

中国东部典型浅水湖泊生态系统稳定性量化评估*

王锦^{1,2,3}, 庄新风^{2,3}, 唐彩红⁴, 蔡永久^{2,3}, 龚志军^{2,3}, 张尚弘⁴, 孔祥臻^{2,3}, 邓建明^{2,3**}

(1: 南京师范大学地理科学学院, 南京 210023)

(2: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

(3: 中国科学院大学, 北京 100049)

(4: 华北电力大学水利与水电工程学院, 北京 102206)

摘要: 湖泊生态系统稳定性是评估其健康状态的关键指标。针对现有评估方法存在的环境还原度不足与数据依赖性过强等问题, 本研究基于 Pararov 等提出的生态系统稳定性评估框架基础上, 结合湖泊生态特征, 遴选代表性指标, 构建基于结构与功能双维度的湖泊生态系统稳定性指数, 旨在从结构和功能两个视角量化并比较浅水湖泊的稳定性差异。整合洪泽湖和骆马湖 2016-2021 年逐月及 2022-2023 年季度浮游植物、浮游动物生物量以及气象水质数据, 结合太湖 2016-2023 年逐月监测数据, 定量评估了我国东部三个典型湖泊的结构稳定性与功能稳定性。研究结果表明: (1) 2020 年以来, 三个湖泊综合结构稳定性指数由 0.567 ± 0.02 下降至 0.437 ± 0.04 , 而综合功能稳定性指数则维持稳定, 表明湖泊生态系统功能稳定性整体优于结构稳定性; (2) 三湖对比显示, 太湖的生态系统稳定性显著高于洪泽湖和骆马湖; (3) 相关性分析揭示, 气象、水质及水文要素与洪泽湖、骆马湖结构及功能稳定性的关联特征高度一致, 但与太湖的相关性呈现相反趋势。其中水质要素中的氮、磷指标与三湖泊结构和功能稳定性相关性最强。本研究的双维度稳定性指数为湖泊生态系统稳定性动态监测与评估提供了新视角与量化方法, 有助于识别浅水湖泊结构和功能维度的差异特征, 并为未来在湖泊健康评价和生态修复中引入稳定性维度提供参考。

关键词: 湖泊生态系统稳定性; 稳定性指数; 浮游植物群落; 湖泊结构和功能

Quantitative Assessment of Ecosystem Stability in Typical Shallow Lakes of Eastern China*

Wang Jin^{1,2,3}, Zhuang Xinfeng^{2,3}, Tang Caihong⁴, Cai Yongjiu^{2,3}, Gong Zhijun^{2,3}, Zhang Shanghong⁴, Kong Xiangzhen^{2,3}, Deng Jianming^{2,3**}

(1: School of Geographic Sciences, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, P.R.China)

(2: Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P.R.China)

(3: University of Chinese Academy of Chinese Academy of Sciences, Beijing 10049, P.R.China)

(4: School of Water Resources and Hydropower Engineering, North China Electric Power University, Beijing 102206, P.R.China)

Abstract: Lake ecosystem stability serves as a critical indicator of ecological health. To overcome limitations in existing assessment methods—such as insufficient environmental representativeness and high data dependency—this study developed a Lake Ecosystem Stability Index based on the ecosystem stability framework proposed by Pararov et al. By incorporating

*2025-08-08 收稿; 2025-11-08 收修改稿。

国家重点研发计划(2022YFC3202004)、国家自然科学基金项目(U24A20639)与湖泊与流域水安全全国重点实验室重大项目(NKL2023-ZD02)联合资助

**通信作者; E-mail: jmdeng@niglas.ac.cn

lake-specific ecological characteristics and selecting representative indicators, the index integrates structural and functional dimensions to quantify and compare stability across shallow lakes. Using monthly phytoplankton and zooplankton biomass data from 2016 to 2021, quarterly data from 2022 to 2023, meteorological and water quality data from Lake Hongze and Lake Luoma, and monthly monitoring data from Lake Taihu from 2016 to 2023, this study quantitatively evaluated the structural and functional stability of these lake ecosystems. The results indicate that: (1) Since 2020, the composite structural stability index declined from 0.567 ± 0.02 to 0.437 ± 0.04 , whereas the functional stability index remained relatively stable, suggesting that functional stability generally exceeds structural stability in these lake ecosystems; (2) Lake Taihu exhibited significantly higher ecosystem stability than both Lake Hongze and Lake Luoma; (3) Correlation analysis revealed highly consistent associations of meteorological, water quality, and hydrological factors with structural and functional stability in Lake Hongze and Lake Luoma, but divergent relationships in Lake Taihu. Notably, nitrogen and phosphorus indicators showed the strongest correlations with both structural and functional stability across all three lakes. The dual-dimensional stability index proposed in this study provides a novel perspective and a quantitative tool for dynamically monitoring and assessing lake ecosystem stability, enabling the identification of discrepancies between structural and functional dimensions, and offering a valuable reference for integrating stability metrics into future lake health assessments and ecological restoration planning.

Keywords: Lake ecosystem stability; Stability Index; Phytoplankton community; Lake structure and function

近年来,随着湖沼学研究的深入,生态系统稳定性日益受到学术界和管理部门的广泛关注。湖泊稳定性不仅体现在湖泊生态系统对外界干扰的抵御能力和在遭受冲击后恢复到原始状态或接近原始状态的恢复力,更包括长期维持生态结构与功能的持久力以及对环境条件波动的变异性适应能力^[1-3]。湖泊生态系统作为一个结构和功能紧密耦合的整体,结构稳定性主要关注群落多样性和年际变化,功能稳定性则聚焦于物质循环、能量流动等关键生态过程的持续性和稳健性。

已有学者通过机理模型和网络分析等手段探究湖泊系统整体的稳定性。例如 Janse 等借助浅水湖泊营养循环的动态模型 PCLake,通过气象、入湖径流、氮和磷的入湖负荷量等外部输入条件以及浮游植物生长率、沉降率等参数进行模拟探究浅水湖泊从“清水型”和“浊水型”之间转变阈值^[4]。但其依赖大量参数设定,推广到复杂湖泊生态系统时存在不确定性;Cai 等尝试从结构出发,构建太湖浮游植物群落网络,通过计算群落网络的稳定性和复杂性探究环境变化对浮游植物群落相互作用的影响^[5],但依然难以直接刻画生态系统功能健康。近年来,研究者在更大尺度上也尝试了多维度和功能性稳定性的量化方法。Cheng 等基于地表生产力时间序列,从时间稳定性、抗扰性和恢复力三个维度系统刻画了生态系统稳定性,并揭示了不同生态区系的差异及其驱动机制,提出稳定性应被视为一个多维结构^[6];White 等利用遥感数据构建了包括变异性、抗扰性和恢复速率在内的功能稳定性指标体系,将传统小尺度实验的稳定性度量扩展到区域尺度,展示了功能稳定性跨尺度量化的可行性。然而,将结构稳定性和功能稳定性在湖泊系统中同时量化实证研究仍然有限^[7]。

作为湖泊生态系统的核心初级生产者,浮游植物贡献了全球约 50%的净初级生产力^[8-9],并在物质循环和能量流动中发挥关键作用^[10]。由于其对外界环境变化敏感、世代周期短,浮游植物群落结构和动态被认为是反映湖泊生态系统状态变化的重要指标之一。物种多样性高且分布均匀的群落通过功能互补和生态网络连通性增强系统结构韧性,而营养盐利用效率与营养级间能量传递效率直接决定生态系统功能健康^[11]。结构的稳定为功能的持久运行提供保障,功能的稳健反过来维系结构的持续。因此从浮游植物群落出发,同时结合生态系统的物质循环效率和浮游生物间能量传递效率,构建结构与功能双维度的稳定性量化框架具有重要的参考意义。

为了能较好地反映湖泊生态系统真实性与复杂性,本文选取江苏省内三个典型浅水湖泊:洪泽湖、骆马湖和太湖,借鉴 Parparov 等的生态系统稳定性评估方法^[12],从湖泊结构和功能双维度出发,选取典型指标并计算稳定性指数(Stability Index, SI),综合量化湖泊生态系统稳定性。三个湖泊气候背景相似,监测资料齐全,同时富营养化程度、蓝藻水华暴发情况以及水利工程影响程度等方面存在差异,为检验 SI 指数在不同情境下的适用性、敏感性和区分能力提供了良好载体。基于此,本文旨在:(1)比较东部平原典型浅水湖泊中结构稳定性与功能稳定性的差异及相对水平;(2)评估不同湖泊在相似气候背景下生态系统稳定性的异同;(3)气象、水质及水文等关键环境因子对湖泊结构与功能稳定性的影响分析。本研究预期东部典型浅水湖泊中功能稳定性整体优于结构稳定性,且不同湖泊对气象、水质和水文因子的响应存在显著差异。通过多维度分析,以期深入理解湖泊生态系统稳定性的内在机制及其对环境变化的响应提供新的见解。

1 研究方法

1.1 研究区域概况

洪泽湖、骆马湖和太湖是我国东部地区典型湖泊代表,承担着防洪、灌溉、服务周边用水等调蓄水

资源的重要职责^[13]。洪泽湖（33°06'~33°40'N, 118°10'~118°52'E）是中国第四大淡水湖，面积约为 1775 km²。湖区平均水深 1.77 m，换水周期较快，35d 左右。水体处于轻度-中度富营养状态^[14]。骆马湖（34°00'~34°14'N, 118°06'~118°16'E）是淮河流域第三大湖泊，面积 296 km²，湖区水深在 3.3m 左右，年换水周期约为 36d，是典型的过水性湖泊^[15]。水体处于中营养-轻度富营养状态^[16]。太湖（30°55'40"~31°32'58"N, 119°52'32"~120°36'10" E）是我国第三大淡水湖,面积 2382 km²，平均水深 1.9 m。太湖平均换水周期在 200d 左右，属于富营养湖泊^[17]。

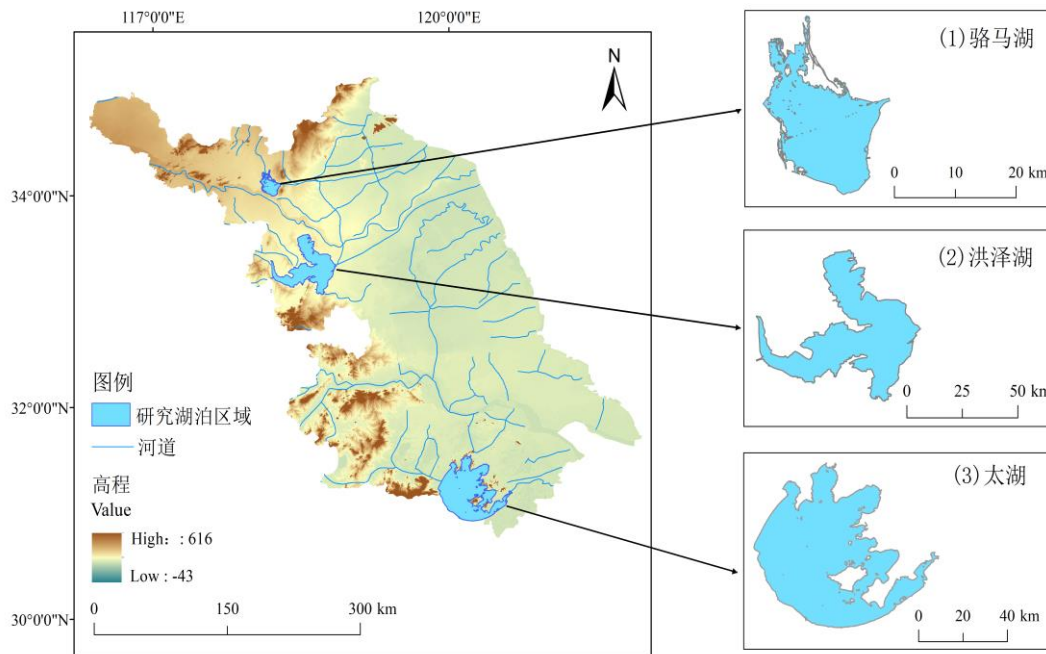


图 1 洪泽湖、骆马湖和太湖区位示意图

Fig.1 Location map of Lake Hongze, Lake Luoma, and Lake Taihu

1.2 数据来源与数据处理

2016-2021 年洪泽湖和骆马湖水质、浮游植物以及浮游动物生物量数据来自中国科学院南京地理与湖泊研究所逐月监测数据，其中 2022-2023 年为季度监测数据；太湖 2016-2023 年水质、浮游植物和浮游动物生物量数据来自中国科学院太湖湖泊生态系统研究站逐月监测数据；三个湖泊水质数据均使用 YSIEXO 多参数水质仪测定 pH、Cond 等参数；总氮（TN）、总溶解性氮（TDN）使用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(GB 11894-1989)测定；总磷（TP）和总溶解性磷（TDP）使用钼酸铵分光光度法(GB11893-1989)测定；铵氮（NH₄⁺-N）和硝氮（NO₃⁻-N）使用纳氏试剂分光光度法测定，磷酸盐浓度使用钼蓝分光光度法测定。气象数据来自国家气象科学数据中心（<https://data.cma.cn/>）。

浮游植物：各采样点采集表层和中层水样并混合。取 1L 混合水样，现场立即加入鲁哥试剂固定。样品运回实验室后，经 48h 静置沉淀，虹吸浓缩并定容至 30mL。取 0.1mL 浓缩样品于显微镜下（300-400 倍）进行种类鉴定与计数，采用视野法，确保计数细胞总数不少于 300 个。浮游植物生物量通过体积换算法获得，即根据显微镜下测量的细胞形态，按相近的几何形状计算其体积^[18]。

浮游动物：采集 20L 水样，经 25 号浮游生物网过滤浓缩，样品用 5%甲醛溶液固定并最终定容至 10 mL。在解剖镜下进行种类鉴定与计数。生物量通过体长-体重回归方程计算获得^[19]。

1.3 指标选取与研究方法

结构上，选取 Jaccard 相似性指数和 Bray-Curtis（BC）相异性指数^[20]定量描述湖泊浮游植物物种组成的年际变化和丰度差异。同时，运用香农-维纳指数（Shannon-Wiener index）和 Pielou 均匀度指数（Evenness index）^[21]反映群落物种丰富度和均匀性；功能上，计算湖泊氮、磷利用效率（RUEN、RUEP），其中 RUEN 和 RUEP 分别通过浮游植物生物量与水体总氮（TN）、总磷（TP）的比值表征^[22]；计算浮游动物生物量（Zooplankton Biomass, ZB）和浮游植物生物量（Phytoplankton Biomass, PB）比率衡量湖泊能量在营养级间的传递效率（ZPR）^[23]。

已有研究表明湖泊的气象、水文、水质要素对浮游植物乃至整个湖泊生态系统有直接或间接的影响^[24]。因此，我们选取典型气象要素中的气温（Air_Temp）、湿度（Hum）、风速（Wind）和气压（Pressure）；水文要素以水温（WTemp）为主；水质要素中选取水体透明度（SD）、电导率（Cond）、pH、叶绿素（Chla）以及包括 TN、TDN、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、TP、TDP 和磷酸根（PO₄³⁻），分析其与湖泊结构和功能稳定性的相关性。

稳定性指数（SI）核心思想是通过度量指标值与参考状态的偏离程度来表征生态系统的稳健性。具体计算方法如下：

$$EuD_i = ABS\left(\frac{SV_i - Ref(SV)_i}{STD(SV)_i}\right) \quad (1)$$

$$SI = \frac{1}{1 + EuD_i} \quad (2)$$

式中 ABS 为计算绝对值，SV_i 为选取的湖泊结构和功能各指标年平均值，Ref(SV)_i 为选取各指标研究时段内的平均值，STD(SV)_i 为研究时段内各指标数值的标准差。上式 EuD_i 表现为“绝对差异”的形式，即欧氏距离在一维情形下的形式。

该公式将偏离程度映射至[0,1]区间，SI 数值范围为 0-1，并且数值越接近 1 则越稳定。EuD_i 越大即偏离越大，SI 越小，表示稳定性小。这一函数形式已在 Parparov 等研究中验证，可直观反映指标与参考状态的相对偏离程度。

此外，为全面评估浅水湖泊生态系统的稳定性，本文将洪泽湖、骆马湖和太湖的结构稳定性指标与功能稳定性指标进行平均整合，计算得到湖泊的综合结构和功能稳定性指数（Comprehensive Stability Index, Com_SI）。

$$Com_SI = \frac{\sum n SI}{n} \quad (3)$$

式中，Σ 为求和数值，n 为计算 SI 的数量。Com_SI 数值范围为 0-1，且越接近 1 越为稳定。

为确定三湖泊的稳定性状态，本文参照 Smyth 等^[25]提出的生态指标可接受阈值定义，并结合 Parparov 等的阈值界定方法，LSL（Lower Stability level）定义为研究期间内，每个湖泊结构指标稳定指数（SI_Shannon-Wiener 和 SI_Evenness）和湖泊功能指标稳定性指数（SI_RUEN、SI_RUEP 和 SI_ZPR）时间序列值的第五百分位数^[12]。其中，LSL 是基于各湖泊自身时间序列数据独立计算得到，该阈值用于识别生态系统可能发生状态转变的临界水平。

此外，为实现不同湖泊之间的稳定性指数的直接比较，将三个湖泊的 SI 数值进行归一化处理（Normalized_SI）^[26]：

$$Normalized_SI = SI/LSL \quad (4)$$

数值大于 1 的归一化稳定指数表明处于稳定状态，小于 1 的数值则表明处于非稳定状态，或者失衡状态。在本文中，进一步的讨论主要基于归一化稳定性数值（以下简称“归一化”）。

为识别湖泊结构与功能稳定性在研究期内的转折点，本文采用了 Bai-Perron F 统计量检验和 Segmented 回归两种断点检测方法。本研究中的所有多样性指数计算与统计分析均在开源计算平台 R4.5.1 中完成。各指数的计算均借助于群落生态学权威 R 包 vegan 实现，断点检测则分别依托 strucchange 包和 segmented 包完成。

表 1 湖泊稳定性计算选取指标及数据时间

Tab.1 Selection of indicators and data period for lake stability calculation

数据集	指标名称				时间（年）
湖泊结构	Jaccard	Bray-Curtis	Shannon-Wiener	Evenness	2016-2023
湖泊功能	RUEN	RUEP			2016-2023
	ZPR				2017-2022
气象要素	Air_Temp	Hum	Wind	Pressure	2016-2023
水质要素	SD	Cond	Chla		2016-2023
	TN	TDN	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	
	TP	TDP	PO ₄ ³⁻	pH	
水文要素	WTemp				2016-2023
生物要素	ZB	PB			ZB:2017-2022
					PB:2016-2022

2 结果

2.1 洪泽湖、骆马湖和太湖结构稳定性年际变化

2.1.1 三湖泊浮游植物群落组成和丰度年际变化 计算结果显示，洪泽湖物种年际相似度整体呈现先低后高的趋势。2017-2020 年 BC 均值在 0.88 左右，显著高于 2021-2023 年的 0.66；同样，2017-2020 年 Jaccard

均值在 0.30 左右, 低于 2021-2023 年的均值 0.48; 骆马湖 2018 年 BC 数值达到最小, Jaccard 数值为研究期间最大值, 2018 与 2019 年骆马湖物种相似度为最大。2020 年后, 骆马湖 BC 数值显著高于 2016-2020 年, Jaccard 数值显著低于前几年; 2016-2020 年间, 太湖浮游植物物种种类上表现出年际变化较小。但物种数量上年际之间相似度先增后减。2020 年太湖 BC 数值最小, Jaccard 数值最大, 表明物种组成差异最小, 此后年际间物种相似度显著降低(图 2)。

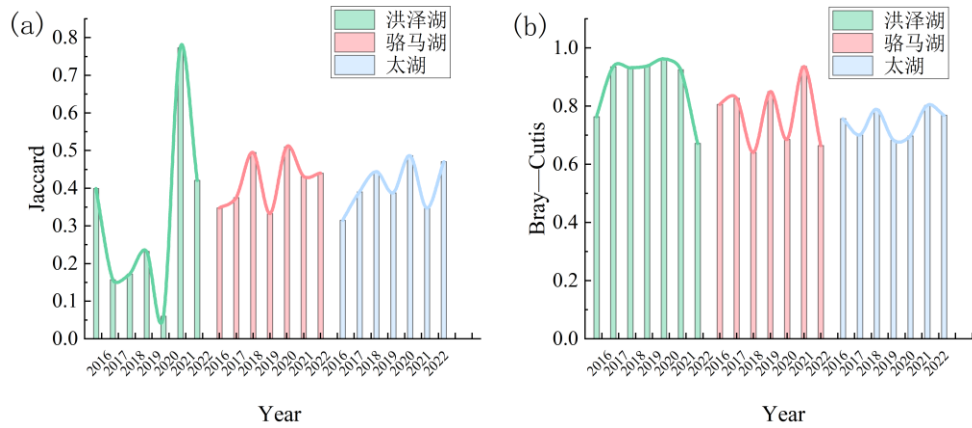


图 2 洪泽湖、骆马湖和太湖浮游植物群落组成和丰度年际变化

Fig. 2 Interannual changes in phytoplankton species community composition and abundance in Lake Hongze, Lake Luoma, and Lake Taihu

太湖 BC 和 Jaccard 极差最小, 是三个湖泊中浮游植物物种年际差异变化中最小的湖泊。洪泽湖、骆马湖和太湖的浮游植物群落年际变化差异表现各异。尤其在 2020 年后, 三湖的物种相似度出现了显著变化, 极大影响了三湖泊的结构稳定性情况。

2.1.2 湖泊浮游植物群落多样性与均匀度稳定性年际变化 2016-2020 年, 三湖泊 SI_Evenness 和 SI_Shannon-Wiener 均在 0.58 以上, 处于比较稳定状态。2020 年后, 三个湖泊的两指数稳定性数值均出现不同情况的下降趋势。归一化结果显示, 2022-2023 年三湖泊香农维纳稳定性指数普遍低于归一化阈值, 表现为失衡状态, 其中洪泽湖和骆马湖下降尤为明显(图 3b)。洪泽湖、骆马湖和太湖物种的均匀度分别在 2018 年、2022 年和 2023 年出现了不稳定状态, 而后洪泽湖和骆马湖稳定状态有所恢复。

研究期间三湖泊在物种多样性和均匀性方面稳定性差异较小, 其中洪泽湖总体略高。2020 年后三湖泊结构稳定性普遍下降, 尤其物种多样性和均匀性出现阶段失衡。

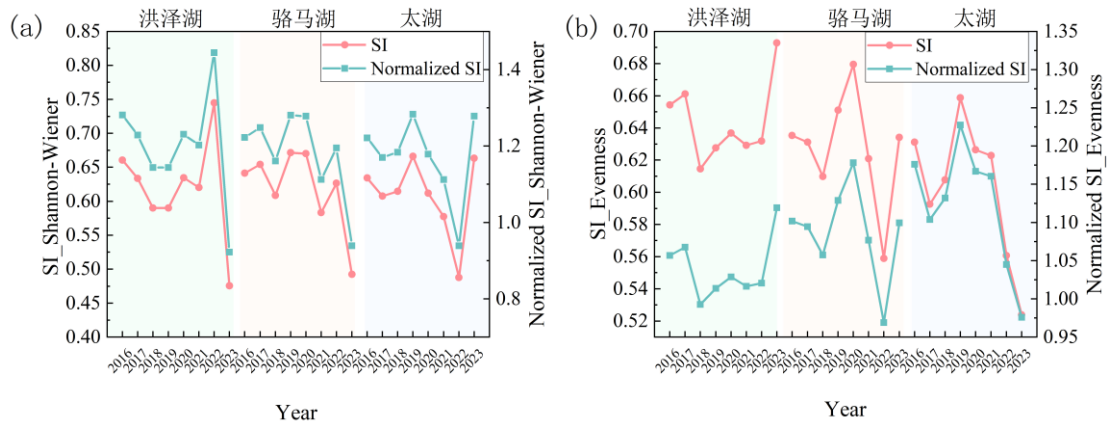


图 3 洪泽湖、骆马湖和太湖浮游植物群落丰富度和均匀度年际变化

Fig. 3 Interannual variations in phytoplankton community richness and evenness in Lake Hongze, Lake Luoma, and Lake Taihu

2.2 洪泽湖、骆马湖和太湖功能稳定性年际变化

2.2.1 三湖泊营养盐利用率效率稳定性年际变化 洪泽湖 2016-2018 年氮和磷利用率稳定性较高, 2021 年开始, SI_RUEP 和 SI_RUEN 骤降; 骆马湖 SI_RUEP 与 SI_RUEN 变化趋势同洪泽湖相似, 但 SI 数值显著小于洪泽湖和太湖(图 4a、b); 2019 年后, 太湖的 N 和 P 的利用率稳定性连续下降。归一化 SI 结果显示, 三湖泊在 2023 年氮利用效率均处于失衡状态; 2022 年骆马湖以及 2023 年洪泽湖和太湖磷利用效率呈现不稳定状态。

三湖泊的氮和磷利用效率稳定性在 2020 年后普遍恶化, 尤其 2022-2023 年三湖泊均出现营养盐利用效率不稳定状态。尽管三湖泊的稳定性有所下降, 太湖的氮磷利用效率稳定性较其他湖泊更为优越。

2.2.2 三湖泊浮游生物间能量传递效率稳定性年际变化 计算结果表明, 洪泽湖和太湖研究期间浮游动物生物量大于浮游植物生物量, 而骆马湖则相反 (图 4c)。2017-2020 年洪泽湖和骆马湖的 SI_{ZPR} 数值在 0.65-0.78 之间, ZPR 稳定性较高。2020 年后, 太湖 ZPR 呈现上升趋势, 洪泽湖和骆马湖处于下降状态。此后太湖 ZPR 稳定性骤降, 骆马湖稳定性呈现波动式下降; 而洪泽湖除 2019 年外, 其余时段表现稳定状态。归一化结果显示, 洪泽湖 2019 年出现不稳定情况, 骆马湖和太湖 2022 年表现为不稳定状态。

2.3 三湖泊综合结构和功能稳定性变化规律

$SI_{Function}$ 和 $SI_{Structure}$ 在 Bai-Perron F 统计量检验和 Segmented 回归中均检测到 2020 年前后为显著断点 (图 5a), 将研究时段分割为 2016-2019 年以及 2020-2023 年两个时段。

因此, 浅水湖泊综合结构和功能稳定性的探究分割为 2016-2019 年以及 2020-2023 年两个时段(图 5b)。2016-2019 年期间, 三湖泊 $Com_SI_{Structure}$ 和 $Com_SI_{Function}$ 均保持相对稳定, 数值分别为 0.567 和 0.564。在这一时期内湖泊结构和功能稳定性的差异不显著 (图 5b)。2020-2023 年三湖泊 $Com_SI_{Structure}$ 出现明显降低, 数值为 0.437; 三湖泊 $Com_SI_{Function}$ 数值为 0.556, 基本无明显变动。

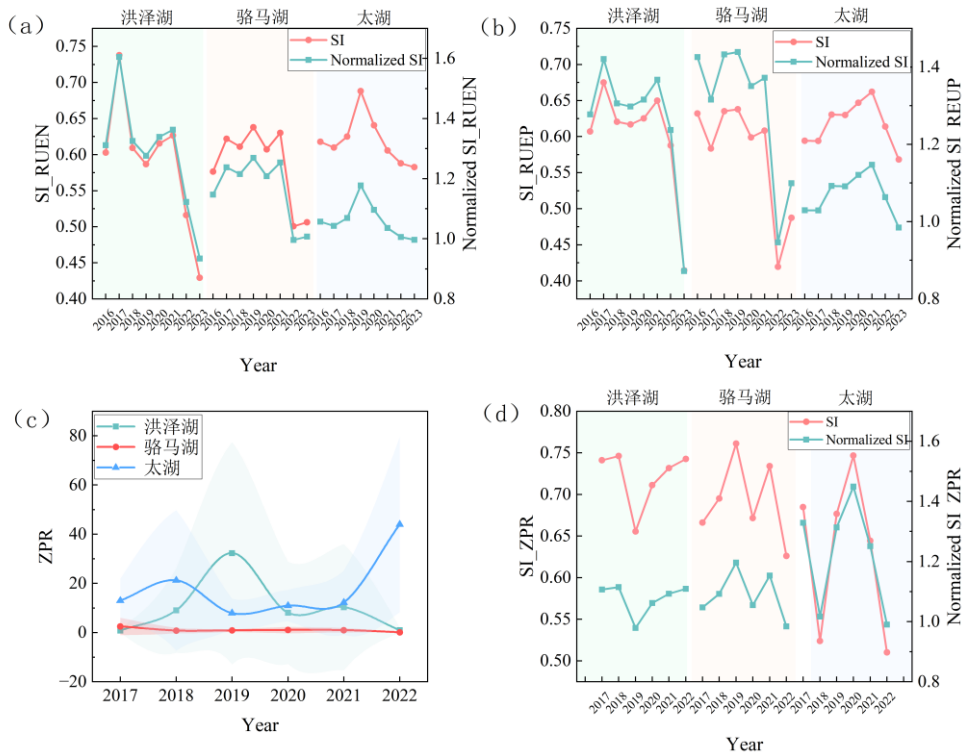


图 4 洪泽湖、骆马湖和太湖各功能指数稳定性年际变化情况

Fig.4 Interannual dynamics of functional index stability in Lake Hongze, Lake Luoma, and Lake Taihu

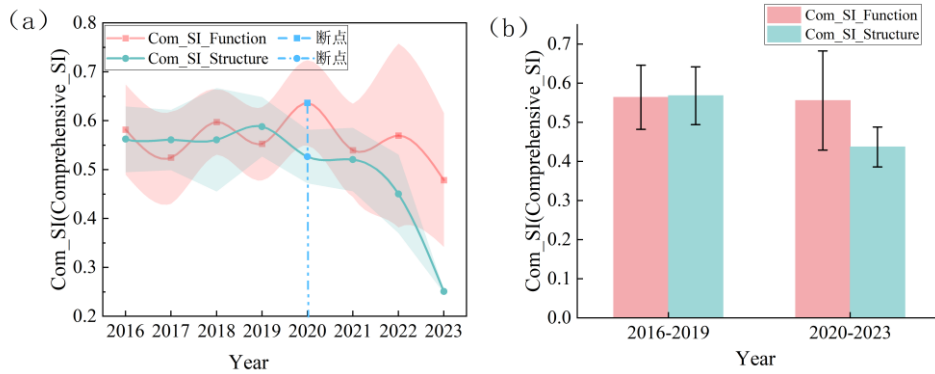


图 5 2016-2019 年与 2020-2023 年湖泊综合结构稳定性和功能稳定性变化及断点位置

Fig.5 Variations in lake comprehensive structural and functional stability between 2016-2019 and 2020-2023,

with the breakpoint indicated

2.4 不同湖泊结构和功能稳定性影响因素

营养盐、水质要素及气象因子对三湖泊的影响存在显著差异（图6）。洪泽湖中， NO_3^- 与湖泊结构稳定性相关系数为-0.58； PO_4^{3-} 与结构稳定性显著性为0.67。骆马湖中，除Hum和Pressure外，水质参数和气象因素均与结构稳定性表现正相关，其中 NH_4^+-N 相关性最强。太湖中，WTemp、TP和Chla与功能稳定性显著负相关， NH_4^+-N 和TDN与太湖结构稳定性的相关性分别为0.31和0.26。

氮与洪泽湖结构与功能稳定性均为负相关，同太湖均为正相关，与骆马湖结构稳定性正相关、功能稳定性负相关；磷与洪泽湖和骆马湖结构与功能稳定性均呈正相关，同太湖相反。水质方面，Chla、Cond和SD在洪泽湖和骆马湖的结构与功能稳定性中呈正相关，与太湖呈负相关。气象因子在三个湖泊中相关性表现不一，洪泽湖和骆马湖WTemp和Air_Temp与结构稳定性呈正相关，太湖则不明显；Pressure与太湖结构与功能稳定性呈正相关，骆马湖和洪泽湖表现相反。

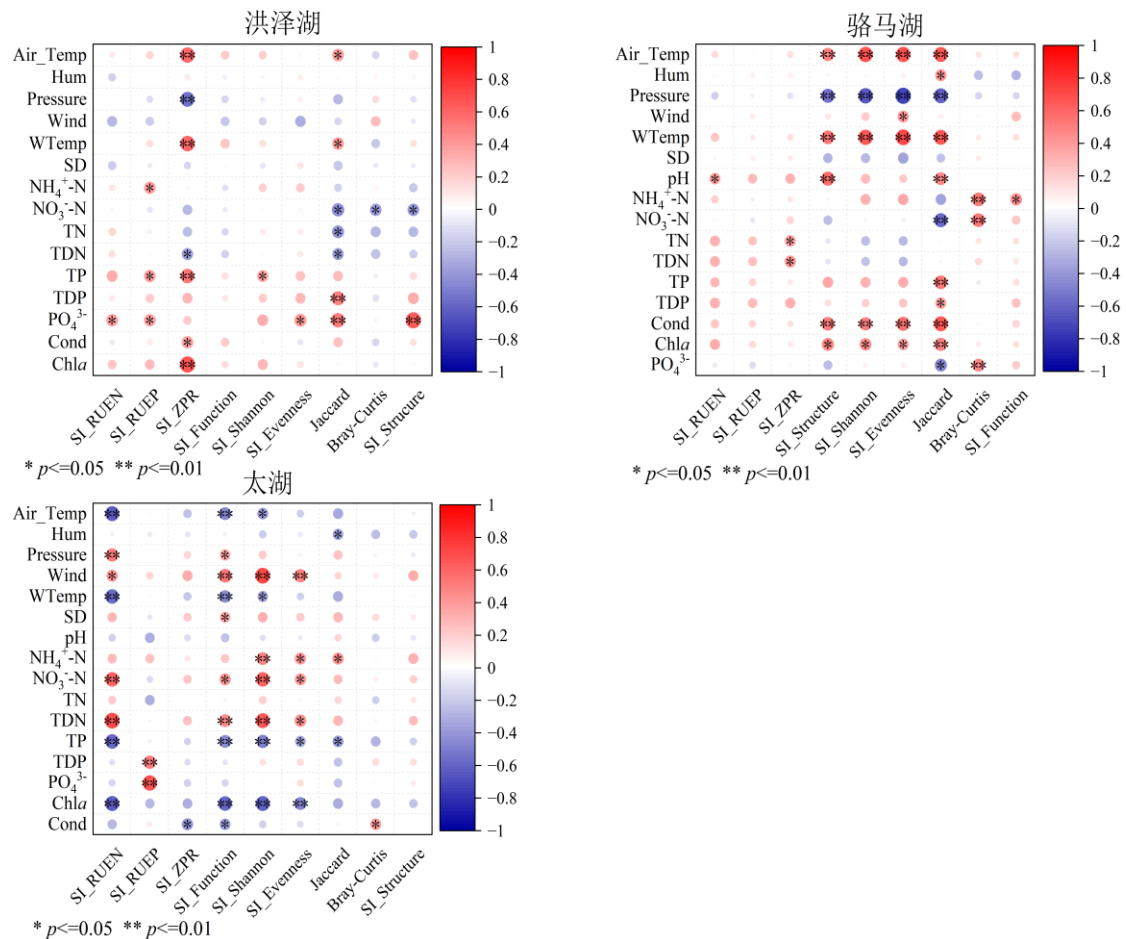


图6 气象、水文和水质因素与三湖泊结构稳定性和功能稳定性各指标的相关性分析（圆圈大小和颜色分别表示相关性的强度和正负值，颜色越深表示相关性越强，*表示显著性水平 $P \leq 0.05$ ，**表示显著性水平 $P \leq 0.01$ ）

Fig.6 Correlation analysis of meteorological, hydrological, and water quality factors with individual metrics of structural and functional stability across the three lakes (The size and color of the circles represent the strength and direction of the correlation. Darker colors indicate stronger correlation, * denotes a significance level of $P \leq 0.05$, and ** denotes a significance level of $P \leq 0.01$)

3 讨论

3.1 功能稳定性整体优于结构稳定性

2016-2019年湖泊综合结构稳定性和功能稳定性水平接近（图5a），但2020年开始，综合结构稳定性大幅度下降，而综合功能稳定性维持相对稳定的波动状态。验证了浅水湖泊的功能稳定性高于结构稳定性的假设。

已有研究表明，物种多样性下降会削弱结构维度的稳定性^[27]，而功能维度往往因存在功能冗余和补偿作用而具有更强的韧性^[28]。不同物种对环境变化响应的多样性使得生态系统在部分物种数量和多样性遭到破坏时，仍能维持功能的相对稳定。这是因为功能的稳定性有助于维持物种间相互作用从而减少生态系统的剧烈变化^[29]。此外，Oliver等研究发现，在受到干扰的生态系统中，生态系统中存在的多种功能补偿路径也可一定程度上维持功能的稳定性。并且功能的稳定性不依赖于结构的稳定性，这也保证了

功能的稳定性具有相对独立性^[30]。因此，在生态系统中，功能的稳定性在一定程度上优于结构稳定性是生态系统普遍特征。

3.2 三湖泊结构和功能稳定性差异分析

三个湖泊整体表现为功能稳定性优于结构稳定性，但二者的变化趋势和耦合关系存在显著差异（图7）。过水性湖泊洪泽湖表现功能稳定性滞后于结构稳定性变化的特征。2017年养殖废水排放得到控制，但湖体有机质升高、溶解氧下降，加之高温对群落结构造成冲击^[31]。2018年大规模网圩拆除进一步加剧了群落波动^[32]，导致浮游植物物种丰富度和均匀度稳定性下降，结构稳定性明显减弱^[33]。2018-2021年，群落经历物种替代和多样性波动，结构稳定性持续下降，而功能稳定性则在一定时期内保持相对稳定，直至2022-2023年才出现明显下滑，同功能冗余^[34]这一机理吻合。2021年“十年禁渔”措施的实施虽为后续恢复提供契机^[35]，但在此之前结构稳定性已显著下降；骆马湖2019年以来结构和功能稳定性同步下降，其系统对外界扰动的响应较为迅速。已有研究表明，作为南水北调东线工程的重要调蓄湖泊，骆马湖频繁的水文调度活动显著改变了水环境^[36]，进而驱动了浮游藻类群落结构的波动，特别是导致了丝状蓝藻假鱼腥藻属的显著增长和群落稳定性的变化^[37]；尽管太湖生态系统在近十年中经历了多次极端水文事件和管理措施的干扰^[38]，但整体波动幅度较小。2020年，太湖遭遇超标准洪水事件，增强了流域与长江之间的连通性，显著提升了物种多样性^[39]；同年10月1日“禁捕退捕”政策正式实施，流域理化环境及浮游植物群落组成发生改变^[40]。本文计算发现，2020年太湖结构稳定性显著下降，而功能稳定性在2021年才出现下滑，呈现出滞后效应。至2023年，太湖全年未发生大规模水华事件，浮游植物多样性和均匀度稳定性有所恢复。

三个湖泊所受的具体干扰不同，但其稳定性变化的背后存在共同的驱动机制。长期尺度上，气候变化导致的气温上升、降雨格局变化以及极端气象事件频发^[41]，改变了湖泊的热力结构与水动力过程^[42]。其中，风速作为关键的气候调节因子，通过增强水体混合破坏热分层，从而影响了浮游植物群落的组成与稳定性^[10]。水体持续混合不仅削弱了蓝藻依靠浮力聚集于表层形成绝对优势的静稳条件，有助于维持较高的物种多样性和群落复杂性^[43]。其次，持续混合作用会使蓝藻频繁进入低光照或温度不利的水层，从而对其光合作用和生长造成抑制^[44]。因此，风速可通过压制关键优势类群的过度繁殖来增强群落的抗干扰能力，从而提升了稳定性。化学因子层面，氮与磷的供给与比例决定了浮游植物的竞争格局。已有研究表明，在长期富营养化条件下，氮磷比的变化及氮、磷的限制交替作用，会塑造稳定的优势类群格局^[45]。同时，群落的功能稳定性常依赖于功能冗余，即不同物种执行相似的生态功能，因此在结构层面受到冲击后，功能往往会在一定时期内保持稳定，直至干扰超出冗余的缓冲能力才出现显著下降^[46]。

此外，湖泊的水动力条件也是决定结构功能的重要因素。过水性湖泊如洪泽湖、骆马湖，水体流动性强、换水周期短，外源物质易被稀释与更新，使系统对外界扰动的响应更为迅速，但也导致结构层面更易出现短期波动^[47]。非过水性湖泊如太湖，水体滞留时间长，营养盐积累显著，藻类繁殖周期延长^[48]，表现为“结构变化滞后、功能维持稳定”的典型特征。由此可见，水动力过程通过调控物质循环与生境更新速率，塑造了不同湖泊在结构与功能稳定性上的耦合差异。

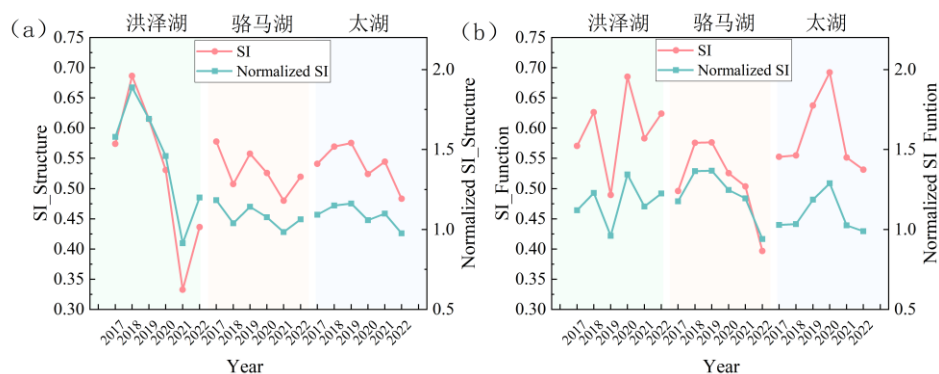


图7 洪泽湖、骆马湖和太湖结构稳定性和功能稳定性年际变化

Fig.7 Interannual trends in structural and functional stability in Lake Hongze, Lake Luoma, and Lake Taihu

3.3 湖泊生态稳定性指数方法的可行性与局限性

近年来,湖泊生态稳定性评估方法不断演进。早期以机理模型为代表,如 Janse 等^[4]的 PCLake 能够模拟营养盐循环并解析系统状态的临界阈值,但其参数繁多、应用复杂,难以避免模拟不确定性。随后,群落网络分析^[5]逐渐兴起,通过解析物种间互作来推断稳定性,但该方法对高分辨率、长期监测数据依赖度高,且结果解释容易受限于网络构建假设。近年来,多维框架与遥感方法受到关注,例如 White 等^[7]基于遥感数据构建跨尺度功能稳定性指标体系,展现了区域量化潜力;此外, Qi 等^[49]和 Zhang 等^[50]将浮游植物群落网络与水文气候因子结合,揭示了群落互作与环境驱动的耦合效应。这些方法拓展了稳定性的内涵与应用场景,但同时也在数据需求、解释复杂性和跨系统可比性上仍面临挑战。

相较之下,本文采用的稳定性指数(SI)以浮游植物多样性和功能性指标为基础,同时刻画结构与功能双维度,计算简便,尤其适合浅水湖泊间的比较与长期监测的应用。与常见的变异系数(CV)倒数等指标相比,SI能同时整合多维生态信息,避免仅以波动幅度衡量稳定性所带来的偏差,更能反映生态系统在结构—功能层面的整体响应。并且SI的年际变化在一定程度上能够与湖泊已知的外界扰动事件,如2020年太湖洪水和蓝藻暴发相呼应,进一步表明其在反映湖泊动态方面的适用性。然而,该方法对恢复力、多营养级作用以及跨尺度推广的刻画有限,难以全面反映生态系统的韧性与复杂性。因此,未来研究可在SI指数的框架上引入遥感监测、多维稳定性度量及机理与网络模型的耦合,以构建更为全面和可推广的湖泊稳定性评价体系。

4 结论

2016-2023年洪泽湖、骆马湖、太湖综合结构稳定性呈现下降趋势,功能稳定性则较为平稳:经Bai-Perron F统计量检验与Segmented回归分析综合判定,2020年为系统发生显著转折的关键年份。以此为界,湖泊结构综合稳定性指数降低0.13,功能综合稳定性指数未见明显变化,功能稳定性较结构稳定性好;2020-2023年太湖、洪泽湖和骆马湖功能稳定性和结构稳定性均曾出现不同步的失衡状态;太湖结构稳定性和功能稳定性优于洪泽湖和骆马湖;气象、水文和水质因素对洪泽湖和骆马湖结构和功能稳定性影响一致,同太湖截然相反,且营养盐与各稳定性相关性最强。

5 参考文献

- [1] Holling CS. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1973, 4(1): 1-23. DOI:10.1017/9781009177856.038.
- [2] Ives AR, Carpenter SR. Stability and Diversity of Ecosystems. *Science*, 2007, 317(5834): 58-62. DOI:10.1126/science.1133258.
- [3] Massera JL. The meaning of stability. *Brookhaven Symposia in Biology*, 1964, 8(4): 405-429.
- [4] Janse JH, Scheffer M, Lijklema L *et al.* Estimating the critical phosphorus loading of shallow lakes with the ecosystem model PCLake: Sensitivity, calibration and uncertainty. *Ecological Modelling*, 2010, 221(4): 654-665. DOI:10.1016/j.ecolmodel.2009.07.023.
- [5] Cai GJ, Ge YL, Dong Z *et al.* Temporal shifts in the phytoplankton network in a large eutrophic shallow freshwater lake subjected to major environmental changes due to human interventions. *Water Research*, 2024, 261. DOI:10.1016/j.watres.2024.122054.
- [6] Cheng L, Lu N, Fu B *et al.* Are multiple ecosystem stability metrics equally sensitive and consistent to environmental gradient? A test for African terrestrial biomes. *Global and Planetary Change*, 2023, 230: 104264. DOI:10.1016/j.gloplacha.2023.104264.
- [7] White HJ, Gaul W, Sadykova D *et al.* Quantifying large-scale ecosystem stability with remote sensing data. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 2020, 6(3): 354-365. DOI:10.1002/rse2.148.
- [8] Basu S, Mackey KRM. Phytoplankton as key mediators of the biological carbon pump: Their responses to a changing climate. *Sustainability*, 2018, 10(3). DOI:10.3390/su10030869.
- [9] Falkowski PG, Katz ME, Knoll AH *et al.* The evolution of modern eukaryotic phytoplankton. *Science*, 2004, 305(5682): 354-360. DOI:10.1126/science.1095964.
- [10] Stockwell JD, Doubek JP, Adrian R *et al.* Storm impacts on phytoplankton community dynamics in lakes. *Global Change Biology*, 2020, 26(5): 2756-2784. DOI:10.1111/gcb.15033.
- [11] Liu X, Deng JM, Li Y *et al.* Nitrogen reduction causes shifts in winter and spring phytoplankton composition and resource use efficiency in a large subtropical lake in China. *Ecosystems*, 2023, 26(8): 1640-1655. DOI:10.1007/s10021-023-00855-z.
- [12] Parparov A, Zohary T. Quantifying the ecological stability of a phytoplankton community: The Lake Kinneret case study. *Ecological Indicators*, 2015, 56(5): 134-144. DOI:10.1016/j.ecolind.2015.04.002.
- [13] 中华人民共和国生态环境部. 关于发布国家生态环境基准《湖泊营养物基准—中东部湖区(总磷、总氮、叶绿素a)》(2020年版)及其技术报告的公告. 2020-12-30.
- [14] Wu TH, Liu JS, Deng JM *et al.* Community structure of phytoplankton and bioassessment of water quality in a large water-carrying lake, Lake Hongze. *Journal of Lake Sciences*, 2019, 31(2): 440-448. DOI:10.18307/2019.0213.[吴天浩, 刘劲松, 邓建明等.大型过水性湖泊——洪泽湖浮游植物群落结构及其水质生物评价. 湖泊科学, 2019, 31(2): 440-448.]
- [15] Yang SJ, Zhao XL, Zhou XQ *et al.* Temporal trends in the nutritional characteristics of the Lake Luoma water body. *Environment Herald*, 2001, 17(4): 17-19. DOI:10.3321/j.issn:1003-5427.2005.01.002.[杨士建,赵秀兰,周希勤等. 骆马湖水体的营养特征及其变化趋势. 环境导报, 2001, 17(4): 17-19.]
- [16] Hu TT, Liu JS, Dai XL *et al.* Spatio-Temporal variation of water quality in Lake Luoma, Jiangsu Province, China. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2016, 32(5): 794-801. DOI:10.11934/j.issn.1673-4831.2016.05.016.[胡婷婷, 刘劲松, 戴小琳等. 骆马湖水水质时空变化特征. 生态与农村环境学报, 2016, 32(5): 794-801.]

- [17] Zhu GW, Zou W, Guo CX *et al.* Long-term variations of phosphorus concentration and capacity in Lake Taihu, 2005-2018: Implications for future phosphorus reduction target management. *Journal of Lake Sciences*, 2020, 32(1): 21-35. DOI:10.18307/2020.0103.[朱广伟, 邹伟, 国超旋等. 太湖水体磷浓度与赋存量长期变化(2005-2018年)及其对未来磷控制目标管理的启示. 湖泊科学, 2020, 32(1): 21-35.]
- [18] Hillebrand H., Dürselen, C. D., Kirschtel, D. *et al.* Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of phycology*, 35(2), 403-424.
- [19] He ZH. Biomass of freshwater plankton: An urgent need for improved quantitative methodology. *Chinese Journal of Zoology*, 1979, 53-56+46. DOI:10.13859/j.cjz.1979.04.022.[何志辉. 淡水浮游生物的生物量——改进浮游生物定量工作的当务之急. 动物学杂志, 1979, 53-56+46.]
- [20] Zhang M, Chen F, Shi X *et al.* Association between temporal and spatial beta diversity in phytoplankton. *Ecography*, 2017, 41(8): 1345-1356. DOI:10.1111/ecog.03340.
- [21] Tao J, Shao XD, Fan F *et al.* Phytoplankton biodiversity in Lake Taihu ecological conservation area. *Environmental Monitoring and Forewarning*, 2024, 16(5): 131-138+156. DOI:10.3969/j.issn.1674-6732.2024.05.021.[陶江, 邵旭东, 范帆等. 太湖生态涵养区浮游植物多样性环境监控与预警, 2024, 16(5): 131-138+156.]
- [22] Guo CX, Zhu MY, Xu H *et al.* Spatiotemporal dependency of resource use efficiency on phytoplankton diversity in Lake Taihu. *Limnology and Oceanography*, 2022, 67(4): 830-842. DOI:10.1002/lno.12038.
- [23] Dickman EM, Newell JM, González MJ *et al.* Light, nutrients, and food-chain length constrain planktonic energy transfer efficiency across multiple trophic levels. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 2008, 105(47): 18408-18412. DOI:10.1073/pnas.0805566105.
- [24] Wu C, Tang C, Zhang S *et al.* Explaining variations in the stability of the ecosystem of the largest fresh lake in China from 2013 to 2023. *Science of the Total Environment*, 2024, 957: 177621. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177621>.
- [25] Smyth RL, Watzin MC, Manning RE. Defining acceptable levels for ecological indicators: An approach for considering social values. *Environmental Management*, 2007, 39(3): 301-315. DOI:10.1007/s00267-005-0282-3.
- [26] Parparov A, Gal G. Quantifying ecological stability: From community to the lake ecosystem. *Ecosystems*, 2016, 20(5): 1015-1028. DOI:10.1007/s10021-016-0090-z.
- [27] Wagg C, Roscher C, Weigelt A *et al.* Biodiversity-stability relationships strengthen over time in a long-term grassland experiment. *Nature Communications*, 2022, 13(1). DOI:10.1038/s41467-022-35189-2.
- [28] Kang S, Ma WJ, Li FY *et al.* Functional Redundancy Instead of species redundancy determines community stability in a typical steppe of inner mongolia. *Plos One*, 2015, 10(12). DOI:10.1371/journal.pone.0145605.
- [29] Mori AS, Furukawa T, Sasaki T. Response diversity determines the resilience of ecosystems to environmental change. *Biological Reviews*, 2013, 88(2): 349-364. DOI:10.1111/brv.12004.
- [30] Oliver TH, Heard MS, Isaac NJB *et al.* Biodiversity and resilience of ecosystem functions. *Trends in Ecology & Evolution*, 2015, 30(11): 673-684. DOI:10.1016/j.tree.2015.08.009.
- [31] Wang X, Liu L, He Y *et al.* Temporal-Spatial distribution characteristics and factor analysis of eutrophication in Hongze Lake. *The Administration and Technique of Environmental Monitoring*, 2019, 31(2): 58-61. DOI:10.19501/j.cnki.1006-2009.20190313.008.[王霞, 刘雷, 何跃等. 洪泽湖水体富营养化时空分布特征与影响因素分析. 环境监测管理和技术, 2019, 31(2): 58-61.]
- [32] Duan HX, Mao ZG, Wang GX *et al.* Ecological effects on enclosure culture demolition of Lake Hongze. *Journal of Lake Science*, 2021, 33(706)-714. DOI:10.18307/2021.0307.[段海昕, 毛志刚, 王国祥等. 洪泽湖养殖网围拆除生态效应. 湖泊科学, 2021, 33(706)-714.]
- [33] QIN BQ. Shallow lake limnology and control of eutrophication in Lake Taihu. *Journal of Lake Sciences*, 2020, 32(5): 1229-1243. DOI:10.18307/2020.0501.[秦伯强. 浅水湖泊湖沼学与太湖富营养化控制研究. 湖泊科学, 2020, 32(5): 1229-1243.]
- [34] Eisenhauer N, Hines J, Maestre FT *et al.* Reconsidering functional redundancy in biodiversity research. *NPJ Biodiversity*, 2023, 2(1): 9-9. DOI:10.1038/s44185-023-00015-5.
- [35] Cao WX. A decade-long fishing ban: A key measure for Yangtze River conservation. *Acta Hydrobiologica Sinica*. 2022, 46(01): 1. DOI:10.1007/s10021-022-01-001.[曹文宣. 十年禁渔是长江大保护的重要举措. 水生生物学报, 2022, 46(01): 1.]
- [36] Qian GM, Gao MX, Sun L. Regional differences of phytoplankton community structure in Luoma Lake. *Journal of xuzhou Institute of Technology(Natural Sciences Edition)*, 2018, 33.45-48. DOI:10.15873/j.cnki.jxit.000254. [钱奎梅, 高明侠, 孙玲. 骆马湖浮游植物群落结构的区域差异研究. 徐州工程学院学报(自然科学版), 2018, 33.45-48.]
- [37] 张莎莎. 骆马湖蓝藻水华特征及其对浮游藻类群落结构的影响[学位论文]. 山东: 山东大学, 2023.
- [38] 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.
- [39] Xiong MH, Ren L, Cen YJ *et al.* Community structure and diversity of fish in Taihu Lake from 2016 to 2020 and their relationship with water environment. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2022, 31(6): 1478-1487. DOI:10.12024/jsou.20210203302.[熊满辉, 任泷, 陈永进等. 2016—2020年太湖鱼类群落结构变化及对太湖水环境的响应. 上海海洋大学学报, 2022, 31(6): 1478-1487.]
- [40] Sheng P, Yang M, Chen WK *et al.* Characteristics of phytoplankton community structure and its environmental influencing factors in Taihu Lake during the early stage of fishing ban. *Chinese Journal of Ecology*, 2025, 44(4): 1191-1201. DOI:10.13292/j.1000-4890.202504.033.[盛漂, 阳敏, 陈文凯等. 禁捕初期太湖浮游植物的群落结构特征及其环境影响因子. 生态学杂志, 2025, 44(4): 1191-1201.]
- [41] O'reilly C M, Sharma S, Gray D K, *et al.* Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophysical Research Letters*, 2015, 42(24): 10773-81. DOI:10.1002/2015GL066235.
- [42] Woolway R I, Sharma S, Weyhenmeyer G A, *et al.* Phenological shifts in lake stratification under climate change. *Nature Communications*, 2021, 12(1): 2318. DOI:10.1038/s41467-021-22657-4.
- [43] Paerl HW, Huisman J. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, 2009, 1(1): 27-37. DOI:10.1111/j.1758-2229.2008.00004.x.
- [44] Visser PM, Ibelings BW, Bormans M *et al.* Artificial mixing to control cyanobacterial blooms: a review. *Aquatic Ecology*, 2016, 50(3): 423-441. DOI:10.1007/s10452-015-9537-0.
- [45] Søndergaard M, Lauridsen T L, Johansson L S, *et al.* Nitrogen or phosphorus limitation in lakes and its impact on phytoplankton biomass and submerged macrophyte cover. *Hydrobiologia*, 2017, 795(1): 35-48. DOI:10.1007/s10750-017-3110-x.
- [46] LOREAU M. Does functional redundancy exist? *Oikos*, 2004, 104(3): 606-11. DOI:10.1111/j.0030-1299.2004.12685.x.
- [47] Paerl HW. Mitigating toxic planktonic cyanobacterial blooms in aquatic ecosystems facing increasing anthropogenic and climatic pressures. *Toxins*. 2018, 10(2): 76. DOI:10.3390/toxins10020076.
- [48] Feng L, Wang Y, Hou X *et al.* Harmful algal blooms in inland waters. *Nature Reviews Earth & Environment*. 2024, 5(9): 631-44. DOI:10.1038/s43017-024-00637-8.

- [49] Qi QS, Xiao QW, Tian CM *et al.* Precipitation determines the dynamic and network stability of phytoplankton communities in the three gorges reservoir. *Ecological Indicators*, 2024, 167(5):112682. DOI:10.1016/j.ecolind.2024.112682.
- [50] Zhang Z, Li HJ, Shen WL *et al.* The stability of Phyto-Zooplanktonic networks varied with zooplanktonic sizes in Chinese coastal ecosystem. *Msystems*, 2022, 7(5). DOI:10.1128/msystems.00821-22.