张劲松,巨昕玥,郑 洁,等.水质-藻类耦合视角下的水质评估与驱动因子——以新安江上游安徽段流域为例 [J]. 中国环境科学, 2025,45(8):4482-4490.
Zhang J S, Ju X Y, Zheng J, et al. Water quality assessment and driving factors identification from a water quality-algae coupling perspective: A case study of the upper Xin'an River Basin in Anhui Province [J]. China Environmental Science, 2025,45(8):4482-4490.

水质-藻类耦合视角下的水质评估与驱动因子
——以新安江上游安徽段流域为例

张劲松[1,2,3],巨昕玥[1,2],郑 洁[4],黄 朋[1],胡 翔[1],董 鸣[5],贾仁庆[1],王 翔[6],马明俊[1],赵南京[1,2,5],殷高方[1,2,5*] (1.中国科学院合肥物质科学研究院,安徽光学精密机械研究所,中国科学院环境光学与技术重点实验室,安徽省环境光学监测技术重点实验室,安徽 合肥 230031；2.中国科学技术大学,安徽 合肥 230026；3.安徽省生态环境监测中心,安徽 合肥 230071；4.安徽省黄山生态环境监测中心,黄山 245499；5.合肥综合性科学中心环境研究院,安徽 合肥 230071；6.安徽工程大学集成电路学院,安徽 芜湖 241000)

摘要：以新安江上游安徽段流域为例,从水质-藻类耦合视角研究了 2022 年 8 月~2023 年 4 月期间其水质演变过程与藻类响应特征;利用多元统计分析探究了水质演变的关键驱动因子,在此基础上辨识水质演变特征与藻类指标之间的潜在关联性,开发了具备水生态健康指示效应的关键藻复合指标:单位质量藻表观浊度(AT)和总藻浓度梯度下典型藻优势度(ADI),揭示了其在水质评估中的作用机制.最后,提出了集水质和藻类响应特征于一体的综合水质识别概念模型.结果表明,(1)研究区水质评价以 III 类为主(占比为 67.9%),水质综合指数(WQI)平均值为 81.61(范围为 55.44~90.83),达到良好等级,在 2023 年 2 月~2023 年 4 月水质出现明显恶化,WQI 平均值降至 76.09,特别需要更好的识别和保护;(2)水温(WT)、溶解氧(DO)及营养盐浓度是导致水质演变的重要驱动因子,Spearman 相关系数最高可达 0.72(P≤0.01);(3)藻复合指标 AT 和 ADI 作为表征水质和生态系统状态的综合指标可快速识别水体恶化;(4)基于感官特征、有机物特征和藻类响应特征构建的水质识别概念模型有望解决现有水质评价标准忽略水质恶化和生物指标的问题.研究结果可为新安江水源地水生态环境的识别和保护以及传统监测系统的提升与革新提供科学理论依据.

关键词：水质-藻类耦合；水质评估；驱动因子；新安江
中图分类号：X522 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)08-4482-09

Water quality assessment and driving factors identification from a water quality-algae coupling perspective: A case study of the upper Xin'an River Basin in Anhui Province. ZHANG Jin-song[1,2,3], JU Xin-yue[1,2], ZHENG Jie[4], HUANG Peng[1], HU Xiang[1], DONG Ming[5], JIA Renqing[1], WANG Xiang[6], MA Mingjun[1], ZHAO Nanjing[1,2,5], YIN Gaofang[1,2,5*] (1.Key Laboratory of Environmental Optics and Technology, Key Laboratory of Environmental Optical Monitoring Technology Chinese Academy of Sciences, Anhui Institute of Optics and Fine Mechanics, Hefei Institute of Physical Science, Chinese Academy of Sciences, Hefei 230031, China；2.University of Science and Technology of China, Hefei 230026, China；3.Anhui Provincial Environmental Monitoring Center, Hefei 230071, China；4.Huangshan Ecological and Environmental Monitoring Center, Huangshan 245499, China；5.Hefei Comprehensive Science Center, Institute of Environmental Research, Hefei 230071, China；6.School of Electrical Engineering, Anhui Polytechnic University, Wuhu 241000, China). *China Environmental Science*, 2025,45(8)：4482~4490

Abstract：From the perspective of water quality-algae coupling, this study investigates the evolution of water quality and algal responses in the upper Xin'an River Basin in Anhui Province from August 2022 to April 2023. Multivariate statistical analyses identified the key drivers of water quality changes, and the relationships between water quality characteristics and algal indicators were explored. A composite algal indicator was developed to serve as an indicator of water ecological health, which includes [algal turbidity (AT) and algal dominance index (ADI)], elucidating its mechanisms in water quality assessment. Furthermore, a conceptual model integrating water quality and algal responses was proposed for comprehensive water quality identification. The results show that: (1) Water quality in the study area was primarily classified as Category III (67.9%), with an average water quality index (WQI) of 81.61 (ranging from 55.42 to 90.83), signifying good quality overall. However, significant deterioration occurred between February and April 2023, with the WQI dropping to 76.09, highlighting the need for improved identification and protection measures.

收稿日期：2025-01-07
基金项目：国家重点研发计划项目(2022YFC3103900,2021YFC3200100);国家自然科学基金资助项目(42206198,62375270);安徽省科技创新平台重大科技项目(S202305a12020004);合肥综合性科学中心环境研究院科研团队建设项目(HYKYTD2024004);中国仪器仪表学会科学仪器托举计划项目(CISTJ2024)

* 责任作者, 研究员, gfyin@aiofm.ac.cn

(2) Water temperature (WT), dissolved oxygen (DO), and nutrient concentrations were the primary factors driving water quality changes, with Spearman correlation coefficients reaching 0.72 (P≤0.01). (3) AT and ADI were effective composite indicators in rapidly identifying water quality degradation and ecosystem health. (4) The conceptual water quality identification model, constructed based on sensory characteristics, organic matter characteristics, and algal response, addresses the limitations of existing water quality standards, which often overlook biological indicators and degradation processes. These findings provide a scientific basis for identification and protecting the aquatic ecological environment of the Xin'an River Basin and offer insights into improving and innovating traditional monitoring systems.

Key words：water quality-algal coupling；water quality assessment；driving factors；Xin'an River

新安江流域是我国不可多得的优质水源地与生态屏障[1].然而,近年来全球气候变化和高强度人类活动深刻改变了新安江流域原有的水文情势和理化性质,导致其景观破碎、环境污染和生物多样性丧失,威胁到区域供水安全[2-4].因此,科学客观地认识和评价水生态系统状况对维系水生态良性代谢和系统稳定显得尤为重要.

国内外关于流域水环境评估的研究已取得一系列成果,水质评价主要采用单因子评价法和水质指数法.单因子评价法是将各指标值与评价标准逐项对比,以单项评价最差项目的类别作为水质类别,可快速地对水质类别进行判定,属于一种定性评价方法[4-5];水质指数评价方法是对多个水质指标及部分生物指标(如 Chl a、大肠杆菌)的相对污染指数进行归纳和统计,将复杂的水质数据转化为定量的综合指数并分级,可定量地对水质优劣进行评价和比较[6-7];相比之下,水质指数法较单因子评价法的应用更为广泛,其中具有代表性的有豪顿水质指数、布朗水质指数、普拉特水质指数、综合污染指数、内梅罗水质指数、罗斯水质指数等[5,8-9].这些方法能使评价更全面,但其局限在于对生物指标和新污染物指标的考量依然不足,存在监测技术与评价脱节的问题,此外,现行的评价体系中涉及的单一指标众多,权重及聚合函数对评价结果影响显著[8-13].

藻类作为水生态系统中重要的初级生产者,是水生态系统物质与能量循环基本驱动力,而关于藻群落结构、藻类活性等指标在水质综合评价中的研究与应用却鲜见报道,面临水质演化与藻类分布特征尚不明晰、藻相关指标与水质指标的关联性尚未探明以及缺乏具备生态健康指示效应的水质-藻复合指标等问题[14-16].因此,需要突破藻复合指标的开发与应用,构建系统性的水质评估新范式.

本研究以新安江上游安徽段流域为例,从水质-藻类耦合视角研究了 2022 年 8 月~2023 年 4 月期间其水质演变过程与藻类响应特征;利用多元统计分析探究了水质演变的关键驱动因子,在此基础上辨识水质演变特征与藻类指标之间的潜在关联性,开发具备水生态健康指示效应的关键藻复合指标;创新性提出藻复合指标驱动的水质识别概念模型,以期为新安江水源地水生态环境的识别和保护以及传统监测系统的提升与革新提供技术支撑.

1　材料与方法

1.1　研究区概况

新安江为钱塘江水系干流上游段,发源于安徽黄山市休宁县境内,东入浙江省西部,经淳安至建德与兰江汇合后为钱塘江干流桐江段、富春江段,东北流入钱塘江,是钱塘江正源,干流长 373km,流域面积 1.1 万多 km^2.在安徽省境内的新安江干流长 242.3km,面积 6500km^2,占钱塘江流域面积的 11.9%.本研究在线监测地点位于安徽省新安江(街口)水质自动监测站(118.7209°E,29.7247°N),如图 1 所示.

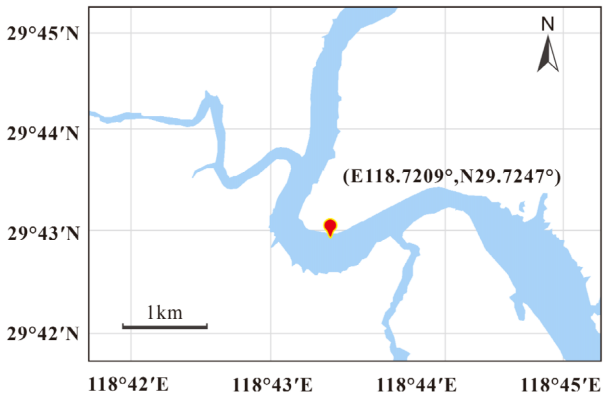


图 1　研究区域概况

Fig.1　Location of monitoring site

1.2　水质数据来源与数据预处理

水质数据来源于安徽省新安江(街口)水质自动监测站,该站点配置了水温(WT)、溶解氧(DO)、pH

值、浊度(Tur)、电导率(EC)、高锰酸盐指数(COD_{mn})、氨氮(NH_3-N)、总磷(TP)、总氮(TN)等监测指标.为充分利用数据,提高数据质量,本研究首先对自动监测数据进行预处理,具体包括,异常值检测和时间一致性分析两个步骤,异常值检测根据仪器提供的各参数监测范围和质量控制要求,对不符合要求的记录予以剔除,然后,针对每一个观测要素进行时间一致性分析,将偏离该要素均值 3 个标准差以外的记录判定为高离群值[17].此外,当日的多次测量数据以平均值记录;最后,共筛选从 2022 年 8 月 18 日~2023 年 4 月 23 日总计 249 条记录用于下文分析.

1.3 藻指标数据来源

本研究藻指标数据来源于新安江(街口)水质自动监测站扩充的两台藻类在线监测设备,利用水体藻类群落快速在线监测仪(AGHJ-AFA-II)对蓝藻、绿藻、硅/甲藻和隐藻等 4 种藻类进行分类测量[18-19],利用水体初级生产力荧光动力学分析仪(AGHJ-GFA-II)获取藻类活性数据[20-21],所有仪器在现场应用前均经过了定标和实验室手工比测,相对偏差均小于 10%.

1.4 质量保证与控制

为保证实验结果的准确性,在自动监测站的基础上,每月对水样的水质指标和藻指标进行质量控制.其中,水质指标按照国家水质分析标准方法进行测定,藻指标采用现场定量采样-实验室显微镜检的方式进行测定.结果显示,相对偏差均小于 10%,符合质量控制要求.

1.5 数据分析方法

本研究利用 SPSS26 和 Origin 2021 软件分析和绘制研究区各理化指标与藻指标在监测周期内时间序列上的演变趋势.采用 Spearman 相关性分析和逐步多元线性回归法探究水质演变的主控因子.

2 结果与讨论

2.1 水质演变特征分析

2.1.1 各形态氮污染物的时间序列迁移特征 本研究综合解析了新安江上游安徽段流域的水质参数特征变化规律,由图 1(a)可知,监测期间 WT 呈现先减后增的变化趋势(平均值为 18.4℃,范围为 10.0~32.9℃),pH 值的波动范围为 6.90~9.21,水体整体呈现弱碱性(图 1(b)),有研究结果表明,pH 值升高与温度影响下 CO_2 外溢、微生物代谢过程中的碱性物质释放等密切相关[23];EC 未见明显恶化(平均值为 179.8μs/cm,范围为 141.4~304.2μs/cm (图 1(c));

Tur 是直观反映水质特征的指标之一,除了在 2023 年 2 月 13 日附近出现明显升高之外,浊度整体上处于较低水平,在 10~40NTU 范围内波动(图 1(d)).DO 作为重要的水质指标,通过参与水体中的各种生物化学反应直接或间接影响水质[13].研究期间 DO 浓度的变化特征见图 1(e),可以发现,DO 在监测期间未出现明显的氧亏(平均值为 8.09mg/L,范围为 4.82~12.41mg/L);结合图 1(f)可知,DO 的增加伴随着 COD_{mn} 的显著降低.推测这是由于监测期间耗氧速率大于复氧速率,即有机物主导的耗氧过程主导着 DO 的变化;此外,整体来看新安江上游安徽段流域有机物水平较低(平均值为 1.97mg/L,范围为 0.96~6.60mg/L),对应地表水水质标准(GB3838- 2002)的 I~III 类[24].

营养盐浓度水平可用来判断水体是否有富营养化而导致的水质恶化趋势.研究发现,研究区 NH_3-N 和 TP 的浓度普遍较低,浓度范围分别为 0.001~0.34mg/L 和 0.01~0.12mg/L(图 1(g)和图 1(h)),值得注意的是,在 2023 年 2 月 13 日后,TN 和 TP 的浓度显著升高(平均值分别为 0.06mg/L 和 2.31mg/L),远超过水体富营养化的判断标准 0.2mg/L 和 0.02mg/L[25],可见此时水体富营养化的风险较高(图 1(h)和图 1(i)).此外,研究期间理化指标的变化范围也是下文指标和模型的应用边界和适用范围.

2.1.2 综合水质演变特征 本研究参照地表水水质标准(GB3838-2002)[24]以及 Tian 等[7]构建的 WQI 模型综合评估水质演变特征,结果显示,研究区域水质评价以 III 类为主(占比为 67.9%),水质综合指数(water quality index, WQI)平均值为 81.61(范围为 55.44~90.83),达到良好等级.如图 3 所示,2022 年 8 月~2023 年 1 月 III 类水的占比高达 94%,对应 WQI 的平均值为 84.32;2023 年 2 月水质明显恶化,WQI 的平均值为 75.42,该阶段 III 类水的占比仅为 43.9%,2023 年 3~4 月水质未见明显改善(WQI 的平均值为 76.47),水质整体以 IV~劣 V 类为主,且劣 V 类占比高达 64.8%,推测 2 月份的水质恶化破坏了研究区水生态系统平衡,因而在短期内难以恢复至优良状态,可见新安江上游安徽段流域生态系统的恢复能力有待提升,特别需要更好的识别和保护.

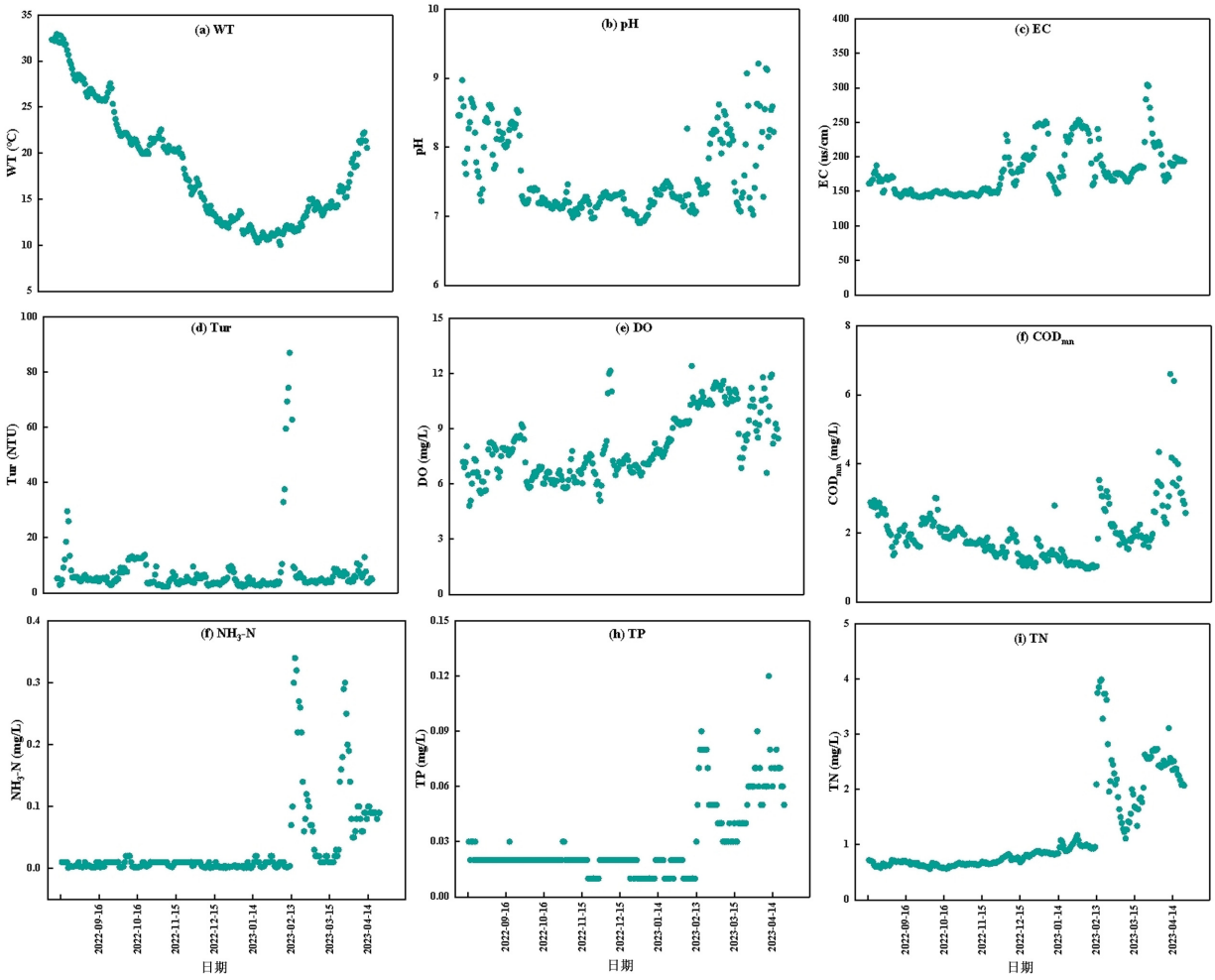


图 2　理化性质随时间序列的变化特征

Fig.2　Characteristics of changes in physical and chemical properties

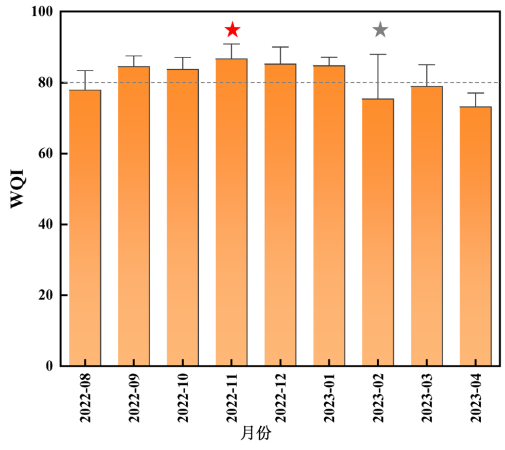


图 3　综合水质随时间序列的变化特征

Fig.3　Characteristics of changes in WQI

2.2　藻类响应及演变特征分析

研究期间 Chla 平均值为 6.05μg/L,范围介于 0.89~83.56μg/L;除了在 2023 年 2 月 13 日附近出现明显升高之外,整体上处于较低水平,在 0~20μg/L 范围内波动(图 4(a)).可以发现,该变化趋势与 Tur 的变化趋势具有一致性,究其原因是水体中营养盐浓度增加、温度和光照条件变化,促使藻类快速生长,藻悬浮物对浊度的贡献增加,同时水体的浑浊度也随之上升,这也表明藻生物量可作为表征水体中营养素水平的关键效应指标之一[26].

图 4(b)展示了研究区藻类群落结构的分布及变化特征.从藻类群落分布来看,监测期间硅藻是主要的优势藻类,平均占比为 75.27%,其次是绿藻、蓝藻和隐藻,分别占比 10.71%、8.49%和 5.53%.在时间序列分析中,夏季时蓝藻的占比较高,随着秋冬季节的到来,蓝藻的生态位逐渐被隐藻所取代,后者成为仅次于硅藻的第二大优势藻种,推测这一变化与藻类的最适生长温度和繁殖条件密切相关[27].此外,由图 4(b)可见,2022 年 11 月藻类生物量水平降至最低点,随后蓝藻和隐藻的成功交替导致藻类生物量显著上升,并在 2023 年 2 月达到最高值.该现象可能与硅藻水华的形成和爆发密切相关[28].然而,需要指出的

是,冬季藻类总量的增加并不一定意味着水质恶化,相反藻种在越冬期的成功交替有助于避免水体出现明显的氧亏和黑臭现象,从而有效防止了生态系统的崩溃.因此,在温度变化的临界区间内精准识别 DO 和藻群落结构的演替特征有望提前预判冬季是否会出现返黑返臭、生物多样性丧失以及生态系统功能退化等环境问题.

对藻类活性分析可知,藻类生长的最大光能转化效率(Fv/Fm)总体上呈现先增后减的趋势(图 4(c)).具体地,藻类活性在 2022 年 9 月~2022 年 12 月整体处于较低水平(0.2~0.4),推测与温度降低抑制蓝绿藻生长及蓝绿藻越冬调控机制密切相关[29];藻类活性升高大致从 2023 年 1 月 14 日开始,于 2023 年 2 月 13 日达到峰值,推测该现象是由于温度驱动下的隐藻类复苏与硅藻水华爆发对藻类活性的促进作用;而后藻类活性显著降低,推测是硅藻水华引起水质恶化对藻类生长产生抑制作用.此外,值得注意的是,藻类活性的变化先于藻生物量水平变化,这也表明藻类活性可作为生态预警指标快速识别并预测系统状态转变.

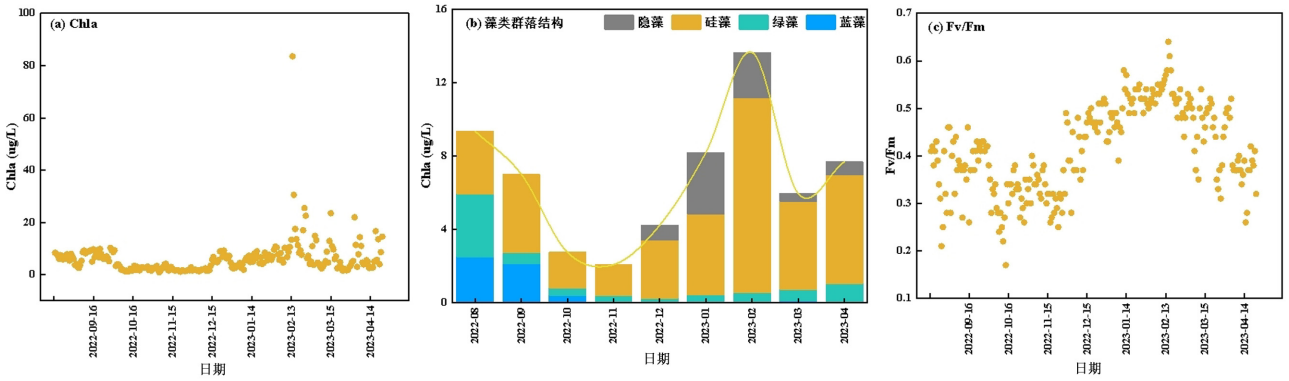


图 4 藻类响应特征随时间序列的变化特征

Fig.4 Characteristics of changes in algal response

2.3 水质演变的关键驱动因子识别

为探明水质演变过程中各指标与藻类和环境因子的相关关系,对监测期间的有效数据进行多元统计分析,以揭示水质识别的关键环境因子.

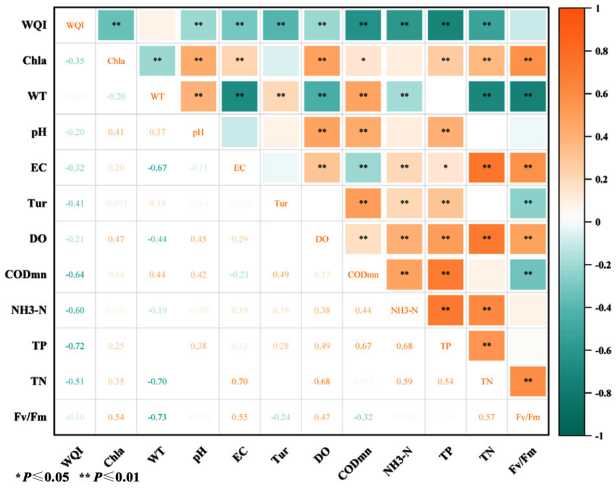


图 5 水质演变与藻类和环境因子的 Spearman 相关性分析

Fig.5 Spearman correlation analysis of water quality evolution with algae and environmental factors

Spearman 相关性分析表明,水质演变过程中,TP、COD_{mn} 和 NH_3-N 与 WQI 表现出显著的负相关关系,相关系数最高可达 0.72(P<0.01),Chla 浓度与各类环境因子未见显著相关性,究其原因可能是藻类的生长和 Chla 浓度的变化受到多种环境因子的共同作用,且这些因子的影响可能存在滞后性或非线性特征.但是,值得注意的是,藻类活性的关键表征指标 Fv/Fm 与 WT 呈现显著负相关(r=−0.73, P≤0.01),可见温度对于藻类的新陈代谢至关重要(图 5).进一步地,利用逐步多元线性回归确定了影响水质演变的关键主控因子是 TN、DO、WT 和 COD_{mn}[30].综上,研究区水质演变主要受到 WT、DO 以及营养盐浓度等因素的共同影响,且这些因素在不同时间尺度上的交互作用是水质变化的重要驱动因素.

2.4 藻复合指标的开发与作用机制

当前,水环境评价体系的发展已由单一评价向综合评价转变,复合指标开发是指将不同性质的单一指标组合,以表示一种综合效应或响应.这种方法不仅能增强数据利用效率和信息潜在价值,还能克

服单一指标难以全面反映水环境状况的局限,为解决复杂环境问题提供科学基础和决策支持.因此,本研究提出在辨识水质演变特征与藻类指标之间的潜在关联性基础上,开发具备水生态健康指示效应的关键藻复合指标.

为挖掘藻类指标与水质演化的潜在相关性,同时考虑到现有评价研究往往忽略了对浊度等感官指标的综合反映,本研究提出利用 Tur 和 Chl a 的比值来表征藻类对水体浊度的贡献,定义为单位质量藻的表观浊度(AT).结合观测数据分析可见(图 6),监测期间 WQI 的显著降低伴随着 AT 的先减后增,与氧垂曲线的变化趋势一致[31].分析其原因可能是氮磷水平升高,藻类生长导致 Chl a 升高、此时 AT 较低与 Chl a 显著增加有关;这种情况下,水体中增多的悬浮颗粒会吸收和散射光线,降低水体中光透射率,进而抑制藻类光合作用,使 Chl a 减少、AT 上升.在这种较高浊度且浊度持续上升的情况下,水体中越来越多的悬浮颗粒会吸收和散射光线,降低水体中光透射率;而藻类生长依赖于光合作用,当光照不足时,藻类生长受到受抑制,从而导致叶绿素浓度降低,AT 增加.此时,高浊度可能是由水体中非藻类颗粒悬浮所致,如泥沙、有机碎屑、微生物及其代谢产物等,且这些物质可能会与藻类竞争营养物质,进一步限制藻类的生长,特别是当这些悬浮物为其他微生物时[32-34].

从时间序列的角度分析,AT 的净亏差值可反映水体对藻类生长的支持能力,较大的 AT 亏差值指示养分过剩和生态失衡;较小则表明生态系统相对稳定;AT 的持续上升与非藻颗粒的增加密切相关,其峰值可反映非藻悬浮颗粒对藻类光合作用的抑制程度,进而表征水体恶化程度,其中 AT 增值越大,说明水体中非藻悬浮颗粒物越多,AT 增值越小说明水体相对清洁,水体再恢复的能力更强[24].如图 6 所示,2023 年 2 月 10 日~2023 年 2 月 19 日期间 AT 的净亏差值和峰值是 2022 年 9 月 24 日~2022 年 10 月 10 日期间的 1.5 倍左右,WQI 的变化范围更是超过了 3 倍.对应地,前者的水质从 III 类恶化至劣 V 类,而后者还可维持在 III 类水平,因此,AT 可作为快速精准识别水质恶化和生态平衡的重要指标之一.

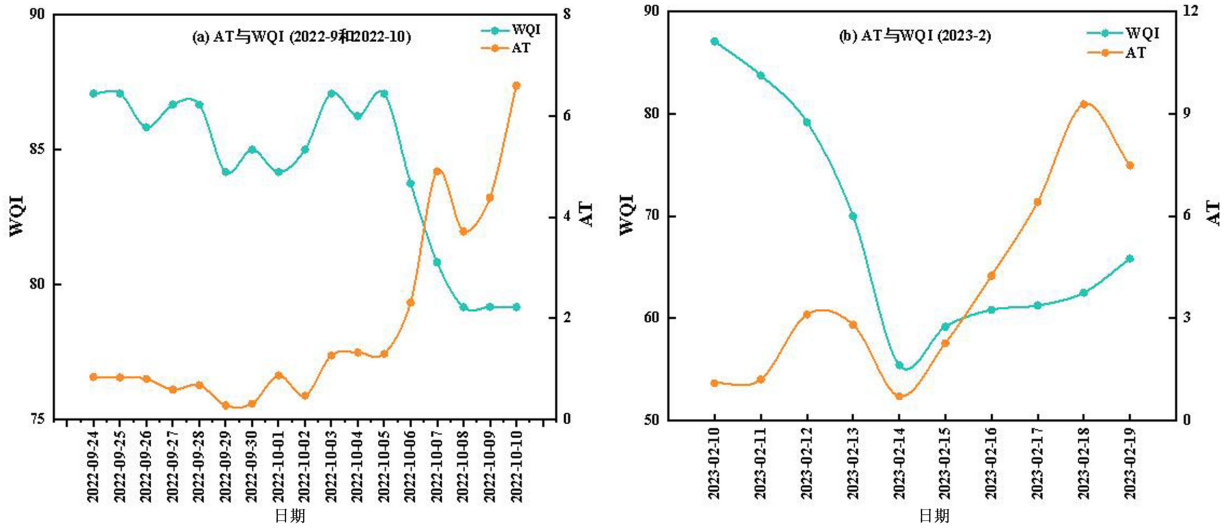


图 6　单位质量藻的表观浊度随水质综合指数的变化特征 [AT 的单位为 NTU*(μg/L)$^{-1}$]

Fig.6　Characteristics of changes in AT with WQI

此外,考虑到水质恶化时,通常会伴随着总藻浓度的增加以及单一藻种的绝对优势(如蓝藻水华和硅藻水华),本研究提出耦合藻生物量和藻类群落结构,并结合观测数据变化规律定义总藻浓度梯度下典型藻的优势度(ADI),即将对数处理后的 Chla 浓度作为典型藻类占比的权重以综合评估生态系统状态.具体地,考虑到硅藻是监测期间的优势藻,因此以硅藻作为典型藻进行核算.结果显示,水质恶化突变阶段(2023 年 2 月),硅藻相对于蓝藻和绿藻的优势度显著高于水质优良阶段(2022 年 8 月~2023 年 1 月)(图 7).同时,这一现象可能伴随着藻群落多样性水平的降低,表明此时生态系统对环境变化的抵抗力和

恢复力较弱,是生态系统健康状况不佳的一个重要指示[35-36].然而,群落结构演替是一个长期、缓慢响应的过程[15],因此本研究还通过对比水质突变前(8月~2 月)、水质突变(2 月)和水质突变后(2 月~4 月)各阶段的 ADI 平均值,进一步验证了该指标的有效性.结果显示,三个阶段的 ADI 平均值分别为 0.50、0.99 和 0.70,表明水质突变时,硅藻的相对优势度达到了最大值;而在水质突变后,虽然 ADI 值有所下降,但仍高于水质较好时的水平.这可能意味着生态系统尚未完全恢复到突变前的状态,或者已经达到了一个新的平衡状态.

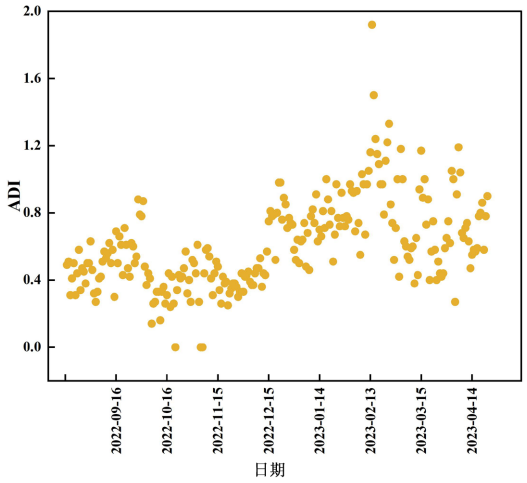


图 7 总藻浓度梯度下典型藻的优势度随时间序列的变化特征

Fig.7 Characteristics of changes in ADI

2.5 基于水质-藻类耦合视角的水质识别概念模型

科学客观地认识和评价水生态系统状况是维系水生态良性代谢和系统稳定的关键.本研究从水质-藻类视角切入,同时基于 2.3 和 2.4 中对驱动因子及藻复合指标的探究,提出了一种集水质和藻类响应特征于一体的综合水质识别概念模型,以期为水生态系统状态的科学评估提供更准确的工具.

水质识别概念模型的多维度示意如图 8 所示,首先识别水体中各指标变化范围,为了统一量纲,分别对其进行归一化处理.其中向量 ***X*** 为一维向量,用于识别水体感官特征,向量 ***Y*** 为二维向量,用以识别水体有机物特征,向量 ***Z*** 为三维指标,用于综合识别藻类响应特征.

在实际应用中,类比医学疾病筛查概念,该模型的三个维度主要是采取递进式的水质识别路径,即先单一后复合、先简单后复杂.如果单一指标无法提供足够信息精准判明当前水体状态,称其为模糊空间,并逐步引入复合指标进行补充评估,以确保评价过程的可操作性和有效性.具体地,对于极好和极差的水质状况可首先根据 Tur 快速判别,若不确定状态补充有机物指标 (DO 和 COD_{mn}).若根据有机物特征仍无法判断水体状态,应进一步补充藻类响应特征(藻生物量、藻群落结构和藻类活性).同时可采用 AT 和 ADI 作为表征水质和生态系统状态的综合指标可快速识别水体恶化.最终识别结果经多维核算后将分为重度污染、中度污染、轻度污染和良好 4 个水质等级,有望解决现有水质评价标准粗略以及忽略水质恶化和生物指标的问题.

此外,需要指出的是,本文所提出的模型是基于新安江观测数据分析得到,推测其适用条件是 III 类~劣 V 类水体,且对于藻类较少的贫营养水体识别能力可能欠佳.未来,可在此模型基础上进一步验证边界条件,并构建基于藻复合指标的定量核算体系,并设计更加精确的评价指标,为新安江水源地水生态环境的识别和保护以及传统监测系统的提升与革新提供技术支撑.

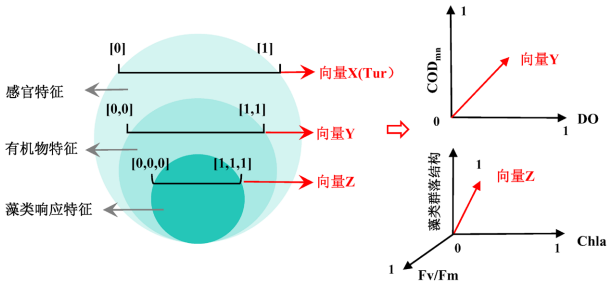


图 8 水质识别概念模型示意

Fig.8 Schematic of water quality identification conceptual paradigm

3 结论

3.1 研究期间新安江安徽段水质评价以 III 类为主(占比为 67.9%),整体 WQI 平均值为 81.61(范围为 55.44~90.83),达到良好等级,在 2023 年 2 月~2023 年 4 月水质出现明显波动,WQI 平均值降至 76.09.

3.2 WT、DO 以及营养盐浓度(TN 和 TP)是导致水质演变的重要驱动因子,Spearman 相关系数最高可达 0.72(P≤0.01).

3.3　在新安江(街口)水质自动监测站扩充的两台藻类在线监测设备基础上,通过耦合水质和藻类指标,提出了具备水生态健康指示效应的藻复合指标:单位质量藻表观浊度(AT)和总藻浓度梯度下典型藻优势度(ADI),可快速识别水体变化和生态系统状态,特别是在水质恶化早期阶段.

3.4　基于感官特征(Tur)、有机物特征(DO 和 COD_{mn})和藻类响应特征(Chla、Fv/Fm 和藻类群落结构)构建的水质识别概念模型,该模型有望解决现有水质评价忽略水质恶化和生物指标的问题.

参考文献:

[1] 笪文怡,朱广伟,黎云祥,等.新安江水库河口区水质及藻类群落结构高频变化 [J]. 环境科学, 2020,41(2):713-727.
Da W Y, Zhu G W, Li Y X, et.al. High-frequency dynamics of water quality and phytoplankton community in inflowing river mouth of Xin'anjiang reservoir, China [J]. Environmental Science, 2020,41(2):713-727.

[2] A. K P, M M, Rajamanickam S, et al. Impact of climate change and anthropogenic activities on aquatic ecosystem–A review [J]. Environmental Research, 2023,238,117233.

[3] Xie H, Ma Y, Jin X, et al. Land use and river-lake connectivity: Biodiversity determinants of lake ecosystems [J]. Environmental Science and Ecotechnology, 2024,21,100434.

[4] van Vliet M T H, Thorslund J, Strokal M, et al. Global river water quality under climate change and hydroclimatic extremes [J]. Nature Reviews Earth & Environment, 2023,4(10):687-702.

[5] Chang N, Zhang Q, Wang Q, et al. Current status and characteristics of urban landscape lakes in China [J]. Sci Total Environ, 2020,712:135669.

[6] Ding F, Zhang W, Cao S, et al. Optimization of water quality index models using machine learning approaches [J]. Water Research, 2023,243,12037.

[7] Tian Y, Jiang Y, Liu Q, et al. Using a water quality index to assess the water quality of the upper and middle streams of the Luanhe River, northern China [J]. Science of The Total Environment, 2019,667:142-151.

[8] Chidiac S, El Najjar P, Ouaini N, et al. A comprehensive review of water quality indices (WQIs): history, models, attempts and perspectives [J]. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 2023,22(2):349-395.

[9] Yan T, Shen S L, Zhou A. Indices and models of surface water quality assessment: Review and perspectives [J]. Environmental Pollution, 2022,308,119611.

[10] Zhe W, Xigang X, Feng Y. An abnormal phenomenon in entropy weight method in the dynamic evaluation of water quality index [J]. Ecological Indicators, 2021,131,108137.

[11] Uddin M G, Nash S, Rahman A, et al. A novel approach for estimating and predicting uncertainty in water quality index model using machine learning approaches [J]. Water Research, 2023,229,119422.

[12] 徐若诗,逄　勇,罗　缙,等.基于 WQI 的南水北调东线江苏段水质评价及时空分布特征 [J]. 环境科学, 2024,45(9):5227-5234.
Xu R S, Pang Y, Luo J, et al. Water quality evaluation and spatial-temporal distribution characteristics of the east route of the south-to-north water diversion project in Jiangsu province based on WQI [J]. Environmental Science, 2024,45(9):5227-5234.

[13] 夏诗语,吕　文,杨金艳,等.苏州河流水质时空分布特征及影响因素分析 [J]. 环境科学, 2025,46(7):4241-4250.
Xia S Y, Lv W, Yang J Y, et al. Analysis of the spatiotemporal distribution characteristics and influencing factors of river water quality in Suzhou city [J]. Environmental Science, 2025,46(7):4241-4250.

[14] 刘惠秋,杨胜娴,巢　欣,等.环境筛选驱动雅鲁藏布江下游着生藻类群落组装过程 [J]. 环境科学, 2025,46(2):889-899.
Liu H Q, Yang S X, Chao X, et al. Environmental screening drives the assembly process of periphytic algae community in the lower reaches of Yarlung Zangbo river [J]. Environmental Science, 2025,46(2):889-899.

[15] 李衍庆,黄廷林,张海涵,等.水源水库藻类功能群落演替特征及水质评价 [J]. 环境科学, 2020,41(5):2158-2165.
Li Y Q, Huang T L, Zhang H H, et al. Succession characteristics of algae functional groups and water quality assessment in a drinking water reservoir [J]. Environmental Science, 2020,41(5):2158-2165.

[16] 胡愈炘,曹　亮,屈仁超,等.长江流域着生藻类群落结构的空间格局及其生态评价 [J]. 环境科学, 2022,43(8):3998-4007.
Hu Y X, Cao L, Qu R C, et al. Community composition and assessment of the aquatic ecosystem of periphytic algae in the Yangtze river basin [J]. Environmental Science, 2022,43(8):3998-4007.

[17] 金晓龙,邓学良,戴　睿,等.基于多源数据的巢湖蓝藻水华时空分布及驱动因素分析 [J]. 环境科学, 2024,45(5):2694-2706.
Jin X L, Deng X L, Dai R, et al. Analysis of the spatiotemporal distribution of algal blooms and its driving factors in Chaohu lake based on multi-source datasets [J]. Environmental Science, 2024,45(5):2694-2706.

[18] 赵南京,程　钊,殷高方,等.离散三维荧光光谱法海洋浮游藻类群落结构快速测量技术 [J]. 大气与环境光学学报, 2020,15(1):62-71.
Zhao N J, Cheng Z, Yin G F, et al. Rapid measurement of phytoplankton community structure by discrete three dimensional fluorescence spectroscopy [J]. Journal of Atmospheric and Environmental Optics, 2020,15(1):62-71.

[19] Yin G, Zhao N, Shi C, et al. Phytoplankton photosynthetic rate measurement using tunable pulsed light induced fluorescence kinetics [J]. Optics Express, 2018,26(6):A293-A300.

[20] 覃志松.浮游植物光合速率荧光动力学测量技术研究 [D]. 合肥:中国科学技术大学, 2017.
Qin Z S. Study on fluorescence kinetic technique for measuring phytoplankton photosynthetic rate. [D] Hefei: University of Science and Technology of China, 2017.

[21] 董　鸣,殷高方,赵南京,等.浮游植物光化学量子产率双波段可变脉冲光诱导荧光测量技术 [J]. 光学学报, 2024,44(18):1-8.
Dong M, Yin G F, Zhao N J, et al. Dual-band tunable pulse light induced fluorescence measurement technology for photochemical quantum yield of phytoplankton [J]. Acta Optica Sinica, 2024,44(18):

1-8.

[22] 王语翡,高 赞,张琼华,等.屋面雨水不同储水形式的水质演变及微生物种群特性 [J]. 环境科学, 2024,45(7):4044-4051.
Wang Y F, Gao Z, Zhang Q H, et al. Evolution of water quality and characterization of microbial populations in different storage forms of roof rainwater [J]. Environmental Science, 2024,45(7):4044-4051.

[23] Jankowski K J, Mejia F H, Blaszczak J R, et al. Aquatic ecosystem metabolism as a tool in environmental management [J]. WIREs Water, 2021,8(4):https://doi.org/10.1002/wat2.1521.

[24] GB 3838-2002 地表水环境质量标准 [S].
GB3838-2002S Surface water environmental quality standards [S].

[25] 黄 祺,何丙辉,赵秀兰,等.三峡蓄水期间汉丰湖消落区营养状态时间变化 [J]. 环境科学, 2015,36(3):928-935.
Huang Q, He B H, Zhao X L, et al. Temporal variation of trophic status in drawdown area of Hanfeng lake in the storage period of three gorges reservoir in China [J]. Environmental Science, 2015,36(3):928-935.

[26] 黄 悦.水中有机物和营养盐对藻类繁殖的耦合作用研究 [D]. 西安:西安建筑科技大学, 2021.
Huang Y. Insight into the coupling effect of organic matter and nutrients on algae growth in water environment. [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2021.

[27] Ding X, Liu J, Liu W, et al. Phytoplankton Communities Miniaturization Driven by Extreme Weather in Subtropical Estuary under Climate Changes [J]. Water Research, 2023,245,120588.

[28] 文 刚,白愿楠,王 茹,等.淡水硅藻水华成因与控制技术研究进展 [J]. 环境科学研究, 2024,37(2):316-325.
Wen G, Bai Y N, Wang R, et al. Review of causes and control technologies of freshwater diatom blooms [J]. Research of Environmental Sciences, 2024,37(2):316-325.

[29] Fu C, Wang X, Yu J, et al. From winter dormancy to spring bloom: Regulatory mechanisms in Microcystis aeruginosa post-overwintering recovery [J]. Water Research, 2025,269,122807.

[30] Nong X, Shao D, Zhong H, et al. Evaluation of water quality in the South-to-North Water Diversion Project of China using the water quality index (WQI) method [J]. Water Research, 2020,115781.

[31] 汤国桢.排污口溶解氧垂曲线的数学模型 [J]. 中国给水排水, 1998,(4):49.
Tang G Z. Mathematical model of dissolved oxygen vertical curve at sewage outlets [J]. China Water & Wastewater, 1998,(4):49.

[32] González Sagrario M A, Jeppesen E, Gomà J, et al. Does high nitrogen loading prevent clear‐water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? [J]. Freshwater Biology, 2004,50(1):27-41.

[33] He H, Kang Y, Liu Z. Nitrogen inputs enhance phytoplankton growth during sediment resuspension events: a mesocosm study [J]. Hydrobiologia, 2014,744(1):297-305.

[34] 白 芳,贡丹丹,郭伟杰,等.悬浮泥沙对藻类生长、光合作用及固碳能力的影响 [J]. 环境科学学报, 2525,45(3).
Bai F, Gong D D, Guo W J, et al. Effects of suspended sediment on the growth, photosynthesis and carbon sequestration ability of algae [J]. Journal of Environmental Sciences, 2525,45(3).

[35] 雷 波,刘朔孺,张方辉,等.三峡水库上游长寿湖浮游藻类的季节变化特征及关键环境影响因子 [J]. 湖泊科学, 2017,29(2):369-377.
Lei B, Liu S R, Zhang F H, et al. Seasonal phytoplankton dynamics and its relationship with key environmental factors in lake changshou upper reaches of the three gorges reservoir. Journal of Lake Sciences, 2017,29(2):369-377.

[36] 张宇航,渠晓东,彭文启,等.北京市河流生态系统健康评价 [J]. 环境科学, 2023,44(10):5478-5489.
Zhang Y H, Qu X D, Peng W Q, et al. Health assessment of the stream ecosystem in Beijing, China [J]. Environmental Science, 2023,44(10):5478-5489.

作者简介：张劲松(1975-),男,重庆梁平人,高级工程师,学士,主要从事环境空气和水质自动监测以及水环境管理.发表论文 10 余篇. zhangjinsong305@qq.com.