尽管总持续天数和事件频次的上升未达到显著性水平 ($0.05 < p < 0.1$)，但仍呈上升趋势，其中总持续天数每 10 年增加约 5.33d，增速高于基线期，事件发生次数每 10 年增加约 2 次，平均单次事件持续天数则呈现明显变化 (图 4)。

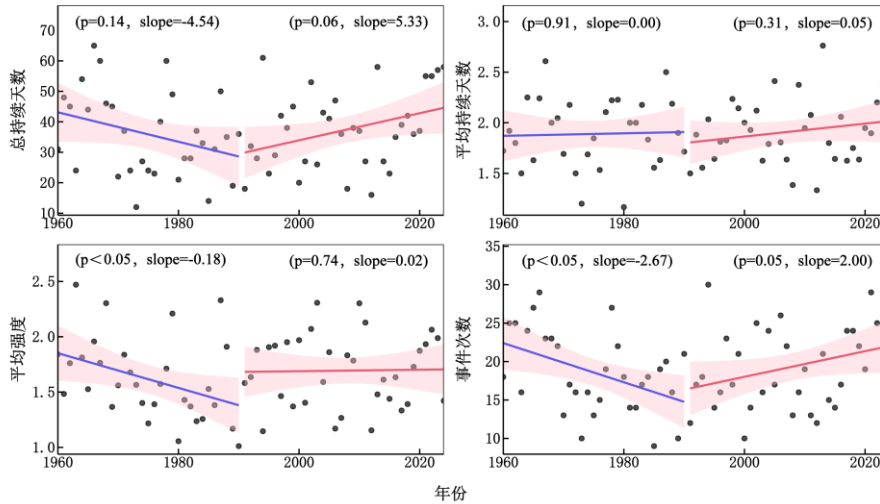


图 4 1960-1990 和 1991-2024 年极端高温事件四个指标的变化趋势

Fig.4 Trends in Four Indices of Extreme Heat Events During 1960–1990 and 1991–2024

由于极端降水事件在基线期 (1960-1990) 与 1991-2024 年期间未表现出显著差异，且数据点离散程度较高，其变化趋势都未达到统计显著性水平，因此未呈现出两个时间段极端降水事件四个指标的回归线。

2.2 洪泽湖藻华发生状况及对极端气候事件的响应特征

根据图 3 的分段趋势分析结果，自 1990 年以来极端高温事件频发，对藻华发生过程产生了显著影响。结合 2003 - 2020 年的藻华相关指标 (图 5) 可见，藻华发生率 (BO) 呈现出显著上升趋势，年均增加 1.15%，拟合程度最高 ($p \leq 0.001$)，具有高度统计显著性。藻华首次出现的时间 (Onset) 显著提前约 24.56d，潜在持续期 (POP) 延长约 27.20d，表明藻华发生更早、结束更晚，其中 POP 的拟合效果较好 ($p \leq 0.01$)，趋势显著。最大藻华面积 (MBE) 在近 20 年间扩大约 154.69 km^2 ，反映出藻华空间扩展趋势明显，且拟合结果显著 ($p \leq 0.01$)。总体来看，藻华发生频率和规模均持续增加，发生时间提前且持续时间延长，表明极端高温加剧的背景下，藻华风险趋于升高，对水生态安全构成更为严峻的挑战。

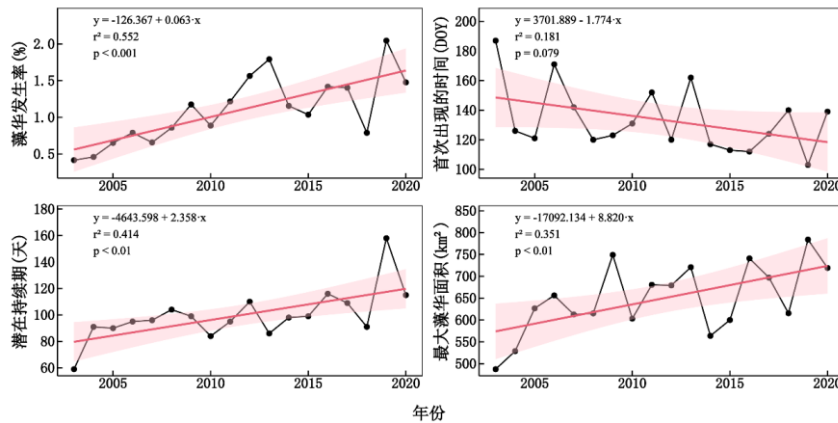


图 5 洪泽湖藻华指标线性回归

Fig. 5 Linear Regression of Algal Bloom Indicators in Lake Hongze

通过对极端高温与极端降水事件特征与藻华指标的分析，本研究确定极端高温事件的平均强度是藻华发生率（BO）和最大藻华面积（MBE）的关键驱动因子。在特征重要性排序中，该指标在 BO 和 MBE 模型中均位居首位，且 SHAP 高值点集中分布于右侧，表明极端高温事件的强度越大，藻华发生风险越高、影响范围也越大；相比之下，极端降水事件的影响整体较弱。进一步分析显示，极端高温事件的平均强度 SHAP 值多分布于正区间，表明高强度极端高温事件会促使 BO 提前和 MBE 扩大，其强度升高显著增加藻华发生风险，而极端降水事件的贡献相对较弱（图 6）。

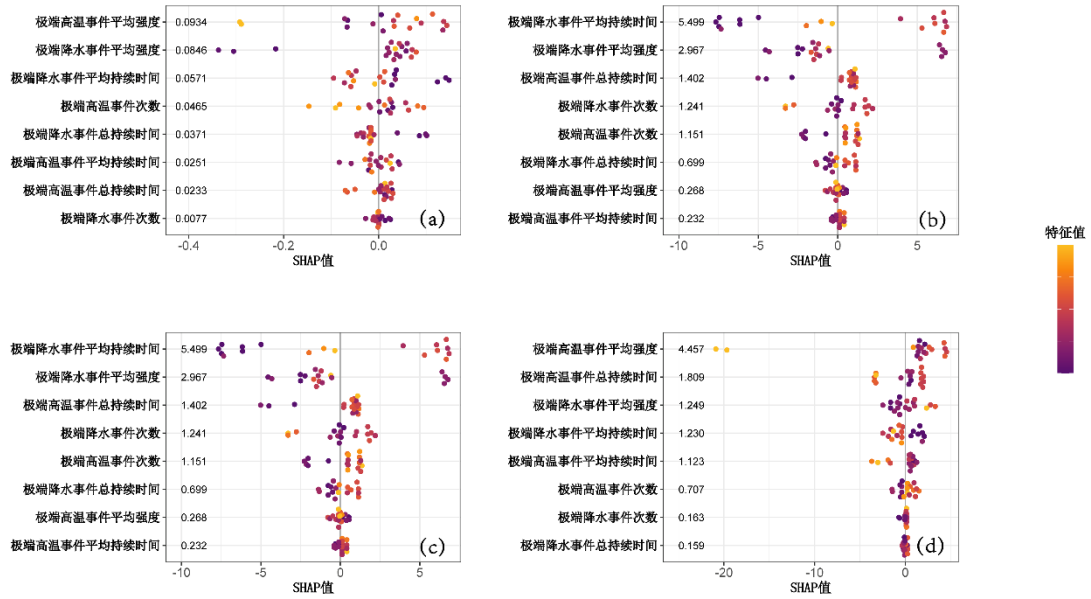


图 6 极端气候事件指标对藻华四个指标的重要性分析 (a): 藻华发生率 (BO) (b) 首次出现时间 (Onset) (c): 潜在持续期 (POP) (d): 最大藻华面积 (MBE)

Fig.6 Importance analysis of extreme climate indices for four cyanobloom indicators: (a) bloom occurrence rate (BO), (b) bloom onset time (Onset), (c) potential occurrence period (POP), and (d) maximum bloom extent (MBE).

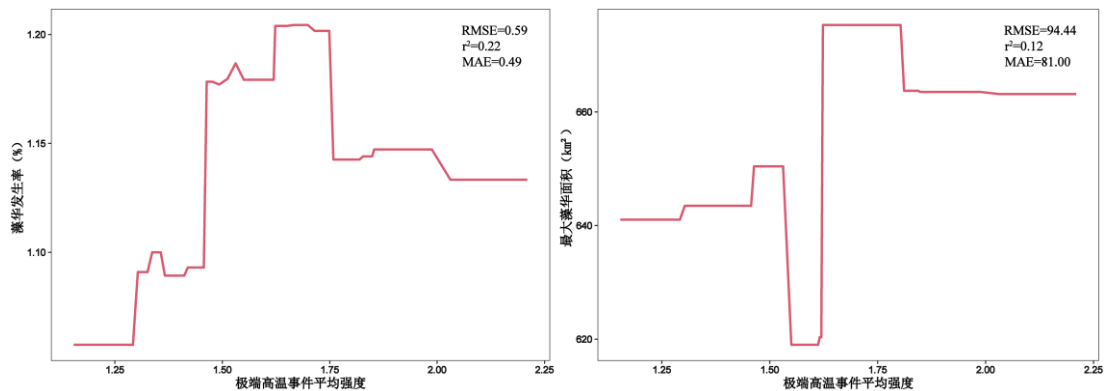


图 7 极端高温事件平均强度对藻华发生率和最大藻华面积的 PDP 图

Fig.7. Partial Dependence Plots of Average Intensity of Extreme Heat Events on BO and MBE

上述结果表明，极端高温事件的平均强度是影响藻华发生率（BO）和最大藻华面积（MBE）的关键

气候驱动因子。为揭示 BO 和 MBE 对该因子的响应机制，我们进一步绘制了其非线性关系图（图 7）。极端高温事件平均强度与 BO 总体上呈显著正相关，并表现出明显的非线性响应特征：当强度超过 1.50 时，BO 显著上升，显示达到阈值后促进作用增强；而在 1.65 ~ 1.75 区间后，BO 略有回落并趋于稳定，表明中等偏高强度可促进藻华发生，但强度过高可能因生态胁迫反而抑制其进一步发展。该强度与 MBE 之间也整体呈正相关关系，但在 1.55 左右出现短暂下降，随后于 1.65 附近急剧上升并使 MBE 达到峰值，反映出其响应可能存在一定滞后效应或阈值机制：某一中间强度可能暂时限制藻华的空间扩张，而强度进一步提高则又为其创造有利条件。

需要指出的是，在首次出现时间（Onset）和潜在持续期（POP）模型中，极端降水事件平均持续时间在特征重要性排序中处于前列。然而，其 SHAP 值在正负两侧分布相对均衡，表明该特征对预测结果的正向或负向影响方向并不一致。相比之下，极端高温事件平均强度其 SHAP 值大多集中于单一方向，说明其对模型预测结果具有更为稳定和明确的方向性贡献。

3 讨论

3.1 气候变暖趋势加剧，极端气候事件显著增强

气象数据表明，过去 60 余年间洪泽湖流域极端高温呈显著升高趋势，具体表现为夜间升温幅度更大、冷事件减少、暖事件频次增加，以及气温日较差（DTR）显著缩小，进一步验证了区域气候持续变暖的特征^[22]。洪泽湖位于东亚地区（北纬 20-55° 和东经 105-130°），该区域近几十年来气候变暖对极端寒冷事件的贡献比高达 80%^[23]，从而导致极端寒冷事件发生频率和强度明显下降，这一趋势与 DTR 减小一致，这表明二者可能受相同的大尺度气候因子调控。中国东部地区（110° E 以东，不含内蒙古和东北）最高气温极小值（TXn）在过去 60 年间上升幅度超过 2°C^[24]，而洪泽湖 TXn 上升幅度为 1.28°C，虽低于区域整体平均水平，但同样反映出该区域极端低温事件逐渐减弱的趋势。

同时，东亚地区降水格局呈现出极端强降水事件增多及其年际变率增强的总体趋势。已有观测研究表明，中国地区极端降水量随气温上升而增加^[25]，其中长江中下游地区极端降水强度上升尤为显著^[24]。在此背景下，洪泽湖地区极端降水指数（RX1day、RX5day、R95p 等）亦呈上升趋势，但多数未通过统计显著性分析，反映出该区域对极端降水增加的响应可能存在一定的滞后性或区域性缓冲特征。洪泽湖地处淮河下游，极端降水信号易被流域来水调度所平滑；同时，湖泊水力停留时间较短、交换能力强，使极端事件引起的水位与径流扰动呈“快速响应—快速衰减”特征，从而削弱其在气象与水文序列中的累积表现。然而，这种水文缓冲效应并不能抵消极端气候事件在变暖背景下的长期强化趋势，其对湖泊水文过程、营养盐输送及生态稳定性的潜在累积影响仍需关注。

3.2 区域藻华加剧格局下的洪泽湖响应特征

遥感监测结果显示，自 2004 年以来，洪泽湖藻华发生率（BO）显著上升趋势（ $R^2 = 0.552, p < 0.001$ ），首次出现的时间（Onset）呈提前趋势，藻华潜在持续时间（POP）及最大藻华面积（MBE）均显著增长（图 4）。这些变化共同表明，洪泽湖藻华整体呈现发生时间提前、持续时间延长及影响范围扩大的生态态势。

从全球尺度看，亚洲地区近十几年来藻华发生频率较早期增加约 44%^[26]，这与洪泽湖区域近 20 年藻华发生率显著升高趋势一致。中国湖泊蓝藻水华问题普遍趋于严峻，尤其是长江中下游地区，藻华发生频率高、范围广、持续时间长^[27]。全国约有 8% 的湖泊藻华发生率（BO）超过 3%，其中典型富营养化湖泊如太湖、巢湖和滇池的 BO 均超过 3%，显著高于全国平均水平（2018 年平均值约为 1%）^[27]。相比之下，洪泽湖的 BO 约为 1.09%。这一结果表明，洪泽湖的藻华发生频率低于高风险湖泊，但已超过全国平均水平，提示其在气候变暖加剧的背景下，未来藻华暴发风险可能进一步上升。相比于典型藻华高发湖泊，洪泽湖的藻华在年内通常于第 133.5 天左右开始，起始时间晚于太湖的第 127 天^[28]，且其持续时间一般为 3-4 个月，明显短于太湖更长的藻华季节。与此同时，巢湖藻华在过去二十多年中呈持续提前趋势，累积暴发期可达约 6 个月^[29]，亦显著长于洪泽湖。上述比较表明，洪泽湖藻华的持续性与其严重程度整体低于太湖和巢湖等富营养化水平更高、水动力条件更弱的湖泊^[30]，但其变化趋势与区域气候—营养盐协同驱动的藻华加剧背景相一致。

3.3 藻华响应极端气候变化的过程

SHAP 分析表明，在极端气候因子中，极端高温对洪泽湖藻华的驱动作用显著强于极端降水。其中，极端高温事件的平均强度对模型输出的贡献最大，且保持稳定的正向影响，是影响藻华发生率（BO）和最大藻华面积（MBE）的关键气候变量。这一结果与蓝藻普遍具备的高温竞争力增强相符^[10]。温度虽是驱动蓝藻水华年际变化的关键因子，但其效应可能存在非线性和阶段性。例如在太湖，5月之后的极端高温如超出适宜区间，反而可能削弱其对藻华的促进作用^[31]。本研究在洪泽湖同样观测到极端高温对藻华影响的双重特征：中等强度高温显著促进藻华发展，但当温度超过一定阈值后则呈现抑制趋势（图7）。实验研究显示，微囊藻的比生长速率（ μ ）在 20-25 °C 达到最大值 0.053 d⁻¹，而在 35-40 °C 则出现负生长率^{[32]-[33]}，这一现象说明极端高温会导致光合相关酶活性和色素结构受损^[32]，从而引发光合作用受阻及代谢过程紊乱。与此同时，升温还会削弱微囊藻的浮力调节能力，已有研究指出 30° C 条件下其气泡囊含量显著低于 20° C 和 25° C 条件^[34]，在持续或极端高温作用下，气泡囊结构受损将进一步降低浮力维持能力，从而不利于藻华的稳定维持。此外，微囊藻毒素（Microcystins, MCs）在极端高温条件下不仅加剧 MC 的降解过程，还可能通过限制能量分配和次级代谢活动抑制其合成，可能导致 MC 含量下降并伴随细胞活性显著降低^{[35]-[36]}。基于此，可推断洪泽湖藻华在高温区间出现回落可归因于热胁迫效应：在高温初期，极端高温可能激活藻类的部分修复机制，使其暂时保持在“适应”状态；然而，当极端高温事件持续时间超过藻类的生理承受阈值时，修复能力逐渐不足以抵消累积的光抑制与氧化损伤，最终使细胞由“适应”转向“胁迫”，体现出“促进—抑制”的双重作用机制。

与高温作用相比，降水对藻华的影响更为复杂。巢湖研究表明，强降雨常伴随稀释与抑制作用，而零星小雨则可能通过营养盐输入促进藻华^[30]。洪泽湖与太湖、巢湖在水文特性上存在显著差异：太湖和巢湖均为典型的半封闭浅水湖泊，水体交换率低，外源输入与内源释放易形成累积放大效应，其换水周期较长，分别可达 310.5 天和 210.4 天；洪泽湖作为典型的过水性湖泊，受淮河干流高强度水量交换影响，换水周期仅约 35 天。尽管近 12 年来洪泽湖总氮（TN）浓度保持在 1.0-2.5mg·L⁻¹（图 1b），总磷（TP）浓度多数分布在 0.05-0.12 mg·L⁻¹（图 1c）^[37]，均超过国内外常用富营养化判定阈值（TN > 1.0 mg·L⁻¹，TP > 0.05 mg·L⁻¹）^{[38]-[39]}，结合较短的换水周期特征，表明外源营养盐更易被快速输移而非长期滞留。这一水文特性可能削弱极端降水事件在年尺度上对藻华变化的放大作用，也与极端降水事件因子在 SHAP 归因分析中贡献相对较低的结果相一致。这种差异揭示，在不同类型湖泊中，极端气候因子的驱动机制具有明显区别：在半封闭湖泊中，气象因子与营养盐协同放大藻华风险，而在过水性湖泊中，气象条件的作用更为突出，水文冲刷在一定程度上缓解短期藻华聚集（图 8）。因此，在评估极端气候对湖泊藻华影响时，需综合考虑湖泊的水文属性与营养本底，以更准确揭示不同系统中气候—生态响应的差异性。

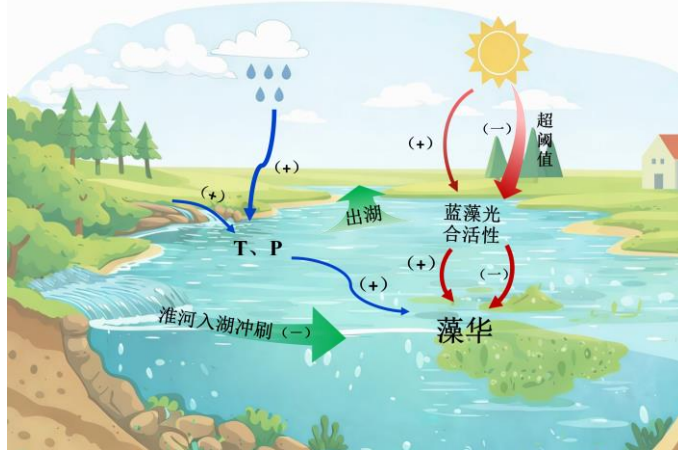


图 8 洪泽湖蓝藻水华对极端气候事件的响应示意(红色箭头表示极端高温事件过程，蓝色箭头表示极端降水事件过程，绿色箭头表示入湖与出湖过程；箭头粗细表征相应过程或事件的强度大小)

Fig.8 Schematic illustration of the response of cyanobacterial blooms in Lake Hongze to extreme climate events.

需要指出的是,交叉验证结果显示模型的 r^2 较低,提示年尺度小样本条件下预测误差与不确定性较高。在此基础上,本文进一步计算了基于全局的重要性指标(图 S1),变量重要性排序与此前结论保持一致,从而在一定程度上增强了关键极端气候因子相对重要性的解释稳健性。因此,本研究的 XGBoost-SHAP 与 PDP 分析应被视为一种解释性、趋势性与关联性工具,主要用于揭示极端气候指标与藻华响应之间的非线性关系及相对贡献排序,而不适用于高置信度的外推预测或因果推断。需要强调的是,SHAP 归因分析结果在一定程度上依赖于当前模型所包含的变量集与数据特征,因此当前结果反映的是在现有数据约束下的相对贡献,而非绝对且唯一的因果关系。

4 结论

本研究系统揭示了洪泽湖地区极端气候演变与蓝藻水华响应之间的耦合关系。结果表明,过去 60 余年来,洪泽湖流域气候变暖趋势显著,具体表现为夜间升温突出、极端高温事件频率与强度显著增加、冷事件减少以及气温日较差持续缩小;极端降水虽呈一定上升趋势,但波动性较大,统计显著性低于极端高温。与之相应,自 2003 年以来洪泽湖藻华发生频率持续上升、起始时间提前、持续时间延长、最大藻华面积扩大,整体呈现加剧态势。机制解析进一步表明,极端高温事件平均强度是藻华发生的核心气候驱动因子,其贡献显著高于极端降水事件,且存在明显的非线性响应与阈值效应:中等偏强高温显著促进藻华发生与扩张,而温度超过生理耐受上限后则可能产生抑制。此外,作为典型的过水性湖泊,洪泽湖较强的水体交换能力可能在一定程度上削弱了极端降水事件对藻华年际变化的放大效应,但也凸显了其藻华动态对高温驱动的高度敏感性。综上所述,在气候极端化背景下,极端高温事件的加剧是洪泽湖藻华风险升高的关键气候驱动力。未来应构建气候-水文-生态耦合的跨学科研究框架,进一步整合更长时间序列与更高分辨率观测数据,发展基于过程机理的藻华预测模型,为富营养化湖泊在水温持续上升背景下的生态风险防控提供科学依据。

5 参考文献

- [1] Yan Z, Ding Y, Zhai P et al. Re-assessing climatic warming in China since 1900. *Journal of Meteorological Research*, 2020, **34**(2): 243-251. DOI:10.1007/s13351-020-9839-6.
- [2] Hou X, Feng L, Dai Y et al. Global mapping reveals increase in lacustrine algal blooms over the past decade. *Nature Geoscience*, 2022,**15**(2): 130-134. DOI:10.1038/s41561-021-00887-x.
- [3] Xing, P., Li, B., Han, Y.-X. et al. Responses of freshwater ecosystems to global change: Progress and prospects. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2020,**44**(5), 565.[邢鹏,李彪,韩一萱,等.淡水生态系统对全球变化的响应:研究进展与展望.植物生态学报, 2020, **44**(5): 565.]
- [4] Harris R M B, Beaumont L J, Vance T R et al. Biological responses to the press and pulse of climate trends and extreme events. *Nature climate change*, 2018, **8**(7): 579-587. DOI:10.1038/s41558-018-0187-9.
- [5] Seymour J R, McLellan S L. Climate change will amplify the impacts of harmful microorganisms in aquatic ecosystems. *Nature Microbiology*, 2025: 1-12. DOI:10.1038/s41564-025-01948-2.
- [6] Qin B, Deng J, Shi K et al. Extreme climate anomalies enhancing cyanobacterial blooms in eutrophic Lake Taihu, China. *Water Resources Research*, 2021, **57**(7): e2020WR029371. DOI:10.1029/2020WR029371.
- [7] Duan Z, Gao W, Cheng G et al. Warming surface and Lake heatwaves as key drivers to harmful algal Blooms: A case study of Lake Dianchi, China. *Journal of Hydrology*, 2024, **632**: 130971. DOI:10.1016/j.jhydrol.2024.130971.
- [8] Jeppesen E, Pierson D, Jennings E. Effect of extreme climate events on lake ecosystems. *Water*, 2021, **13**(3): 282. DOI:10.3390/W13030282.
- [9] Liu Z, Song L, Wang Y et al. Impact of extreme rainfall and flood events on harmful cyanobacterial communities and ecological safety in the Baiyangdian Lake Basin, China. *Science of The Total Environment*, 2024, **956**: 177287. DOI:10.1016/j.scitotenv.2024.177287.
- [10] Paerl H W, Huisman J. Climate-Blooms like it hot. *Science*, 2008, **320**(5872): 57-58. DOI:10.1126/science.1155398.
- [11] Wang ZQ, Zhang NH, Zhang Y et al. Evaluation of Water Quality Eutrophication in Hongze Lake. *Environmental Monitoring*

- and *Forewarning*, 2010, **2**(6): 31-35. [王兆群,张宁红,张咏,等.洪泽湖水质富营养化评价. 环境监控与预警, 2010, **2**(6): 31-35.]
- [12] 田昌.洪泽湖浮游植物种群结构变化的水环境驱动因子分析[学位论文].济南:山东大学, 2015.
- [13] Davis T W, Berry D L, Boyer G L et al. 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. DOI:10.1016/j.hal.2009.02.004.
- [14] Michalak A M, Anderson E J, Beletsky D et al. Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2013, **110**(16): 6448-6452. DOI:10.1073/pnas.1216006110.
- [15] Chen C J, Xu G B, Duan Y. Analysis of the Impact of Increasing Discharge into the Yangtze River and the Sea on Water Levels of Hongze Lake and the Upper Huai River Mainstream. *Water Resources and Hydropower Technology*, 2020, **51**(8): 76-85.[陈春锦,徐国宾,段宇.扩大入江、入海泄量对洪泽湖及其上游淮干水位影响分析.水利水电技术,2020,**51**(8):76-85.]
- [16] Xu Y F, Chen Z P, Wu Y et al. Characteristics and Control Strategies of Agricultural Non-Point Source Pollution in the Area Surrounding Hongze Lake. *Journal of Nanjing Forestry University (Natural Sciences Edition)*, 2016, **40**(2): 1-8.[徐勇峰,陈子鹏,吴翼,等.环洪泽湖区域农业面源污染特征及控制对策.南京林业大学学报:自然科学版, 2016, **40**(2): 1-8.]
- [17] 蔡永久,张祯,唐荣桂,等.洪泽湖生态系统健康状况评价和保护. 江苏水利, 2020 (7): 1-7.
- [18] Ye Z W. Characteristics of Flood-Season Precipitation in the Hongze Lake Basin over the Past 60 Years and Its Relationship with the East Asian Summer Monsoon (EASM). *Scientia Geographica Sinica*, 2012, **32**(11): 1358-1363.[叶正伟.近 60 年洪泽湖流域汛期降水特征及其与 EASM 关系.地理科学, 2012, **32**(11): 1358-1363.]
- [19] Kuang X Y, Zhang Y C. Impact of the Anomalous Position of the East Asian Subtropical Westerly Jet on Summer Precipitation over the Middle and Lower Reaches of the Yangtze River. *Plateau Meteorology*, 2006, **25**(3): 382-389.[况雪源,张耀存.东亚副热带西风急流位置异常对长江中下游夏季降水的影响.高原气象, 2006, **25**(3): 382-389.]
- [20] Li L, Zhou T, Zhang W et al. Quantifying the extremity of 2022 Chinese Yangtze River Valley daily hot extreme: fixed or moving baseline matters. *Environmental Research Letters*, 2024, **19**(6): 064074. DOI:10.1088/1748-9326/ad4e49.
- [21] Wang, W., Shi, K., Wang, X. et al. The impact of extreme heat on lake warming in China. *Nat Commun* **15**, **70** (2024). <https://doi.org/10.1038/s41467-023-44404-7>. DOI:10.1038/s41467-023-44404-7.
- [22] Davy R, Esau I, Chernokulsky A et al. Diurnal asymmetry to the observed global warming. *International Journal of Climatology*, 2017, **37**(1): 79-93. DOI:10.1002/joc.4688.
- [23] Li D, Zhou T, Qi Y et al. Future reduction of cold extremes over East Asia due to thermodynamic and dynamic warming. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2024, **24**(12): 7347-7358. DOI:10.5194/acp-24-7347-2024.
- [24] Shen X, Feng A, Gu C et al. Decadal trends analysis of extreme high temperatures and case simulation assessment in summer over Eastern China. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, 2025, **16**(1): 2526691. DOI:10.1080/19475705.2025.2526691.
- [25] Xiao C, Wu P, Zhang L et al. Robust increase in extreme summer rainfall intensity during the past four decades observed in China. *Scientific reports*, 2016, **6**(1): 38506. DOI:10.1038/srep38506.
- [26] Ma J, Qin B, Paerl H W et al. The persistence of cyanobacterial (*Microcystis* spp.) blooms throughout winter in Lake Taihu, China. *Limnology and Oceanography*, 2016, **61**(2): 711-722. DOI:10.1002/lno.10246.
- [27] Wang Y, Feng L, Hou X. Algal blooms in lakes in China over the past two decades: patterns, trends, and drivers. *Water Resources Research*, 2023, **59**(10): e2022WR033340. DOI:10.1029/2022WR033340.
- [28] Chen J, Gao X, Xu X et al. Algal Blooms in Lake Taihu: Earlier Onset and Extended Duration. *Harmful Algae*, 2025: 102917. DOI:10.1016/j.hal.2025.102917.
- [29] Zhou T, Li Y, Jiang B et al. Tracking spatio-temporal dynamics of harmful algal blooms using long-term MODIS observations of Chaohu Lake in China from 2000 to 2021. *Ecological Indicators*, 2023, **146**: 109842. DOI:10.1016/j.ecolind.2022.109842.
- [30] Ma J, Jin S, Li J et al. Spatio-temporal variations and driving forces of harmful algal blooms in Chaohu Lake: a multi-source remote sensing approach. *Remote Sensing*, 2021, **13**(3): 427. DOI:10.3390/rs13030427.
- [31] Luo X C, Hang X, Cao Y et al. Dominant Meteorological Factors Affecting Cyanobacterial Blooms under Eutrophic Conditions

- in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2019, **31**(5): 1248-1258.[罗晓春,杭鑫,曹云,等.太湖富营养化条件下影响蓝藻水华的主导气象因子.湖泊科学, 2019, **31**(5): 1248-1258.]
- [32] Yang Z, Zhang M, Yu Y et al. Temperature triggers the annual cycle of Microcystis, comparable results from the laboratory and a large shallow lake. *Chemosphere*, 2020, **260**: 127543. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127543>
- [33] Guo Y, Meng H, Zhao S et al. How does Microcystis aeruginosa respond to elevated temperature?. *Science of the Total Environment*, 2023, **889**: 164277. DOI:10.1016/j.scitotenv.2023.164277.
- [34] Feng G, Visser P M, Huisman J, et al. Rising temperature accelerates buoyancy regulation and vertical migration of the bloom-forming cyanobacterium Microcystis. *Water research*, 2025: 124259.<https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.124259>.
- [35] Van de Waal D B, Verspagen J M H, Lürling M, et al. The ecological stoichiometry of toxins produced by harmful cyanobacteria: an experimental test of the carbon-nutrient balance hypothesis. *Ecology letters*, 2009, **12**(12): 1326-1335. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01383.x>.
- [36] Lürling M, Van Oosterhout F, Faassen E. Eutrophication and warming boost cyanobacterial biomass and microcystins. *Toxins*, 2017, **9**(2): 64. <https://doi.org/10.3390/toxins9020064>.
- [37] Chen TY, Liu CQ, Shi XL, et al. Temporal trends and driving factors of eutrophication status in Hongze Lake over the past decade. *Environmental Science*, 2022, **43**(7), 3523 - 3531.[陈天宇, 刘常清, 史小丽等 近十年洪泽湖富营养化状态变化趋势及原因分析. 环境科学, 2022, 43(7): 3523-3531.]
- [38] Vollenweider R A, Kerekes J. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), Paris, 1982, 156.<https://doi.org/10.1002/iroh.19840690206>.
- [39] 王苏民, 窦鸿身.中国湖泊志.北京:科学出版社, 1998.