

## 大型深水湖库溶解氧时空变化及驱动因素:以江西仙女湖为例\*

夏威<sup>1,2,3</sup>, 张萌<sup>1,2,3\*\*</sup>, 周懋<sup>2,3</sup>, 吴俊伟<sup>2,3</sup>, 姚娜<sup>2,3</sup>, 冯兵<sup>2,3</sup>, 欧阳涛<sup>4</sup>, 刘足根<sup>2,3</sup>, 张秋根<sup>1\*\*</sup>

(1: 南昌航空大学环境与化学工程学院, 南昌 330063)

(2: 江西省生态环境科学研究与规划院, 南昌 330039)

(3: 江西省环境保护工程技术研究中心, 南昌 330039)

(4: 江西省新余市生态环境监测中心, 新余 336500)

**摘要:** 为探究深水湖库溶解氧的时空分布规律及其主控因素, 本文以南方亚热带大型深水湖库——江西省仙女湖为研究对象, 基于 2008—2021 年仙女湖 4 个国控站点溶解氧的历史数据分析其年际变化的规律及原因; 另于 2016 年水污染事件发生前(2014 年 5 月—2015 年 4 月)及水污染事件结束后(2018 年 1 月—2018 年 12 月)对仙女湖进行加密逐月监测, 采用结构方程模型(SEM)分析仙女湖溶解氧的主要驱动因素。研究表明, 2008—2021 年仙女湖水体溶解氧浓度先下降后上升, 变化范围为 5.1~18.7 mg/L, 季节均值为春季>冬季>秋季>夏季。水污染事件发生前高溶解氧区域多出现在舞龙湖核心区及湖出口位置, 水温、叶绿素 *a* 浓度和浊度是溶解氧浓度变化的主要驱动因素; 水污染事件结束后高溶解氧区域多出现在钤阳湖及舞龙湖枝杈状湖湾位置, 叶绿素 *a* 浓度及营养盐浓度成为溶解氧浓度变化的主要驱动因素; 而 pH 与溶解氧主要是协同变化的关系。根据对仙女湖最深点(江口)的垂向监测结果, 溶解氧的垂向差异为夏季>秋季>春季>冬季, 夏、秋季在 5 m 以下出现低溶解氧(DO<5 mg/L)区域, 且夏季观察到明显的温跃层及温跃层内溶解氧的极小值现象。总体来说, 水污染事件使得仙女湖水体营养平衡被打破, 营养盐浓度大幅上升导致的浮游植物数量增多是仙女湖水表层溶解氧浓度升高的主要原因, 而深水溶解氧浓度变化则与水温、水深密切相关。

**关键词:** 仙女湖; 溶解氧; 深水水库; 驱动因素; 富营养化; 结构方程模型

## Spatio-temporal dynamics of dissolved oxygen and its influencing factors in Lake Xiannv Jiangxi, China \*

Xia Wei<sup>1,2,3</sup>, Zhang Meng<sup>1,2,3\*\*</sup>, Zhou Min<sup>2,3</sup>, Wu Junwei<sup>2,3</sup>, Yao Na<sup>2,3</sup>, Feng Bing<sup>2,3</sup>, Ouyang Tao<sup>4</sup>, Liu Zugen<sup>2,3</sup> & Zhang Qiugen<sup>1\*\*</sup>

(1: *School of Environmental & Chemical Engineering, Nanchang Hangkong University, Nanchang 330063, P.R.China*)

(2: *Jiangxi Academy of Eco-Environmental Sciences & Planning, Nanchang 330039, P.R.China*)

(3: *Environmental Pollution Engineering Center of Jiangxi, Nanchang 330039, P.R.China*)

(4: *Xinyu Municipal Eco-Environmental Monitoring Center of Jiangxi, Xinyu 336500, P.R.China*)

**Abstract:** To systematically explore the spatial-temporal distribution and main controlling factors of dissolved oxygen (DO) in deep lakes, we take Lake Xiannv, a large subtropical reservoir in south China, as the research object. By collecting the historical data of DO at four state-controlled points in Lake Xiannv from 2008 to 2021 to analyze its interannual changes. We also conducted intensive monthly monitoring of Lake Xiannv from May 2014 to April 2015 and from January 2018 to December 2018, which were before and after the water pollution accident in 2016. The factors influencing DO in Lake Xiannv were quantitatively analyzed by the structural equation model (SEM). Results showed that from 2008 to 2021, the DO concentration of Lake Xiannv first decreased and then in-

\* 2022-06-16 收稿; 2022-08-26 收修改稿。

江西省重点研发计划项目(20203BGC72W007)、江西省主要学科科学技术带头人资助项目(20182BCB22016)和江西省科技计划项目(20161BBG70098)联合资助。

\*\* 通信作者; E-mail: tomdehiye@126.com; 904644628@qq.com。

creased, with a range of 5.1–18.7 mg/L, and the seasonal means were spring>winter>autumn>summer. Before the water pollution accident, the DO concentration in the central area and the outlet of Lake Wulong was higher and water temperature, chlorophyll-*a* and turbidity were the main driving factors for the change of DO. After the accident, the DO concentration in Lake Qianyang and the bays of Lake Wulong was higher and chlorophyll-*a* and water nutrition were the main driving factors for the change of DO. There are common changes between pH and DO. The vertical monitoring results of the deepest point (Jiangkou) showed that the vertical changes of water temperature and DO in Lake Xiannv were summer>autumn>spring>winter. We found that there were low DO (DO<5 mg/L) zones below 5 m of the lake in summer and autumn, thermocline and metalimnetic oxygen minimum (MOM) were observed in summer. In general, the water pollution accident broke the nutrient balance of Lake Xiannv, and the large increase in nutrient concentration led to an increase of phytoplankton, which was the main reason for the increase in DO concentration on the surface of Lake Xiannv, and the changing of deep-water DO concentration is closely related to water temperature and water depth.

**Keywords:** Lake Xiannv; dissolved oxygen; deep reservoirs; influencing factor; eutrophication; structural equation model

溶解氧(DO)是维持水生生物生存繁殖和生态系统平衡发展的最重要条件之一,是评价水环境质量的重要指标,因其对自然及人为驱动因素的响应敏感,常用于揭示污染源信息、指示水生生态系统的健康状况<sup>[1-2]</sup>。淡水溶解氧的最低标准值为5 mg/L<sup>[3]</sup>,有关研究表明,溶解氧在5 mg/L以下时,各种浮游生物不能生存;4 mg/L左右是保障鱼群生存的最低浓度;2~5 mg/L之间是好氧微生物生存的先决条件;当溶解氧<2 mg/L时,称水体缺氧(hypoxia)<sup>[4]</sup>。水体缺氧所形成的还原环境会促进厌氧细菌繁殖,进而加速有机物分解,释放甲烷、硫化氢等有毒气体,造成水生动植物及微生物死亡、水体黑臭等现象<sup>[5-8]</sup>。水体缺氧还会导致沉积物中磷释放通量增大及无机氮的去除效率降低,导致水体持续富营养化<sup>[9-10]</sup>,进而危害生态系统安全。

研究表明,水体中溶解氧含量改变不是单一因素的作用,而是物理-化学-生物因素耦合的结果<sup>[2,11-12]</sup>。大气复氧、藻类及水生植物的光合作用是水中溶解氧的主要来源,而溶解氧的消耗途径主要有水生生物的呼吸作用、水体或底泥中有机物分解以及其他还原性物质耗氧等<sup>[13-15]</sup>,受这些过程的影响,水中溶解氧浓度在时间和空间上呈现出不同差异。曾春芬等<sup>[16]</sup>研究发现天目湖夏季溶解氧浓度最低且垂向差异最大,冬季溶解氧最高且垂向变化不显著。殷燕等<sup>[17]</sup>研究发现千岛湖水体溶解氧存在显著的季节性差异,表层溶解氧最大值出现在春季,最小值出现在秋季,除冬季外,各站点均在温跃层(Thermocline)内发现溶解氧的极小值(MOM)现象。Zhu等<sup>[18]</sup>研究发现太湖溶解氧存在较强的昼夜变化,峰值通常出现在14:00–18:00之间,最低值通常在4:00–7:00之间。

然而,前人对于湖泊溶解氧影响因素的探究大多为定性研究,缺少对各因素综合贡献力的量化分析。近年来,以结构方程模型(SEM)为代表的多变量统计分析方法逐渐成为量化分析的主要工具<sup>[19]</sup>。结构方程模型综合了回归分析、方差分析、路径分析及因子分析,考虑了变量之间相互作用后整体的对外影响,特别是对于溶解氧这种作用机制复杂的体系,用SEM能够更加清晰的阐明机理,反应变量之间的关系<sup>[20]</sup>。本文通过连续野外湖泊调查、SEM等手段,分析了典型南方深水湖库——江西仙女湖不同营养状态下溶解氧的时空分布规律及驱动因素,探讨了湖泊溶解氧极小值MOM出现的成因及其对富营养化治理的启示,以期为湖库水环境管理提供参考依据和科学基础。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域概况

仙女湖,又名江口水库,为江西省四大水库之一,位于新余市西南部(27°33′~28°05′N,114°29′~115°24′E),赣江流域下游一级支流袁河中段,是1964年为蓄水拦截袁河而形成的人工湖。仙女湖于2013年入选国家水质良好湖泊试点名录,是新余市重要的地市级集中式饮用水水源地,因2016年4月发生水污染事件而备受关注。其湖区共分为两个子湖和一条峡谷,上游为钤阳湖,下游为舞龙湖,中间连接峡谷为钟山峡,湖区水域总面积约50 km<sup>2</sup>,东西最长处约30 km,南北最宽约10 km,库容约8.9亿 m<sup>3</sup>,平均水深12 m,最深处位于江口大坝前(历史最深约33.4 m)。仙女湖多年平均径流量为110.94 m<sup>3</sup>/s,年平均径流总量约2.92亿 m<sup>3</sup>,4–9月份占全年径流总量的68.5%。全年平均气温17.8℃,年平均降雨量1573.1 mm,相对湿度79%,常年主导风向以东风和西南风为主,多年平均风速1.8 m/s左右<sup>[21-22]</sup>。

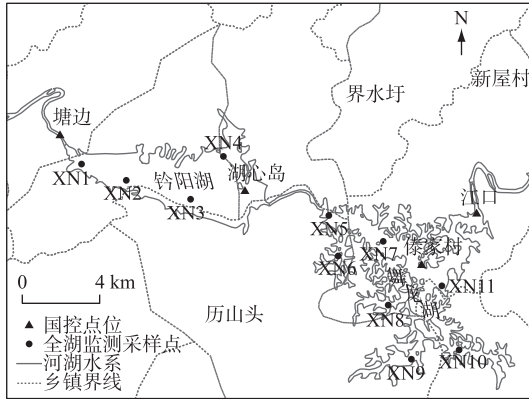


图1 江西省仙女湖采样点分布  
Fig.1 Sampling sites in Lake Xiannv, Jiangxi Province

## 1.2 数据来源及采样点布置

仙女湖2008—2021年塘边、湖心岛、傩家村、江口4个国控点位的溶解氧数据来自于新余市生态环境质量公报或新余市生态环境监测中心。另根据湖区水域分布特征及水力特性,在仙女湖湖区布设11个加密点位(XN1~XN11,图1),于水污染事件发生前(2014年5月—2015年4月)及水污染事件结束后(2018年1月—2018年12月)对仙女湖水水质因子进行逐月的现场详细调查,调查时间均选在晴朗的白天。现场测定溶解氧(DO)、水温(WT)、pH值(pH)、浊度(TURB),另使用有机玻璃采水器采集各点位水面下0.5 m处样品,放入保温箱内0~4℃避光运输保存,在24 h内送回实验室对氨氮(NH<sub>3</sub>-N)、总氮(TN)、总磷(TP)和叶绿素*a*(Chl.*a*)进行测定。

于2014年的7月(夏季)、9月(秋季)、12月(冬季)以及2015年的4月(春季)对江口点位溶解氧浓度在06:00(光合作用未开始)、10:00(光合作用开始)、14:00(光合作用最强)和18:00(光合作用结束)4个时间段进行垂向监测,同步记录水温、水深(Depth)数据。垂向监测从表层0.5 m处开始,缓慢匀速下放取水器,每隔2 m取一次水样。

## 1.3 测定方法与评价方法

1.3.1 测定方法 水质指标测定方法参照《水和废水监测分析方法(第四版)》<sup>[23]</sup>:溶解氧、水温、pH值用多参数水质测量仪(美国YSI 556-02 MPS)现场测量,浊度用便携式浊度计(美国HACH-2100Q)测定,氨氮测定采用纳氏试剂光度法,总氮测定采用过硫酸钾氧化紫外分光光度法,总磷测定采用钼酸铵分光光度法。叶绿素*a*浓度测定采用乙醇萃取分光光度法<sup>[24]</sup>。综合营养状态指数TLI(Σ)采用《湖泊(水库)富营养化评价方法及分级技术规定》中的评价方法与标准<sup>[25]</sup>。

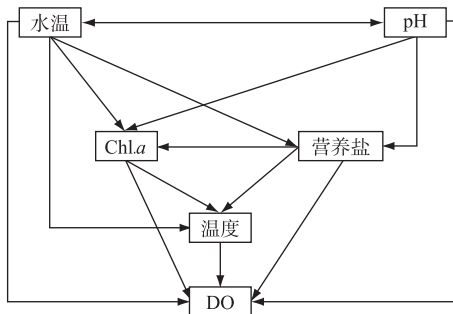


图2 仙女湖溶解氧浓度变化概念模型  
Fig.2 Conceptual model of dissolved oxygen concentration change in Lake Xiannv

1.3.2 模型构建及评价 溶解氧浓度变化的原因较复杂,除了受物理环境及营养物质转化耗氧影响外,还会受到浮游植物的影响,本模型中用叶绿素*a*浓度表示浮游植物生物量<sup>[20]</sup>。根据溶解氧来源及损耗的先验理论研究和SEM相关的研究建议建立溶解氧的验证性因子分析模型,采用极大似然法对参数进行估计<sup>[26]</sup>。模型共设立水温、pH两个外生观测变量以及叶绿素*a*、浊度、溶解氧3个内生观测变量,同时用氨氮、总氮和总磷构建营养盐这一内生潜变量,概念模型见图2。选择模型的调整卡方( $\chi^2/df$ )、显著性(*P*)、赤池信息指数(AIC)、拟合优度指数(GFI)、规范拟合指数(NFI)以及近似误差均方根(RMSEA)检验模型的适配度<sup>[26-27]</sup>,其评价标准见表1。

## 1.4 数理统计方法

本研究所有数据图绘制使用Office 2016、Origin 2021软件完成。采样点分布图及溶解氧分布图使用ArcGIS 10.7软件绘制,其中,溶解氧浓度的季节变化以各季度算术平均值进行绘制,每年3—5月为春季、6—8月为夏季、9—11月为秋季、12月—次年2月为冬季。用SPSS 26软件进行数据的异常值、缺失值处理及差异性分析,用AMOS 24软件完成SEM建立及修正。

## 2 结果与分析

### 2.1 仙女湖溶解氧时间分布特征

2008—2021年仙女湖水体溶解氧浓度先下降后上升,整体呈向好趋势,变化范围为5.1~18.7 mg/L(图3)。其变化过程大致可分为4个阶段:2008—2013年溶解氧浓度不断下降(由8.5 mg/L降至6.8 mg/L);2014—2015年溶解氧浓度较为稳定(维持在6.3 mg/L左右);2016—2018年溶解氧浓度迅速上升(由6.9 mg/L升至10.2 mg/L);2019—2021年呈波动式下降(由9.8 mg/L降至8.9 mg/L)。

仙女湖水体溶解氧浓度的多年春、夏、秋、冬季均值分别为(8.52±1.82)、(7.31±1.35)、(7.36±1.08)、(8.48±1.68) mg/L,其中春季溶解氧浓度变化最大,秋季溶解氧浓度最稳定(图4)。

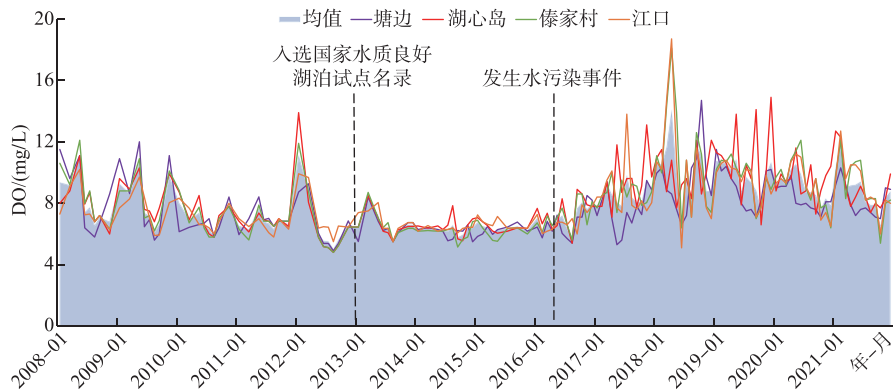


图3 2008—2021年仙女湖水体溶解氧浓度的年际变化

Fig.3 Interannual variation of dissolved oxygen in the water column of Lake Xiannv during 2008—2021

### 2.2 仙女湖溶解氧的空间分布特征

2.2.1 水平分布 仙女湖表层水体溶解氧的水平空间分布研究结果见图5。水污染事件发生前(2014—2015年),表层水体溶解氧浓度变化范围为5.40~7.20 mg/L(以季节均值计),春、夏、秋、冬季所有点位溶解氧浓度均值分别为(6.70±0.21)、(6.22±0.18)、(6.12±0.38)、(6.65±0.25) mg/L,最大值出现在春季江口位置(7.20 mg/L),最小值出现在秋季XN4位置(5.40 mg/L),总体上看舞龙湖溶解氧浓度略高于铃阳湖,高值点位多出现在舞龙湖湖心区及湖出口处(XN7、傣家村、江口)。

水污染事件结束后(2018年),仙女湖表层水体溶解氧浓度变化范围为7.40~15.7 mg/L(以季节均值计),春、夏、秋、冬季所有点位溶解氧浓度均值为(10.06±0.58)、(13.41±1.47)、(11.79±0.79)、(8.46±0.83) mg/L,最大值出现在夏季XN6位置(15.7 mg/L),最小值出现在冬季XN3位置(7.40 mg/L),溶解氧高值点位多出现在铃阳湖及舞龙湖枝杈状湖湾位置(XN2、XN3、XN4、湖心岛、XN6),其中春、夏、

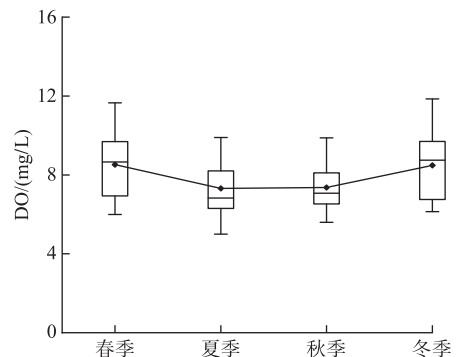


图4 2008—2021年仙女湖水体溶解氧浓度的季节变化

Fig.4 Seasonal variation of dissolved oxygen in the water column of Lake Xiannv during 2008—2021

秋季溶解氧浓度极大值均出现在枝杈状的 XN6 号点处,且夏季溶解氧浓度高值区在冬季变为低值区。

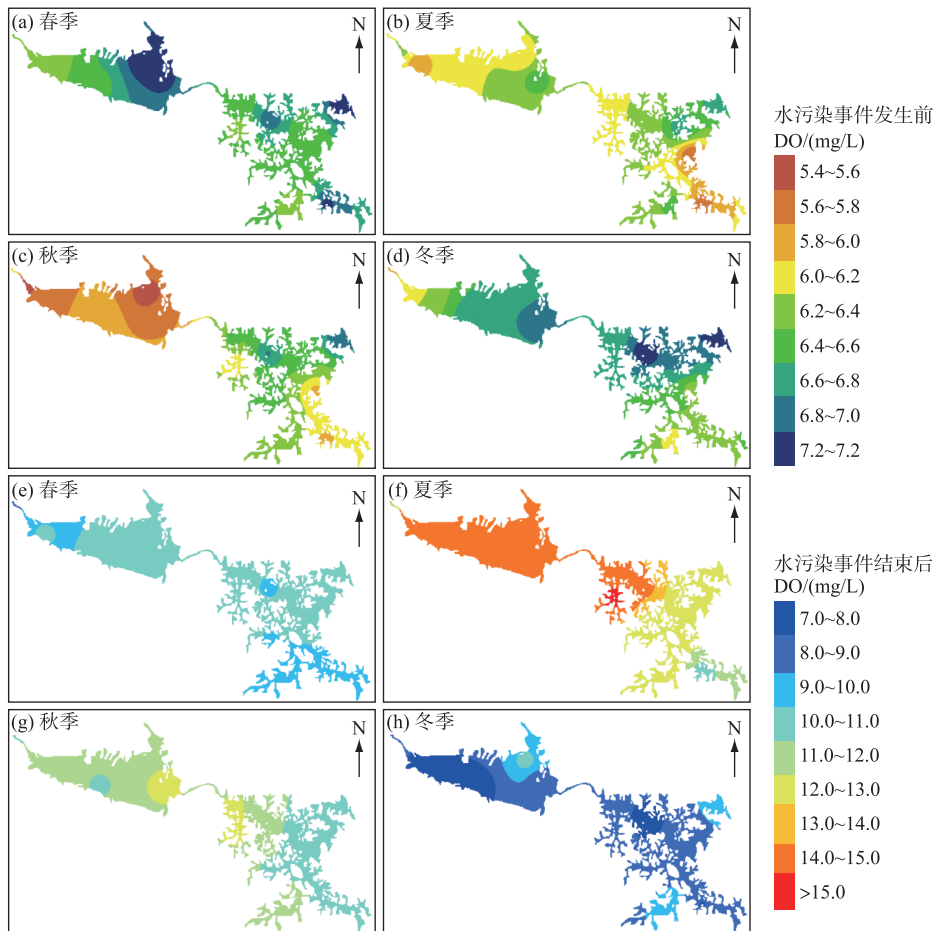


图5 仙女湖水体溶解氧的水平空间分布(a~d、e~h 分别表示水污染事件发生前后的春、夏、秋、冬季)

Fig.5 The horizontal distribution of dissolved oxygen in the water column of Lake Xiannv (a~d, e~h represented spring, summer, autumn and winter before and after the water pollution accident, respectively)

2.2.2 垂向分布 仙女湖春季水体溶解氧浓度在 0~10 m 间呈明显下降趋势,10 m 以下趋于稳定,最大值(6.90 mg/L)出现在 14:00 的表层 0.5 m 处,最小值(4.68 mg/L)出现在 06:00 的底部 20 m 处;夏季溶解氧浓度最大值(5.89 mg/L)出现在 18:00 的表层 0.5 m 处,最小值(3.70 mg/L)出现在 06:00 的 10 m 处;秋季溶解氧浓度最大值(6.00 mg/L)出现在 14:00 的表层 0.5 m 处,最小值(3.90 mg/L)出现在 06:00 的底部 22 m 处;冬季溶解氧浓度最大值(6.40 mg/L)出现在 14:00 的表层 0.5 m 处,最小值(6.11 mg/L)出现在 06:00 的底部 18 m 处,各时段溶解氧垂向混合均匀。水温的垂向变化趋势与溶解氧浓度基本一致,春、夏、秋、冬季最大值分别为春季(18.1℃)、夏季(33.2℃)、秋季(24.1℃)、冬季(12.2℃),均出现在 14:00 的表层 0.5 m 处;最小值分别为春季(16.6℃)、夏季(26.8℃)、秋季(21.8℃)、冬季(11.3℃),均出现在 06:00 的底部 18~24 m 处(图 6)。

总体而言,仙女湖水体溶解氧及水温随水深增加呈下降趋势,二者在各季节垂向差异均表现为夏季>秋季>春季>冬季。夏秋季在 5 m 以下出现低溶解氧(DO<5 mg/L)区域,且夏季观察到明显的温跃层和 MOM 现象,随着时间推移,水温升高,MOM 所在深度有下移趋势。

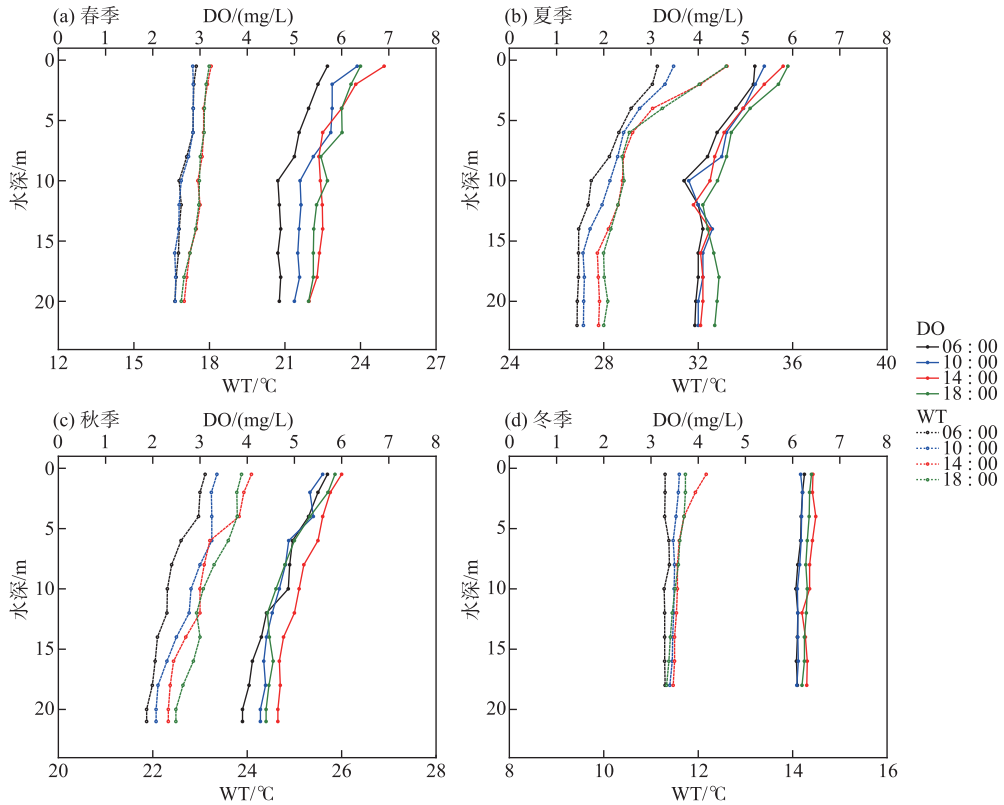


图 6 仙女湖溶解氧及水深的垂向空间分布

Fig.6 The vertical distribution of dissolved oxygen and water temperature in Lake Xiannv

### 2.3 仙女湖溶解氧与水质因子的相关性分析

加密监测结果表明,水污染事件发生前仙女湖表层水体各水质因子变化范围为水温  $9.60\sim 32.00^{\circ}\text{C}$ 、pH  $6.99\sim 8.80$ 、浊度  $3.98\sim 88.10$  NTU、叶绿素  $a$   $0.63\sim 33.33$   $\mu\text{g/L}$ 、氨氮  $0.059\sim 0.896$   $\text{mg/L}$ 、总氮  $0.448\sim 1.570$   $\text{mg/L}$ 、总磷  $0.005\sim 0.074$   $\text{mg/L}$ ;水污染事件结束后各水质因子变化范围为水温  $11.00\sim 35.00^{\circ}\text{C}$ 、pH  $6.93\sim 9.71$ 、浊度  $3.00\sim 40.00$  NTU、叶绿素  $a$   $1.26\sim 264.37$   $\mu\text{g/L}$ 、氨氮  $0.050\sim 0.710$   $\text{mg/L}$ 、总氮  $0.430\sim 9.740$   $\text{mg/L}$ 、总磷  $0.034\sim 0.660$   $\text{mg/L}$ 。

仙女湖表层溶解氧与其他水质因子的相关性矩阵(基于加密研究数据)见图7。水污染事件发生前溶解氧与pH呈显著正相关( $P<0.05$ ),与水温、浊度、氨氮、总磷呈显著负相关( $P<0.05$ ),与其余因子相关性不显著( $P>0.05$ )。水污染事件结束后溶解氧与水温、pH、叶绿素  $a$ 呈显著正相关( $P<0.05$ ),与浊度、氨氮、总氮、总磷呈显著负相关( $P<0.05$ )。

### 2.4 仙女湖溶解氧的结构方程模型分析

仙女湖表层水体溶解氧浓度变化SEM模拟结果(基于加密研究数据)(图8)表明,水污染事件发生前、后模型拟合指数均表现为调整卡方低( $1 < \chi^2/df < 2$ )、卡方值不显著( $P>0.05$ ),近似误差均方根低( $RMSEA < 0.080$ ),拟合优度指数接近1( $GFI > 0.9$ ),规范拟合指数接近1( $NFI > 0.9$ ),符合评价标准(表1)。水污染事件发生前(2014—2015年)各因素对溶解氧的直接效应路径系数为水温( $-0.68$ )、pH值( $0.23$ )、叶绿素  $a$  ( $0.34$ )、营养盐( $-0.44$ )、浊度( $-0.23$ ),其中水温、叶绿素  $a$ 、浊度对溶解氧的直接效应显著( $P<0.05$ );水污染事件结束后(2018年)各因素对溶解氧的直接效应路径系数为水温( $0.17$ )、pH值( $0.26$ )、叶绿素  $a$  ( $0.29$ )、营养盐( $-0.46$ )、浊度( $-0.12$ ),其中,叶绿素  $a$ 、营养盐对溶解氧的直接效应显著( $P<0.05$ )。

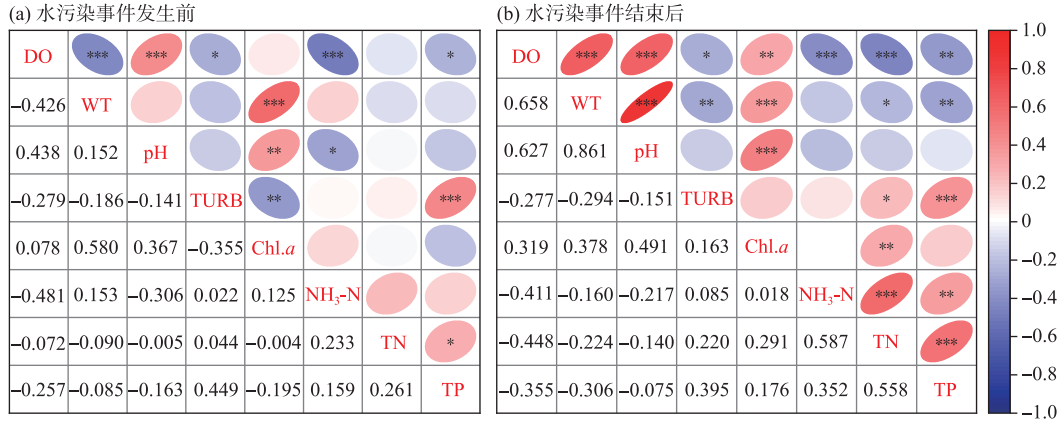


图 7 水污染事件发生前(a)、后(b)仙女湖表层水体溶解氧与水质因子的相关性矩阵 (显著性水平: \*  $P < 0.05$ , \*\*  $P < 0.01$ , \*\*\*  $P < 0.001$ )

Fig.7 Correlation matrix between dissolved oxygen and other water quality factors in the surface water of Lake Xiannv before (a) and after (b) the water pollution accident

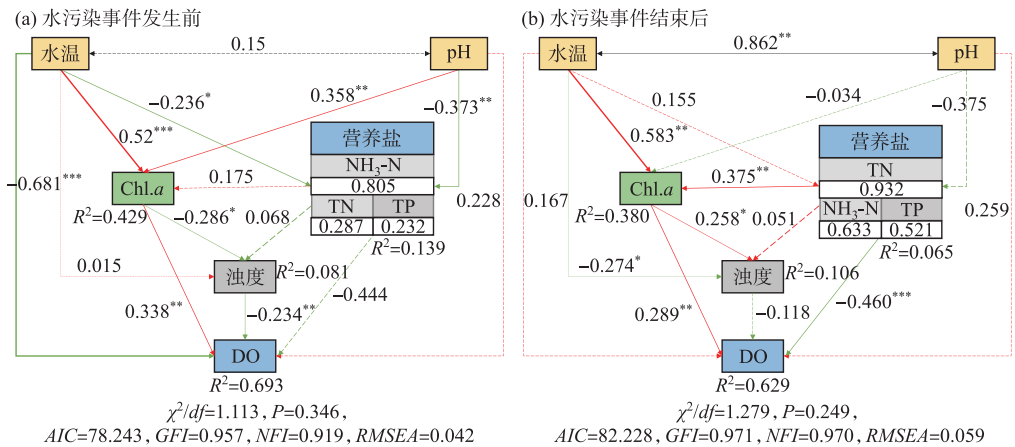


图 8 仙女湖表层水体溶解氧浓度变化的 SEM 模拟结果 (红色和绿色箭头分别表示正相关和负相关关系; 实线和虚线箭头分别表示路线系数的显著及不显著关系;在与箭头相同方向上标记标准化路径系数, 用箭头粗细代表标准化路径系数的相对大小;显著性水平用 \*  $P < 0.05$ , \*\*  $P < 0.01$ , \*\*\*  $P < 0.001$  表示;  $R^2$  值指示每个变量解释的方差比例)

Fig.8 The SEM results of dissolved oxygen in the surface water of Lake Xiannv (Continuous and dashed arrows represent significant and nonsignificant relationships, respectively. Adjacent numbers that are labeled in the same direction as the arrow are path coefficients, and the width of the arrow is in proportion with the degree of path coefficients. Red and green arrows indicate positive and negative relationships, respectively. Significant levels are denoted \*  $P < 0.05$ , \*\*  $P < 0.01$ , \*\*\*  $P < 0.001$ .  $R^2$  values indicate the proportion of variance explained for each variable)

由 SEM 计算的标准化总效应(直接效应加间接效应)(图 9)可以看出,水污染事件发生前各因素对溶解氧的影响力大小为  $pH > 水温 > 叶绿素 a > 营养盐 > 浊度$ ,其中  $pH$  值(0.52)、叶绿素  $a$ (0.41)对溶解氧产生正影响,水温(-0.48)、营养盐(-0.39)、浊度(-0.23)对溶解氧产生负影响;水污染事件结束后各因素对溶解氧影响力大小为  $pH > 营养盐 > 水温 > 叶绿素 a > 浊度$ ,其中  $pH$  值(0.39)、水温(0.29)、叶绿素  $a$ (0.26)对溶解氧

产生正影响,营养盐(-0.37)、浊度(-0.12)对溶解氧产生负影响。

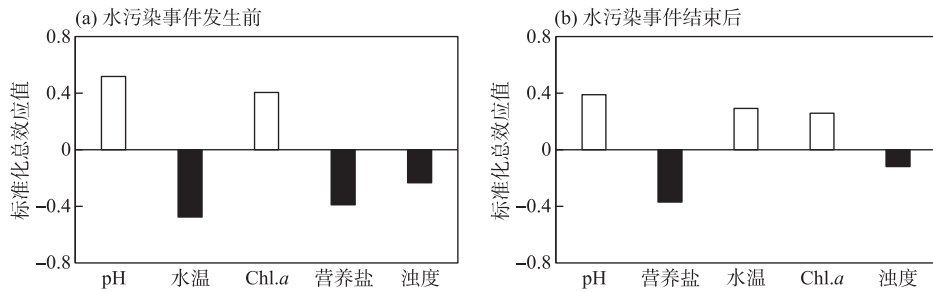


图9 SEM 计算的标准化总效应(直接效应加间接效应)

Fig.9 Standardized total effects (direct plus indirect effects) calculated by SEMs

### 3 讨论

#### 3.1 仙女湖溶解氧时空变化及原因分析

2008—2021年仙女湖水体溶解氧浓度先下降后上升,整体呈向好趋势。2008—2012年因上游及周边耗氧污染物汇入以及湖区网箱投饵养殖蓬勃发展等原因<sup>[22]</sup>,仙女湖水体溶解氧浓度不断下降。2013年仙女湖列入国家水质良好湖泊试点名录,开启了湖区、湖滨区及入湖河流的整治,2014—2015年湖体溶解氧浓度趋于稳定状态。2016年4月因上游工厂偷排重金属废水造成仙女湖重金属严重超标,为降低水体污染程度,有关部门对仙女湖实施开闸放水<sup>[28]</sup>,事件处置过程中恰逢历史罕见的持续暴雨(约15天),湖库水体重金属浓度快速下降的同时,上游大量污染物也随暴雨灾害时的悬移质下泄输入湖体,进而打破了湖体原有的营养平衡,使仙女湖生态系统出现紊乱、藻类暴发风险明显增大。研究发现,水污染事件结束后的2017和2018年仙女湖综合富营养状态指数 $TLI(\Sigma)$ 均大于50,处于轻度富营养水平,大幅高于水污染事件发生前(2014—2015年)的 $TLI(\Sigma)$ 指数(35,中营养水平),其中总磷、总氮污染指数均大于60,成为仙女湖水体主要污染因子<sup>[29]</sup>。总磷、总氮浓度的大幅上升为浮游植物生长繁殖提供了有利条件,而在富营养化水体中,藻类数量的多寡与生命活动旺盛程度可对水体溶解氧浓度的变化起主导作用<sup>[30]</sup>,多年数据显示水污染事件后的2016—2018年仙女湖叶绿素 $a$ 浓度异常升高(最高时达 $200\mu\text{g/L}$ 以上),这与本研究所观测到的2016—2018年湖体溶解氧浓度大幅升高的趋势一致。2018年以后随着生态治理工作的持续推进,仙女湖水水质趋于好转,溶解氧浓度也逐渐恢复到正常水平。

本研究中,2008—2021年仙女湖溶解氧浓度季节变化趋势明显,年内夏季溶解氧浓度最低,出现这一现象的原因可能是气温主导下水温条件的改变影响了仙女湖水体的溶解氧的溶解度<sup>[31-32]</sup>,而春季溶解氧浓度最高且变化幅度最大可能和温差以及水生植物光合作用有关。但在两轮全湖监测中发现,水污染事件前、后仙女湖溶解氧浓度的时空变化特征有较大不同,具体表现为:水污染事件发生前(2014—2015年,中营养)湖体溶解氧浓度在春、冬季高于夏、秋季,溶解氧浓度的高值区通常出现在舞龙湖湖心及湖出口处,这些位置相对于铃阳湖受上游河流输入耗氧污染物影响较小,相对于枝杈状点位水体流动性更强,大气复氧更快,所以溶解氧浓度更高<sup>[33]</sup>;水污染事件结束后(2018年,轻度富营养)溶解氧浓度在夏、秋季高于春、冬季,溶解氧浓度的高值区通常出现在铃阳湖及舞龙湖枝杈状湖湾区,这些水域因水体流动性差、污染物易于聚集等原因使得藻类生长更快。在营养盐充足的水域,夏秋季较高的温度和充足的光照更适宜藻类繁殖,冬季温度偏低,藻类生长生产会受到抑制,并且藻类死亡后腐化分解消耗大量氧气,使得溶解氧浓度降低<sup>[34-35]</sup>,所以会出现溶解氧浓度在夏季最高的情况。

#### 3.2 仙女湖溶解氧主要驱动因素分析

水污染前、后仙女湖溶解氧与水质因子的相关性矩阵结果均表明,pH值与溶解氧浓度具有相关性,但是在SEM中,水污染前、后pH对溶解氧的直接效应路径均不显著( $P>0.05$ )。大量研究表明溶解氧浓度与pH之间存在协同变化,这归因于浮游植物释放 $\text{O}_2$ 的同时会吸收 $\text{CO}_2$ ,使水中碳酸氢根大量积累,pH值升



高<sup>[36-37]</sup>。同时有学者推断当 pH 值降低时,  $H^+$  活动增大会促进  $H^+$  与  $O_2$  反应生成水, 使溶解氧浓度降低<sup>[38]</sup>, 但本研究中仙女湖水体 pH 主要通过影响浮游植物初级生产强度以及耗氧物质的转化间接影响溶解氧浓度。水污染事件发生前(中营养)水温对仙女湖水体溶解氧产生负影响, 而水污染事件结束后(轻度富营养)水温对溶解氧产生正影响, 这是因为水温升高在降低溶解氧饱和度的同时, 也会促进浮游植物的生产繁殖。Jane 等<sup>[32]</sup>研究也发现, 在富营养化和气候变暖的相互作用下, 尽管气体溶解度降低, 但水体溶解氧浓度仍会上升。

湖泊浊度代表水体悬浮颗粒物浓度的高低, 主要取决于水动力条件和含沙量, 同时也会受到浮游植物的影响<sup>[39]</sup>。水体中颗粒物对光的吸收和反射会导致进入水体的光量子发生衰减, 初级生产力将会降低<sup>[40]</sup>, 因此通常情况下浊度对溶解氧产生负影响。水体中营养盐浓度增加会造成浊度增加<sup>[41]</sup>, 并且氮氮硝化、含氮含磷有机质分解耗氧等<sup>[42-43]</sup>, 都会使水体溶解氧浓度降低, 但同时营养盐也是浮游植物繁殖不可或缺的生源要素, 大量浮游植物光合作用可促进溶解氧浓度的增加<sup>[44]</sup>。Sakamoto 等<sup>[45]</sup>研究发现, 水体中的 N/P 比值 $<10$  时浮游植物的生长受氮元素的限制, N/P 比值 $>17$  时浮游植物生长受磷元素的限制,  $10 \leq N/P$  比值 $\leq 17$  是浮游植物生长的最佳环境。根据加密调查及 SEM 研究结果, 水污染事件发生前, 仙女湖 N/P 比值为 43, 营养盐对浮游植物影响不显著 ( $P>0.05$ ); 叶绿素  $a$  对浊度的直接效应为负, 表明此时叶绿素  $a$  浓度较低, 浊度的主要来源为悬浮质泥沙等, 因此浊度对溶解氧产生显著的负效应。水污染事件结束后, N/P 比值为 20, 更接近浮游植物生长的最佳环境, 营养盐对浮游植物的正效应极显著 ( $P<0.01$ ); 叶绿素  $a$  对浊度也表现为显著正效应 ( $P<0.05$ ), 表明富营养化状态时湖体的浊度主要来源于浮游植物, 此时浊度对溶解氧的负效应路径系数降低且不显著。因此, 水污染事件后营养盐浓度上升导致的浮游植物大量繁殖是仙女湖溶解氧浓度升高的最主要原因。

与 SEM 分析结果不同, 相关性矩阵结果表明水污染事件发生前溶解氧主要受 pH、水温、浊度、氨氮、总磷的影响, 水污染事件后则与 pH、水温、叶绿素  $a$ 、浊度、氨氮、总氮、总磷均具有相关性。因为相关性分析只是在两两因素之间进行的相关性探讨, 而 SEM 不仅包含自变量和因变量之间的关系, 还考虑了自变量和自变量间的相互影响, 结合了各因素之间可能具有连接的所有效应(包括且不限于相关性、因果关系、中介效应、调节效应等), 量化了变量之间相互作用后整体的对外影响, SEM 的建立相比于相关性分析考虑了更多的因素、更全面的因果关系, 更符合自然界的真实情况。

### 3.3 湖库温跃层溶解氧极小值的形成原因及对湖库富营养化治理的启示

有研究表明, 深度为 7 m 以上的天然水体因物理性质不同会出现有规律的水体分层现象, 除表层变温层(epilimnion)和底部均温层(hypolimnion)外, 水体中间会出现一个特殊的层结, 即为温跃层<sup>[46-47]</sup>。深水湖库夏季在温跃层内常出现溶解氧的极小值 MOM, 前人对 MOM 成因的研究大致可总结为以下几点:(1) 热分层产生的密度差使有机物、沉降的藻类在温跃层堆积, 温跃层中微生物分解及呼吸作用消耗大量溶解氧<sup>[48-49]</sup>;(2) 水温升高增强了热分层的稳定性, 稳定的热分层形成的密度跃层使上下层水交换受阻, 限制溶解氧的传输<sup>[50-51]</sup>;(3) 地表径流等影响下低氧或者高耗氧水体横向侵入<sup>[52]</sup>;(4) 湖库的富营养化过程中, 藻类及耗氧物质的增多导致的水体透明度下降、深水层光辐射降低等, 使得该层产氧无法满足溶解氧的消耗需求造成低氧甚至缺氧<sup>[53]</sup>。在本研究中, 夏季因水温分层及水深增加导致的有效光辐射降低等原因, 各观测时段均出现 MOM 现象, 且随着水温升高, 水体密度下降, MOM 下移; 春、秋季水温较低, 分层减弱, MOM 消失。

近年来因城镇化率不断提高, 旅游开发力度和吸纳人数不断增大, 污水排放方式、路径和来源结构均发生了巨大变化, 仙女湖上游袁河的污染排放量呈上升趋势。尽管相关管理部门在仙女湖主湖区及入湖支流水系采取建设生态滤带、挺水植物消减带、沉水和浮叶植物群落带、实施河道生态清淤、湖区增殖放流促进水体循环等举措后, 水质改善明显, 但从整体上看, 仙女湖水体富营养化的风险依然不低。湖库富营养化的最直接原因是营养盐输入的增加和积累, 其中氮、磷的影响最为突出<sup>[39]</sup>, 而氮、磷的转化消耗离不开溶解氧的参与。当水体溶解氧浓度较高时, 湖库底部进行有氧代谢, 沉积物磷的释放通量减小、无机物氮的去除效率增高, 可有效减缓富营养化进程; 而在水体溶解氧浓度较低时, 湖库底部进行无氧代谢, 沉积物磷释放通量增大、无机物氮的去除效率降低, 使得氮、磷在湖库中大量积累, 水体富营养化加剧<sup>[9-10]</sup>。MOM 现象还可

通过影响 CO<sub>2</sub>的排放从而对蓝藻水华的暴发产生影响, MOM 存在期间, 温跃层及均温层内浮游植物及微生物呼吸作用产生的 CO<sub>2</sub>在层内积聚, 随着温跃层减弱消失, CO<sub>2</sub>释放通量增大<sup>[54]</sup>。快速增加的 CO<sub>2</sub>浓度可提高蓝藻对营养盐的利用效率促进其生长速率提升, 增大水华风险<sup>[34]</sup>。因此, 富营养化的治理不仅要控制输入氮、磷负荷, 还需要控制湖库低氧的频率及持续时间。

## 4 结论

1) 2008—2021 年仙女湖表层溶解氧浓度先下降后上升, 整体呈升高趋势, 浓度范围为 5.1~18.7 mg/L, 年际差异较大, 季节变化表现为春季>冬季>秋季>夏季。

2) 水污染事件发生前仙女湖水体处于中营养水平, 表层溶解氧浓度春、冬季高于夏、秋季, 舞龙湖湖心及湖出口处溶解氧浓度较高; 水污染事件结束后表层溶解氧在夏、秋季高于春、冬季, 铃阳湖及舞龙湖枝杈状湖湾区溶解氧浓度较高。仙女湖溶解氧浓度的垂向差异为夏季>秋季>春季>冬季, 夏、秋季在 5 m 以下出现低溶解氧 (DO<5 mg/L) 区域, 且夏季观察到明显的温跃层及温跃层内溶解氧的极小值现象 (MOM)。

3) 水污染事件发生前仙女湖表层溶解氧主要受水温、叶绿素 *a* 和浊度的影响, 水污染事件结束后主要受叶绿素 *a* 和营养盐的影响。整体来说, 水污染事件使得仙女湖营养平衡被打破, 营养盐浓度大幅上升导致的浮游植物数量增多是表层溶解氧浓度升高的最主要原因, 而 pH 值与溶解氧是协同变化的关系。深水溶解氧浓度降低则与水温温差产生的密度分层和水深增加导致的有效光合辐射降低关系密切。

致谢: 感谢江西省生态环境科学研究与规划院分析测试实验室的周曼琳、周东华和周宇心实验师在水化学分析上提供的帮助, 并对水环境研究所的胡林凯工程师、李铭书高工、许曦高工在数据分析上的指导以及万慕颢、张成、王文倩在野外采样上提供的帮助一并表示感谢。

## 5 参考文献

- [1] Gong SB, Gao AG, Ni GT *et al.* Progress in research of hypoxia in estuaries and coastal areas in China. *Water Resources Protection*, 2017, **33**(4): 62-69. [龚松柏, 高爱国, 倪冠韬等. 中国部分河口及其近海水域缺氧现象研究. 水资源保护, 2017, **33**(4): 62-69.]
- [2] Espinosa-Díaz LF, Zapata-Rey YT, Ibarra-Gutierrez K *et al.* Spatial and temporal changes of dissolved oxygen in waters of the Pajarales complex, Ciénaga Grande de Santa Marta: Two decades of monitoring. *Science of the Total Environment*, 2021, **785**: 147203. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.147203.
- [3] Huang WH, Li WP, Huo SL *et al.* US dissolved oxygen criterion, standard and its revelation for China. *Research of Environmental Sciences*, 2021, **34**(6): 1338-1346. [黄炜惠, 李文攀, 霍守亮等. 美国溶解氧基准标准及其对我国的启示. 环境科学研究, 2021, **34**(6): 1338-1346.]
- [4] Zhao HC, Wang SR, Zhao M *et al.* Relationship between the DO and the environmental factors of the water body in Lake Erhai. *Environmental Science*, 2011, **32**(7): 1952-1959. DOI: 10.13227/j.hjlx.2011.07.026. [赵海超, 王圣瑞, 赵明等. 洱海水体溶解氧及其与环境因子的关系. 环境科学, 2011, **32**(7): 1952-1959.]
- [5] Wang HX, Chu XY, Chen Y *et al.* Study on temporal and spatial distribution characteristics of dissolved oxygen in surface water of megacities. *Journal of East China Normal University: Natural Science*, 2020, (6): 154-163. [王话翔, 初晓冶, 陈莹等. 特大城市地表水环境溶解氧时空分布特征探究. 华东师范大学学报: 自然科学版, 2020, (6): 154-163.]
- [6] Huang YL, Wang ZP, Lang XB *et al.* Spatial-temporal distribution of dissolved oxygen in Lugu Lake. *Environmental Science & Technology*, 2020, **43**(9): 135-140. [黄钰铃, 王泽平, 郎学彪等. 泸沽湖水体溶解氧含量时空分布规律研究. 环境科学与技术, 2020, **43**(9): 135-140.]
- [7] Liu C, Liu XB, Zhou HD *et al.* Temporal and spatial evolution characteristics and driving factors of reservoir anoxic zone. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2019, **50**(12): 1479-1490. [刘畅, 刘晓波, 周怀东等. 水库缺氧区时空演化特征及驱动因素分析. 水利学报, 2019, **50**(12): 1479-1490.]
- [8] Wu YH, Wen YJ, Zhou JX *et al.* Phosphorus release from lake sediments: Effects of pH, temperature and dissolved oxygen. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 2014, **18**(1): 323-329. DOI: 10.1007/s12205-014-0192-0.
- [9] Yu X, Zhuge YS, Liu XB *et al.* Evolution mechanism of dissolved oxygen stratification in a large deep reservoir. *J Lake Sci*, 2020, **32**(5): 1496-1507. DOI: 10.18307/2020.0521. [余晓, 诸葛亦斯, 刘晓波等. 大型深水水库溶解氧层化结构演化机制. 湖泊科学, 2020, **32**(5): 1496-1507.]
- [10] Zhu L, Shi WQ, Van Dam B *et al.* Algal accumulation decreases sediment nitrogen removal by uncoupling nitrification-denitrification in shallow eutrophic lakes. *Environmental Science & Technology*, 2020, **54**(10): 6194-6201. DOI: 10.1021/acs.est.9b05549.
- [11] Zhou FX, Lu X, Chen FJ *et al.* Spatial-monthly variations and influencing factors of dissolved oxygen in surface water of Zhanjiang Bay,

- China. *Journal of Marine Science and Engineering*, 2020, **8**(6): 403. DOI: 10.3390/jmse8060403.
- [12] Hu P, Yang Q, Yang ZF *et al.* Experimental study on dissolved oxygen content in water and its physical influence factors. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2019, **50**(6): 679-686. [胡鹏, 杨庆, 杨泽凡等. 水体中溶解氧含量与其物理影响因素的实验研究. 水利学报, 2019, **50**(6): 679-686.]
- [13] Baxa M, Musil M, Kummel M *et al.* Dissolved oxygen deficits in a shallow eutrophic aquatic ecosystem (fishpond)—Sediment oxygen demand and water column respiration alternately drive the oxygen regime. *Science of the Total Environment*, 2021, **766**: 142647. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.142647.
- [14] Li XQ, Lu CQ, Zhang YF *et al.* Low dissolved oxygen in the Pearl River Estuary in summer: Long-term spatio-temporal patterns, trends, and regulating factors. *Marine Pollution Bulletin*, 2020, **151**: 110814. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110814.
- [15] Huang JS, Yin HL, Chapra SC *et al.* Modelling dissolved oxygen depression in an urban river in China. *Water*, 2017, **9**(7): 520. DOI: 10.3390/w9070520.
- [16] Zeng CF, Huang WY, Wang WX *et al.* Distribution and its influence factors of dissolved oxygen in Tianmuhu Lake. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2010, **19**(4): 445-451. [曾春芬, 黄文钰, 王伟霞等. 天目湖溶解氧分布特征及环境影响因子. 长江流域资源与环境, 2010, **19**(4): 445-451.]
- [17] Yin Y, Wu ZX, Liu ML *et al.* Dynamic distributions of dissolved oxygen in Lake Qiandaohu and its environmental influence factors. *Environmental Science*, 2014, **35**(7): 2539-2546. DOI: 10.13227/j.hjxx.2014.07.015. [殷燕, 吴志旭, 刘明亮等. 千岛湖溶解氧的动态分布特征及其影响因素分析. 环境科学, 2014, **35**(7): 2539-2546.]
- [18] Zhu G, Wang F, Zhang Y *et al.* Hypoxia and its environmental influences in large, shallow, and eutrophic Lake Taihu, China. *SIL Proceedings*, 1922-2010, 2008, **30**(3): 361-365. DOI: 10.1080/03680770.2008.11902144.
- [19] Shi YF, Shi SH, Huang XM *et al.* The application of structural equation modeling in ecology based on R. *Chinese Journal of Ecology*, 2022, **41**(5): 1015-1023. [石亚飞, 石善恒, 黄晓敏. 基于 R 的结构方程模型在生态学中的应用. 生态学杂志, 2022, **41**(5): 1015-1023.]
- [20] Liu QH, Zhang H, Wu KY *et al.* Influences of lake eutrophication factors on chlorophyll *a* using structural equation model. *Water Resources and Power*, 2012, **30**(10): 37-40. [刘巧红, 张浩, 吴开亚等. 湖泊富营养化因子对叶绿素 *a* 影响的 SEM 分析. 水电能源科学, 2012, **30**(10): 37-40.]
- [21] Zhang M, Zhu GR, Zhou M *et al.* Eutrophication assessment and estimation of water environmental capacity in Lake Xiannv of Jiangxi. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2015, **24**(8): 1395-1404. [张萌, 祝国荣, 周懿等. 仙女湖富营养化特征与水环境容量核算. 长江流域资源与环境, 2015, **24**(8): 1395-1404.]
- [22] 刘足根, 张萌, 彭昆国. 仙女湖流域水生态建设. 南昌: 江西科学技术出版社, 2015.
- [23] 《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法, 第四版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [24] 黄祥飞, 陈伟民, 蔡启铭. 湖泊生态调查观测与分析: 中国生态系统研究网络观测与分析标准方法. 北京: 中国标准出版社, 1999.
- [25] Wang MC, Liu XQ, Zhang JH. Evaluate method and classification standard on lake eutrophication. *Environmental Monitoring in China*, 2002, **18**(5): 47-49. [王明翠, 刘雪芹, 张建辉. 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.]
- [26] 吴明隆. 结构方程模型: AMOS 的操作与应用. 重庆: 重庆大学出版社, 2010.
- [27] Zhao ZB, He JZ, Geisen S *et al.* Protist communities are more sensitive to nitrogen fertilization than other microorganisms in diverse agricultural soils. *Microbiome*, 2019, **7**(1): 33. DOI: 10.1186/s40168-019-0647-0.
- [28] Zhang XJ, Lin PF, Chen C. Emergent water supply in environmental accident of cadmium, thallium and arsenic in Xiannvhu Lake in Xinyu City. *China Water & Wastewater*, 2017, **33**(9): 1-10. DOI: 10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2017.09.001. [张晓健, 林朋飞, 陈超. 江西新余仙女湖镉砷突发环境事件应急供水. 中国给水排水, 2017, **33**(9): 1-10.]
- [29] Yue JT, Ouyang T. Analysis and evaluation of water quality change characteristics and eutrophication of Xiannv Lake. *Water Resources and Power*, 2021, **39**(11): 81-83, 9. [岳俊涛, 欧阳涛. 仙女湖水水质变化特征及富营养化分析与评价. 水电能源科学, 2021, **39**(11): 81-83, 9.]
- [30] You L, Cui LF, Liu ZW *et al.* Correlation analysis of parameters in algal growth. *Environmental Science & Technology*, 2007, **30**(9): 42-44, 117. [游亮, 崔莉凤, 刘载文等. 藻类生长过程中 DO、pH 与叶绿素相关性分析. 环境科学与技术, 2007, **30**(9): 42-44, 117.]
- [31] Huang WH, Ma CZ, Li WP *et al.* Spatial-temporal variations of dissolved oxygen and their response to global warming in China. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2021, **41**(5): 1970-1980. DOI: 10.13671/j.hjxxb.2020.0330. [黄炜惠, 马春子, 李文攀等. 我国地表水溶解氧时空变化及其对全球变暖的响应. 环境科学学报, 2021, **41**(5): 1970-1980.]
- [32] Jane SF, Hansen GJA, Kraemer BM *et al.* Widespread deoxygenation of temperate lakes. *Nature*, 2021, **594**(7861): 66-70. DOI: 10.1038/s41586-021-03550-y.
- [33] Zhang C, Wang HB, Hu HF *et al.* Reaeration surging phenomenon with artificial disturbance and the implication for the impact of turbulent kinetic energy in river. *China Environmental Science*, 2020, **40**(5): 2167-2173. [张晨, 王浩百, 胡华芬等. 人为扰动下河流复氧激增现象及机制分析. 中国环境科学, 2020, **40**(5): 2167-2173.]
- [34] Liu XM, Zhang GX. A review of studies on the impact of climate change on cyanobacteria blooms in lakes. *Advances in Water Science*,

- 2022, **33**(2): 316-326. [刘雪梅, 章光新. 气候变化对湖泊蓝藻水华的影响研究综述. 水科学进展, 2022, **33**(2): 316-326.]
- [35] Gao XF, Wu Y, Zhu ZY. Degradation of dissolved organic matter from dead phytoplankton off the Changjiang River Estuary and the resulting dissolved oxygen consumption. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2015, **46**(5): 1010-1017. [高小丰, 吴莹, 朱卓毅. 长江口外浮游植物死亡释放溶解有机质的降解及其溶氧消耗. 海洋与湖沼, 2015, **46**(5): 1010-1017.]
- [36] Zhang PL, Sun CJ. The influence of algae growing on pH and DO in surface water. *Environmental Monitoring in China*, 2004, **20**(4): 49-50. [张澎浪, 孙承军. 地表水体中藻类的生长对 pH 值及溶解氧含量的影响. 中国环境监测, 2004, **20**(4): 49-50.]
- [37] Yu Y, Liu DF, Yang ZJ *et al.* Vertical stratification characteristics of dissolved oxygen and phytoplankton in thousand-island lake and their influencing factors. *Environmental Science*, 2017, **38**(4): 1393-1402. DOI: 10.13227/j.hjxx.201606085. [俞焰, 刘德富, 杨正健等. 千岛湖溶解氧与浮游植物垂向分层特征及其影响因素. 环境科学, 2017, **38**(4): 1393-1402.]
- [38] Zang CJ, Huang SL, Wu M *et al.* Comparison of relationships between pH, dissolved oxygen and chlorophyll *a* for aquaculture and non-aquaculture waters. *Water Air & Soil Pollution*, 2011, **219**(1): 157-174. DOI: 10.1007/s11270-010-0695-3.
- [39] Kuang WM, Zhang M, Zhang JM *et al.* Comparative limnological study on annual dynamic pattern of nutrients in water column of three sub-urban lakes adjacent to Lake Poyang. *J Lake Sci*, 2016, **28**(6): 1293-1305. DOI: 10.18307/2016.0615. [匡武名, 张萌, 张金美等. 鄱阳湖外圍湖泊水体营养波动周年特征的比较湖沼学研究. 湖泊科学, 2016, **28**(6): 1293-1305.]
- [40] Tang S, Sun T, Shen XM *et al.* Dissolved oxygen dynamics model and its application in estuary subject to turbidity variability. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2013, **44**(11): 1286-1294. [唐诗, 孙涛, 沈小梅等. 水体浊度变化影响下的河口溶解氧系统动力学模型及应用. 水利学报, 2013, **44**(11): 1286-1294.]
- [41] Zheng BH, Cao J, Wang K *et al.* Theoretical basis and Chinese practice for environmental protection of lakes with better water quality. *J Lake Sci*, 2022, **34**(3): 699-710. DOI: 10.18307/2022.0300. [郑丙辉, 曹晶, 王坤等. 水质较好湖泊环境保护的理论基础及中国实践. 湖泊科学, 2022, **34**(3): 699-710.]
- [42] Chen J, Xu H, Zhan X *et al.* Mechanisms and research methods of phosphorus migration and transformation across sediment-water interface. *J Lake Sci*, 2019, **31**(4): 907-918. DOI: 10.18307/2019.0416. [陈洁, 许海, 詹旭等. 湖泊沉积物-水界面磷的迁移转化机制与定量研究方法. 湖泊科学, 2019, **31**(4): 907-918.]
- [43] Wu Z, Wu SF, Liu Y *et al.* Key Processes and mechanisms of nitrogen and phosphorus cycling in lakes. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2018, **54**(1): 218-228. [吴桢, 吴思枫, 刘永等. 湖泊氮磷循环的关键过程与定量识别方法. 北京大学学报: 自然科学版, 2018, **54**(1): 218-228.]
- [44] Wang SX, Wei L, Wang S *et al.* Seasonal changes of phytoplankton community structure and its influencing factors in lakes and reservoirs adjacent to water sources in Shanghai. *J Lake Sci.*, 2022, **34**(4): 1127-1139. DOI: 10.18307/2022.0407. [王三秀, 魏莱, 王爽等. 上海水源地毗邻湖库浮游植物群落结构的季节变化及其影响因子. 湖泊科学, 2022, **34**(4): 1127-1139.]
- [45] Sakamoto M. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 1966, **62**: 1-28.
- [46] Marcé R, Moreno-Ostos E, Garcia-Barcina JM *et al.* Tailoring Dam structures to water quality predictions in new reservoir projects: Assisting decision-making using numerical modeling. *Journal of Environmental Management*, 2010, **91**(6): 1255-1267. DOI: 10.1016/j.jenvman.2010.01.014.
- [47] Cheng XY, Li HY, Dai SJ. Modeling of seasonal vertical variation of dissolved oxygen and its impacts on water environment in Shahe Reservoir within Tianmuhu Reservoir. *J Lake Sci*, 2013, **25**(6): 818-826. DOI: 10.18307/2013.0605. [成晓奕, 李慧贇, 戴淑君. 天目湖沙河水库溶解氧分层的季节变化及其对水环境影响的模拟. 湖泊科学, 2013, **25**(6): 818-826.]
- [48] Liu XQ, Huang TL, Li N *et al.* Algal bloom and mechanism of hypoxia in the metalimnion of the Lijiahe Reservoir during thermal stratification. *Environmental Science*, 2019, **40**(5): 2258-2264. DOI: 10.13227/j.hjxx.201809026. [刘雪晴, 黄廷林, 李楠等. 水库热分层期藻类水华与温跃层厌氧成因分析. 环境科学, 2019, **40**(5): 2258-2264.]
- [49] Wentzky VC, Frassl MA, Rinke K *et al.* Metalimnetic oxygen minimum and the presence of *Planktothrix rubescens* in a low-nutrient drinking water reservoir. *Water Research*, 2019, **148**: 208-218. DOI: 10.1016/j.watres.2018.10.047.
- [50] Kreling J, Bravidor J, Engelhardt C *et al.* The importance of physical transport and oxygen consumption for the development of a metalimnetic oxygen minimum in a lake. *Limnology and Oceanography*, 2017, **62**(1): 348-363. DOI: 10.1002/lno.10430.
- [51] Zhang YL. Effect of climate warming on lake thermal and dissolved oxygen stratifications: A review. *Advances in Water Science*, 2015, **26**(1): 130-139. [张运林. 气候变暖对湖泊热力及溶解氧分层影响研究进展. 水科学进展, 2015, **26**(1): 130-139.]
- [52] Shapiro J. The cause of a metalimnetic minimum of dissolved oxygen. *Limnology and Oceanography*, 1960, **5**(2): 216-227. DOI: 10.4319/lo.1960.5.2.0216.
- [53] Wen G, Wang S, Cao RH *et al.* A review of the formation causes, ecological risks and water quality responses of metalimnetic oxygen minimum in lakes and reservoirs. *J Lake Sci*, 2022, **34**(3): 711-726. DOI: 10.18307/2022.0301. [文刚, 王硕, 曹瑞华等. 湖库温跃层溶解氧最小值的形成原因、衍生的生态风险及控制研究进展. 湖泊科学, 2022, **34**(3): 711-726.]
- [54] McClure RP, Hamre KD, Niederlehner BR *et al.* Metalimnetic oxygen minima alter the vertical profiles of carbon dioxide and methane in a managed freshwater reservoir. *Science of the Total Environment*, 2018, **636**: 610-620. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.255.