J. Lake Sci.(湖泊科学),2026,38(6):000-000
DOI 10.18307/2026.0612
©2026 by *Journal of Lake Sciences*

巢湖总磷浓度波动的多因子驱动机制：时滞效应与风险阈值识别*

潘立军[1]，张浏[1**]，冯景伟[2]，王在高[1]，邹稳[1]，王翰林[1]，刘乐[1]，石志孔[1]
（1：安徽省生态环境科学研究院，合肥 230061）
（2：合肥工业大学，合肥 230009）

摘　要：浅水湖泊总磷（TP）浓度的动态变化受多种环境因子共同驱动，复杂成因与湖泊物化属性密切相关。本研究基于2021-2024年巢湖流域国家水质、水文、气象监测站的高频数据，综合运用主成分分析（PCA）与时滞相关性分析等方法，明确了巢湖水体总磷浓度变化规律与主要驱动因子，确定了总磷超标或突变的环境因子风险阈值等级。研究结果表明，水温（WT）、溶解氧（DO）与藻密度（AD）是巢湖水体TP浓度波动的主导环境因子，三因子对TP浓度变化的累计贡献率超过50%，风速（WD）则是重要的气象因子。基于此，本文识别出具有明显时滞效应的巢湖总磷级联驱动过程，即夏季WT上升4d后，藻类生物量随之增加，并伴随DO显著下降；DO降低可在24h内迅速引起水体TP浓度升高，表明沉积物-水微界面磷释放的快速响应；AD对TP浓度的峰值贡献则滞后3d，源于藻类衰亡分解的磷直接释放与DO间接影响。综合以上结果，本文提出了针对巢湖湖区不同TP浓度区间（（0.05，0.075]、（0.075，0.1]、＞0.1 mg/L）所对应的DO（7.69、7.08、6.72 mg/L）与AD（9.80、15.64、21.14×10^6 cells/L）风险阈值等级。该研究结果为巢湖总磷风险预警和精准化管控提供了重要的时序决策依据。
关键词：总磷；水温；溶解氧；藻密度；时滞效应；风险阈值

Multi-factor driving mechanisms of total phosphorus concentration fluctuations in Lake Chaohu: Identification of time-lag effects and risk thresholds

Pan Lijun[1]，Zhang Liu[1**]，Feng Jingwei[2]，Wang Zaigao[1]，Zou Wen[1]，Wang Hanlin[1]，Liu Le[1]，Shi Zhikong[1]
（1：*Anhui Provincial Academy of Eco-Environmental Science Research*，*Hefei* 230061，*P.R.China*）
（2：*Hefei University of Technology*，*Hefei* 230009，*P.R.China*）

Abstract：The dynamics of total phosphorus (TP) concentrations in shallow lakes are governed by multiple interacting environmental factors, intricately linked to the physicochemical properties of lake water. This study utilized high-frequency monitoring data encompassing water quality, hydrological, and meteorological parameters collected from national monitoring stations within Lake Chaohu basin between 2021 and 2024. Employing principal component analysis (PCA) alongside time-lag correlation analysis, we investigated the temporal variation patterns of TP concentrations, identified principal driving factors, and established risk threshold levels of environmental variables associated with TP exceedance and abrupt shifts in the lake. Findings indicate that water temperature (WT), dissolved oxygen (DO), and algal density (AD) are the predominant environmental determinants influencing TP fluctuations in Lake Chaohu, collectively accounting for over 50% of the variance. Additionally, wind speed (WD) emerged as a significant meteorological driver. The study further elucidates a cascading mechanism underlying TP dynamics characterized by distinct time-lag effects. Specifically, during summer, elevated water temperatures initially stimulate algal biomass proliferation after a four-day lag, subsequently inducing a marked decline in DO levels. The ensuing reduction in DO precipitates a rapid increase in TP concentration within 24 hours, indicative of accelerated phosphorus release at the sediment-water interface. Moreover, algal density exerts an influence on TP concentration with a three-day lag peak, attributable to both direct phosphorus release during algal growth and decay and indirect release mediated

* 2025-12-26 收稿；2026-03-11 收修改稿。
安徽省生态环境科研项目（2023hb0004）资助。
** 通信作者;E-mail:zlbod5@163.com.

by DO depletion. Based on these insights, graded risk thresholds for DO (7.69, 7.08, 6.72 mg/L) and AD (9.80, 15.64, 21.14 × 10^6 cells/L) were delineated corresponding to three TP concentration intervals in Lake Chaohu: (0.05, 0.075], (0.075, 0.1], and >0.1 mg/L. These results offer critical temporal benchmarks for early warning systems targeting TP risks and support the implementation of precise water quality management strategies in Lake Chaohu.
Keywords：Total phosphorus; water temperature; dissolved oxygen; algal density; time-lag effect; risk threshold

磷是湖泊富营养化的限制因子（关键限制性营养元素），其浓度变化直接调控湖泊初级生产力，对水体富营养化进程与蓝藻水华暴发具有决定性影响[1, 2]，在长江中下游地区的浅水湖泊中尤为突出。多项研究表明[3, 4]，总磷（TP）已经成为长江中下游湖库水体的首要污染物，制约着湖泊水环境的持续改善。因此，开展湖泊总磷超标影响因素和驱动机制研究十分重要。

长江中下游多为浅水湖泊，普遍具有底泥磷含量高、水动力扰动大等特点，沉积物-水微界面交换频繁，磷释放通量大。此外，受入湖河流以及湖体水文水动力综合因素的影响，浅水湖泊总磷超标机理十分复杂[5-9]。总体来说，湖泊总磷浓度变化是外源输入与湖内物理、化学及生物过程交互作用的综合体现。已有研究表明，水温（WT）、溶解氧浓度（DO）、藻密度（AD）等关键环境因子共同驱动着湖泊水体 TP 的浓度变化，并呈现出显著的季节性变化规律[10, 11]。例如，Hu 等[12]发现，温度升高会显著增强富磷沉积物内源释放通量，进而导致上覆水体总磷含量快速升高；谢平等[13]通过实验证实，巢湖夏季浮游藻类暴发性增长引起湖水 pH 升高以及对磷的大量需求是促使沉积物中的磷向间隙水释放的关键因子；以浮游植物为主的爱沙尼亚 Kaiavere 湖沉积物在缺氧条件下的磷释放量是有氧条件下的两倍，而以沉水植物为主的 Prossa 湖并无显著差异[14]。

以往研究多采用相关性分析等方法推测湖泊 TP 的可能影响因素，但难以揭示关键环境因子之间的动态响应机制及时序关系。有研究初步表明，环境因子对水质参数的影响往往存在时间上的滞后性（即时滞效应）。在香溪河与太湖的研究中，叶绿素 *a*、浊度等指标对气象与水文因子的响应被证实存在数小时至数天的延迟[15, 16]。此外，环境因子的“风险预警阈值等级”也是精准管理的关键。研究已证实藻类生长存在营养盐阈值[17]，而基于长期观测也能确定与特定营养状态相对应的氮磷浓度范围[18]。但已有研究多聚焦于单一因子或静态关联，对于浅水湖泊 TP 浓度在多重环境因子耦合驱动下呈现的时序级联效应（即因子间逐级响应的延迟路径）尚缺乏系统性阐释。特别是在巢湖这样的大型浅水湖泊中，水温、溶解氧、风浪等环境因子如何通过特定的时滞路径共同调控 TP 浓度波动，其定量化的时滞驱动路径与风险阈值仍有待进一步研究。

巢湖位于安徽省中部，是我国第五大淡水湖，湖区水面面积约 760 km^2，风浪扰动频繁，4 级及以上风力（大于 5.5 m/s）超过 130 天，导致整体透明度偏低，沉水植被分布较少，夏季局部区域蓝藻水华现象时有发生。近年来湖区水质虽已有所改善，但总磷指标仍在Ⅲ-Ⅴ类波动，具体表现为：（1）空间差异显著，西半湖总磷浓度均值（0.096 mg/L）较东半湖（0.071 mg/L）高出 35.2%；（2）季节分化明显，湖区总磷浓度自 7 月出现明显升高，并在 0.08-0.10 mg/L 波动，直至 11 月降至 0.7 mg/L 以下；（3）稳定性不足，湖区总磷整体呈“缓慢改善但脆弱性强”的波动特征，一旦遭遇风暴潮[19]、蓝藻暴发[20]等极端情况会明显上升。

为突破巢湖当前的管理瓶颈、实现从“浓度控制”向“过程调控”的转变，本研究基于巢湖 2021-2024 年水文、水质高频监测数据集，旨在（1）辨识主导环境因子，揭示水温、溶解氧、藻密度以及风速耦合驱动 TP 浓度的时滞效应与路径；（2）确定环境因子风险阈值，以期为巢湖及类似浅水湖泊的总磷风险预警和精准化管理提供重要的时序决策依据。

1 研究方法

1.1 数据来源与处理

本研究水质数据来自 2021-2024 年巢湖湖区 8 个国家地表水考核断面水质自动监测站（站点分布见图 1），包括水温（WT）、溶解氧（DO）、透明度（SD）、总磷（TP）、藻密度（AD）、叶绿素 *a*（Chl.*a*）、

总氮（TN）、化学需氧量（COD），共计 13738 个日均值数据样本，512 个月度手工监测数据；入湖总磷通量（F-TP）根据 8 条主要入湖河流（南淝河、杭埠河、十五里河、派河、白石天河、兆河、柘皋河、双桥河）总磷浓度与入湖流量计算得出，入湖流量来源于 8 条河流流量控制站。气象数据（降雨（Rain）、风速（WD））取自国家气象中心 1288 个日均值样本，水位（WL）数据来自巢湖忠庙水文站 1288 个日均值样本。所有数据经收集后，使用 Microsoft Excel 进行整合与预处理，形成完整时间序列。

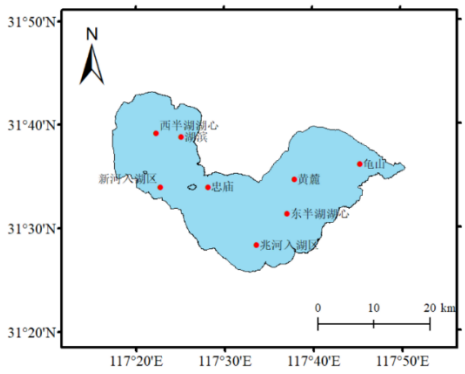

图 1 巢湖水质监测站点分布

Fig.1 Distribution of water quality monitoring sections in Lake Chaohu

1.2 数据分析

1.2.1 变异系数计算 利用变异系数法判别巢湖 TP 浓度变化的时空分布差异。变异系数（CV）是标准差与平均值的比值，用于表征数据的相对离散程度。

1.2.2 主成分因子识别 为从多维度环境数据中提取主导因子，本研究采用主成分分析（PCA）进行降维。首先对原始数据进行 KMO 和 Bartlett 球度检验以确保适用性（KMO>0.6，P<0.05），然后将原始数据进行 Z-Score 标准化处理[21]，根据特征值 A>1、累计方差贡献率接近甚至高于 80%的原则，选取指标因子相关性及荷载分析水质数据时空分布特征[22]。其中，方差贡献率指某主成分所解释的方差占原始数据总方差的比例，该值越大，表明该主成分对原始数据信息（即巢湖水质状况的整体变化）的代表性越强。

1.2.3 因子贡献量化 运用“PCA+多元回归”的组合方法，计算各环境因子对 TP 浓度变化的贡献率。首先，以湖区 TP 为因变量，各主成分为自变量构建多元线性回归方程，得到对应回归系数；其次，计算各主成分权重=该主成分的方差贡献率/所有提取主成分的累计方差贡献率；最后，计算各环境因子的初步贡献值（=载荷值×标准化回归系数×主成分权重），将所有环境因子的初步贡献值求和得到总贡献值，则某环境因子贡献率=（该因子初步贡献值/总贡献值）×100%。总磷浓度解释累计贡献率指多元线性回归模型中所有入选环境因子对 TP 浓度波动的联合解释程度，即模型的决定系数（R^2）。

1.2.4 时滞效应分析 为探究主要环境因子与 TP 之间的非即时响应关系，采用斯皮尔曼（Spearman）相关性分析进行时滞效应检验。将环境因子与 TP 浓度数据在逐日尺度上进行时间滞后匹配，计算不同滞后天数的相关系数，以满足 Spearman 相关系数绝对值最大且显著性水平（p）小于 0.05 判定最优滞后时间。

1.2.5 风险阈值确定 参考郑丙辉等[23]对湖泊营养盐控制标准的制订方法，针对 TP 浓度分级，分别计算 25%分位（下 1/4 百分点）、50%分位（1/2 百分点）、75%分位（上 1/4 百分点）3 个频率取值。

本研究所有统计分析及图表生成均在 Origin 2024 与 IBM SPSS Statistics 27 软件平台上完成。

2 结果与讨论

2.1 巢湖总磷浓度的时空变化规律

2021-2024 年巢湖 TP 浓度均值呈现出显著的时空异质性。从时间序列看（图 2(a)），全年各月份 TP 浓度与变异系数变化趋势基本同步，第一、二季度平缓上升，7 月份，全湖 TP 浓度较 6 月上升 36.9%，变异系数升至全年最高值 55.2%，表明该月 TP 波动最大，8 月 TP 浓度与波动程度均有所下降，9 月 TP

浓度攀升至全年最高 0.111 mg/L，变异系数小幅上升至 39.6%，此后至 12 月均呈下降趋势。在空间分布上（图 2(b)），西半湖 TP 浓度年均值、变异系数分别较东半湖高出 40.8%、14.8%。其中，湖滨断面的 TP 波动最为剧烈（CV=52.3%），西半湖湖心断面 TP 浓度均值最高。上述结果表明，夏季（7-9 月）和西半湖是后续驱动机制研究与治理策略制定的焦点。

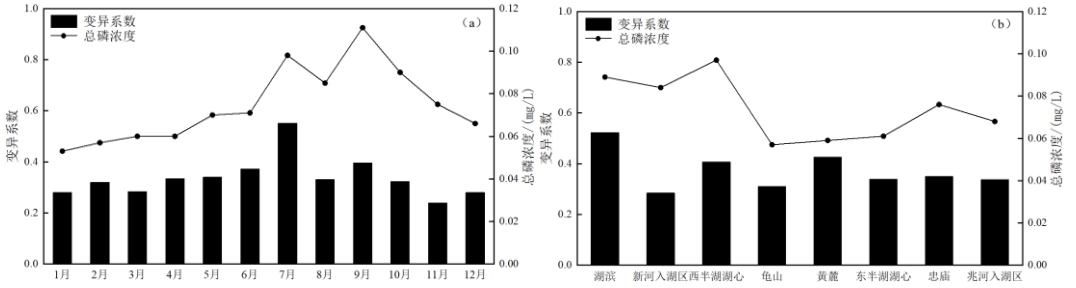

图 2 巢湖总磷浓度均值及时空变异系数变化（2021-2024 年）：（a）时间：全年 1-12 月；（b）空间：国家地表水考核断面

Fig.2 Dynamics of mean total phosphorus concentration and spatiotemporal variation coefficients in Lake Chaohu (2021-2024): (a)Time: January–December (Annual); (b) Spatial scope: National surface water assessment sections

2. 2 巢湖总磷浓度波动的核心驱动因子识别

本研究采用主成分分析（PCA）从多维环境数据中提取主导因子，结果显示 KMO 为 0.646，P 值小于 0.001，表明数据适合进行 PCA 分析。按照特征值 λ 大于 1 的筛选原则，共提取出 4 个主成分，累计方差贡献率为 80.798%，表明 PC1、PC2、PC3、PC4 四个主成分对原始数据信息保留程度较高。如表 1 所示，第一主成分（PC1，方差贡献率 37.373%）中，按载荷绝对值大小，主要关联参数依次为 AD、WT、DO、TP、Chl.*a*，AD、TP 以及 Chl.*a* 反映了湖泊的营养程度，WT、DO 则表明水质理化指标是水质变化的主导因素之一，其中 DO 在 PC1 中呈明显负贡献，这一结果初步揭示了 DO 与其他环境因子之间的拮抗关系。PC2 中 WD、Rain 载荷较高，主要反映了水文气象因子的影响；PC3 中 SD 载荷较高，主要反映了水体浊度的影响；PC4 中 F-TP、COD 载荷较高，主要反映了外源输入的影响。

表 1 环境因子主成分分析结果

Tab.1 Results of principal component analysis for environmental drivers

影响因子	主成分			
	PC1	PC2	PC3	PC4
AD	**0.892**	-0.105	-0.048	-0.14
WT	**0.889**	-0.064	0.024	-0.409
DO	**-0.85**	-0.041	0.151	0.414
TP	**0.698**	-0.297	-0.447	0.092
Chl.*a*	**0.637**	-0.157	0.184	0.436
WL	-0.534	0.02	-0.034	0.095
WD	0.466	**0.836**	0.22	0.08
Rain	0.476	**0.814**	0.217	0.079
COD	0.405	**-0.577**	0.298	0.514
TN	-0.451	**0.532**	-0.454	0.04
SD	-0.224	-0.038	**0.834**	-0.284
F-TP	0.372	0.341	-0.046	**0.593**
λ	4.485	2.227	1.349	1.276
方差贡献率	37.373	19.556	12.238	11.63
累计方差贡献率	37.373	56.929	69.168	80.798

PCA 荷载系数、得分值双序结果如图 3（a）所示。环境因子的箭头越长表示其因子荷载越大，两箭头间的夹角小于 90°即正相关，大于 90°为负相关，可见 WT、AD 与湖区 TP 浓度正相关性最强，DO 则呈较强负相关，从样本点分布来看，5-7 月的样本点更靠近 WD、Rain 向量，表明该时段 WD、Rain 对 TP 变化的影响更为突出；8-10 月的样本点则更靠近 WT、AD 向量，表明该时段 WT、AD 的影响更大。各环境因子对 TP 浓度变化的贡献率如图 3（b）所示，WT、DO 与 AD 的累计贡献率为 53.8%，是巢湖总磷浓度变化的主要贡献因子； WD 则是主要的气象贡献因子，F-TP、TN、COD 等外源污染输入贡献占 12%。结合近年外源输入逐步得到控制的背景，可以推断内源性磷释放的影响正在相对加大。

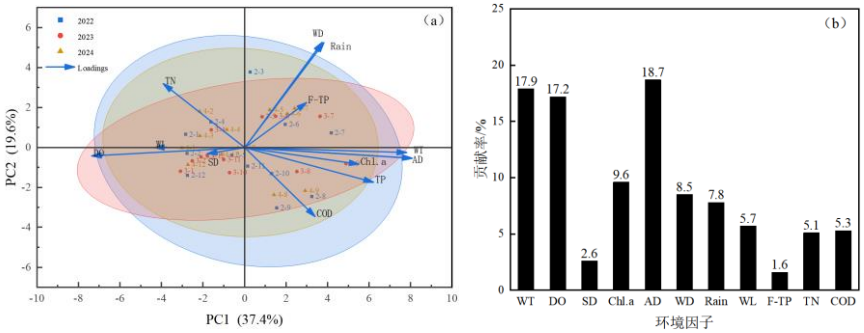

图 3 环境因子 PCA 双序图及贡献率：（a）PCA 双序图；（b）贡献率

Fig.3 PCA biplot and contribution rates of environmental drivers: (a) PCA biplot; (b) Contribution rates

2. 3 巢湖总磷浓度波动的驱动机制与时滞效应验证

湖泊 TP 与 WT、DO、AD 等环境因子密切相关[24]，对于浅水湖泊而言，水华暴发时高水平的藻类生物量会对水体 DO 等理化因素造成显著影响[25]，促进沉积物-水微界面磷释放[26]，而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[27]。巢湖属大型浅水湖泊，风浪扰动易导致表层沉积物再悬浮，引起沉积物磷的迁移转化[28]。每年 6-10 月正值巢湖蓝藻水华高发期，巢湖水温均值达 28.6℃，TP 浓度均值达 0.093 mg/L，高于全年 23%，结合巢湖总磷浓度时空变化规律分析结果可知，该时段 TP 浓度变异系数高达 55.2%，为其余时段的 1.9 倍，表明 TP 浓度波动幅度与频率均显著增强；此外，多项环境指标同步达到年内峰值，水温升至 25-33℃，藻密度整体达 20×10^6 cells/L 以上，溶解氧浓度低于全年均值 22%，风力基本在 4 级及以上。因此，选取 6-10 月作为巢湖总磷浓度波动驱动机制分析的重点时段，既与总磷污染严重、波动最剧烈的统计规律相符，也与蓝藻水华高发期相吻合，与总磷时空变化特征分析形成呼应。我们考察了实际情景下 WT、DO、AD 以及 WD 对 TP 浓度的影响。2022 年 6 月 23 日，巢湖总磷日均值达到年度最高 0.288 mg/L，该段时间湖区 WT、DO、AD 以及 TP 浓度日变化（图 4(a)）显示，16-20 日，湖区明显升温，WT 由 27.5℃升至 30.2℃；18 日水体 DO 开始持续下降，并在 20 日下降速率增大；AD 于 20 日开始持续上升至 34.6×10^6 cells/L；TP 在 21 日前较平稳，22 日升至 0.134 mg/L，23 日大幅增长至 0.288 mg/L；湖区风速较平稳，基本在 2-5 m/s 范围内波动。第二种情景为 2023 年 7 月 2-10 日，如图 4(b)所示，该时段湖区水温已基本稳定在 29-30℃范围，而 7 月 5 日湖区风速由 5.4 m/s 迅速升至 9.8 m/s 并持续 4d，此后几天 DO、AD 呈现明显恶化趋势，TP 最高升至 0.161 mg/L。

通过分析实际情景下巢湖 TP 及各相关环境因子的变化趋势发现，TP 浓度受环境因子影响后并非立即响应[15, 29]，而是存在一定的时间差，即时滞效应，这一现象同样存在于各环境因子之间。基于此，本文提出机制假设：巢湖 TP 浓度与主要贡献因子 WT、DO、AD、WD 之间存在具有明显时间滞后特征的级联驱动路径，即 WT 升高驱动 DO 下降与 AD 增加，进而影响 TP 浓度，而 WD 通过扰动作用放大了总磷的波动效应。通过分析不同滞后时间下巢湖 TP 浓度与 WT、DO、AD、WD 的相关性系数变化进行验证，当相关系数 R 绝对值最大，且 $p<0.05$ 时，即为最优滞后时间，验证结果如图 5 所示。WT 影响水体 DO 变化的滞后分析结果表明，当第 4d 时相关系数 R 最低为-0.42，表明 WT 与 DO 呈显著负相关，且最优滞后时间为 4d（图 5(a),R=-0.42, p<0.05）；WT 对 AD 的变化呈正相关响应，最优滞后时间为 4d（图 5(b),R=0.50, p<0.05）；AD 升高导致水体 DO 降低，在第 4d 最为明显（图 5(c),R=-0.25, p<0.05）；

AD 升高对 TP 的贡献呈持续性，并在第 3d 正相关性最强（图 5(d),R=0.49, p<0.05）；当 DO 降低时，当天 TP 浓度即有所响应，且呈显著负相关（图 5(e),R=-0.35, p<0.05）；WD 则对湖区 TP 浓度扩散具有快速“放大效应”（图 5(f),R=0.59, p<0.05）。以上结果验证了所提出的级联驱动路径假设：WT→AD/DO→TP 的时序关系及 WD 的放大作用均得到数据支持。

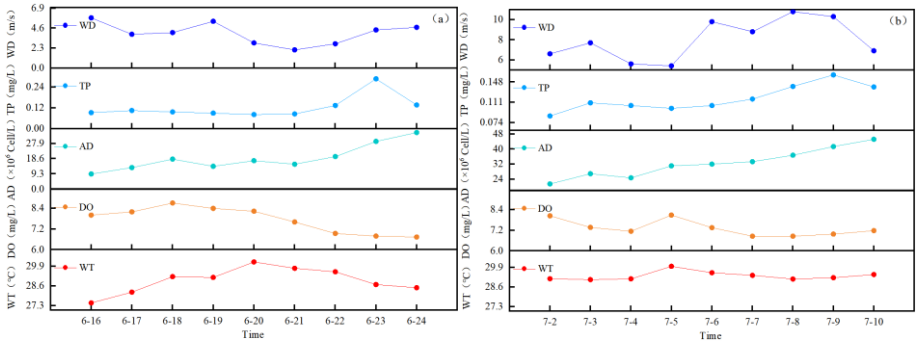

图 4 实际情景下巢湖湖区 TP、WT、DO、AD 以及 WD 变化：（a）2022 年 6 月 16-24 日；（b）2023 年 7 月 2-10 日

Fig.4 Variations in TP, WT, DO, AD and WD in Lake Chaohu area under actual conditions: (a) 16–24 June 2022; (b) 2–10 July 2023

为进一步阐释上述假设验证结果，对其级联驱动机制进行过程刻画，结果如图 6 所示。当夏季 WT 升高，水体微生物代谢增强，耗氧量增加，同时上覆水氧气溶解度降低，氧气从水体中逸出，在 WT 上升后 4d，水体 DO 下降速率达到最大[30]。巢湖优势藻种铜绿微囊藻、鱼腥藻在 WT 25-30℃范围生长速率最高，当 WT 上升后 5d，藻类生物繁殖速度加快，藻源性有机物释放量明显增加，AD 出现峰值响应[31, 32]。

相关研究证实，夏季藻类生物量增加后，其光合作用增强可导致上覆水和上层沉积物层中 pH 值升高，一方面促进了与沉积物固体结合的 PO_4^{3-}因 OH^-的竞争而被解吸[13]；另一方面沉积物中微生物活性增强，有机磷矿化分解速率加快，加剧了沉积物-水微界面的耗氧过程[33, 34]。由此可见，藻类暴发导致的 pH 升高与底部溶解氧不足并非相互独立的机制，二者在浅水湖泊中往往协同发生并相互强化：藻类呼吸和残体降解消耗 DO 促进铁磷（Fe-P）释放磷[35, 36]，光合作用导致 pH 升高促进 Fe-P 解吸，两者共同驱动沉积物磷的活化与释放。此外，在藻类生长暴发阶段，局部水面易形成水华阻断水体复氧，并造成下层水体生物光合作用减弱，产氧量锐减[37]。从而在 AD 升高后 4d，DO 的消耗效应达到最大。因此 AD 与 TP 的滞后相关性呈明显波动趋势，峰值影响延迟 3d 出现。

深水湖泊通常在夏季形成稳定的水温热分层：表层水体受太阳辐射加热，密度降低，形成温跃层，阻碍上下水团交换[38, 39]。而对于太湖、巢湖这样的大型浅水湖泊而言，由于水深较浅、风浪扰动频繁，水体混合作用较强，难以形成持续数月的稳定热分层。受昼夜温差和风力日变化影响，浅水湖泊往往呈现以“天”为周期的分层现象：白天表层水体增温，形成短暂弱分层；夜间表层冷却、风力增强，上下水层发生混合，分层现象随即消失，这种以“天”为单位的水温分层现象称为“日成层”[39]。在日成层的作用下，底层水体在白天短暂分层期间溶解氧消耗加剧[39, 40]，夜间分层破除后缺氧水体上翻。因此，即使表层 DO 监测值维持在 7 mg/L 以上，沉积物-水微界面仍可能因溶解氧不足导致内源磷释放[41-43]。在过往巢湖、太湖等大型浅水湖泊野外调查中，曾多次发现即使上覆水处好氧状态，沉积物-水微界面处 DO 浓度仍可低至 2.7 mg/L，且在局部区域存在周期性缺氧现象[44, 45]。针对巢湖沉积物特性研究证实，藻类残体大量沉降到湖底导致表层沉积物中生物易降解有机质含量较高，其降解过程会快速消耗底层水体溶解氧，极易造成沉积物-水微界面缺氧[46]。当沉积物-水微界面进入厌氧、缺氧状态，Fe-P 表面的 $Fe(OH)_3$ 保护层转化为 $Fe(OH)_2$，溶解释放磷酸盐至水体[47]，而沉积物中可溶性活性磷（SRP）释放量通常是富氧条件 2-3 倍，且响应时间仅需 6-12 h[29]，这与 DO-TP 最优滞后时间为 0d 相近。

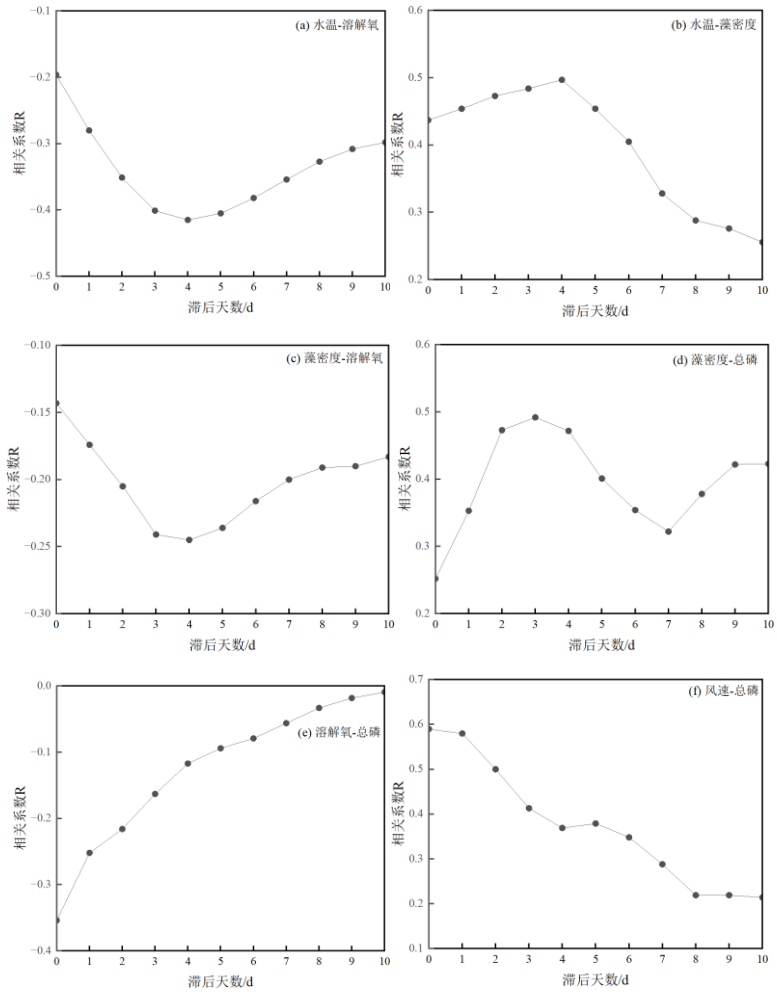

图 5 滞后天数相关性变化：（a）WT-DO；（b）WT-AD；（c）AD-DO；（d）AD-TP；（e）DO-TP；（f）WD-TP

Fig.5 Variation of correlation with time-lag days: (a)WT-DO; (b)WT-AD; (c)AD-DO; (d)AD-TP; (e)DO-TP; (f)WD-TP

对比不同情景下巢湖水质指标变化，WD 的影响不容忽视。巢湖沉积物间隙水中的 SRP 浓度显著高于上覆水体，给风浪扰动下内源磷的暴发性释放提供了物质条件[48]。当沉积物受到风浪扰动发生再悬浮时，间隙水 SRP 释放导致上覆水磷浓度迅速上升；而再悬浮带来的有利氧化条件加速了颗粒物中有机磷矿化分解，且矿化速率随着再悬浮持续频率的升高而增大[49, 50]。由 PCA 分析可知，5-7 月 WD 与 TP 存在较强正相关性，在巢湖的快速变化风浪场作用下，沉积物悬浮导致微环境中释放的磷以更快速度扩散到上覆水中[19]，可见风浪扰动放大了内源磷释放效应。

在这些环境因子的共同作用下，形成了具有明显时滞特征的巢湖总磷浓度变化驱动机制：夏季水温升高作为初始动力，4d 后同时引起藻密度增大与溶解氧含量降低；藻类生物量增加一方面通过衰亡分解释放磷直接贡献于 TP 升高（滞后 3d 达峰值），另一方面通过呼吸耗氧和衰亡分解进一步加剧溶解氧消耗；溶解氧含量下降可在 24h 内迅速触发沉积物-水微界面磷释放；在沉积物与藻类协同作用下，TP 升高的时滞效应达到最大，风浪扰动则通过加速磷扩散进一步放大了总磷波动。这一机制将表观的总磷浓度变化与内在的物理（WT、WD）-生物（AD）-化学（DO）时滞过程动态关联，深化了对浅水湖泊磷循环过程的理解。

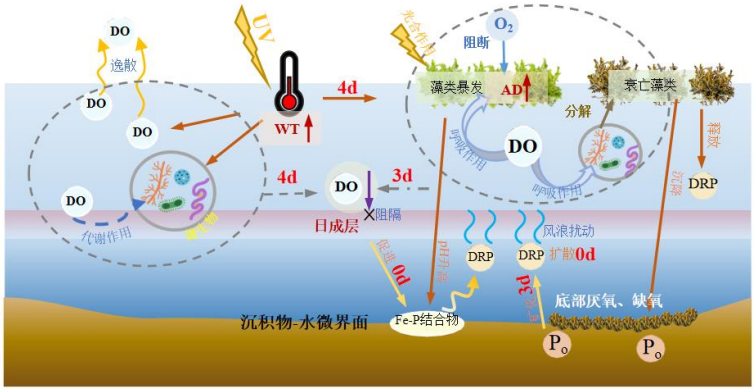

图 6 巢湖 TP 与 WT、DO、AD、WD 之间的驱动机制

Fig.6 Driving mechanisms between TP, WT, DO, AD and WD in Lake Chaohu

2.4 巢湖总磷浓度波动的环境因子风险阈值等级构建

根据所提出的巢湖 TP 浓度变化驱动机制，WT 是整个级联驱动过程的初始驱动因子，每年 6-10 月巢湖 WT 升至 25-33℃且保持相对稳定后，水体便长期处于蓝藻水华易发和内源磷释放活跃的高位区间。此时，WT 自身波动幅度较小，且作为气候驱动因子难以通过人为调控进行干预。相比之下，DO、AD 作为巢湖总磷浓度波动驱动机制的过程响应因子，对 WT 的响应存在明显时滞，且夏季波动幅度与频率显著升高，使其能够更灵敏地反映水质变化趋势，从而具备作为 TP 浓度风险预警指标的可操作性和预警价值。因此选取 DO、AD 作为巢湖总磷浓度波动的环境因子风险阈值构建对象。目前对湖泊 TP 浓度的分级标准，主要参考《地表水环境质量标准》（GB 3838-2002），TP 浓度在＜0.01、0.01-0.025、0.025-0.05、0.05-0.1、0.1-0.2 mg/L 分别为Ⅰ类、Ⅱ类、Ⅲ类、Ⅳ类以及Ⅴ类；2021-2024 年，巢湖总磷浓度均值为 0.075 mg/L，而 6-10 月巢湖总磷浓度日均值基本处Ⅳ-Ⅴ类，因此，以（0.05，0.075]、（0.075，0.1]、＞0.1 三个分级开展 DO 与 AD 的风险阈值分析（表 2）。郑丙辉等[23]指出，25%分位值反映了同级水平下水质较好的状态，50%分位值反映了同级水平下的平均水平，75%分位值反映了同级水平下相对较差的状况（DO 则相反），根据反退化政策，采用 50%分位值作为巢湖 TP 分级标准下的风险阈值[18]。

表 2 巢湖 TP 各分级标准下的 DO 与 AD 统计特征值

Tab.2 Statistical characteristic values of DO and AD under different TP classification standards in Lake Chaohu

区域	TP 浓度范围/（mg/L）	DO/（mg/L）			AD/（×10⁶ cells/L）		
		25%	50%	75%	25%	50%	75%
全湖	（0.05，0.075]	7.01	7.69	8.34	7.23	9.80	13.07
	（0.075，0.1]	6.33	7.08	8.22	10.38	15.64	21.82
	＞0.1	6.2	6.72	7.95	14.90	21.14	27.41
西半湖	（0.05，0.075]	7.32	7.96	8.55	6.98	9.12	12.89
	（0.075，0.1]	6.65	7.31	8.42	10.12	14.98	20.72
	＞0.1	6.44	6.98	8.04	13.87	19.65	25.34
东半湖	（0.05，0.075]	6.89	7.35	8.01	8.19	10.88	13.84
	（0.075，0.1]	6.21	6.56	7.88	12.03	17.83	23.01
	＞0.1	6.09	6.33	7.63	16.58	22.17	28.76

随着 TP 浓度升高，从 25%分位至 75%分位，DO 呈下降趋势，AD 呈上升趋势（表 2）。当 TP 在（0.05，0.075]、（0.075，0.1]、＞0.1 范围时，全湖 DO 的 50%分位值分别为 7.69 mg/L、7.08 mg/L、6.72 mg/L，虽上覆水还未达到缺氧状态，但沉积物-水微界面可能已处于缺氧状态[44]；全湖 AD 的 50%分位

值分别为 9.80×10^6 cells/L、15.64×10^6 cells/L、21.14×10^6 cells/L，表明湖区逐步由无明显水华向轻度水华转变。对比全湖、西半湖、东半湖的风险阈值特征，呈现明显的西半湖＞全湖＞东半湖的梯度规律：西半湖 DO 风险阈值最高、AD 风险阈值最低，表明该湖区对环境因子变化的响应更为敏感，在相同 TP 浓度分级下，需要更严格的溶解氧维持和藻类生物量控制；而东半湖 DO 风险阈值最低、AD 风险阈值最高，说明该湖区对 DO、AD 波动的缓冲能力相对较强。这一分区差异与前文得出的西半湖 TP 浓度更高、波动更剧烈的时空分布特征相吻合，进一步印证了将西半湖作为后续驱动机制研究与治理策略焦点区域的必要性。DO 低于不同浓度、AD 高于不同水平下的各分级 TP 浓度出现比例结果显示（图 7），各分级标准下，50%分位值对应的出现频率接近该分级下的峰值，表明 50%分位值确定的 DO 和 AD 阈值对应的 TP 浓度出现频率最高，最能反映 TP 变化情况。

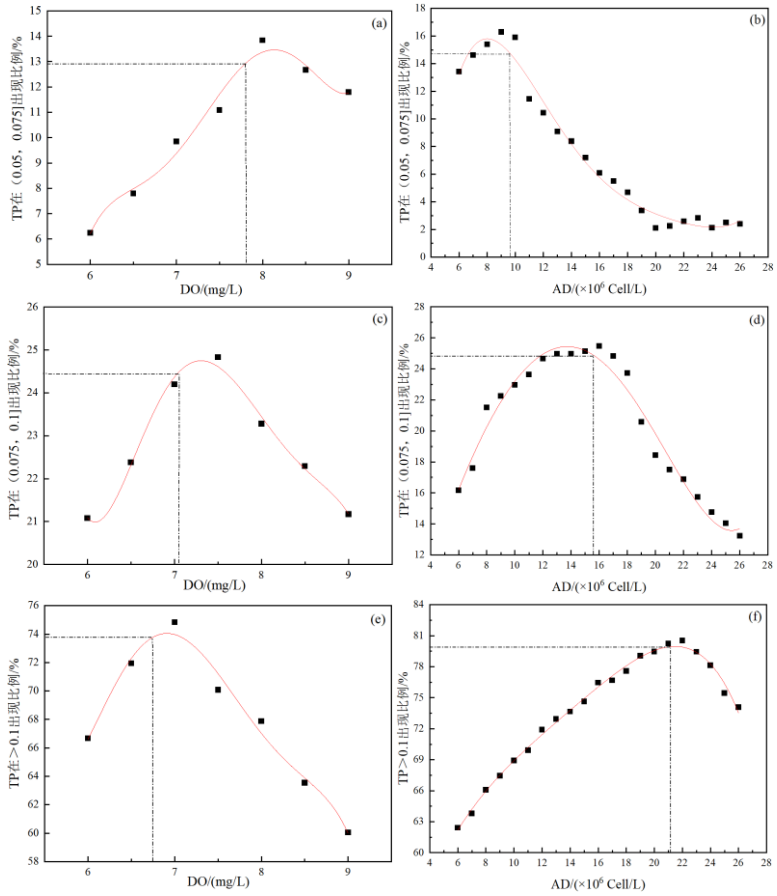

图 7 巢湖 DO、AD 与 TP 各分级标准出现比例之间的拟合关系

Fig.7 Fitting relationships between DO, AD, and occurrence ratios of different TP classification standards in Lake Chaohu

需指出的是，本研究存在一定局限性。基于表层监测数据的统计分析，受《地表水和污水监测技术规范》（HJ/T 91-2002）限制，难以准确刻画环境因子的垂直响应关系[18]；同时，沉积物组分特征、水生植物、底栖生物等指标的长时间序列监测数据不足，可能对风险阈值的精度产生影响。尽管如此，本研究所提出的风险阈值仍具有重要的实践意义。首先，在浅水湖泊的实际管理中，底层 DO 的持续监测在技术和成本上仍存在困难，而表层 DO 作为常规监测指标，其与 TP 的统计关联可为管理者提供“第一道防线”的预警信号[51]。其次，本研究所识别的驱动路径为巢湖总磷管控提供了时序决策依据：当夏季监测到 AD、DO 接近风险阈值时，管理者可在 4d 窗口期内采取预防性措施。第三，相关研究已证实，

基于表层指标的统计阈值在浅水湖泊管理中具有广泛应用前景[18]，特别是在缺乏底层长期监测数据的条件下，此类方法可为制定总磷分级预警体系提供重要支撑。因此，本研究中的 DO、AD 风险阈值虽是在特定时间范围内的统计结果，但对于浅水湖泊总磷波动的驱动机制研究及污染精准化管控，仍具有重要的时序决策参考价值。

3 结论

1）在时空格局上，巢湖总磷浓度演变具有显著的时空分异特征。总体来说，每年 7 月是湖区总磷浓度变化最为剧烈、风险最高的关键窗口期（变异系数达 55.2%），9 月总磷浓度均值最高（0.111 mg/L）；西半湖总磷浓度年均值、变异系数分别较东半湖高出 40.8%、14.8%，是巢湖磷污染的核心区域。

2）在驱动机制上，本研究揭示了一个具有明显时滞特征的驱动路径，水温、溶解氧与藻密度是控制巢湖总磷浓度的核心环境因子（贡献率超 50%），风速则是重要的气象因子。夏季水温上升作为初始动力，在第 4d 驱使藻密度与溶解氧明显恶化；藻类生物量的增加导致呼吸作用与细胞衰亡分解的耗氧效应在第 4d 达到最大；水体溶解氧下降则是快速触发沉积物-水微界面内源磷释放的核心信号之一，风浪扰动进一步加速了沉积物-水微界面磷扩散，最终共同导致湖体总磷浓度上升。这一机制将表观的总磷浓度变化与内在的物理-生物-化学时滞过程动态关联，深化了对浅水湖泊磷迁移转化时滞机制的认识。

3）在风险预警上，本文将驱动机制与阈值相结合，定量提出了总磷浓度波动的环境因子风险阈值。不同总磷浓度分级所对应的溶解氧、藻密度的控制阈值分别为 7.69 mg/L、7.08 mg/L、6.72 mg/L 与 9.80 $\times 10^6$ cells/L、15.64$\times 10^6$ cells/L、21.14$\times 10^6$ cells/L，均是巢湖水体 TP 浓度持续升高甚至达到Ⅳ、Ⅴ类水平的过程风险预警信号。受环境因子、监测方法等因素影响，本研究所提出的风险阈值虽是基于统计方法确定的范围值，但可为浅水湖泊总磷从“被动末端治理”到“主动过程预警与干预”提供时序决策依据。

致谢：感谢安徽省水污染多维光谱溯源监测技术与装备工程研究中心资助。

4 参考文献

[1] Berman T, Bronk D. Dissolved Organic Nitrogen: A Dynamic Participant in Aquatic Ecosystems. *Aquatic Microbial Ecology*, 2003, 31: 279-305. DOI: 10.3354/ame031279.

[2] Carpenter, Stephen R. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2008, 105: 11039 - 40. DOI：10.1073/pnas.0806112105.

[3] Gong MD, Jin ZF, Wang Y, *et al*. Coupling between iron andphosphorussediments of shallow lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River using diffusive gradients in thin films (DGT). *J Lake Sci*, 2017, 29(5):1103-1111. DOI:10.18307/2017.0508.[龚梦丹,金增锋,王燕,等. 长江中下游典型浅水湖泊沉积物水界面磷与铁的耦合关系. 湖泊科学, 2017, 29(5):1103-1111.]

[4] Sang YW, Zhou ZB, Sun FH, *et al*. Quantitative analysis of natural and societal driving factors of nitrogen and phosphorus concentration changes in typical lakes of theYangtze River Basin from 2000 to 2022. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2025, 45(5):490-502. DOI:10.13671/j.hjkxxb.2024.0487.[桑一文,周志彬,孙福红,等. 2000-2022 年长江流域典型湖泊氮磷浓度变化的自然与社会驱动因子定量解析研究. 环境科学学报, 2025, 45(5):490-502.]

[5] Qin, Boqiang. The nutrient forms, cycling and exchange flux in the sediment and overlying water system in lakes from the middle and lower reaches of Yangtze River. *Science China(Earth Sciences)* , 2006, 49: 1-13. DOI：10.1007/s11430-006-8101-0.

[6] Yang X , Anderson N J , Dong X, *et al*. Surface sediment diatom assemblages and epilimnetic total phosphorus in large, shallow lakes of the Yangtze floodplain: their relationships and implications for assessing long-term eutrophication. *Freshwater Biology*, 2008, (7): 53. DOI：10.1111/j.1365-2427.2007.01921.x.

[7] Zhu, Guangwei. Direct evidence of phosphorus outbreak release from sedi-ment to overlying water in a large shallow lake caused by strong wind wave disturbance. *Chinese Science Bulletin*, 2005, 50(6): 577. DOI：10.1360/04wd0083.

[8] Zhu M, Paerl H W, Zhu G, *et al*. The role of tropical cyclones in stimulating cyanobacterial (Microcystis spp.) blooms in hypertrophic Lake Taihu, *China. Harmful Algae*, 2014, 39(oct.): 310-21. DOI：10.1016/j.hal.2014.09.003.

[9] Zhu GW, Xu H, Zhu MY *et al*. Changing characteristics and driving factors of trophic state of lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River in the past 30 years. *J Lake Sci*, 2019, 31(6): 1510-1524. DOI:10.18307/2019.0622. [朱广伟, 许海, 朱梦圆等. 三十年来长江中下游湖泊富营养化状况变迁及其影响因素. 湖泊科学, 2019, 31(6): 1510-24.]

[10] Wu HY, Jia GH, Xu B *et al*.Analysis of variation and driving factors of total phosphorus in Lake Taihu, 1980-2020. *J Lake Sci*, 2021, 33(4): 974-91. DOI:10.18307/2021.0402. [吴浩云, 贾更华, 徐彬等. 1980年以来太湖总磷变化特征及其驱动因子分析. 湖泊科学, 2021, 33(4): 974-91.]

[11] Zhang M, Gao R, Yang Z *et al*. Seasonal patterns of phosphorus in Lake Chaohu and its influencing factors. *J Lake Sci*, 2024, 36(6):1650-1659. DOI:10.18307/2024.0612. [张民, 高芮, 阳振等. 巢湖水体中磷的季节性波动及其驱动因素. 湖泊科学, 2024, 36(6): 1650-9.]

[12] Hu, Jiayu , *et al*. Warming accelerated phosphorus release from the sediment of Lake Chaohu during the decomposition of algal residues: A simulative study. *PLOS ONE*, 2025, 20(1).DOI：10.1371/journal.pone.0314534.

[13] Zhang M, Xie P,Xu J, *et al*. The spatio-temporal variation characteristics and formation mechanism of internal phosphorus load in large shallow lakes: A case study of Lake Chaohu. *SCIENCE IN CHINA(SERIES D)*, 2005, 35(z2): 63-72. DOI：10.3321/j.issn:1006-9267.2005.z2.007. [张敏, 谢平, 徐军等. 大型浅水湖泊——巢湖内源磷负荷的时空变化特征及形成机制. 中国科学 D 辑, 2005, 35(z2): 63-72.]

[14] KISAND A, NõGES P. Sediment phosphorus release in phytoplankton dominated versus macrophyte dominated shallow lakes: importance of oxygen conditions. *Hydrobiologia*, 2003, 506(1): 129-33.DOI：10.1023/B:HYDR.0000008620.87704.3b.

[15] Liu ZQ, Li J, Jiang SH. Chlorophyll-a prediction based on the Almon-BP delayed neural network model. *South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology*, 2024, 22(6): 1137-47. DOI: 10.13476/j.cnki.nsbdqk.2024.0113. [刘振旗, 李建, 江善虎. 基于 Almon-BP 时滞神经网络模型的叶绿素 a 趋势预测. 南水北调与水利科技, 2024, 22(6): 1137-47.]

[16] Qu S, Wang JJ, Yuan Y. Time-lag responses of turbidity to wind values in Meiliang Bay,Taihu Lake. *China Environmental Scienc*, 2023, 43(6): 3141-9. DOI: 10.3969/j.issn.1000-6923.2023.06.047. [渠姗, 王健健, 袁媛. 太湖梅梁湾浊度对风值的时滞性响应研究. 中国环境科学, 2023, 43(6): 3141-9.]

[17] 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): 1622-9. DOI：10.3969/j.issn.1000-6923.2013.09.013. [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): 1622-9.]

[18] 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): 1075-89. 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): 1075-89.]

[19] Zhang YH, Hu YM, Peng ZL, *et al*. Fast-changing wind waves and their environmental effects in Lake Chaohu. *J Lake Sc*, 2022, 34(3): 985-93. DOI：10.18307/2022.0322. [张怡辉, 胡月敏, 彭兆亮等. 巢湖快速变化风浪场及其环境效应. 湖泊科学, 2022, 34(3): 985-93.]

[20] Kong M, Zhang L, Yin HB, *et al*. Influence of algae bloom on distribution of total and speciation of nitrogen and phosphorus in the surface sediments from Lake Chaohu. *China Environmental Scienc*, 2014, (5): 1285-92. DOI：10.3969/j.issn.1000-6923.2014.05.037. [孔明, 张路, 尹洪斌等. 蓝藻暴发对巢湖表层沉积物氮磷及形态分布的影响. 中国环境科学, 2014, (5): 1285-92.]

[21] Qi JY, Ruan XH. Dam construction-induced environmental impact on riverine ecosystem. *Journal of Hohai University(Natural Sciences)*, 2005, 33(1): 37-40. DOI：10.3321/j.issn:1000-1980.2005.01.009. [祁继英, 阮晓红. 大坝对河流生态系统的环境影响分析. 河海大学学报（自然科学版）, 2005, 33(1): 37-40.]

[22] Ren P, Fan ZY, Yang ZY, *et al*. Variation characteristics and causes of total phosphorus in small and medium-sized gate-controlled lakes along the Yangtze River—A case study of Lake Shitang in Anqing City. *J Lake Sci,* 2023, 35(4): 1359-69. DOI：10.18307/2023.0427. [任鹏, 范中亚, 杨忠勇等. 沿江城市中小型闸控通江湖泊总磷变化特征及成因分析——以安庆市石塘湖为例. 湖泊科学, 2023, 35(4): 1359-69.]

[23] 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): 21-6. DOI: 10.3321/j.issn:1003-5427.2009.01.003. [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): 21-6.]

[24] Yu HY, Zhou B, Hu ZY, *et al*. Study on Correlation between Chlorophyll a and Algal Density of Biological Monitoring. *Environmental Monitoring in China*, 2009, (6): 4. DOI: 10.3969/j.issn.1002-6002.2009.06.012. [于海燕, 周斌, 胡尊英等. 生物监测中叶绿素 a 浓度与藻类密度的关联性研究. 中国环境监测, 2009, (6): 4.]

[25] Wang FF, Qu JH. Spatio-temporal characteristics and correlation of phosphate, pH and alkaline phosphatase on water-sediment interface of Lake Taihu. *Ecology and Environment Sciences*, 2012, 21(5): 6. DOI: 10.3969/j.issn.1674-5906.2012.05.019. [王福芳, 屈建航. 太湖水-沉积物界面磷、pH 及碱性磷酸酶的时空特征及相关性. 生态环境学报, 2012, 21(5): 6.]

[26] Cai M, Qian X, Wang YY, *et al*. Phosphorus cycle and its influencing factors in different areas of Lake Taihu. *J Lake Sci,* 2022, 34(5): 12. DOI: 10.18307/2022.0507. [蔡梅, 钱旭, 王元元等. 太湖入、出湖湖区磷的特征及其影响因素分析. 湖泊科学, 2022, 34(5): 12.]

[27] Yang ZX, Li YX, Zhu GW, *et al*. Control factors of cyanobacterial bloom area in Lake Taihu,China(2003-2023). *J Lake Sci,* 2025,37(3):734-751. DOI: 10.18307/2025.0311. [杨芷萱, 黎云祥, 朱广伟等. 2003-2023 年太湖蓝藻水华面积变化的影响因子分析. 湖泊科学, 2025,37(3):734-751.]

[28] Zheng XL, Zhang JJ, Chen L. Research Progress on the Migration and Transformation Mechanism of Sediment-Internal Phosphorus under Resuspension Condition. *ADVANCES IN WATER SCIENC*, 2013, 24(2): 9. DOI:10.14042/j.cnki.32.1309.2013.02.010. [郑西来,张俊杰,陈蕾.再悬浮条件下沉积物内源磷迁移-转化机制研究进展.水科学进展, 2013, 24(2):9.]

[29] Liu XT, Liu J, Wang YB, *et al*. Phosphorus Cycling in a Sediment-water System Controlled by Different Dissolved Oxygen Levels of Overlying Water. *Environmental Science*,2022, 43(12): 5571-84. DOI: 10.13227/j.hjkx.202201245. [刘笑天, 刘军, 王以斌等. 不同溶解氧条件下沉积物-水体系磷循环. 环境科学, 2022, 43(12):5571-84.]

[30] Xu ZH, Liu BY, Li B, *et al*. Investigation of Dissolved Oxygen Drivers in the Chaohu Basin Using Explainable Integrated Machine Learning. *Environmental Science*, 2025, 46(9): 5641-9. DOI: 10.13227/j.hjkx.202407234. [徐泽华, 刘柏音, 李斌等. 基于可解释集成机器学习的巢湖流域溶解氧驱动因素. 环境科学, 2025, 46(9): 5641-9.]

[31] Liu FF, Feng MH, Shang LX, *et al*. Effects of temperature on the growth and generation of extracellular organic matter of Microcystis aeruginosa and Anabaena sp. *J Lake Sci*, 2014, 26(5): 780-8. DOI：10.3969/j.issn.1003-5427.2014.05.017. [刘菲菲, 冯慕华, 尚丽霞等. 温度对铜绿微囊藻(Microcystis aeruginosa)和鱼腥藻(Anabaena sp.)生长及胞外有机物产生的影响. 湖泊科学, 2014, 26(5): 780-8.]

[32] Yu L, Zhu GW, Kong FX, *et al*. Spatiotemporal characteristics of microcystin variants composition and associations with environmental parameters in Lake Chaohu, China. *J Lake Sci*, 2019, 31(3): 700-13. DOI: 10.18307/2019.0309. [余丽, 朱广伟, 孔繁翔等. 巢湖微囊藻毒素异构体组成的时空分布特征及影响因子. 湖泊科学, 2019, 31(3): 700-13.]

[33] Gao Y , Cornwell J C , Stoecker D K ,*et al*.Effects of cyanobacterial-driven pH increases on sediment nutrient fluxes and coupled nitrification-denitrification in a shallow fresh water estuary.*Biogeosciences*, 2012, 9(7).DOI:10.5194/bg-9-2697-2012.

[34] Gao Y , Cornwell J C , Stoecker D K , *et al*.Influence of cyanobacteria blooms on sediment biogeochemistry and nutrient fluxes. *Limnology & Oceanography*, 2014, 59(3):959-971.DOI:10.4319/lo.2014.59.3.0959.

[35] Li X, Li ZC, Wang X, et al. Characteristics of Dissolved Organic Matter in Overlying Water During Algal Bloom Decay. Environmental Science, 2021, 42(7): 3281-90. DOI: 10.13227/j.hjkx.202011241. [李翔, 李致春, 汪旋等. 蓝藻衰亡过程中上覆水溶解性有机物变化特征. 环境科学, 2021, 42(7): 3281-90.]

[36] Zhu MY, Zhu GW, Wang YP. Influence of Scum of Algal Bloom on the Release of N and P from Sediments of Lake Taihu. *Environmental Science*, 2011, 32(2): 409-15. [朱梦圆, 朱广伟, 王永平. 太湖蓝藻水华衰亡对沉积物氮、磷释放的影响. 环境科学, 2011, 32(2): 409-15.]

[37] Sun TT, Huang T, Liu YX, *et al*. Effects of cyanobacterial growth and decline on the phoD-harboring bacterial community structure in sediments of Lake Chaohu. *J Lake Sci*, 2022, 34(6): 1856-67. DOI: 10.18307/2022.0606. [孙婷婷,黄涛,刘雨昕,等. 蓝藻生消

对巢湖沉积物 phoD 碱性磷酸酶基因细菌群落结构的影响. 湖泊科学, 2022, 34(6):1856-1867.]

[38] Chen Y, Li YP, Zhu Y, *et al*. Spatial and temporal characteristics of mixed layer depth and anoxic zone during the extinction of thermal stratification in southern reservoirs in ChinaA case of Tianbao Reservoir, Nanning City. *J Lake Sci*, 2023, 35(5): 1623-34. DOI: 10.18307/2023.0523.[陈宇,李一平,朱雅,等. 南方水库热分层消亡期混合层深度及缺氧区时空变化特征——以南宁市天雹水库为例. 湖泊科学, 2023, 35(5):1623-1634.]

[39] Zhang YC, Qian X, Qian Y, *et al*.Monitoring and Analysis of Thermal Stratification in Taihu Lake. *Environmental Science and Management*, 2008, 33(6):117-121. DOI: 10.3969/j.issn.1673-1212.2008.06.034. [张玉超,钱新,钱瑜,等. 太湖水温分层现象的监测与分析. 环境科学与管理, 2008, 33(6):117-121]

[40] Antonopoulos V Z , Gianniou S K .Simulation of water temperature and dissolved oxygen distribution in Lake Vegoritis, Greece.*Ecological Modelling*, 2003, 160(1-2):39-53.DOI:10.1016/S0304-3800(02)00286-7.

[41] Bocaniov, Serghei A , *et al*. Simulating the effect of nutrient reduction on hypoxia in a large lake (Lake Erie, USA-Canada) with a three-dimensional lake model. *Journal of Great Lakes Research*, 2016, 42(6): 1228-40.DOI：10.1016/j.jglr.2016.06.001.

[42] Gertrud K. Nürnberg. Quantifying anoxia in lakes. *Limnology and Oceanography*, 1995, 40(06):1100-1111.DOI ：10.4319/lo.1995.40.6.1100.

[43] Xu SB, Gu XH, Cai CF, *et al*. Effect on the Release of Nitrogen and Phosphorus from Sediment of the East Taihu by Dissolved Oxygen, Water Temperature and Currents. *JOURNAL OF ANHUI AGRICULTURAL SCIENCES*, 2011, 39(9): 5175-7,366. DOI：10.3969/j.issn.0517-6611.2011.09.053. [徐升宝, 谷孝鸿, 蔡春芳等. 溶氧·水温和水流对东太湖沉积物中氮·磷释放的影响. 安徽农业科学, 2011, 39(9): 5175-7,366.]

[44] Li YB, Kuang S, Wang ZY, *et al*. Characteristics and significance of nitrogen, phosphorus and oxygen transportation at the sediment water interface in east Lake Chaohu. *J Lake Sci*, 2020,32(3):688-700. DOI: 10.18307/2020.0309. [李运奔, 匡帅, 王臻宇等. 东巢湖沉积物-水界面氮、磷、氧迁移特征及意义. 湖泊科学, 2020,32(3):688-700.]

[45] Zhu G , Wang F , Zhang Y ,*et al*.Hypoxia and its environmental influences in large, shallow, and eutrophic Lake Taihu, China.*International Association of Theoretical & Applied Limnology*, 2007, 30(3):361-365. DOI: 10.1080/03680770.2008.11902144.

[46] He YZ, Ke F, Feng MH, *et al*.Characteristics and distribution of biodegradabIe compounds of surface sediments in Lake Chaohu. *J Lake Sci*, 2016, 28(1):40-49. DOI: 10.18307/2016.0105.[何延召,柯凡,冯慕华,等. 巢湖表层沉积物中生物易降解物质成分特征与分布规律. 湖泊科学, 2016, 28(1):40-49.]

[47] 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 and 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定量化--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.]

[48] Gong CS, Fan CX. Effect factors analysis of phosphorus exder different dissolved oxygen concentration change across lake sediment-water interface under different dissolved oxygen concentration. *J Lake Sci*, 2010, 22(3):430-436. DOI:10.18307/2010.0317.[龚春生,范成新. 不同溶解氧水平下湖泊底泥-水界面磷交换影响因素分析. 湖泊科学, 2010, 22(3):430-436.]

[49] Fan CX, Zhang L, Qin BQ, *et al*. Estimation of dynamic phosphorus release from suspended particulate matter in Lake Taihu under wind-induced disturbances. *SCIENCE IN CHINA (SERIES D)*, 2003,33(8):760-768. DOI:10.3969/j.issn.1674-7240.2003.08.007.[范成新,张路,秦伯强,等. 风浪作用下太湖悬浮态颗粒物中磷的动态释放估算. 中国科学 D 辑, 2003, 33(8):760-768.]

[50] St Hlberg C , Bastviken D , Svensson B H ,*et al*.Mineralisation of organic matter in coastal sediments at different frequency and duration of resuspension.*Estuarine Coastal & Shelf Science*, 2006, 70(1-2):317-325.DOI:10.1016/j.ecss.2006.06.022.

[51] Qian B, Liu L, Pan C. Effects of dissolved oxygen levels on internal phosphorus release in lake waters. *Yangtze River*, 2015(5):93-96. DOI:10.16232/j.cnki.1001-4179.2015.05.022.[钱宝,刘凌,潘畅. 湖泊水体溶解氧水平对内源磷释放的影响. 人民长江, 2015(5):93-96.]