

## 高原湖泊水质变化趋势及驱动因素研究:以四川邛海为例\*

任春坪<sup>1</sup>, 郑丙辉<sup>2\*\*</sup>

(1: 四川省环境政策研究与规划院, 成都 610000)

(2: 中国环境科学研究院, 北京 100012)

**摘要:** 邛海是四川第二大湖泊, 地处高原, 距离西昌市城区不足 5 km, 生态位置重要。本文以近 20 年邛海湖区主要水质监测数据为依据, 采用 M-K 检验定量解析了水生态环境历史变化特征, 建立邛海污染物浓度、营养状态指标的时空对应关系, 分析其驱动因素, 识别风险并提出对策建议。结果表明: (1) 1980s—2000 年是有记录以来邛海水质最差的时期, 总氮(TN)、总磷(TP)浓度远超地表水Ⅲ类标准; (2) 2003—2020 年, 邛海氨氮(NH<sub>3</sub>-N)、高锰酸盐指数(COD<sub>Mn</sub>)年际变化总体呈下降趋势, TN、TP、透明度、溶解氧浓度年际变化趋势总体不明显, COD<sub>Mn</sub>、TN、TP 浓度在研究期间出现多个显著变化过程; (3) 2003—2020 年, 邛海营养状态整体为中营养水平, 综合营养状态指数  $TLI(\Sigma)$  为  $33.82 \pm 6.88$ , 叶绿素  $a$  (Chl.  $a$ ) 浓度为  $(4.234 \pm 3.903) \mu\text{g/L}$ ,  $TLI(\Sigma)$  和 Chl.  $a$  浓度年际变化没有显著趋势; (4) 多年数据统计表明, 邛海宾馆所在区域水质最差, 邛海湖心水质最好, 2003—2020 年 COD<sub>Mn</sub>、TP 等指标最大单月浓度均出现在邛海宾馆所在水域; (5) COD<sub>Mn</sub> 浓度在枯水期低于丰水期, NH<sub>3</sub>-N 浓度在枯水期高于丰水期, TP 浓度高值和低值集中出现在枯水期, TN 各月浓度没有显著差异, Chl.  $a$  浓度与 COD<sub>Mn</sub>、TP、NH<sub>3</sub>-N 浓度呈显著正相关, 从水体中氮磷比来看, 磷是邛海藻类生长限制性元素; (6) 面源污染主要通过邛海大小支流入湖, 环湖湿地对邛海面源污染削减效果总体有限, 未来邛海发生水华的风险较大, 建议以小流域为单元推进陆源污染控制, 按照“游在邛海, 吃、住在城区”的理念布局旅游发展, 探索用“物理+生态”方式调控和预防邛海水生态系统失衡的问题。

**关键词:** 水质; 变化趋势; 驱动因素; 邛海

## Trend recognition and driving factors of water quality change in plateau lakes: A case study of Lake Qionghai, Sichuan Province\*

Ren Chunping<sup>1</sup> & Zheng Binghui<sup>2\*\*</sup>

(1: Sichuan Academy of Environmental Policy and Planning, Chengdu 610000, P.R.China)

(2: Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, P.R.China)

**Abstract:** Lake Qionghai, the second largest lake in Sichuan, is located <5 km away from Xichang City, with an important ecological meaning. Based on continuous monitoring data over the past 20 years, this work studied the historical changes of the water ecological environment, and established the spatiotemporal correspondence of water quality parameters and nutritional status indicators in Lake Qionghai. The results showed: (1) The water quality was the worst during the period of 1980s–2000, with total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) concentrations far exceeding the Class III standard for surface water. (2) Since 2003, the interannual variation of ammonia nitrogen (NH<sub>3</sub>-N) and COD<sub>Mn</sub> concentrations in the Lake Qionghai had shown an overall downward trend, while the interannual variation trend of TN, TP, transparency, and dissolved oxygen values was generally insignificant. The concentrations of COD<sub>Mn</sub>, TN, and TP showed a series of significant changes. (3) Since 2003, the trophic status of Lake Qionghai had been at a moderate level, with trophic state index ( $TLI(\Sigma)$ ) of  $33.82 \pm 6.88$  and chlorophyll- $a$  (Chl.  $a$ ) concentration of  $(4.234 \pm 3.903) \mu\text{g/L}$ . There was no significant trend in the interannual variation of  $TLI(\Sigma)$  and Chl.  $a$ . (4) The water quality in the area around Qionghai Hotel was the worst, and the water quality in the center of Lake Qionghai was the best. Since 2003, the

\* 2023-05-15 收稿; 2023-10-10 收修改稿。

四川省科技重点研发项目(2022YFS0472)和四川省软科学研究计划(2022JDR0350)联合资助。

\*\* 通信作者; E-mail: zhengbh@cras.org.cn。

maximum monthly concentrations of  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ , TP and other indicators had all appeared in the water area where Qionghai Hotel was located. (5) The concentrations of  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  in the dry season was significant lower than that in the wet season, and the concentration of  $\text{NH}_3\text{-N}$  in the dry season was significant higher than that in the wet season. High and low concentrations of TP occurred during the dry season, and there was no significant difference in monthly concentrations of TN. Chl. *a* concentration had a significant positive correlation with TP concentration, but there was no significant correlation with TN. Phosphorus was the first controlling factor that restricts algae growth in Lake Qionghai. (6) Pollution from non-point source pollution entered in Lake Qionghai mainly through tributaries. The reduction effect of the wetland around the Lake Qionghai on the non-point source pollution was limited. There would be a high risk of water blooms in the Lake Qionghai in the future. It is recommended to promote the control of land-based pollution in small watersheds, layout tourism development according to the concept of "tourism in the Lake Qionghai, eating and living in Xichang urban areas", and explore the use of a "physical + ecological" approach to regulate and prevent the imbalance of the Lake Qionghai ecosystem.

**Keywords:** Water quality; change trends; driving factors; Lake Qionghai

湖泊是人类赖以生存的重要场所,具有供水、调洪、灌溉、保持生物多样性等功能,生态和社会价值显著<sup>[1-2]</sup>。受自然和人类活动双重影响,越来越多的湖泊表现出水质变差、水体富营养化等环境问题<sup>[3-4]</sup>。我国湖泊数量多,分布广,类型多样,水域面积大于  $1.0 \text{ km}^2$  的湖泊有 2693 个,总面积达  $84141.6 \text{ km}^2$ <sup>[5]</sup>。近年来,我国湖泊生态环境不容乐观,西北部湖泊萎缩和咸化,青藏高原湖泊面积增加,东部湖区富营养化、水质恶化和生物多样性下降等问题比较突出<sup>[6-8]</sup>。水体富营养化是当前湖泊面临的一个共同问题。已有研究表明,氮、磷等营养盐是影响藻类生长进而导致富营养化的重要因素,这既涉及氮、磷绝对浓度,也与氮、磷相对比例密切相关。相关研究表明,当水体中氮磷比小于 7 时,氮是浮游植物限制因素,当氮磷比大于 30 时,磷是限制元素,当氮磷比介于两者之间时,为浮游植物生长的最佳范围,藻类有爆发性生长风险<sup>[9-10]</sup>。

对于一些城市附近的湖泊,水体中氮、磷浓度受人类活动干扰更大<sup>[11-12]</sup>,科学认识其生态环境质量在人类活动影响下的演变过程是制定合理保护和治理策略的前提<sup>[13]</sup>。邛海是四川省第二大天然淡水湖,地处四川省西昌市,距离市区不足 5 km,历史上其水环境质量受水土流失和周边人类活动双重影响<sup>[14]</sup>。研究其水环境质量的时空变化特征,分析自然和人类活动影响,对水生态环境保护具有重要意义。目前我国很多学者针对云南、西藏等湖湖泊水量水质特征、污染负荷输入开展了大量的研究<sup>[15-19]</sup>,但专门针对邛海的还比较少见,尤其缺乏针对邛海长时间序列的系统研究数据。本文以邛海为研究对象,以近 20 年来逐月监测数据为基础,揭示邛海氮、磷等污染物浓度及水体富营养化水平的时空变化,结合流域社会经济发展和邛海生态环境综合治理过程,分析污染物来源和水质时空变化的驱动因素,针对性提出对策建议,为湖泊生态环境保护提供支撑,为美丽河湖建设提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域概况

邛海位于我国西南四川省凉山州西昌市东南郊,距离城区不足 5 km,地处四川省第二大平原安宁河谷,是四川省推进安宁河谷高质量发展的核心区域,集水面积  $307.7 \text{ km}^2$ ,平均水深 10.3 m,蓄水量  $3.2 \times 10^8 \text{ m}^3$ ,换水周期为 834 d,水面标高为 1507.1~1509.3 m,属高原构造淡水湖泊,为四川省第二大天然湖泊,是西昌市城市生活集中式饮用水水源地,具有生态价值、饮用水源地、风景旅游等功能<sup>[20-21]</sup>。邛海流域属于亚热带西南季风气候,雨量充沛,年内分布不均,夏秋季(5—10月)为雨季,降雨量占年总降雨量的 90% 以上;冬春季(11月—次年4月)为旱季,降雨稀少,仅占年降雨量的 7% 左右<sup>[21]</sup>,2022 年,邛海被评选为全国首批美丽河湖优秀案例。

本文设置 4 个邛海湖面监测点(邛海宾馆、二水厂取水口、邛海湖心、青龙寺)和 3 条主要入湖河流河口监测点位(官坝河河口、鹅掌河河口、小青河河口)(图 1)。透明度(SD)使用塞氏盘法现场测定,叶绿素 *a* (Chl. *a*) 浓度采用 GF/C 膜过滤—丙酮萃取法测定,氨氮( $\text{NH}_3\text{-N}$ )浓度采用纳氏试剂光度法测定,高锰酸盐指数( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ )采用氧化还原滴定法测定,总磷(TP)浓度采用钼锑抗分光光度法测定,总氮(TN)浓度采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定,溶解氧(DO)浓度采用电极法现场测定。

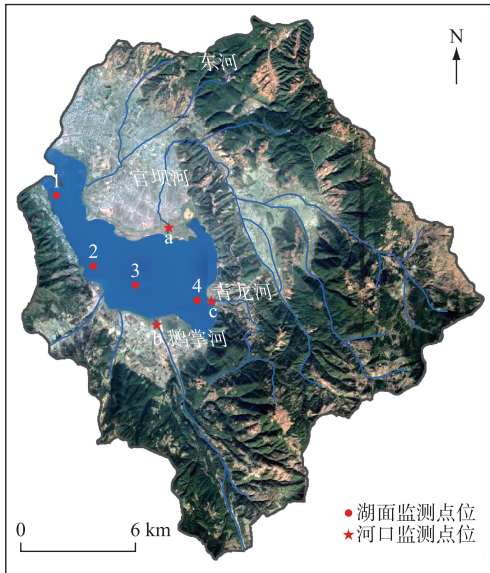


图1 邛海采样点位分布(1:邛海宾馆;2:二水厂取水口;3:邛海湖心;4:青龙寺;a:官坝河河口;b:鹅掌河河口;c:小青河河口)

Fig.1 Distribution of monitoring sites in Lake Qionghai

## 1.2 数据来源

1.2.1 邛海水质数据 本研究时间尺度为1980s—2020年,其中2002年之前数据来源于文献记录,2003—2020年逐月监测数据来源于西昌市环境监测站,其中邛海宾馆、湖心、青龙寺3个点位逐月数据时间序列为2003—2020年,湖心水质逐月数据时间序列为2010—2020年。

1.2.2 流域社会经济发展数据 本研究涉及的GDP、土地利用、化肥施用量、畜禽养殖量等数据来源于《西昌统计年鉴》《凉山州统计年鉴》等统计资料,旅游人口、污水处理等数据来源于西昌邛海泸山风景名胜区管理局。

## 1.3 数据处理及评价

在分析邛海水质年际变化趋势时,采用多点位数据逐年统计分析;在分析邛海水质空间差异时,采用同时间段内多年数据逐点位统计分析;年内差异分析采用多年数据逐月统计分析。

采用《湖泊(水库)富营养化评价方法及分级技术规范》(总站生字[2001]090号)推荐的富营养化综合营养状态指数 $TLI(\Sigma)$ 对邛海水体营养状态进行评价和分级,评价参数包括SD、Chl.a、 $COD_{Mn}$ 、TN、TP。 $TLI(\Sigma) < 30$ 为贫营养,  $30 \leq TLI(\Sigma) \leq 50$ 为中营养,  $50 < TLI(\Sigma) \leq 60$ 为轻度富营养,  $60 < TLI(\Sigma) \leq 70$ 为中度富营养,

$TLI(\Sigma) > 70$ 为重度富营养.具体计算公式如下:

$$TLI(\Sigma) = \sum_{j=1}^m W_j \times TLI(j) \quad (1)$$

$$W_j = \frac{r_{ij}^2}{\sum_{j=1}^m r_{ij}^2} \quad (2)$$

式中, $TLI(\Sigma)$ 为综合营养状态指数; $W_j$ 为第 $j$ 种参数的营养状态指数的相关权重; $TLI(j)$ 为第 $j$ 种参数的营养状态指数,具体计算方法见《湖泊(水库)富营养化评价方法及分级技术规范》; $r_{ij}$ 为第 $j$ 种参数与基准参数Chl.a的相关系数; $m$ 为评价参数的个数, $r_{ij}$ 和 $r_{ij}^2$ 值详见《湖泊(水库)富营养化评价方法及分级技术规范》<sup>[22]</sup>。

R语言程序中“trend”包mk.test函数被用于Mann-Kendall(M-K)统计,对于 $X_1, X_2, \dots, X_n$ 随机独立时间序列,计算逆数对的数量 $S$ ,根据 $S$ 计算统计量 $Z$ <sup>[23]</sup>。

$Z > 0$ 表示上升趋势, $Z < 0$ 表示减少趋势,  $|Z| \geq 1.645, 1.96, 2.576$ 时,分别表示通过了置信度90%、95%、99%的显著性检验。

参考第一次、第二次全国污染物普查农业源、生活源产排污系数手册<sup>[24-26]</sup>,核算流域城镇生活、农村生活、农业种植、畜禽养殖、旅游人口等导致的主要污染物产生量,结合区域实际核算相关污染物入湖量。邛海流域城镇生活源COD、 $NH_3-N$ 、TN和TP的产污系数分别为53、7.5、10.4和0.81 g/(人·d);农村生活源COD、 $NH_3-N$ 、TN和TP产污系数分别为40、4.0、6.4、0.61和0.81 g/(人·d);畜禽养殖按照30只母鸡折合为一头标准猪,60只肉鸡折合为1头标准猪,3头羊折合为一头标准猪,1头牛折合5头标准猪后核算产污量,标准猪COD、 $NH_3-N$ 、TN和TP的产污系数分别为50、10、11.5和2.3 g/(头·d);种植业的 $NH_3-N$ 、TN和TP入河流失系数分别为0.336、3.402和0.373 kg/hm<sup>2</sup>;对于种植业COD《全国污染物普查农业源手册》没有给出流失系数,本研究按照标准农田产生量结合区域入河系数折算后,取流失系数30 kg/hm<sup>2</sup>;过夜游客产污

系数按照城镇生活源强度核算,非过夜游客产污系数按照城镇生活源强度的 1/3 核算。根据污染处置完善情况,城镇生活、旅游人口引起的污染负荷入湖系数取 0.3~1.0,畜禽养殖、农村生活源污染负荷入湖系数取 0.06~0.1,农业种植源污染负荷直接计算为入湖量。

使用 R 语言 4.2.1 版本(<http://www.r-project.org/>)和 Excel 2013 进行数据统计和分析,使用 Origin 2021 软件绘图。

## 2 结果与分析

### 2.1 水质时空特征

从营养盐指标来看,2003—2020 年,邛海 TN 浓度年际变化趋势总体不明显(M-K 检验, $Z=1.3$ ),其中,2003—2007 年浓度显著上升,多点位平均浓度从 2003 年的( $0.277\pm 0.051$ ) mg/L 升高到 2007 年的( $0.578\pm 0.101$ ) mg/L;2008—2009 年浓度显著降低,2009 年浓度降至( $0.336\pm 0.081$ ) mg/L;2010—2020 年浓度波动变化,2020 年浓度为( $0.417\pm 0.111$ ) mg/L。与 TN 浓度类似,2003—2020 年 TP 浓度总体变化趋势不明显,2004—2008 年浓度显著上升,多点位平均从 2004 年的( $0.017\pm 0.012$ ) mg/L 升高到 2008 年的( $0.024\pm 0.010$ ) mg/L;2009—2012 年显著降低,2012 年降低至( $0.018\pm 0.004$ ) mg/L,之后呈波动变化,到 2020 年为( $0.017\pm 0.006$ ) mg/L。对于  $\text{NH}_3\text{-N}$  浓度,2003—2020 年总体呈降低趋势(M-K 检验, $Z=-4.78$ ),多点位年均浓度由 2003 年的( $0.25\pm 0.06$ ) mg/L 下降为 2020 年的( $0.065\pm 0.034$ ) mg/L;2005—2008 年, $\text{NH}_3\text{-N}$  浓度波动明显,年均浓度从 2005 年的( $0.18\pm 0.07$ ) mg/L 升高到 2006 年的( $0.21\pm 0.07$ ) mg/L,2007 年降低到( $0.14\pm 0.07$ ) mg/L,2008 年再次升高到( $0.21\pm 0.08$ ) mg/L;2009 年以后, $\text{NH}_3\text{-N}$  浓度呈平稳下降趋势。从有机物浓度来看,以  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  表征,其浓度总体呈下降趋势(M-K 检验, $Z=-2.65$ ),其中 2005、2010 和 2015 年是 3 个高值区,多点位平均浓度分别为( $2.783\pm 0.271$ )、( $2.716\pm 0.401$ )和( $2.520\pm 0.274$ ) mg/L;2003、2007、2013 和 2020 年是低值区,浓度分别为( $2.011\pm 0.563$ )、( $2.264\pm 0.335$ )、( $2.716\pm 0.401$ )和( $1.998\pm 0.331$ ) mg/L。从物理指标来看,SD、DO 没有显著变化趋势,SD 值从 2003 年的( $1.7\pm 0.5$ ) m 变化为 2020 年的( $1.7\pm 0.6$ ) m ;DO 浓度从 2003 年的( $7.26\pm 0.75$ ) mg/L 变化为 2020 年的( $7.56\pm 0.83$ ) mg/L(表 1 和图 2)。

表 1 邛海水质 M-K 趋势检验结果

Tab.1 M-K trend test results of surface water quality in Lake Qionghai

指标	$\text{COD}_{\text{Mn}}$	TP	$\text{NH}_3\text{-N}$	TN
M-K 检验 Z 值	-2.65	-0.23	-4.78	1.33
N	768	768	768	768
变化趋势	降低	降低	降低	升高

从空间分布来看,2003—2020 年,邛海湖心水质总体优于其他区域,邛海宾馆所在区域水质总体差于其他区域。单因素方差分析(ANOVA)表明,不同区域  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  存在显著性差异( $P<0.05$ ,表 2),邛海宾馆多年平均浓度为( $2.57\pm 0.45$ ) mg/L,湖心多年平均浓度为( $2.24\pm 0.38$ ) mg/L。邛海宾馆和湖心的多年平均  $\text{NH}_3\text{-N}$  浓度分别为( $0.14\pm 0.07$ )和( $0.08\pm 0.04$ ) mg/L,ANOVA 分析结果显示,邛海宾馆、湖心与其他点位均有显著差异( $P<0.05$ ),二水厂与青龙寺没有显著差异。邛海宾馆的 TP 多年平均浓度为( $0.026\pm 0.009$ ) mg/L,二水厂、湖心和青龙寺 3 个点位的 TP 多年平均浓度比较接近,分别为( $0.018\pm 0.006$ )、( $0.018\pm 0.005$ )和( $0.017\pm 0.006$ ) mg/L。TN 多年平均浓度在邛海宾馆、二水厂、湖心、青龙寺差异不显著,分别为( $0.44\pm 0.19$ )、( $0.42\pm 0.13$ )、( $0.43\pm 0.16$ )和( $0.41\pm 0.16$ ) mg/L。2003—2020 年, $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、TN、TP 和  $\text{NH}_3\text{-N}$  最大单月浓度均出现在邛海宾馆,分别为 4.90、0.49、2.03 和 0.04 mg/L(图 3)。

从年内差异来看,2003—2020 年, $\text{COD}_{\text{Mn}}$  平均浓度在 1 月( $2.21\pm 0.31$ ) mg/L、2 月( $2.25\pm 0.371$ ) mg/L) 显著低于多年平均浓度,8 月( $2.72\pm 0.36$ ) mg/L) 显著高于多年平均浓度; $\text{NH}_3\text{-N}$  平均浓度在 2 月( $0.15\pm 0.06$ ) mg/L) 显著高于多年平均浓度;TP 平均浓度在 1 月( $0.018\pm 0.006$ ) mg/L) 显著低于多年平均浓度,在 11 月( $0.023\pm 0.007$ ) mg/L)、12 月( $0.023\pm 0.008$ ) mg/L) 显著高于多年平均浓度,高值和低值集中出现在枯水期;SD 平均值在 3 月( $2.3\pm 1.1$ ) m)、4 月( $2.2\pm 1.1$ ) m) 高于多年平均值,10 月( $1.7\pm 0.7$ ) m) 显著低

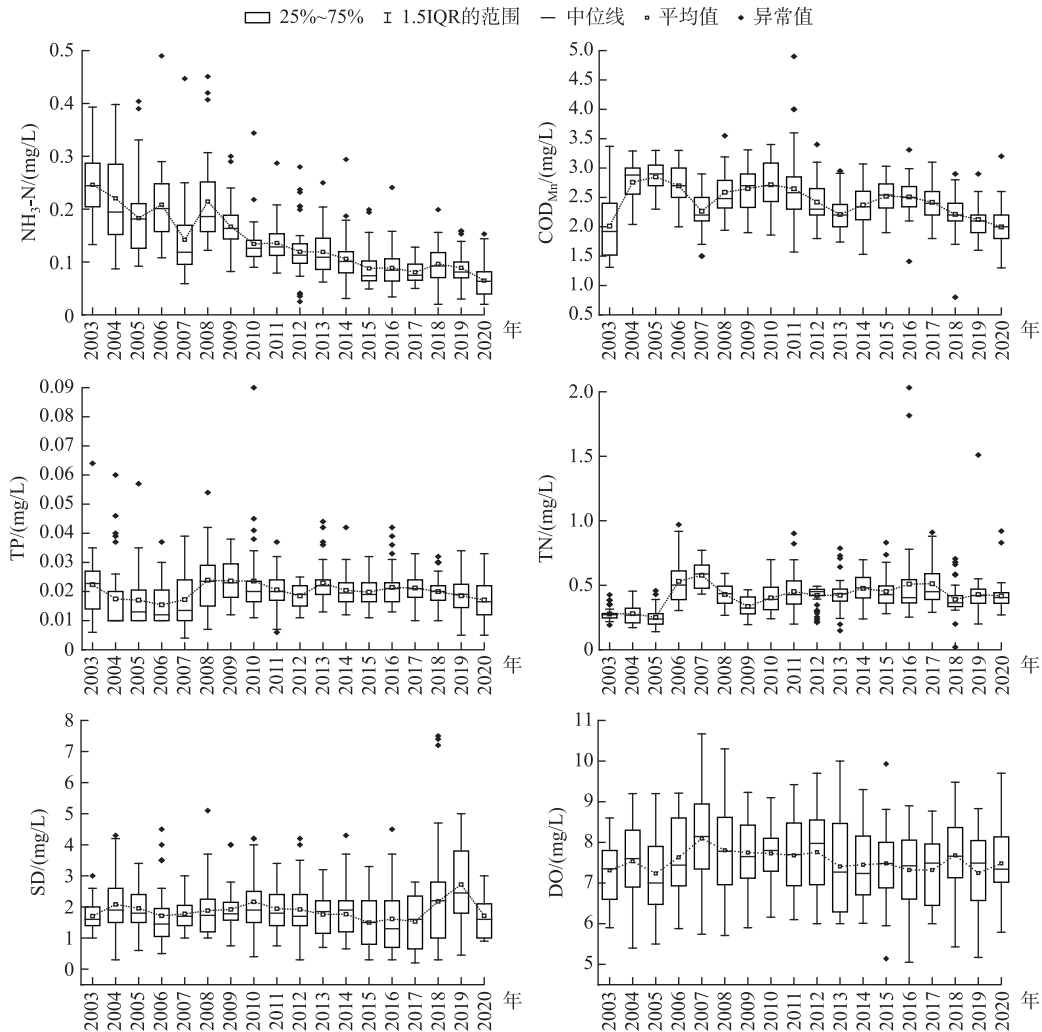


图2 邛海水质年际变化

Fig.2 Long-term trends of water physicochemical parameters in Lake Qionghai

于多年平均值;DO 浓度除 6、7 月外其他月份与多年平均浓度均存在显著差异;Chl. *a*、TLI、TN 多年平均浓度与各月浓度没有显著差异(图 3)。

## 2.2 营养状态及趋势

2003—2020 年邛海湖面多点位  $TLI(\Sigma)$  平均值为  $33.82 \pm 6.88$ , 整体处于中营养水平, 4 个监测点  $TLI(\Sigma)$  的年际变化没有显著趋势(M-K 检验  $Z$  值在  $-1.32 \sim 1.56$  之间), 2006 和 2016 年  $TLI(\Sigma)$  有两个高值区, 分别为  $38.620 \pm 3.570$  和  $36.854 \pm 5.44$ , 2017 年以后, 邛海  $TLI(\Sigma)$  有较大的下降, 到 2020 年为  $23.81 \pm 12.97$ , 已经处于贫营养水平(图 4a)。从空间分布来看, 4 个监测点位  $TLI(\Sigma)$  存在显著性差异(ANOVA 检验,  $P < 0.1$ ),  $TLI(\Sigma)$  多年平均值为: 邛海宾馆 > 二水厂取水口 > 青龙寺 > 湖心, 依次为  $38.705 \pm 3.545$ 、 $33.487 \pm 6.972$ 、 $28.680 \pm 8.882$ 、 $32.002 \pm 4.784$ (图 5a)。2003—2020 年,  $TLI(\text{Chl. } a)$  加权后对  $TLI(\Sigma)$  贡献一直最大, 占比 25%~32%,  $TLI(\text{TN})$  加权后对  $TLI(\Sigma)$  贡献有增加趋势, 由 2003 年的 17% 增加到 2020 年的 22%(图 6)。

表2 不同区域主要理化指标的方差分析结果

Tab.2 ANOVA results of main physical and chemical indicators in different regions

		COD <sub>Mn</sub>				NH <sub>3</sub> -N			
		邛海宾馆	二水厂	湖心	青龙寺	邛海宾馆	二水厂	湖心	青龙寺
两两比较 P	邛海宾馆	1	<0.001	<0.001	<0.001	1	0.008	<0.001	0.002
	二水厂		1	<0.001	0.805		1	<0.001	0.576
	湖心			1	0.001			1	<0.001
	青龙寺				1				1
		TN				TP			
		邛海宾馆	二水厂	湖心	青龙寺	邛海宾馆	二水厂	湖心	青龙寺
两两比较 P	邛海宾馆	1	0.102	0.577	0.080	1	<0.001	<0.001	<0.001
	二水厂		1	0.388	0.768		1	0.864	0.028
	湖心			1	0.326			1	0.074
	青龙寺				1				1

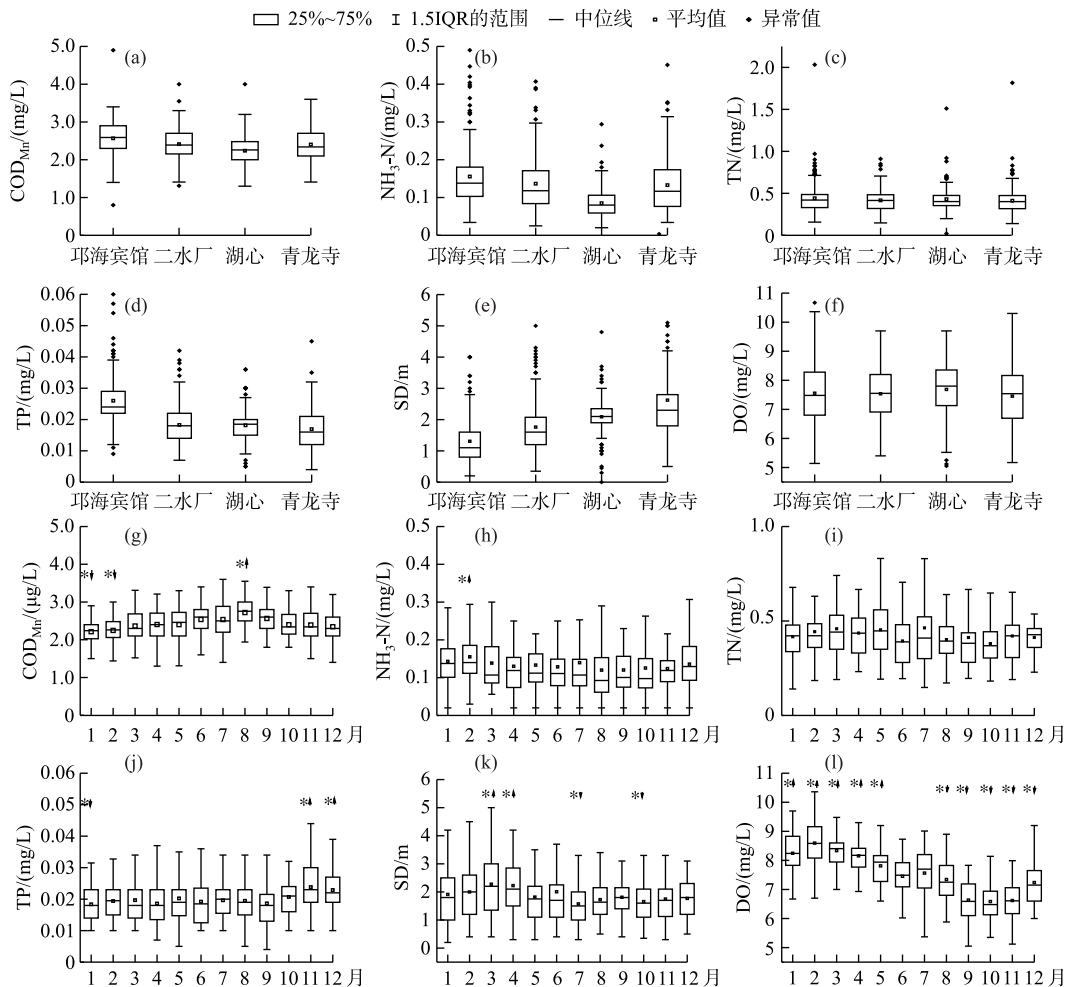


图3 邛海水质空间差异(a~f)与年内差异(g~l) (\*表示显著高于平均浓度(P<0.05), \*\*表示显著低于平均浓度(P<0.05))

Fig.3 Spatial (a~f) and monthly (g~l) distributions of water quality in Lake Qionghai

2003—2020年邛海多点位 Chl.a 平均浓度为(4.234±3.903) μg/L,处于中营养状态<sup>[27]</sup>。与 TLI(Σ)类似,2003年以来,邛海 Chl.a 浓度年际变化没有显著趋势。2003—2006年邛海 Chl.a 浓度显著上升,湖面 Chl.a 平均浓度从2003年的(4.068±1.744) μg/L 升高到2006年的(10.206±3.936) μg/L,和氮、磷营养盐浓度升高时段大致重合。单月浓度极大值出现在2005年,为48.0 μg/L(图4b)。从空间分布来看,2003—2020年 Chl.a 平均浓度为:邛海宾馆>二水厂取水口>青龙寺>湖心,其值依次为(6.118±4.371)、(4.338±4.105)、(3.481±3.191)和(2.015±1.544) μg/L(图5b)。单因素方差分析结果显示,邛海宾馆 Chl.a 浓度显著高于湖心和青龙寺( $P<0.01$ ),二水厂显著高于湖心( $P<0.05$ ),青龙寺 Chl.a 浓度与湖心、二水厂不存在显著性差异(图5b和表3)。

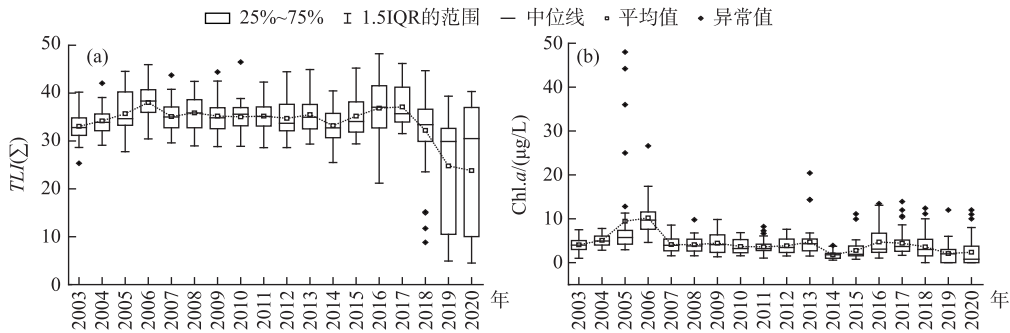


图4 邛海综合营养状态指数(a)和 Chl.a(b)的变化趋势

Fig.4 Long-term trends of TLI(Σ) (a) and Chl.a (b) in Lake Qionghai

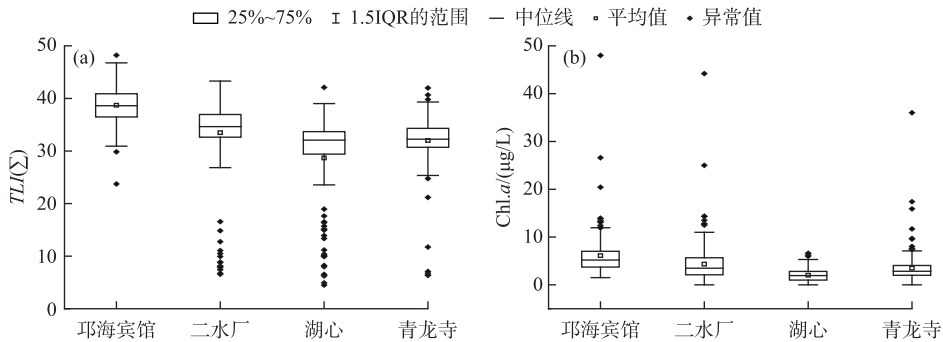


图5 邛海综合营养状态指数(a)和 Chl.a(b)的空间差异

Fig.5 Spatial difference of TLI(Σ) (a) and Chl.a (b) in Lake Qionghai

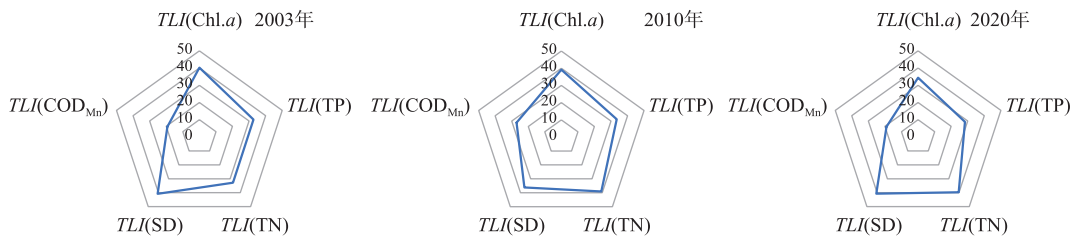


图6 邛海营养状态分指数变化情况

Fig.6 Trends of trophic state indexes of Lake Qionghai

表3 不同区域综合营养状态指数和 Chl.a 的方差分析结果  
Tab.3 ANOVA results of  $TLI(\Sigma)$  and Chl.a in different regions

	$TLI(\Sigma)$				Chl.a			
	邛海宾馆	二水厂	湖心	青龙寺	邛海宾馆	二水厂	湖心	青龙寺
两两比较 $P$	邛海宾馆	1	<0.001	<0.001	1	0.098	<0.001	0.002
	二水厂		1	<0.001		1	0.016	0.190
	湖心			1			1	0.120
	青龙寺							1

### 3 讨论

#### 3.1 社会经济发展与水质变化

水体中污染物按来源整体上可分为点源和面源(非点源)两大类型,点源往常年固定排放,面源与降雨径流密切相关<sup>[28]</sup>。当点、面源占优不同时,年内不同季节径流变化对水体中污染物浓度的影响差异明显<sup>[29]</sup>。如点源占优,则浓度多与流量呈显著负相关,面源占优时情况刚好相反<sup>[30]</sup>。邛海流域年内降水分布差异显著,5—10月降雨量占年总降雨量的90%以上,11月—次年4月降雨量仅占年降雨量的7%左右。2.1节分析显示, $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度在2月显著高于平均浓度,雨季对其表现出显著的稀释效应,表明其污染源以点源为主;相反, $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 浓度在1月和2月显著低于年平均浓度,在8月显著高于年平均浓度,表明其受面源污染影响较大;TN各月浓度没有显著差异,说明其浓度受点面源复合污染影响;TP浓度高、低值均出现在枯水期,一方面反映出其受点面源复合影响,同时由于P在湖库水环境中沉淀率等转换效应大于 $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、TN等指标<sup>[31]</sup>,叠加旅游人口受春节等大型节假日影响,邛海TP表现出与TN不同的特征。半个世纪以来,邛海经历了围海造田、面积缩小、水量减少—退田还湖、面积恢复、水量增加的过程。水域面积从1950s初的 $31\text{ km}^2$ 减小到2002年的 $26.76\text{ km}^2$ ,随后再逐步恢复到现在的 $34\text{ km}^2$ ;平均水深相应从1950s的14 m,下降到2003年的11 m(表4)。水面面积的缩小,水深的降低从侧面反映了流域水土流失和面源污染对邛海水质的影响。

表4 邛海湖面面积及水深历史变化情况  
Tab.4 Historical changes of water surface area and water depth in Lake Qionghai

时间	湖面面积/ $\text{km}^2$	最大水深/m	平均水深/m	库容/ $(\times 10^8\text{ m}^3)$	数据来源
1950s	31	34	14	3.2	原西康省水利局实测
1980s	29.3				凉山州政府法定
1990年	27.2				西昌市1:10000地形图测算
2002年	26.8				西昌市国土勘测规划队实测
2003年	27.4	18.32	11	2.9	昆明理工大学实测
2011年	29				西昌市遥感影像测算
2015年以来	34				西昌市遥感影像测算

资料显示,1980s—2000年是有记录以来邛海相关理化指标浓度最高的时期,1988和2000年TN平均浓度分别为1.22和1.10 mg/L,TP平均浓度分别为0.13和0.15 mg/L<sup>[32]</sup>,远高于地表水Ⅲ类水质标准。1980s开始,邛海曾大力发展网箱养鱼<sup>[32]</sup>,这一时间,邛海周边餐饮娱乐业和“农家乐”逐渐增多,一度达到200余家,在网箱养鱼、周边农家乐以及周边凉山大学等重点单位排污影响下,1980s—2000年邛海相关理化指标浓度到达历史高位,当时周边生活污水大部分未经处理直接进入水体,仅学校和“农家乐”排出的生活污水每天超过 $400\text{ t}$ <sup>[33]</sup>。1997年《邛海保护条例》颁布实施,邛海逐步取缔了网箱养鱼,2000年以来邛海环湖截污管网持续完善(图7)<sup>[34-35]</sup>。邛海流域内工业企业较少,点源污染主要来自城镇生活和旅游人口,在区域人口总量不变的情况下,随着污水管网的长度增加、污水收集率增大,入河污染负荷持续减少。得益于污水管网完善和网箱养鱼的取缔,2000年以后,邛海水质一度得到改善。2006年西昌承办冬旅会,带动



邛海周边餐饮娱乐设施再一次增加,邛海水质开始波动下降。邛海水体中氮磷营养盐、有机质和 Chl.a 浓度的变化时期与这一阶段基本重合。

很多学者研究表明,林(草)地通过截流、吸收作用,对污染物表现场出“汇”的作用,当水体周边建设用地和耕地转换为林(草)形成环湖缓冲带时,往往能净化水质<sup>[34,36-39]</sup>。2009年开始,邛海周边启动了生态保护与湿地恢复工程建设,分6期累计新建湿地总面积13.3 km<sup>2</sup><sup>[40]</sup>,其中,2010年开始建设一期湿地,面积0.3 km<sup>2</sup>,2011年开始建设二期湿地,面积1.73 km<sup>2</sup>,2012年开始建设成三期、四期湿地,面积2.35 km<sup>2</sup>,2013年开始建设五期湿地,面积约5.6 km<sup>2</sup>,2014年开始建设六期湿地,面积3.0 km<sup>2</sup>(图7)。累计完成封山育林面积41.3 km<sup>2</sup>,人工造林77.8 km<sup>2</sup>,实施小流域泥沙治理,减少水土流失量约25万 m<sup>3</sup>/a。实施退塘还湖、退田还湖工程,累计恢复湖泊湿地和湖滨带1067 hm<sup>2</sup>,邛海水域恢复到34 km<sup>2</sup><sup>[40]</sup>。上述工程的建成对邛海面源污染有一定的缓解作用,在旅游人口变化、生态保护与湿地恢复工程建设等综合作用下,邛海水质进入波动变化期,2010年以来 COD<sub>Mn</sub>、TN、TP 等指标相对稳定阶段与这一时期重合。但同时需要注意到,对于邛海这种流域面积超过300 km<sup>2</sup>的山区型流域,很大一部分面源污染通过大小支流入湖,环湖湿地雨季对水质的改善效果总体有限<sup>[41]</sup>。邛海3条入湖河流鹅掌河、官坝河、小青河,流域面积占邛海全部流域面积的63%,径流量占流域地表径流量的55%左右,监测显示2012—2017年上述3条河TP和TN浓度分别为(0.07±0.036)和(1.35±0.071) mg/L,是同时期邛海水体TP和TN多点位平均浓度的3.44和2.97倍,按照水量和浓度乘积核算,邛海入湖河流带入的TP和TN负荷通量分别为8.32和105.16 t/a,分别占邛海TP和TN近年10年平均入湖负荷的61%和82%,可见邛海支流水质对湖体水质影响较大。邛海周边湿地大面积建成后,水体中 COD<sub>Mn</sub>、TN、TP 等指标没有改善也间接反映出湿地建设对邛海水质改善的整体效益有限。

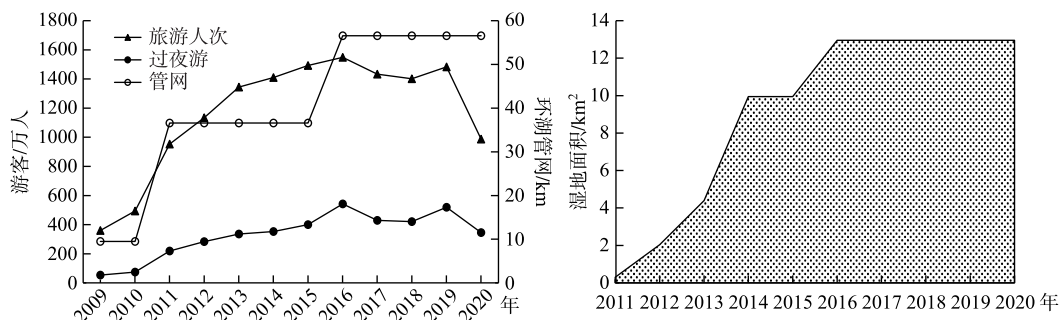


图7 邛海流域旅游人口、环湖截污干管及湿地面积变化

Fig.7 Changes of tourist population, sewage interceptor and wetland in Lake Qionghai Basin

在不考虑大气沉降和内源负荷的情况下,2009—2020年邛海 COD、NH<sub>3</sub>-N、TN、TP 入湖污染负荷量分别为727.5~883.4、52.0~85.3、120.1~146.4和11.8~15.0 t/a。从来源构成来看,邛海 COD 入湖负荷按大小依次来自地表径流、旅游人口、城镇生活、农村生活和畜禽养殖,贡献率分别为33.0%±1.5%、26.4%±6.1%、20.5%±2.6%、13.1%±1.8%和7.1%±1.2%;NH<sub>3</sub>-N 入湖污染负荷按大小依次来自旅游人口、城镇生活、畜禽养殖、农村生活和地表径流,贡献率分别为35.0%±9.3%、27.0%±6.7%、17.3%±1.9%、16.0%±1.8%和4.6%±0.6%;TN 入湖污染负荷按大小依次来自旅游人口、城镇生活、地表径流、农村生活和畜禽养殖,贡献率分别为26.8%±6.8%、25.7%±3.1%、23.9%±1.1%、13.3%±2.4%和10.4%±1.8%;TP 入湖污染负荷按大小依次为地表径流、旅游人口、畜禽养殖、城镇生活和农村生活,贡献率分别为24.8%±1.1%、24.5%±6.0%、19.6%±3.0%、19.0%±2.2%和12.0%±1.9%。从年际变化来看,氨氮入河负荷量呈现持续降低趋势,COD 和 TP 入河负荷量呈缓慢减少趋势,期间有所波动;TN 入湖负荷年际变化趋势不明显。邛海流域旅游人口和城镇生活污染主要表现为点源污染,畜禽养殖、地表径流和农村生活主要表现为面源污染,COD、NH<sub>3</sub>-N、TN 和 TP 负荷特征与前文3.1节基于邛海水质积极特征分析得出的污染影响因素整体一致。从入湖污染负荷来源构成来看,NH<sub>3</sub>-N 受生活污染影响较大,TN 污染负荷来源相对比较均衡,随着流域内城乡生活污水处理设施的持续完善,旅游人口导致的污染负荷先增加后减少,城镇、农村生活导致的入湖污染负荷持续较少,邛海

水体中  $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 浓度表现出不一样的年际变化趋势(图 8)。

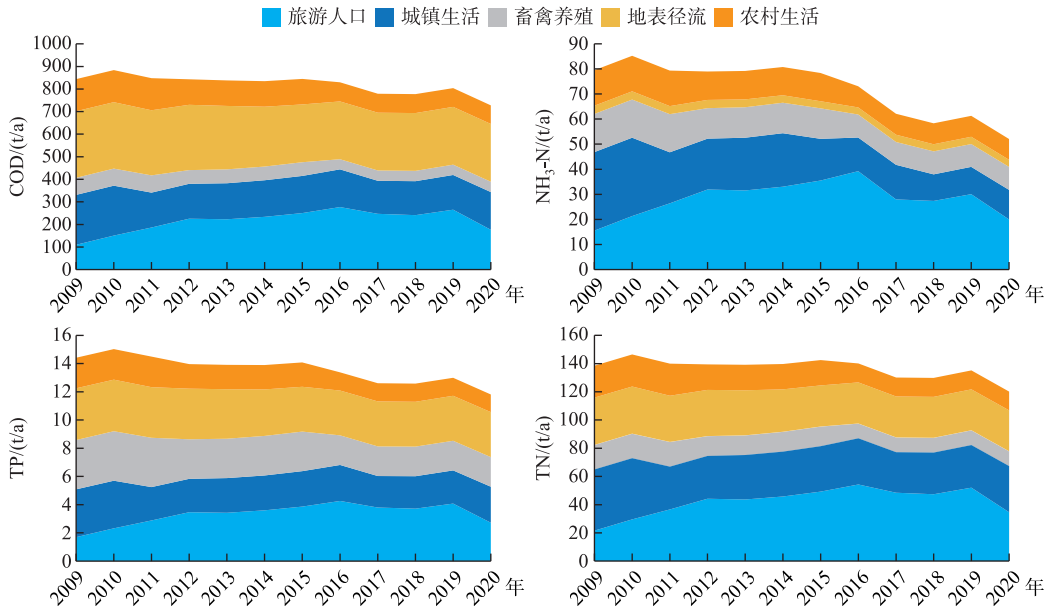


图 8 邛海水体主要污染来源分析

Fig.8 Sources of main pollutions in Lake Qionghai water body

### 3.2 营养状态与理化指标的关系

通常认为 Chl. *a* 是反映水体中藻类生长情况比较直接的指标。邛海 Chl. *a* 浓度与  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、TP、 $\text{NH}_3\text{-N}$  浓度呈正相关关系,相关系数为 0.077~0.266;与 SD 和 TN 呈负相关,相关系数分别为 -0.136 和 -0.048(图 9)。Chl. *a* 浓度与理化指标的相关性说明,相对氮,磷是邛海水体中藻类生长的主要的控制元素。已有研究表明,藻类生理平衡所需的 N/P(原子比)为 16:1<sup>[42-43]</sup>,若水体中 N/P(原子比)大于 16:1,磷被认为是藻类生长的限制性因素;反之,氮被认为是限制性因素。近 20 年来,邛海水体中 N/P(原子比)值范围为 52.6±30.2,说明邛海中藻类生长主要受磷元素限制,这与上文 Chl. *a* 浓度与 TN、TP 浓度相关性分析结果吻合。

与河流不同,湖库对氮、磷等营养盐指标累积性较强,洞庭湖等区域研究表明氮、磷等污染物沉积在释放,使洞庭湖水体氮、磷浓度大幅升高<sup>[44-45]</sup>。邛海属于典型的高原淡水湖泊,换水周期长,达 834 天,历史上邛海流域水土流失严重,湖泊底泥中赋存的氮、磷等营养盐总量较大<sup>[14,46-47]</sup>。邛海支流带来的营养盐入湖通量大,加上历史上邛海湖底营养物质的长期累积,邛海需要关注因营养盐长期累积导致水质反弹的风险,滇池、太湖水质治理历程也印证了这点<sup>[48-50]</sup>。

目前,学术界普遍认为 TN 浓度高于 0.20 mg/L、TP 浓度高于 0.02 mg/L 时,水体存在发生富营养化的风险<sup>[51]</sup>,当水体中 TN 和 TP 浓度分别高于 0.80 和 0.20 mg/L 时,水华暴发将不受氮、磷营养盐浓度的限制<sup>[52]</sup>。从营养盐浓度绝对值来看,2003 年以来邛海全域 TN 浓度以及邛海宾馆所在区域 TP 浓度已高于富营养化风险控制线。氮磷比广泛应用于水体限制性营养盐的判定,相关研究表明,滇池外海 1988—1997 年氮磷比为 20.9±5.10,1998 年以来近 10 年的氮磷比为 32.8±4.9;长江中下游湖泊中氮磷比在 10~30 之间适合藻类生长,容易出现富营养化问题;太湖流域氮磷比 7~30 之间适合藻类生长<sup>[9-10,53]</sup>。监测结果显示,邛海水体中氮磷原子比为 52.6±30.2,近 1/3 时段比值与滇池外海 1998 年以来水平接近,说明邛海整体适合藻类生长。姚金忠等<sup>[54]</sup>研究三峡库区重点支流水华成因时指出,充足的营养盐、适宜的温度、适宜的透明度、缓慢的水动力条件是水体中藻类异常增殖的原因<sup>[55-56]</sup>。邛海地处低纬度、高海拔地区,光照充足,热量丰富,气候暖和,平均温度为 17.1℃,年日照时数为 2431.4 h,年均日照率为 55%,太阳辐射能为 5.71×10<sup>5</sup> J/cm<sup>2</sup>,>10℃年积温为 5329.9℃,年均风速为 1.5 m/s,最大风速为 21.7 m/s,年均风速和最大风速驱动下,邛海水面流速

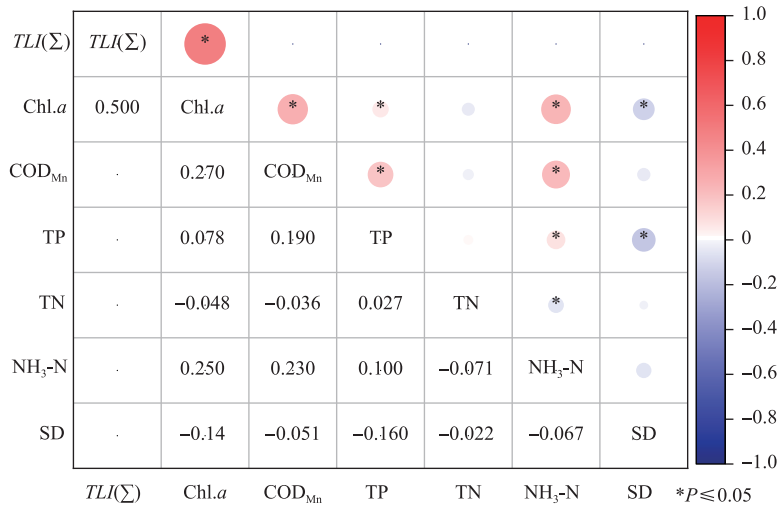


图9 富营养因子与理化指标的相关性

Fig.9 Correlation between eutrophic factors and physical and chemical indicators

为 0.02~0.05 m/s, 邳海光热条件和水动力条件适合藻类生长, 近年来已经有邳海水华暴发的相关记录<sup>[57]</sup>。综合来看, 邳海宾馆所在水域 TN、TP 绝对值均高于公认的风险浓度, 氮磷比、光热、水动力等条件适合藻类生长, 未来区域藻类异常增殖甚至暴发水华的风险较大, 这与时瑶等和罗固源等在邳海的研究结果一致<sup>[58-59]</sup>。

### 3.3 下一步对策建议

邳海水质和入湖负荷变化历程说明湖库流域环境治理中需要“水源”“陆源”协同推进, 水域内源整治能在短期内取得效果, 但陆源污染如果得不到根治, 在污染物累积作用下仍然容易引起水质恶化<sup>[60]</sup>。下一步建议包括: (1) 突出流域旅游发展和生态环境保护的衔接, 按照“游在邳海, 吃、住在城区”的理念布局旅游配套设施, 原则上在邳海集水区不再新增住宿、餐饮设施, 景区内已有酒店、餐饮、公共厕所设施污(废)水全面接入环湖污水处置管网; (2) 补齐流域污水收集管网短板, 将高视乡、川兴镇、大兴乡场镇及周边农村生活污水纳入环湖干管处置后, 尾水排放到邳海集水区外; 尤其关注邳海生态搬迁和乡镇振兴形成的聚居点生活污水收集; 推进环湖污水管网雨污分流改造, 解决邳海北面干管因地势沉降管网变形后地下水渗入的问题; (3) 系统恢复水生态系统, 试点开展河湖生态健康评价, 探索用“物理+生态”方式调控和预防邳海面临的水生态系统失衡的问题, 优先在邳海宾馆附近等浅水库湾区开展水生态恢复, 采用粗网格分区隔离适量放养滤食性鱼类; (4) 优化邳海流域空间管控, 推进岸线分区管理, 严格邳海湖滨生态经济区项目准入; 以农村生活、农业种植和旅游开发污染防治为重点, 以鹅掌河、官坝河、小青河等入湖小流域为单元推进入湖支流污染防治; 关注邳海流域蔬菜大棚、水果成片种植带来的污染问题, 试点推进农业面源“源头减量—资源利用—末端治理”的全链条污染综合防治; (5) 强化日常管理, 注重环湖湿地运营维护, 定期收割湿地植物, 推进环湖截污管网改造维护, 开展藻类种群和密度日常监测。

## 4 结论

1) 1980s—2000 年是有记录以来邳海水质最差的时期, 远高于地表水Ⅲ类水质标准, 2003—2020 年, 邳海 NH<sub>3</sub>-N、COD<sub>Mn</sub> 浓度年际变化总体呈下降趋势, TN、TP、SD、DO 值年际变化趋势总体不明显, COD<sub>Mn</sub>、TN、TP 浓度在期间出现多个显著变化过程。2003 年以来邳海整体处于中营养水平, TLI(Σ)、Chl.a 浓度年际变化没有显著趋势, Chl.a 浓度与 COD<sub>Mn</sub>、TP、NH<sub>3</sub>-N 浓度呈正相关, 相关系数为 0.077~0.266; 与 SD 和 TN 呈负相关, 相关系数分别为 -0.136 和 -0.048, 磷是邳海藻类生长限制性元素。

2) 邳河流域在 5—10 月降雨量占年总降雨量的 90% 以上, 11 月—次年 4 月降雨量仅占年降雨量的 7%

左右。 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度在2月显著高于多年平均浓度,雨季表现出显著的稀释效应,其浓度受点源影响较大; $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 浓度在8月显著高于年平均浓度,受面源污染影响较大;TN的各月浓度没有显著差异,受点面源复合污染影响;TP浓度高、低值均出现在枯水期,一方面反映出其受点面源复合影响,另一方面是由于磷在湖库水环境中沉淀率等转换效应大于 $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、TN等指标。多年数据统计表明,邛海宾馆所在区域水质最差,邛海湖心水质最好,2003—2020年 $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、TP等指标最大单月浓度均出现在邛海宾馆所在水域。

3) 邛海支流带来的营养盐入湖通量大,加上历史上湖底营养物质的长期累积,当前邛海宾馆等区营养盐浓度已经超过藻华暴发风险线,区域光热、水动力等条件适合藻类生长,未来邛海发生水华的风险较大。建议邛海优化流域空间管控,以农村生活、农业种植和旅游开发污染防治为重点,以鹅掌河、官坝河、小青河等入湖小流域为单元推进入湖支流污染防治,关注流域蔬菜大棚、水果成片种植带来的污染问题;将高视乡、川兴镇、大兴乡镇镇及场镇周边农村生活污水纳入环湖主干管,关注邛海生态搬迁和乡镇振兴形成的聚焦点生活污水收集;按照“游在邛海,吃、住在城区”的理念布局旅游设施;系统恢复水生生态系统,探索用“物理+生态”方式调控和预防邛海面临的水生态系统失衡的问题,注重环湖湿地运营维护。

## 5 参考文献

- [1] Gao C, Zhang TL. Eutrophication in a Chinese context: Understanding various physical and socio-economic aspects. *AMBIO*, 2010, **39**(5): 385-393. DOI: 10.1007/s13280-010-0040-5.
- [2] de Groot R, Brander L, van der Ploeg S *et al.* Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 2012, **1**(1): 50-61. DOI: 10.1016/j.ecoser.2012.07.005.
- [3] Liu JG, Yang W. Water sustainability for China and beyond. *Science*, 2012, **337**(6095): 649-650. DOI: 10.1126/science.1219471.
- [4] Ho JC, Michalak AM, Pahlevan N. Widespread global increase in intense lake phytoplankton blooms since the 1980s. *Nature*, 2019, **574**(7780): 667-670. DOI: 10.1038/s41586-019-1648-7.
- [5] Ma RH, Yang GS, Duan HT *et al.* Number, area and spatial distribution of lakes in China. *Scientia Sinica: Terrae*, 2011, **41**(3): 394-401. DOI: 10.1007/s11430-010-4052-6. [马荣华, 杨桂山, 段洪涛等. 中国湖泊的数量、面积与空间分布. 中国科学: 地球科学, 2011, **41**(3): 394-401.]
- [6] Tao SL, Fang JY, Ma SH *et al.* Changes in China's lakes: Climate and human impacts. *National Science Review*, 2020, **7**(1): 132-140. DOI: 10.1093/nsr/nwz103.
- [7] Zhang GQ, Yao TD, Chen WF *et al.* Regional differences of lake evolution across China during 1960s–2015 and its natural and anthropogenic causes. *Remote Sensing of Environment*, 2019, **221**: 386-404. DOI: 10.1016/j.rse.2018.11.038.
- [8] Ma RH, Duan HT, Hu CM *et al.* A half-century of changes in China's Lakes: Global warming or human influence? *Geophysical Research Letters*, 2010, **37**(24): 1-6. DOI: 10.1029/2010gl045514.
- [9] Nie ZY, Liang XQ, Xing B *et al.* The current water trophic status in Tiaoxi River of Taihu Lake watershed and corresponding coping strategy based on N/P ratio analysis. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, **32**(1): 48-55. DOI: 10.5846/stxb201011171637. [聂泽宇, 梁新强, 邢波等. 基于氮磷比解析太湖苕溪水体营养现状及应对策略. 生态学报, 2012, **32**(1): 48-55.]
- [10] Ji PF, Xu H, Zhan X *et al.* Spatial-temporal variations and driving of nitrogen and phosphorus ratios in lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River. *Environmental Science*, 2020, **41**(9): 4030-4041. DOI: 10.13227/j.hjxx.202002017. [季鹏飞, 许海, 詹旭等. 长江中下游湖泊水体氮磷比时空变化特征及其影响因素. 环境科学, 2020, **41**(9): 4030-4041.]
- [11] Guo HC, Sun YF. Characteristic analysis and control strategies for the eutrophicated problem of the Lake Dianchi. *Progress in Geography*, 2002, **21**(5): 500-506. [郭怀成, 孙延枫. 滇池水体富营养化特征分析及控制对策探讨. 地理科学进展, 2002, **21**(5): 500-506.]
- [12] Gao W, Howarth RW, Swaney DP *et al.* Enhanced N input to Lake Dianchi Basin from 1980 to 2010: Drivers and consequences. *Science of the Total Environment*, 2015, **505**: 376-384. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.10.016.
- [13] Wu HC, Wang JF, Yang XH *et al.* Sediment records of organic carbon and nitrogen in Yunnan-Guizhou Plateau Lakes: Implications of environmental changes and anthropogenic activities. *Bulletin of Mineralogy, Petrology and Geochemistry*, 2022, **41**(5): 1014-1022. [吴泓辰, 王敬富, 杨小红等. 云贵高原湖泊有机碳、氮沉积记录对环境变化和人类活动的指示. 矿物岩石地球化学通报, 2022, **41**(5): 1014-1022.]
- [14] Wei XL, Chen NS. Development of debris flows in Guanba River and its effect on sediment deposition in Qionghai Lake of Sichuan. *Acta Geographica Sinica*, 2018, **73**(1): 81-91. DOI: 10.11821/dlxb201801007. [魏学利, 陈宁生. 官坝河泥石流发育特征及对四川邛海的泥沙淤积效应. 地理学报, 2018, **73**(1): 81-91.]
- [15] Liu ZQ, Pan BZ, Han X *et al.* Water environmental characteristics and water quality assessment of lakes in Tibetan Plateau. *Environmental Science*, 2022, **43**(11): 5073-5083. DOI: 10.13227/j.hjxx.202111079. [刘智琦, 潘保柱, 韩诤等. 青藏高原湖泊水环境特征及水质评价. 环境科学, 2022, **43**(11): 5073-5083.]
- [16] Hu QM. Study on protection and management mode of Plateau Lake—A case study of Erhai Lake. *Yunnan Water Power* 2022, **38**(6): 32-

36. [胡琦敏. 高原湖泊的保护治理模式研究——以洱海为例. 云南水力发电, 2022, 38(6): 32-36.]
- [17] Li Z, Ma JR, Guo JS *et al.* Water quality trends in the Three Gorges Reservoir region before and after impoundment (1992–2016). *Ecohydrology & Hydrobiology*, 2019, 19(3): 317-327. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2018.08.005.
- [18] Liu YY, Deng B, Du JZ *et al.* Nutrient burial and environmental changes in the Yangtze Delta in response to recent river basin human activities. *Environmental Pollution*, 2019, 249: 225-235. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.03.030.
- [19] Yao LQ, Xu JR, Zhang LN *et al.* Temporal-spatial decomposition computing of regional water intensity for Yangtze River Economic Zone in China based on LMDI model. *Sustainable Computing: Informatics and Systems*, 2019, 21: 119-128. DOI: 10.1016/j.suscom.2018.11.008.
- [20] Yu B, Wang SG, Zhang SC *et al.* Preliminary study on the effect of debris flows from Goose Foot River on Lake Qionghai, Sichuan, China. *J Lake Sci.* 2006, 18(1): 57-62. DOI: 10.18307/2006.0108. [余斌, 王士革, 章书成等. 鹅掌河泥石流对四川邛海影响的初步研究. 湖泊科学, 2006, 18(1): 57-62.]
- [21] Gao ZY, Zhao CP, Sun YH *et al.* Distribution characteristics and pollution assessment on nutrient elements of surface sediment in Qionghai Lake. *Environmental Pollution & Control*, 2016, 38(5): 95-99. [郇志云, 赵翠平, 孙运海等. 邛海表层沉积物营养盐分布特征及污染评价. 环境污染与防治, 2016, 38(5): 95-99.]
- [22] 中国环境监测总站. 湖泊(水库)富营养化评价方法及分级技术规定(总站生字[2001]090号). 北京: 中国环境监测总站, 2001.
- [23] Hamed KH. Trend detection in hydrologic data; The Mann-Kendall trend test under the scaling hypothesis. *Journal of Hydrology*, 2008, 349(3/4): 350-363. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2007.11.009.
- [24] 第一次全国污染源普查资料编纂委员会. 污染源普查产排污系数手册. 北京: 中国环境科学出版社, 2011.
- [25] 生态环境部第二次全国污染源普查工作办公室. 第二次全国污染源普查产排污系数手册. 生活源. 北京: 中国环境科学出版社, 2019.
- [26] 生态环境部第二次全国污染源普查工作办公室. 第二次全国污染源普查产排污系数手册. 农业源. 北京: 中国环境科学出版社, 2019.
- [27] Wang Q, Lu C, Fan ZP *et al.* Eutrophication and spatial distribution of N, P and chlorophyll-*a* in the Taizhe River Basin, Liaohe River Catchment. *J Lake Sci.*, 2017, 29(2): 297-307. DOI: 10.18307/2017.0205. [王琼, 卢聪, 范志平等. 辽河流域太子河流域 N、P 和叶绿素 *a* 浓度空间分布及富营养化. 湖泊科学, 2017, 29(2): 297-307.]
- [28] Wang LL, Xie WL, Zhang WB. Research progress on sources of total phosphorus pollution from non-point sources in river water bodies. *Anhui Agricultural Science Bulletin*, 2022, 28(9): 148-149, 164. [王玲玲, 谢文理, 章文斌. 河流水体非点源总磷污染来源研究进展. 安徽农学通报, 2022, 28(9): 148-149, 164.]
- [29] Yuan Y, Zhu JH, Hou YS *et al.* Research on analysis method of non-point source contribution of land-based pollutants fluxes. *Research of Environmental Sciences*, 2008, 21(5): 169-172. DOI: 10.13198/j.res.2008.05.171.yuany.028. [袁宇, 朱京海, 侯永顺等. 污染物入海通量非点源贡献率的分析方法. 环境科学研究, 2008, 21(5): 169-172.]
- [30] Zheng BH, Wang LJ, Gong B. Load of non-point source pollutants from upstream rivers into Three Gorges Reservoir. *Research of Environmental Sciences*, 2009, 22(2): 125-131. [郑丙辉, 王丽婧, 龚斌. 三峡水库上游河流入库面源污染负荷研究. 环境科学研究, 2009, 22(2): 125-131.]
- [31] 金晓丹. 水体和表层沉积物不同形态磷分布及其迁移转化——以青草沙水库为例[学位论文]. 上海: 上海交通大学, 2014.
- [32] Yang WF, Li TS, Ye XD. Health assessments on the hydrophytic ecosystem of Qionghai Lake. *Research of Soil and Water Conservation*, 2006, 13(2): 162-164. [杨位飞, 李铁松, 叶兴东. 邛海水生生态系统健康评价. 水土保持研究, 2006, 13(2): 162-164.]
- [33] Yan HL, Cui ZW. Research on integ rated improvement and pollution control of the water body of Lake Qionghai in Xichang city. *Sichuan Environment*, 2003, 22(2): 40-42. [郇和琳, 崔志伟. 西昌邛海水体污染及其综合整治与保护管理问题研究. 四川环境, 2003, 22(2): 40-42.]
- [34] Dou WK, Wang ZP, Fang JX *et al.* Coupling analysis of tourism activities and water environment: A case study of Yulong Snow Mountain-Lijiang basin. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2021, 43(4): 1210-1217. [窦文康, 王泽平, 方金鑫等. 旅游活动与水环境耦合分析——以玉龙雪山-丽江盆地为例. 冰川冻土, 2021, 43(4): 1210-1217.]
- [35] Zhou Q, Guo HL, Tian WG. Ecological risks analysis and management countermeasures of tourism development in the Fuxian Lake watershed. *Environmental Science Survey*, 2016, 35(S1): 160-163. [周庆, 郭宏龙, 田为刚. 抚仙湖流域旅游开发生态风险分析及管理对策. 环境科学导刊, 2016, 35(S1): 160-163.]
- [36] Huang ZL, Han LY, Zeng LX *et al.* Effects of land use patterns on stream water quality: A case study of a small-scale watershed in the Three Gorges Reservoir Area, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(4): 3943-3955. DOI: 10.1007/s11356-015-5874-8.
- [37] Kang WH, Cai H, Lin GM *et al.* Influences of landscape on river quality under different geomorphological conditions. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, 40(3): 1031-1043. DOI: 10.5846/stxb201811182498. [康文华, 蔡宏, 林国敏等. 不同地貌条件下景观对河流水质的影响差异. 生态学报, 2020, 40(3): 1031-1043.]
- [38] Fang N, Liu LL, You QH *et al.* Effects of land use types at different spatial scales on water quality in Poyang Lake wetland. *Environmental Science*, 2019, 40(12): 5348-5357. DOI: 10.13227/j.hjks.201903267. [方娜, 刘玲玲, 游清徽等. 不同尺度土地利用方式对鄱阳湖湿地水质的影响. 环境科学, 2019, 40(12): 5348-5357.]

- [39] Valkama E, Usva K, Saarinen M *et al.* A meta-analysis on nitrogen retention by buffer zones. *Journal of Environmental Quality*, 2019, **48** (2): 270-279. DOI: 10.2134/jeq2018.03.0120.
- [40] 生态环境部. 美丽河湖优秀案例(5)|四川邛海[EB/OL]. <https://baijiahao.baidu.com/s?id=1727527825097001788&wfr=spider&for=pc>.
- [41] Wang XM, Yan J, Hu JZ *et al.* Comprehensive evaluation of artificial wetland in Qionghai wetland in Sichuan. *Wetland Science & Management*, 2019, **15**(1): 11-14. [王雪梅, 颜杰, 胡金朝等. 四川邛海人工湿地综合评价. *湿地科学与管理*, 2019, **15**(1): 11-14.]
- [42] Klausmeier CA, Litchman E, Daufresne T *et al.* Optimal nitrogen-to-phosphorus stoichiometry of phytoplankton. *Nature*, 2004, **429** (6988): 171-174. DOI: 10.1038/nature02454.
- [43] Redfield AC. The biological control of chemical factors in the environment. *Science Progress*, 1960, **11**: 150-170.
- [44] Wang YF, Ni ZK, Li XX *et al.* The ecological risk assessment and stage characteristics of Dongting Lake. *China Environmental Science*, 2019, **39**(1): 321~329. [王艳分, 倪兆奎, 李晓秀等. 洞庭湖生态风险评价及阶段性特征. *中国环境科学*, 2019, **39**(1): 321-329.]
- [45] 侯鹏飞. 城镇化背景下滇池叶绿素 *a* 浓度时空变化特征研究[学位论文]. 昆明: 云南师范大学, 2020.
- [46] He J, Deng H, Hu GS. Silt deposit characteristics and trend analysis of torrential flood debris flows in Qionghai Lake, Xichang, China. *Journal of Chengdu University of Technology: Science & Technology Edition*, 2012, **39**(3): 317-322. [何杰, 邓虎, 胡桂胜. 邛海山洪泥石流淤积特征与趋势分析. *成都理工大学学报: 自然科学版*, 2012, **39**(3): 317-322.]
- [47] Li J, Chen NS, Zhao YD. Simulation of the change process of sediment concentration of debris flow in the Guanba River. *Journal of Sichuan University of Science & Engineering: Natural Science Edition*, 2017, **30**(6): 71-75. [李俊, 陈宁生, 赵苑迪. 官坝河泥石流含沙量变化过程数值模拟. *四川理工学院学报: 自然科学版*, 2017, **30**(6): 71-75.]
- [48] Shi K, Zhang YL, Zhou YQ *et al.* Long-term MODIS observations of cyanobacterial dynamics in Lake Taihu: Responses to nutrient enrichment and meteorological factors. *Scientific Reports*, 2017, **7**: 40326. DOI: 10.1038/srep40326.
- [49] Zhu GW, Qin BQ, Zhang YL *et al.* Variation and driving factors of nutrients and chlorophyll-*a* concentrations in northern region of Lake Taihu, China, 2005-2017. *J Lake Sci*, 2018, **30**(2): 279-295. DOI:10.18307/2018.0201. [朱广伟, 秦伯强, 张运林等. 2005-2017年北部太湖水体叶绿素 *a* 和营养盐变化及影响因素. *湖泊科学*, 2018, **30**(2): 279-295.]
- [50] Yang F, Xu QJ, Song YH *et al.* Evolution trend, treatment process and effect of water ecological environment in Dianchi Lake Basin. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2022, **12**(3): 633-643. [杨枫, 许秋瑾, 宋永会等. 滇池流域水生态环境演变趋势、治理历程及成效. *环境工程技术学报*, 2022, **12**(3): 633-643.]
- [51] Thomann RV, Mueller JA. Principles of surface water quality modeling and control. New York: Harper & Row, 1987.
- [52] Xu H, Paerl HW, Qin BQ *et al.* Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. *Limnology and Oceanography*, 2010, **55**(1): 420-432. DOI: 10.4319/lo.2010.55.1.0420.
- [53] Gao W, Cheng GW, Yan CA *et al.* Identifying spatiotemporal alteration of nitrogen to phosphorus ratio of Lake Dianchi and its driving forces during 1988-2018. *J Lake Sci*, 2021, **33**(1): 64-73. DOI:10.18307/2021.0105. [高伟, 程国徽, 严长安等. 1988-2018年滇池氮磷比的时空演变特征与原因解析. *湖泊科学*, 2021, **33**(1): 64-73.]
- [54] Yao JZ, Fan XJ, Yang X *et al.* Current situation, causes and control measures of water bloom in the key tributaries of the Three Gorges Reservoir. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2022, **16**(6): 2041-2048. DOI: 10.12030/j.cjee.202112199. [姚金忠, 范向军, 杨霞等. 三峡库区重点支流水华现状、成因及防控对策. *环境工程学报*, 2022, **16**(6): 2041-2048.]
- [55] Acuña V, Vilches C, Giorgi A. As productive and slow as a stream can be—The metabolism of a Pampean stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 2011, **30**(1): 71-83. DOI: 10.1899/09-082.1.
- [56] Mitrovic SM, Hardwick L, Dorani F. Use of flow management to mitigate cyanobacterial blooms in the Lower Darling River, Australia. *Journal of Plankton Research*, 2011, **33**(2): 229-241. DOI: 10.1093/plankt/fbq094.
- [57] 我院生态所在西昌邛海实施藻类生态观测. <https://sthjt.sc.gov.cn/sthjt/c104418/2023/7/26/e8b4c24613be47a3ba17b078b33a2e15.shtml>. 2023-07-02.
- [58] Shi Y, Zhang L, Qin YW *et al.* Temporal and spatial distribution characteristics of nitrogen and phosphorus in the water of Qionghai Lake, Sichuan Province and their response to ecological environment. *Earth Science Frontiers*, 2023, **30**(2): 495-505. DOI: 10.13745/j.esf.sf.2022.2.86. [时瑶, 张雷, 秦延文等. 四川邛海水体氮、磷浓度时空分布特征及其生态环境响应研究. *地学前缘*, 2023, **30**(2): 495-505.]
- [59] Luo GY, Bu FP, Xu XY *et al.* Dynamics of TN and TP in the backwater region of the Linjiang River in the Three Gorge Reservoir. *Journal of Civil, Architectural & Environmental Engineering*, 2009, **31**(5): 106-111. [罗固源, 卜发平, 许晓毅等. 三峡库区临江河回水区总氮和总磷的动态特征. *土木建筑与环境工程*, 2009, **31**(5): 106-111.]
- [60] Fang B, Zhang S, Jiang Y *et al.* Dilemma and thinking of river water environment management. *Liaoning Urban and Rural Environmental Science & Technology*, 2020, **40**(9): 42-44. [房斌, 张松, 江月等. 河道水环境治理的困境及思考. *环境保护与循环经济*, 2020, **40**(9): 42-44.]