

综合营养状态指数 (TLI) 在夏季长江中下游湖库评价中的局限及改进意见*

邹伟^{1,2}, 朱广伟^{1**}, 蔡永久¹, 许海¹, 朱梦圆¹, 龚志军¹, 张运林¹, 秦伯强¹

(1: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008)

(2: 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 综合营养状态指数 (TLI) 在中国湖库富营养化评价中应用非常广泛. 对于该指数的各分项指标, 基于叶绿素 *a* 的评估结果是富营养化风险的直接体现, 是最终指示; 而基于理化指标 (总氮、总磷、透明度和高锰酸盐指数) 的评估结果是间接指示. 如果两者 TLI 评估结果存在显著差异, 则说明基于理化参数的 TLI 评估结果低估或者高估了实际富营养化水平和相关风险. 本文针对长江中下游湖库的基于水质理化指标和基于叶绿素 *a* 的 TLI 结果是否匹配的问题开展了调查分析. 结果表明, 对于非通江浅水湖泊而言, 基于总氮、总磷、高锰酸盐指数的 TLI 评估结果均低估了富营养化水平和相关风险; 对于通江浅水湖泊而言, 基于总氮、总磷和透明度的 TLI 评估结果高估了富营养化水平和相关风险, 而基于高锰酸盐指数的结果低估了富营养化水平; 对于深水水库, 基于总氮的 TLI 指数评估结果高估了富营养化水平, 而基于总磷、透明度和高锰酸盐指数的结果低估了富营养化水平. 上述水质理化指标和叶绿素 *a* 评估结果不匹配的原因为以下两点: 第一, 部分物理化学指标失去了对富营养化风险 (叶绿素 *a*) 的指示意义, 如通江浅水湖泊的总氮、总磷、透明度和高锰酸盐指数以及深水湖泊的总氮; 第二, 部分富营养化理化指标和叶绿素 *a* 原有关系发生错位, 比如对于深水湖泊总磷对叶绿素 *a* 的响应比 TLI 指数构建所采用的关系更加敏感. 针对 TLI 理化指标评估在长江中下游湖库应用中存在的问题提出如下改进建议: 1) 结合长时间序列历史数据, 基于分位数回归等方法构建特定湖泊的叶绿素 *a* 和理化参数的响应关系, 开发“一湖一策”的评估公式; 2) 根据换水周期和湖泊面积水深比进行湖泊分类, 建立特定湖泊类型的叶绿素 *a* 和理化参数的响应关系, 构建“一类一策”的评估公式; 3) 在富营养化评估结果中应分别量化富营养化状态参数 (营养盐水平) 和富营养化风险参数 (叶绿素 *a*) 以及两者比值, 但生物指标是富营养化评估的最终指示. 现阶段我国富营养化评价和管理多为“全国一策”, 可能很难满足经济高效的管理需求. 因此, 本研究所建议和综述的“一类一策”和“一湖一策”的湖泊富营养化评估方法对未来的湖泊生态管理可能具有重要意义.

关键词: 富营养化评估; 浅水湖泊; 营养盐; “一类一策”; 长江中下游

The limitations of comprehensive trophic level index (TLI) in the eutrophication assessment of lakes along the middle and lower reaches of the Yangtze River during summer season and recommendation for its improvement*

ZOU Wei^{1,2}, ZHU Guangwei^{1**}, CAI Yongjiu¹, XU Hai¹, ZHU Mengyuan¹, GONG Zhijun¹, ZHANG Yunlin¹ & QIN Boqiang¹

(1: State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P.R. China)

(2: University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P.R. China)

Abstract: The comprehensive trophic level index (TLI) is widely used in eutrophication assessment of Chinese lakes. For each sub-indices of TLI, the chlorophyll-*a* is the final indication due to its direct manifestation of eutrophication-related risk, and the

* 2019-04-29 收稿; 2019-07-25 收修改稿.

中国科学院战略性先导科技专项 (A 类) (XDA23040201)、中国科学院重点部署项目 (ZDRW-ZS-2017-3-4) 和国家自然科学基金项目 (41671494, 41830757) 联合资助.

** 通信作者; E-mail: gwzhu@niglas.ac.cn.

physiochemical indicators (total nitrogen, total phosphorus, Secchi depth and permanganate index) are indirect indications. Thus, the significant difference between the values of *TLI* based on the physicochemical indicators and chlorophyll-*a* indicates that the results based physicochemical indicators over- or underestimate the actual eutrophication status and associated risk. Here, the *TLI* assessment results of lakes along the middle and lower reaches of the Yangtze River based on the four physicochemical indicators and on chlorophyll-*a* were compared. Our results showed that, for Yangtze-isolated shallow lakes, the assessment results of *TLI* based on total nitrogen, total phosphorus and permanganate index underestimated the actual eutrophication status and associated risk. For Yangtze-connected shallow lakes, the results of *TLI* based on total nitrogen, total phosphorus, and Secchi depth overestimated the eutrophication status and associated risk, while the results based on the permanganate index underestimated the eutrophication level and associated risk. For the deep reservoirs, the evaluation of *TLI* based on the total nitrogen overestimated the level of eutrophication and associated risk, while the results based on the rest three physiochemical indicators underestimated the eutrophication status. The reasons for the mismatch of assessment results between the physicochemical indicators and chlorophyll-*a* are ascribed to two aspects. For specific lake type, some physicochemical parameters have limited indication for eutrophication risk (chlorophyll-*a*). Such as total nitrogen, total phosphorus, Secchi depth and permanganate index in Yangtze-connected and the total nitrogen in deep reservoirs. Moreover, the original relationships between physicochemical indicators and chlorophyll-*a* is mismatched. For example, the response of TP to chlorophyll-*a* in deep lakes is more sensitive than the counterpart used in development of *TLI* (TP) formula. The following suggestions were proposed for the lake eutrophication assessment of the middle and lower reaches of the Yangtze River. 1) for the lakes with adequate historical dataset, establishing the lake-specific relationships between chlorophyll-*a* and the four physiochemical indicators through quantile regression model and developing the lake-specific evaluate formula for physiochemical indicators; 2) Making the lake subdivision based on the water retention time and water area/water depth and deriving the type-specific relationships between chlorophyll-*a* and physiochemical indicators, obtaining the type-specific evaluate formula for physiochemical indicators of lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze river. 3) In the results of eutrophication assessment, the state indicators (e.g., total nitrogen and total phosphorus) and risk indicator (i.e., chlorophyll-*a*) may should be evaluated separately, and more attention should be paid into the ratio of chlorophyll-*a* to nutrient in the lake eutrophication assessment. Meanwhile, the final indication of biological indicators needs to be emphasized. Given the fact that a general eutrophication management framework was currently implemented for Chinese lakes, which may be difficult to meet cost-efficient management objective. Thus, the type-specific and lake-specific eutrophication assessment methods proposed and reviewed in this study may be of great significance in future lake management.

Keywords: Eutrophication evaluation; shallow lakes; nutrient; type-specific strategy; middle and lower reaches of the Yangtze River

湖泊富营养化指的是随着水体氮、磷等生源要素的富集,浮游植物发生异常增殖并伴随着水生生态系统完整性和服务功能下降的现象,是淡水生态系统退化常见诱因之一^[1-3]. 针对湖泊富营养化问题,近年来开展了大量的生态修复工作,比如削减外源营养盐输入^[4]、恢复大型水生植物^[5]、加快水体冲刷速率^[6]、开展生物操控^[7]等. 在富营养化问题诊断及生态修复过程中,准确的富营养化现状评估和诊断技术就显得尤为重要. 为此,国内外学者根据富营养化的发生发展机制、外在表征、富营养化风险主控因子的研究结果,提出了一系列的富营养化评估指标.

概括来说,富营养化评估指数可以简单的划分为两类. 第一类是理化指标,比如氮、磷往往是浮游植物生长的限制因子,因此总氮(TN)和总磷(TP)被认为是富营养化评估的重要指标^[8-9]. 此外,水体透明度(SD)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})以及沉积物水界面溶解氧等对藻类生物量具有良好的指示意义,也被广泛应用于水体富营养化评估^[10-11]. 第二类是生物指标,如浮游植物总生物量、叶绿素 *a* (Chl. *a*) 浓度^[12-13]、底栖动物富营养化指示种丰度^[14] 以及大型水生植被丰度等^[15]. 在众多的富营养化评估指数中, TN、TP、SD、COD_{Mn} 和 Chl. *a* 在湖库富营养化评价中的应用非常广泛,主要原因是这 5 个指标对富营养化水平及相关风险具备较好的指示意义且操作简单. 在实际运用中,国内外学者往往结合上述 5 个指标的部分或者全部构建成多种综合富营养化评估指数. 比如,在深水湖泊中,SD 是藻类生物量的良好指示,因此卡尔森等人以该指标为核心,结合 TP 和 Chl. *a* 建立了营养状态指数(Trophic State Index, *TSI*)^[11]. 事实上,SD 对藻类生物量的指示意义很容易受到非藻类浊度的影响^[16-17];相比较而言,Chl. *a* 对藻类生物量的指示更加稳定. 因此,日本学者

以 Chl. *a* 为核心, 结合 SD 与 TP 构建了修正营养状态指数 (Modified trophic state index, *TSIm*)^[18]. 此外, 中国学者认为, TN 在国内的湖库中常成为藻类的限制因子, 且 COD_{Mn} 也是藻类生物量良好的间接体现, 因此中国学者借鉴了 *TSIm* 的构建方法, 以 Chl. *a* 为核心建立了基于“五指标”的综合营养状态指数 (Comprehensive trophic level index, *TLI*), 且在国内应用非常广泛^[10]. *TLI* 的构建基本思路如下 (同 *TSIm*). 该指数将富营养化水平划分为 0~100 的连续分值, 分值越高表示富营养化水平和相关风险越高. 此外, 该指数假设水体的 Chl. *a* 达到 1000 μg/L 时对应 *TLI* (Chl. *a*) 得分为 100 分; Chl. *a* 浓度为 0.1 μg/L 时对应 *TLI* (Chl. *a*) 得分为 0 分 (生态学原理请参照 *TSIm* 原文^[18]). 据此得出基于 Chl. *a* 的基础评估方程: $TLI(Chl.a) = 10(2.5 + 1.086 \ln Chl.a)$ ^[10]. 结合水质理化指标 (TN、TP、SD 和 COD_{Mn}) 和 Chl. *a* 之间的关系式, 推导出水质理化指标的富营养化评估公式和相应阈值^[18]. 因此, 对于特定湖泊或者湖泊类型的富营养化评估而言, *TLI* (TN)、*TLI* (TP)、*TLI* (SD) 和 *TLI* (COD_{Mn}) 评估结果的可靠性很大程度上取决于待评估水体的 Chl. *a* 和物理化学指标 (TN、TP、SD 和 COD_{Mn}) 的响应关系是否仍然满足 *TLI* 指数所采用的相关关系式.

然而, 湖泊水文形态要素 (如湖泊换水周期)^[19]、物理化学要素 (如光照条件)^[20]、生物要素 (如大型浮游动物群落结构)^[21] 以及气候变化^[22] 均能够对 Chl. *a* 和物理化学指标 (TN、TP、SD 和 COD_{Mn}) 之间的响应关系产生极大影响, 进而影响 *TLI* (TN)、*TLI* (TP)、*TLI* (SD) 和 *TLI* (COD_{Mn}) 评估结果的可靠性. 对于长江中下游湖库而言, 该区域的自然水体多为浅水 (3~15 m) 或极浅水湖泊 (<3 m), 沉积物再悬浮作用强烈^[23], 因此水体的无机悬浮颗粒物浓度 (ISS) 较高. ISS 是水体 SD 降低的重要因素, 因此会影响 SD 和 Chl. *a* 之间的关系^[24]. 此外, 在 ISS 浓度较高的水体, 一般颗粒态营养盐比重会相对较高, 降低藻类对营养盐的生物可利用性^[25], 影响营养盐和 Chl. *a* 之间的响应关系. 在这些自然水体当中, 部分通江湖泊水滞留时间较短, 因此高的换水速率很可能会抑制藻类的生长, 降低 Chl. *a* 对营养盐的敏感度^[26]. 与之相对应的是, 东部平原地区的人工水库水深较深 (>15 m), 无机颗粒物浓度较低, 换水周期相对较长, 藻类对营养盐的吸收利用效率可能会相对较高. 因此, 我们认为长江中下游湖库巨大的水文形态背景差异很可能对应着复杂多变的 Chl. *a* 和物理化学指标 (TN、TP、SD 和 COD_{Mn}) 的响应关系. 在特定的湖泊类型下, 这些响应关系很可能已经严重偏离 *TLI* 构建时所采用的关系式. 此时, 基于理化参数 (TN、TP、SD 和 COD_{Mn}) 和基于 Chl. *a* 的 *TLI* 指数评估结果很可能出现严重不匹配的现象. 而 Chl. *a* 才是富营养化评估的最终指示, 因为其能够直接反映营养盐富集的相关风险和生态系统功能完整性^[27]. 因此, 如果基于水质理化指标 (TN、TP、SD 和 COD_{Mn}) 和基于 Chl. *a* 的 *TLI* 指数评估结果出现严重不匹配的现象, 则说明现有的基于水质理化指标的 *TLI* 指数评估方法有待改进.

据此, 本研究通过比较基于水质理化指标 (TN、TP、SD 和 COD_{Mn}) 和基于 Chl. *a* 的 *TLI* 指数评估结果, 以期论证全国通用的基于水质理化指标 (TN、TP、SD 和 COD_{Mn}) *TLI* 评估公式是否会导致长江中下游特定湖泊或者湖泊类型富营养化水平的错误估计. 主要研究内容如下: 1) 阐明东部平原典型湖库的营养状态和相关风险 (Chl. *a*) 的现状; 2) 比较长江中下游湖库基于水质理化指标 (TN、TP、SD 和 COD_{Mn}) 和基于生物参数 (Chl. *a*) 的 *TLI* 指数评估结果的差异并分析背后的原因; 3) 提出一些改进水质理化指标富营养化评估方法的建议.

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

长江中下游地区属于典型的东亚季风气候, 湿润多雨、雨热同期、四季分明是本地区气候的典型特征^[28]. 该地区是我国自然淡水湖泊分布最为密集的区域, 平均湖泊率约为 9.6%. 据统计, 长江中下游地区面积大于 10 km² 的自然湖泊总面积为 14226 km², 约占同级别中国淡水湖泊总面积的 51.3%^[28]. 在中国著名的五大淡水湖中, 鄱阳湖、洞庭湖、太湖和巢湖均位于长江中下游区域^[28]. 上述自然湖泊较为突出的生态特征是水深较浅, 风浪引起的沉积物再悬浮作用较强; 且一些通江湖泊表现出很短的换水周期^[28]. 另一方面, 为了满足防洪防汛、饮用水供应等需求, 该区域建设了大量的人工水库. 这些人工水体主要的水文形态特征是水深较深 (>15 m)、换水周期相对较长. 此外, 长江流域是我国社会经济发展的热点区域. 据统计, 长江流域以占全国不足 18% 的国土面积集中了 40% 以上的人口和国内生产总值^[29]. 在经济取得巨大成就的

同时,也不可避免地对湖区环境和生态产生了不利的影响,其中由于水体氮、磷富集所造成的浮游植物异常增殖问题已经成为该区域水生态环境恶化的主要原因之一^[29-30].

1.2 样品采集与分析

本研究选取了长江中下游地区3种不同类型(非通江浅水湖泊、通江浅水湖泊、深水水库)的19个湖库(共计124个采样点,图1),采集和分析了水质理化指标和Chl.a. 采样时间为2018年7-8月,主要原因是夏季温度因子一般不构成藻类生长的限制因子,从而更容易厘清藻类生物量指标(Chl.a)和物理化学指标(TN、TP、SD和COD_{Mn})的关系. 水深(WD)和透明度(SD)分别利用Speedtech测深仪和塞氏盘现场测定. 用5L的采水器采集表层50cm水样,冷藏带回实验室后分析各水质指标,包括TN、TP、COD_{Mn}、Chl.a、总悬浮颗粒物(TSS)、有机悬浮颗粒物(OSS)和无机悬浮颗粒物(ISS). 其中,TN浓度采用过硫酸钾消解紫外分光光度法测定,TP浓度采用钼酸铵分光光度法测定,COD_{Mn}采用高锰酸盐滴定法测定,Chl.a浓度采用热乙醇萃取分光光度法测定. TSS浓度测定采取105℃烘干重量法,然后采用550℃马弗炉灼烧,剩余灰分为ISS浓度^[31].

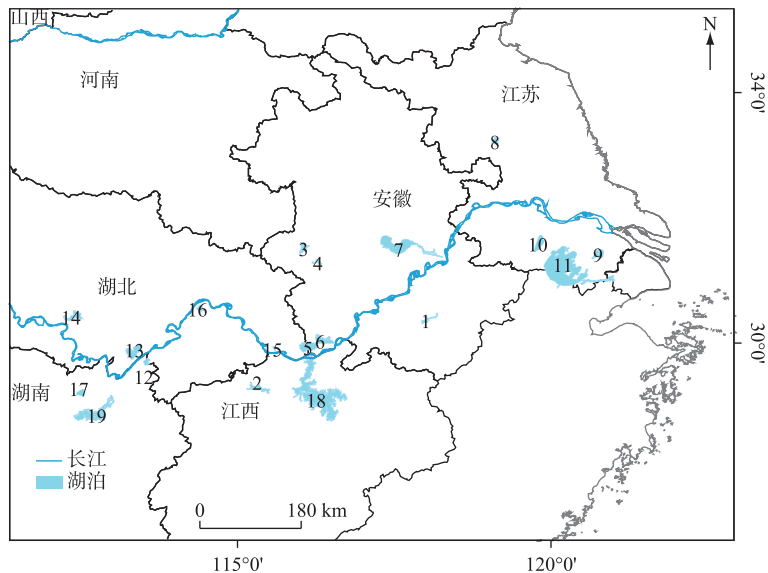


图1 本研究调查的长江中下游湖库分布(湖泊代码1~4为深水水库,5~16为非通江浅水湖泊,17~19为通江浅水湖泊.各数字代码对应的湖泊名称如下:1太平水库、2柘林水库、3佛子岭水库、4响洪甸水库、5龙感湖、6黄大湖、7巢湖、8白马湖、9阳澄湖、10溇湖、11太湖、12黄盖湖、13洪湖、14长湖、15武山湖、16武昌东湖、17大通湖、18鄱阳湖、19洞庭湖)

Fig.1 Spatial distribution of investigated lakes along the middle and lower reaches of the Yangtze River (The numerical order from 1-4 are the deep reservoirs, the numerical order from 5 to 16 are the Yangtze-isolated shallow lakes, the numerical order from 17-19 are the Yangtze-connected shallow lakes. The lake names corresponding to each numerical code are as follows: 1 Taiping Reservoir, 2 Zhelin Reservoir, 3 Foziling Reservoir, 4 Xianghongdian Reservoir, 5 Lake Longgan, 6 Lake Huangda, 7 Lake Chaohu, 8 Lake Baima, 9 Lake Yangcheng, 10 Lake Ge, 11 Lake Taihu, 12 Lake Huanggai, 13 Lake Hong, 14 Lake Chang, 15 Lake Wushan, 16 Wuchang East Lake, 17 Lake Datong, 18 Lake Poyang, 19 Lake Dongting)

1.3 数据分析

非通江浅水湖泊、通江浅水湖泊以及深水水库的生态背景差异可能会显著改变藻类对营养盐的敏感度,使得特定湖泊或者湖泊类型对应的Chl.a-TN(或TP)的压力响应关系与TLI构建所采用的响应关系存在显著差异^[32],导致TLI(Chl.a)和TLI(TN)、TLI(TP)的评估结果出现严重不匹配的现象. 因为TLI(Chl.a)是最终指示,所以如果某特定湖泊或者湖泊类型TLI(TN)和TLI(TP)的得分显著低于TLI(Chl.a)的得分,则说

明基于 $TLI(TN)$ 和 $TLI(TP)$ 的结果低估了实际的富营养化水平和相关风险. 同理, 我们比较了每个湖泊或者湖泊类型下的 $TLI(Chl.a)$ 和 $TLI(SD)$ 、 $TLI(COD_{Mn})$ 的富营养化水平评估结果, 如果 $TLI(SD)$ 以及 $TLI(COD_{Mn})$ 的得分显著低于 $TLI(Chl.a)$, 说明某特定湖泊或者湖泊类型的 $TLI(SD)$ 和 $TLI(COD_{Mn})$ 的结果低估了实际的富营养化水平和相关风险.

差异性分析方面, 若数据满足正态性、独立性和方差齐性, 即采用单因素方差分析; 若数据满足正态性和独立性但不满足方差齐性, 则利用 Welch 校正的方差分析; 若不满足参数检验前提条件, 则用非参数 Kruskal-Wallis 检验. 多重比较方法的选择根据数据是否满足方差齐性采用 Tukey-Test 检验或 Games-Howell 检验. 本研究中使用的回归分析(如 $Chl.a$ 和 TP)均采用基于最小二乘法的一元线性回归. 本文的差异性检验和回归分析均利用 SPSS 19.0 完成.

2 结果

2.1 湖库富营养化背景

单因素方差分析表明富营养化水质理化指标和 $Chl.a$ 在 3 种湖泊类型中均存在显著差异 ($P < 0.001$). 营养盐方面, 非通江浅水湖泊和通江浅水湖泊的 TN 浓度分别为 2.03 ± 1.92 和 1.53 ± 0.47 mg/L , 且不存在显著性差异 ($P > 0.05$), 但均显著高于人工水库中的 TN 浓度 (0.89 ± 0.17 mg/L , $P < 0.05$). TP 最低浓度也出现在人工水库 (7.92 ± 3.12 $\mu g/L$), 显著低于非通江浅水湖泊 (180.09 ± 192.16 $\mu g/L$) 和通江浅水湖泊 (157.23 ± 198.4 $\mu g/L$, $P < 0.05$). 与营养盐空间分布不同的是, $Chl.a$ 浓度在 3 种湖泊类型之间均存在显著性差异. 非通江浅水湖泊约是通江浅水湖泊 $Chl.a$ 浓度的 11 倍, 而营养盐的对应倍数关系为 1~1.5 倍, 说明在通江浅水湖泊中, 夏季浮游植物对营养盐的吸收利用效率显著低于非通江浅水湖泊. COD_{Mn} 的最高值仍出现在非通江浅水湖泊中 (6.60 ± 1.49 mg/L), 且显著高于通江浅水湖泊 (2.98 ± 1.17 mg/L) 和人工水库 (2.00 ± 0.50 mg/L , $P < 0.05$). SD 表现出与 $Chl.a$ 相反的空间分布模式(表 1).

表 1 长江中下游主要湖库类型的富营养化参数值*

Tab.1 The values of eutrophication indicators of main lake types along the middle and lower reaches of the Yangtze River

参数	非通江浅水湖泊 ($n=81$)	通江浅水湖泊 ($n=29$)	深水水库 ($n=14$)	P
$TN/(mg/L)$	2.03 ± 1.92^a	1.53 ± 0.47^a	0.89 ± 0.17^b	< 0.001
$TP/(\mu g/L)$	180.09 ± 192.16^a	157.23 ± 198.46^a	7.92 ± 3.12^b	< 0.001
$Chl.a/(\mu g/L)$	129.42 ± 335.43^a	11.96 ± 11.75^b	3.89 ± 2.27^c	< 0.001
$COD_{Mn}/(mg/L)$	6.60 ± 1.49^a	2.98 ± 1.17^b	2.00 ± 0.50^b	< 0.001
SD/m	0.41 ± 0.31^c	0.69 ± 0.36^b	4.82 ± 2.72^a	< 0.001

* 不同的小写字母表示两个湖泊类型之间的多重比较结果具有显著性差异 ($P < 0.05$).

2.2 基于水质理化指标和基于 $Chl.a$ 的 TLI 指数评估结果比较

2.2.1 $TLI(TN)$ 、 $TLI(TP)$ 和 $TLI(Chl.a)$ 的比较 差异性分析结果表明, 3 种湖泊类型下 $TLI(TN)$ 和 $TLI(TP)$ 的得分均与 $TLI(Chl.a)$ 的得分存在显著差异 ($P < 0.05$). 对于非通江浅水湖泊, $TLI(TN)$ 和 $TLI(TP)$ 的得分分别为 62.17 ± 10.32 和 61.24 ± 12.46 , 均显著 ($P < 0.05$) 低于 $TLI(Chl.a)$ 的得分 (70.45 ± 10.29). 然而, 通江浅水湖泊三者关系却表现出相反的趋势, $TLI(Chl.a)$ 的得分为 47.64 ± 9.38 , 显著低于 $TLI(TN)$ (60.73 ± 6.50) 和 $TLI(TP)$ (55.34 ± 15.63) 的得分 ($P < 0.05$), 表明通江浅水湖泊的 $TLI(TN)$ 和 $TLI(TP)$ 的评估结果高估了实际的富营养化水平和相关风险. 对于深水水库而言, $TLI(TN)$ 的得分 (52.19 ± 3.22) 显著高于 $TLI(Chl.a)$ 的得分 (38.03 ± 6.38) ($P < 0.05$), 而 $TLI(TP)$ 的得分 (14.54 ± 6.74) 显著低于 $TLI(Chl.a)$ 的得分 (38.03 ± 6.38) ($P < 0.05$), 表明在深水水库中, 浮游植物对氮和磷的吸收利用效率存在巨大差异, 浮游植物对磷的响应敏感度明显高于氮(表 2).

2.2.2 $TLI(SD)$ 、 $TLI(COD_{Mn})$ 和 $TLI(Chl.a)$ 的比较 差异性分析结果表明, 3 种湖泊类型下 $TLI(SD)$ 和 $TLI(COD_{Mn})$ 的得分均与 $TLI(Chl.a)$ 的得分存在显著差异 ($P < 0.05$). 非通江浅水湖 $TLI(SD)$ 的得分 ($73.29 \pm$

14.16)略高于TLI(Chl.a)的得分(70.45±10.29),但不存在显著性差异.然而,对于通江浅水湖泊而言,TLI(SD)的得分(61.06±10.93)显著高于TLI(Chl.a)的得分(47.63±9.38)($P<0.05$),表明TLI(SD)的评估结果显著高估了实际的富营养化水平和相关风险.与之相反的是,深水水库TLI(SD)的结果显著低估了实际的富营养化水平和相关风险.本研究的3种湖泊类型TLI(COD_{Mn})得分均显著低于TLI(Chl.a),且评估绝对差值均达到20分左右(表3).

表2 长江中下游主要湖库类型的TLI(TN)、TLI(TP)以及TLI(Chl.a)得分*

Tab.2 The values of TLI(TN), TLI(TP) and TLI(Chl.a) of main lake types along the middle and lower reaches of the Yangtze River

湖泊类型	TLI(TN)	TLI(TP)	TLI(Chl.a)	P
非通江浅水湖泊(n=81)	62.17±10.32 ^b	61.24±12.46 ^b	70.45±10.29 ^a	<0.001
通江浅水湖泊(n=29)	60.73±6.50 ^a	55.34±15.63 ^a	47.64±9.38 ^b	<0.001
深水水库(n=14)	52.19±3.22 ^a	14.54±6.74 ^c	38.03±6.38 ^b	<0.001

* 不同的小写字母表示两个湖泊类型之间的多重比较结果具有显著性差异($P<0.05$).

表3 长江中下游主要湖库类型的TLI(SD)、TLI(COD_{Mn})以及TLI(Chl.a)得分*

Tab.3 The values of TLI(SD), TLI(COD_{Mn}) and TLI(Chl.a) of main lake types along the middle and lower reaches of the Yangtze River

湖泊类型	TLI(SD)	TLI(COD _{Mn})	TLI(Chl.a)	P
非通江浅水湖泊(n=81)	73.29±14.16 ^a	50.64±5.98 ^b	70.45±10.29 ^a	<0.001
通江浅水湖泊(n=29)	61.06±10.93 ^a	28.46±9.23 ^c	47.63±9.38 ^b	<0.001
深水水库(n=14)	23.71±11.57 ^b	18.80±6.76 ^b	38.03±6.38 ^a	<0.001

* 不同的小写字母表示两个湖泊类型之间的多重比较结果具有显著性差异($P<0.05$).

3 讨论

3.1 长江中下游湖库基于理化指标和基于Chl.a的TLI评估结果差异归因分析

事实上,本研究中基于水质理化指标(TN、TP、SD和COD_{Mn})和基于Chl.a的TLI指数评估结果不匹配是可预测的.长江中下游湖库巨大的生态背景差异必然对应着复杂多变的水质理化指标和Chl.a的响应关系.因此,对于水质理化指标而言,基于同一响应关系建立的全国通用评估公式在该区域特定湖泊或湖泊类型的适用性和评估结果的可靠性难以保证.

就营养盐的指示意义而言,长江中下游区域的TLI(TN)和TLI(TP)评估结果对富营养化水平和相关风险指示意义较差.非通江浅水湖泊的TLI(TN)和TLI(TP)得分显著低于TLI(Chl.a)($P<0.05$),表明该湖泊类型中Chl.a对营养盐的利用效率比TLI指数构建所对应湖泊中的效率更高.与之相反的是,对于通江浅水湖泊而言,较高的营养盐却对应较低的Chl.a浓度,从而导致TLI(TN)和TLI(TP)的得分显著高于TLI(Chl.a).导致该现象的原因可能主要有以下两个方面:首先,通江湖泊具备很短的换水周期,较强的冲刷作用使得浮游植物很难达到对应营养盐所支持的最大生物量^[8];其次,这些通江湖泊的ISS浓度(ISS=18.95±20.93 mg/L)和ISS占TSS比重(ISS/TSS=0.76±0.15)均很高,较高的ISS浓度会降低藻类的光照可获得性以及对应相对较低的营养盐生物可获得性,从而降低了浮游植物对营养盐的响应^[16,33].对于个别湖泊可能存在一些其他的因素抑制了藻类对营养盐的响应.比如大通湖,除了较快的冲刷作用以及较高的ISS浓度,该湖泊还表现出极低的氮磷比(N:P=1.53±0.41)和可能的“下行控制效应”^[34],从而导致该湖泊极高的TP浓度和较低的Chl.a浓度(TP:527.32±98.15 μg/L;Chl.a:7.00±1.96 μg/L).对于深水水库而言,该湖泊类型具备更长的换水周期和很低的水相无机颗粒物浓度,有利于藻类对营养盐(氮和磷)的吸收转化.然而,对于深水水库而言,氮磷质量比值高达132.02±58.01,意味着磷很可能是深水湖泊浮游植物生长的限制因子,氮对于浮游植物来说是相对饱和的^[35],因此该湖泊类型的TLI(TN)和TLI(TP)分别对应了高估和低估实际富营养化

水平和风险的现象. 然而, 需要注意的是, 在深水水库中, 虽然两者都表现出了基于营养盐和基于 Chl.*a* 的 *TLI* 评估结果不匹配的现象, 但两者背后的原因完全不同. 通过构建营养盐 (TN、TP) 和 Chl.*a* 之间的关系可以发现 (图 2), Chl.*a* 对 TN 表现出了负响应关系且在统计上不显著 ($P=0.35$), 并伴随着很低的决定系数 ($R^2=0.08$). 而 Chl.*a* 与 TP 之间表现出很好的响应关系 ($R^2=0.77$, $P<0.001$). 因此, *TLI*(TN) 和 *TLI*(Chl.*a*) 评估结果不匹配的原因在于 TN 在深水水库中已经不是浮游植物生长的限制因子, 该参数已经失去了富营养化风险的指示意义. 而 *TLI*(TP) 的低估是因为深水水库的 Chl.*a* 对 TP 的响应更加敏感. 通过决定系数可以发现 TP 是深水水库富营养化评估优良的指标, 其值的相对高低能够很好地指示富营养化水平和相关风险的相对高低, 只是 *TLI*(TP) 现有的评估公式和相应阈值有待改进.

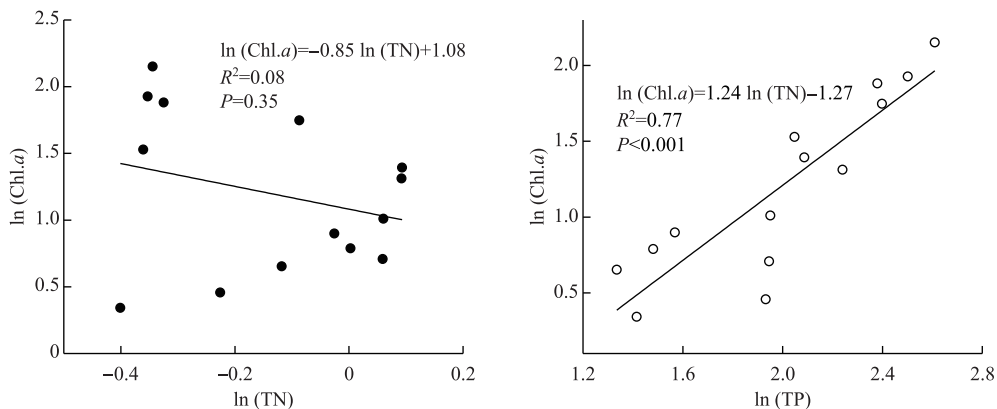


图 2 长江中下游地区深水水库 TN-Chl.*a* 和 TP-Chl.*a* 的回归分析

Fig.2 Regression analysis of the relationships of TN-Chl.*a* and TP-Chl.*a* of the deep reservoir along the middle and lower reaches of the Yangtze River

对于 SD 而言, 除了藻类生物量会造成 SD 的降低之外, ISS 浓度也是影响透明度高低的重要因素^[16]. 在通江浅水湖泊和深水水库中, *TLI*(SD) 的评估结果分别高估和低估了实际的富营养化水平. 其原因可能是深浅湖库所对应的 ISS 浓度存在显著差异导致的. 对于通江浅水湖泊而言, 风浪扰动等因素造成的沉积物再悬浮作用很强^[23], 使得 ISS 浓度很高 (18.95 ± 20.93 mg/L), 且占 TSS 比重也较高 (76%), 因此可以说非藻类浊度是该湖泊类型 SD 降低的主要原因, 从而导致了 *TLI*(SD) 的评估结果显著高于 *TLI*(Chl.*a*) 的现象, 即高估了实际的富营养化水平和相关风险. 与之相反的是深水水库对应的 ISS 浓度很低 (0.20 ± 0.25 mg/L), 且占 TSS 比重也较低 (14%), 因此深水水库 ISS 对 SD 降低的贡献很低, 从而导致 *TLI*(SD) 低估富营养化水平的结果. *TLI*(COD_{mn}) 在 3 种湖泊类型均低估了实际的富营养化水平, 说明长江中下游绝大多数湖泊 COD_{mn} 和 Chl.*a* 的关系与 *TLI* 指数采用的关系发生明显错位或者不再满足, *TLI*(COD_{mn}) 不适合本研究中 3 种湖泊类型的富营养化评估.

3.2 *TLI* 长江中下游湖库富营养化评估的建议

根据前文描述可以发现, 对于物理化学参数而言, 全国通用的富营养化评估公式在长江中下游湖库的适用性较差, 且评估结果往往伴随高度的不确定性. 因此, 针对长江中下游湖库的富营养化评价我们有如下建议. 已有的研究表明, 对于历史数据充足的湖泊, 可以采取“一湖一策”的评估和管理方法. 比如, Xu 等认为通用的综合营养状态指数评估方法在特定的湖泊的应用有限, 往往会出现高估和低估实际富营养化水平和相关风险的现象. 并提出采用分位数回归 (Quantile Regression, QR) 拟合特定湖泊的压力数据 (如: 营养盐) 与响应变量 (如 Chl.*a*) 散点图的上边界, 建立“一湖一策”的富营养化评估和管理体系^[36]. 事实上, 当压力数据 (如营养盐) 与响应变量 (如 Chl.*a*) 的关系受到其他因素显著影响的时候, 基于最小二乘法的响应关系式的应用意义是很有限的, 从统计参数上表现为较低的决定系数 (R^2)^[37]. 相对于传统的最小二乘法回归, 基于高级分位数 (如 95% 分位数) 的回归方法可以很好规避多种非营养盐要素对藻类的影响, 量化藻类

对营养盐的最大化响应能力,从而制定准确的评价方法和严格的管控方案,具有非常广阔的应用前景^[38].此外,还有学者提出利用历史数据基于最小二乘法回归的方法构建“一湖一策”的富营养化评估方法,也具有一定的应用意义^[39].对于长江中下游具有长时间序列历史数据的湖库,如太湖,均可以参照上述方法构建“一湖一策”的富营养化评估和管理体系.

然而,并不是每个湖库都具有充足的历史数据用于探索生物要素和非生物要素之间的响应关系.此外,如欧盟水环境框架指令(Water Framework Directive, WFD)的建议,对水体过度划分往往会带来很大的财政负担,尤其是对于一些小水体而言,可能是没有必要的^[40].此时,往往需要对湖泊进一步分类,构建基于湖泊类型的富营养化评估和管理方法^[40].对于长江中下游面湖库而言,换水周期、湖泊水深和面积比(影响水相ISS浓度)^[23]显著影响了Chl.a和其他4个物理化学指标之间的响应关系.因此,对长江中下游区域的湖泊而言,可以考虑根据换水周期、湖泊面积水深比(或无级颗粒物浓度)进行湖泊分类,并构建“一类一策”的富营养化评估和管理体系.

具体的构建过程需要有明确的指标排除机制.以本研究的3种湖泊类型为例,Chl.a与其余4个富营养化物理化学指标(TN、TP、SD和COD_{Mn})之间的线性回归结果表明,部分物理化学指标已不适合应用于特定湖泊类型的富营养化评估(表4).概括来说可以分为两类.第一是原有的生态学过程不再成立,具体指的是通江浅水湖泊的TN、TP、SD和COD_{Mn}以及深水湖泊的TN,这些参数已经不再满足富营养化评估的基本生态学前提,比如TN在本研究的深水湖泊中不构成藻类生长的限制因子(图2),其值的相对高低对富营养化水平和相关风险不再具有指示意义,体现为深水湖泊TN和Chl.a的一元线性回归模型不显著($P>0.05$)(表4),在筛选特定湖泊或者湖泊类型的理化指标的富营养化评估候选指标时应该予以剔除.第二,非通江浅水湖泊的SD以及深水水库的COD_{Mn}对富营养化的指示意义不确定性过大,指示意义有限^[41-42].以非通江浅水湖泊中SD为例,回归分析表明Chl.a是造成该湖泊类型SD降低的本质原因之一($P<0.001$),但Chl.a对SD变异的解释度较低($R^2=0.18$),95%的预测区间很宽(图3).该结果表明对于该湖泊类型中的特定样点而言,同一Chl.a值对应了变异范围很大的SD值.基于这种“不稳定”的响应关系构建的评估公式和相应阈值,其评估结果也必然对应着很大的不确定性和较低的可靠性^[41-42].比如有研究表明,太湖湖心的TSI指数得分反而高于北部湖湾^[43],然而太湖北部湖湾的蓝藻水华灾害强度和频度却明显高于湖心^[3].事实上,这种令人困惑的评估结果就是SD在非通江浅水湖泊对于藻类生物量的指示意义不稳定造成的.因此,尽管本研究中非通江浅水湖泊的TLI(SD)得分和TLI(Chl.a)不存在显著差异,但是由于SD在该湖泊类型藻类生物量的指示表现出了高度的“不稳定性”,在指标选取的时候应该予以舍弃或者使用的时候充分考虑这种不

表4 长江中下游主要类型湖库的Chl.a和物理化学指标(TN、TP、SD和COD_{Mn})的简单线性回归分析结果

Tab.4 The results of regression analysis based on ordinary least squares between Chl.a and physicochemical parameters (TN, TP, SD and COD_{Mn}) in the middle and lower reaches of the Yangtze River

湖库类型	回归方程
非通江浅水湖泊 (n=81)	$\ln(\text{Chl.}a) = 1.13 \ln(\text{TN}) + 3.63 \quad R^2 = 0.53 \quad P < 0.001$
	$\ln(\text{Chl.}a) = 0.90 \ln(\text{TP}) - 0.19 \quad R^2 = 0.54 \quad P < 0.001$
	$\ln(\text{SD}) = -0.32 \ln(\text{Chl.}a) + 0.22 \quad R^2 = 0.18 \quad P < 0.001$
	$\ln(\text{COD}_{\text{Mn}}) = 0.17 \ln(\text{Chl.}a) + 1.16 \quad R^2 = 0.50 \quad P < 0.001$
通江浅水湖泊 (n=29)	$\ln(\text{Chl.}a) = -0.45 \ln(\text{TN}) + 2.25 \quad R^2 = 0.04 \quad P = 0.289$
	$\ln(\text{Chl.}a) = -0.28 \ln(\text{TP}) + 3.33 \quad R^2 = 0.09 \quad P = 0.105$
	$\ln(\text{SD}) = 0.23 \ln(\text{Chl.}a) - 0.99 \quad R^2 = 0.13 \quad P = 0.059$
	$\ln(\text{COD}_{\text{Mn}}) = 0.11 \ln(\text{Chl.}a) + 0.80 \quad R^2 = 0.07 \quad P = 0.158$
深水水库 (n=14)	$\ln(\text{Chl.}a) = -0.85 \ln(\text{TN}) + 1.08 \quad R^2 = 0.08 \quad P = 0.339$
	$\ln(\text{Chl.}a) = 1.24 \ln(\text{TP}) - 1.27 \quad R^2 = 0.77 \quad P < 0.001$
	$\ln(\text{SD}) = -0.63 \ln(\text{Chl.}a) + 2.17 \quad R^2 = 0.58 \quad P < 0.001$
	$\ln(\text{COD}_{\text{Mn}}) = 0.21 \ln(\text{Chl.}a) + 0.42 \quad R^2 = 0.23 \quad P = 0.010$

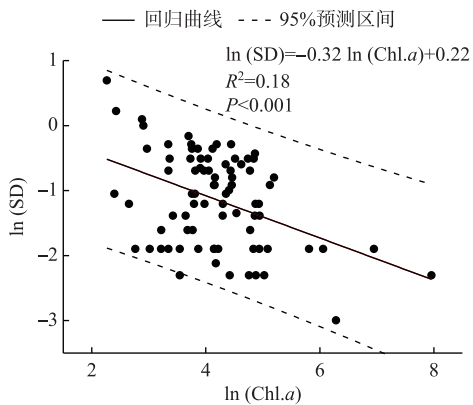


图3 非通江浅水湖泊 Chl.a 与 SD 的回归分析
Fig.3 Regression analysis of the relationship of Chl.a and SD of shallow Yangtze-isolated lakes along the middle and lower reaches of the Yangtze River

确定性. 这种不确定性的主要量化表征方式为回归模型的决定系数(R^2). 此外, 现有的 *TLI* 指数评估方程和阈值均是基于同一 Chl.a 和物理化学指标的响应关系得出的. 而在特定的湖泊类型中, Chl.a 和物理化学指标之间的关系会发生显著变化(如回归曲线的斜率和常数项), 此时, 即使富营养化物理化学指标的相对高低能够很好地指示富营养化水平和相关风险, 但通用的评估阈值可能也会造成错误的评估结果, 如本研究结果中的深水水库 TP(图 2). 因此, 我们可以参照 *TSIm* 各物理化学指标评估方程和阈值的构建方法, 建立“一类一策”的富营养化评估体系(具体方法请参照原文)^[11,18].

其次, 我们认为湖库富营养化评估不应该一味地综合指标, 需要分别量化富营养化状态参数和富营养化风险参数(Chl.a 浓度). 富营养化状态参数指的是氮磷等营养物质的水平, 反映了富营养化风险的潜力; 富营养化风险参数指的是 Chl.a 浓度以及其他类似的表征, 反映的是富营养化风险的现状^[4]. 分别量化富营养化状态参数和影响参数具有重要的管理意义. 比如, 本研究中的通江浅水湖

泊, 富营养化的状态参数(TN 和 TP 浓度)均处于较高水平(表 1), 然而风险现状却较小, 表现出了较低的 Chl.a 浓度. 通过分析我们可以发现, 对于这类水体, 藻类生长的物质基础是具备的, 之所以藻类没有异常增殖, 其原因很大程度上是高的换水周期抑制了浮游植物生长^[44]. 该结果意味着对于这种湖泊类型的富营养化风险管控首要考虑是维持原有的抑制因子(短的换水周期)以降低营养盐的产藻贡献, 其次才是营养盐削减. 在实际应用中, 可以采用 Chl.a 和营养盐的比值(如 Chl.a/TP)量化富营养化状态参数转变为富营养化风险的能力^[45]. 一般来说, 对于某个特定的湖泊或者湖泊类型而言, 该属性在特定季节下的比值是相对稳定的. 但人类活动造成的湖泊换水周期的延长、气候变化伴随的升温效应和风速降低等, 均会提高浮游植物对营养盐的敏感度^[22,26], 这也意味着富营养化状态(TN、TP)对富营养化风险(Chl.a)的贡献能力会大大加强. 如果 Chl.a/TP 的值有所提高, 意味着我们要制定更加严格的营养盐控制基准^[46]或者开展其他相关修复措施抑制浮游藻类对营养盐的响应, 比如缩短换水周期等^[26].

4 结论

本文以长江中下游 3 种典型的湖库类型(非通江浅水湖泊、通江浅水湖泊和深水水库)为例, 对比分析了基于水质理化指标(TN、TP、SD 和 COD_{Mn})和基于生物参数(富营养化的最终指示, Chl.a)的 *TLI* 指数的评估得分. 结果表明, 在上述 3 种湖泊类型中, 基于理化指标和基于 Chl.a 的 *TLI* 指数评估结果均存在显著性差异, 说明全国通用的 *TLI* 物理化学指标评估方程和相应阈值在长江中下游湖库并不适用. 该现象的主要原因是长江中下游湖库巨大的生态背景差异对应了复杂多变的水质理化指标和 Chl.a 的响应关系. 因此, 对于水质理化指标而言, 基于同一响应关系建立的全国通用评估公式在该区域特定湖泊或湖泊类型的评估结果可靠性难以保证. 针对长江中下游湖库的富营养化评估, 提出了如下建议. 对于历史数据充足的湖库(如太湖), 我们建议通过长时间序列的数据建立“一湖一策”的富营养化评估方法; 对于该区域缺乏历史数据的湖库, 推荐进行合理的湖泊分类(根据换水周期和湖泊水深面积比值等), 并建立“一类一策”的富营养化评估方法. 此外, 本文认为这种物理化学参数和生物参数(富营养化最终指示)的评估结果不匹配的现象不仅仅局限于长江中下游湖库, 因此现阶段“全国一策”的富营养化评估方法可能很难满足未来“精准”评价方法的需求, 迫切需要细化湖泊富营养化评估和管理体系. 随着国家对生态文明建设的高度重视以及湖泊观测数据的不断累积, 本研究所建议的“一类一策”以及综述的“一湖一策”的评价方法对未来的湖泊生态管理可能具有重要意义.

致谢:感谢周永强老师、施坤老师、笪文怡同学、余茂蕾同学、康丽娟同学、季鹏飞同学、史鹏程同学等物理湖泊与水文研究室众多的老师和同学在样品采集和数据分析过程中的帮助。

5 参考文献

- [1] Ansari AA, Singh GS, Lanza GR *et al.* Eutrophication: causes, consequences and control. Springer Science and Business Media, 2010. DOI: 10.1007/978-94-007-7814-6.
- [2] Le Moal M, Gascuel-Oudou C, Ménesguen A *et al.* Eutrophication: A new wine in an old bottle? *Science of the Total Environment*, 2019, **651**: 1-11. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.139.
- [3] 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.
- [4] Ibisch R, Austnes K, Borchardt D *et al.* European assessment of eutrophication abatement measures across land-based sources, inland, coastal and marine waters. European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine Waters (ETC-iCM), UFZ, Magdeburg, 2016.
- [5] Ciurli A, Zuccarini P, Alpi A. Growth and nutrient absorption of two submerged aquatic macrophytes in mesocosms, for reinsertion in a eutrophicated shallow lake. *Wetlands Ecology and Management*, 2009, **17**(2): 107-115. DOI: 10.1007/s11273-008-9091-9.
- [6] Romo S, Soria J, Fernandez F *et al.* Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology*, 2013, **58**(3): 513-522. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2012.02734.x.
- [7] Liu JK, Xie P. Uncovering the mystery of the disappearance of cyanobacteria blooms in Wuchang East Lake. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 1999, (3): 85-92. [刘建康, 谢平. 揭开武汉东湖蓝藻水华消失之谜. 长江流域资源与环境, 1999, (3): 85-92.]
- [8] Dillon PJ, Rigler FH. The phosphorus-chlorophyll relationship in Lakes. *Limnology and Oceanography*, 1974, **19**(5): 767-773. DOI: 10.4319/lo.1974.19.5.0767.
- [9] Smith VH. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: An empirical and theoretical analysis. *Limnology and Oceanography*, 1982, **27**(6): 1101-1111. DOI: 10.4319/lo.1982.27.6.1101.
- [10] Wang MC, Liu XQ. Evaluate method and classification standard on lake eutrophication. *Environmental Monitoring in China*, 2002, **18**(5): 47-49. DOI: 10.1007/s11769-002-0041-9. [王明翠, 刘雪芹. 湖泊富营养化评价方法及分级标准. 中国环境监测, 2002, **18**(5): 47-49.]
- [11] Carlson RE. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 1977, **22**(2): 361-369. DOI: 10.4319/lo.1977.22.2.0361.
- [12] Phillips G, Lyche-Solheim A, Skjelbred B *et al.* A phytoplankton trophic index to assess the status of lakes for the Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, 2013, **704**(1): 75-95. DOI: 10.1007/s10750-012-1390-8.
- [13] Carvalho L, Poikane S, Solheim L *et al.* Strength and uncertainty of phytoplankton metrics for assessing eutrophication impacts in lakes. *Hydrobiologia*, 2013, **704**(1): 127-140. DOI: 10.1007/s10750-012-1344-1.
- [14] Poikane S, Johnson RK, Sandin L *et al.* Benthic macroinvertebrates in lake ecological assessment: A review of methods, intercalibration and practical recommendations. *Science of the Total Environment*, 2016, **543**(A): 123-134. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.11.021.
- [15] Han Z, Cui B. Performance of macrophyte indicators to eutrophication pressure in ponds. *Ecological Engineering*, 2016, **96**: 8-19. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2015.10.019.
- [16] Dzialowski A, Smith V, Shih-Hsien W *et al.* Effects of non-algal turbidity on cyanobacterial biomass in seven turbid Kansas reservoirs. *Lake and Reservoir Management*, 2011, **27**(1): 6-14. DOI: 10.1080/07438141.2011.551027.
- [17] Brezonik PL, Bouchard Jr RW, Finlay JC *et al.* Color, chlorophyll *a*, and suspended solids effects on Secchi depth in lakes: implications for trophic state assessment. *Ecological Applications*, 2019; e01871. DOI: 10.1002/eap.1871.
- [18] Aizaki M, Otsuki A, Fukushima T *et al.* Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters. *Proceedings - International Association of Theoretical and Applied Limnology*, 1981, **16**(1): 19-22. DOI: 10.1145/15691.15697.
- [19] Rangel LM, Silva LHS, Rosa P *et al.* Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentra-

- tions in tropical hydroelectric reservoirs. *Hydrobiologia*, 2012, **693**(1): 13-28. DOI: 10.1007/s10750-012-1083-3.
- [20] Philips EJ, Cichra M, Havens K *et al.* Relationships between phytoplankton dynamics and the availability of light and nutrients in a shallow sub-tropical lake. *Journal of Plankton Research*, 1997, **19**(3): 319-342. DOI: 10.1093/plankt/19.3.319.
- [21] Mazumder A, Havens KE. Nutrient-chlorophyll-Secchi relationships under contrasting grazer communities of temperate versus subtropical lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1998, **55**(7): 1652-1662. DOI: 10.1139/cjfas-55-7-1652.
- [22] Deng JM, Hans P, 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
- [23] Hamilton DP, Mitchell SF. An empirical model for sediment resuspension in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 1996, **317**(3): 209-220. DOI: 10.1007/bf00036471.
- [24] Lind OT. The effect of non-algal turbidity on the relationship of Secchi depth to chlorophyll *a*. *Hydrobiologia*, 1986, **140**(1): 27-35. DOI: 10.1007/bf00006726.
- [25] Havens KE, Fukushima T, Xie P *et al.* Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (USA). *Environmental Pollution*, 2001, **111**(2): 263-272. DOI: 10.1016/s0269-7491(00)00074-9.
- [26] Liu X, Qian K, Chen YW *et al.* A comparison of factors influencing the summer phytoplankton biomass in China's three largest freshwater lakes: Poyang, Dongting, and Taihu. *Hydrobiologia*, 2016, **792**(1): 283-302. DOI: 10.1007/s10750-016-3063-5.
- [27] Huo S, Ma C, Xi B *et al.* Lake ecoregions and nutrient criteria development in China. *Ecological Indicators*, 2014, **46**: 1-10. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.06.014.
- [28] Wang SM, Dou HS eds. Lakes in China. Beijing: Science Press, 1998: 281-282. [王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志. 北京: 科学出版社, 1998: 281-282.]
- [29] Fan CX, Wang CX eds. Environmental geochemistry and eutrophication of lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River. Beijing: Science Press, 2007. [范成新, 王春霞. 长江中下游湖泊环境地球化学与富营养化. 北京: 科学出版社, 2007.]
- [30] Qin BQ. Approaches to mechanisms and control of eutrophication of shallow lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River. *J Lake Sci*, 2002, **14**(3): 193-202. DOI: 10.18307/2002.0301. [秦伯强. 长江中下游浅水湖泊富营养化发生机制与控制途径初探. 湖泊科学, 2002, **14**(3): 193-202.]
- [31] Editorial board of "Water and wastewater monitoring and analysis method", Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China ed. Monitoring and analysis methods of water and wastewater: fourth edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002. [国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法: 第4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.]
- [32] Phillips G, Pietiläinen OP, Carvalho L *et al.* Chlorophyll-nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. *Aquatic Ecology*, 2008, **42**(2): 213-226. DOI: 10.1007/s10452-008-9180-0.
- [33] Knowlton M, Jones J. Non-algal seston, light, nutrients and chlorophyll in missouri reservoirs. *Lake and Reservoir Management*, 2000, **16**(4): 322-332. DOI: 10.1080/07438140009354239.
- [34] Xun ZL, Liu AM, Huang Y. Current status and countermeasures of Lake Datong farming in Yiyang City, Hunan Province. *Hebei Fisheries*, 2012, (7): 65-66. [郇志利, 刘安民, 黄云. 湖南省益阳市大通湖养殖现状及应对措施. 河北渔业, 2012, (7): 65-66.]
- [35] Dzialowski A, Wang S, Lim N *et al.* Nutrient limitation of phytoplankton growth in central plains reservoirs, USA. *Journal of Plankton Research*, 2005, **27**(6): 587-95. DOI: 10.1093/plankt/fbi034.
- [36] Xu YY, Schroth AW, Rizzo DM. Developing a 21st Century framework for lake-specific eutrophication assessment using quantile regression. *Limnology and Oceanography: Methods*, 2015, **13**(5): 237-249. DOI: 10.1002/lom3.10021.
- [37] Xu YY, Schroth AW, Isles PDF *et al.* Quantile regression improves models of lake eutrophication with implications for ecosystem-specific management. *Freshwater Biology*, 2015, **60**(9): 1841-1853. DOI: 10.1111/fwb.12615.
- [38] Cade BS, Noon BR. A gentle introduction to quantile regression for ecologists. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2003, **1**(8): 412-420. DOI: 10.1890/1540-9295(2003)001[0412:AGITQR]2.0.CO;2.

- [39] Han XM, Fu G, Liu QQ *et al.* Changed weight trophic level index method and its application to longhe tributary of the Three Gorges reservoir area. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2018, **8**(6): 627-634. [韩雪梅,富国,刘庆庆等. 变权综合营养状态指数评价方法及其在三峡库区支流龙河的应用. 环境工程技术学报, 2018, **8**(6): 627-634.]
- [40] Griffith M ed. The EU water framework directive. Beijing: China Water Power Press, 2008. [Griffith M. 欧盟水框架指令手册. 北京: 中国水利水电出版社, 2008.]
- [41] Thackeray SJ, Noges P, Dunbar MJ *et al.* Quantifying uncertainties in biologically-based water quality assessment: a pan-European analysis of lake phytoplankton community metrics. *Ecological Indicators*, 2013, **29**: 34-47. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.12.010.
- [42] Moe SJ, Solheim AL, Soszka H *et al.* Integrated assessment of ecological status and misclassification of lakes: the role of uncertainty and index combination rules. *Ecological Indicators*, 2015, **48**: 605-615. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.08.018.
- [43] Xu H, Cai YJ, Tang XM *et al.* Community structure of macrozoobenthos and the evaluation of water environment in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2015, **27**(5): 840-852. DOI: 10.18307/2015.0510. [许浩,蔡永久,汤祥明等. 太湖大型底栖动物群落结构与水环境生物评价. 湖泊科学, 2015, **27**(5): 840-852.]
- [44] Salmaso N, Zignin A. At the extreme of physical gradients: phytoplankton in highly flushed, large rivers. *Hydrobiologia*, 2010, **639**(1): 21-36. DOI: 10.1007/s10750-009-0018-0.
- [45] Spears BM, Carvalho L, Dudley B *et al.* Variation in chlorophyll *a* to total phosphorus ratio across 94 UK and Irish lakes: Implications for lake management. *Journal of Environmental Management*, 2013, **115**: 287-294. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.10.011.
- [46] Huo SL, He Z, Ma C *et al.* Stricter nutrient criteria are required to mitigate the impact of climate change on harmful cyanobacterial blooms. *Journal of Hydrology*, 2019, **569**: 698-704. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2018.12.030.