

鄱阳湖营养水平关键指标时空分布特征及适宜控制标准*

娄保锋, 周正, 苏海, 卓海华**

(长江流域生态环境监督管理局监测与科研中心, 武汉 430010)

摘要: 本文研究 2018—2020 年鄱阳湖水质及营养水平关键指标——叶绿素 *a*、总磷、总氮浓度时空特征, 采用分位值法与压力-响应关系法等研究氮磷基准和适宜的控制标准。结果表明, 2018—2020 年鄱阳湖水质以 IV 类为主, 超标污染物为总磷和总氮。近 3 年鄱阳湖处于“中偏富”营养水平, 叶绿素 *a* 浓度均值为 7.6 $\mu\text{g/L}$, 总磷浓度均值为 0.070 mg/L , 总氮浓度均值为 1.30 mg/L 。所有水域在年内皆会出现富营养时段; 年内各月份皆有水域处于富营养水平。总磷、总氮浓度枯水期高于丰水期; 8 月总磷浓度最低, 8—9 月总氮浓度最低。叶绿素 *a* 浓度较高的季节为秋季, 尤以 9 月最高, 9 月全湖叶绿素 *a* 浓度均值和中位值分别为 16 和 12 $\mu\text{g/L}$, 皆超中-富营养界限值 10 $\mu\text{g/L}$, 原因在于 9 月“五河”退水与仍处汛期的长江干流顶托导致流速减缓。叶绿素 *a* 浓度较高的水域为入湖河流尾间水域、浅水湖湾、碟形湖(如南湖村、金溪咀、南矶山、蚌湖等)。鄱阳湖平均 N/P 比为 52, 相对于藻类繁殖需求而言, 氮、磷皆处于过量状态, 总磷宜作为首要控制因子, 总氮控制亦应考虑。鄱阳湖总磷基准范围为 0.029~0.054 mg/L , 总氮基准范围为 0.50~0.81 mg/L 。考虑当前水污染防治、社会经济发展所处的阶段和现实, 目前鄱阳湖适宜的总磷控制标准在 0.050~0.100 mg/L 之间, 适宜的总氮控制标准在 1.00~1.50 mg/L 之间。另外, 对入湖河流控制断面, 总磷控制标准应严于目前的 0.20 mg/L , 并建立适宜的总氮控制标准。

关键词: 鄱阳湖; 营养水平; 氮磷; 基准

Temporal and spatial characteristics of key indicators of nutritional level and control standards in Lake Poyang*

Lou Baofeng, Zhou Zheng, Su Hai & Zhuo Haihua**

(Monitoring and Scientific Research Center of Yangtze River Ecology and Environment Administration, Wuhan 430010, P.R. China)

Abstract: This work studied the key indicators of nutritional level of Lake Poyang in recent three years (2018–2020) including temporal and spatial characteristics of Chl.*a*, total phosphorus (TP) and total nitrogen (TN). The results showed that the water quality of Lake Poyang was mainly Class IV, and the pollutants exceeding national standard were TP and TN. The average concentrations of Chl.*a*, TP and TN during 2018–2020 were 7.6 $\mu\text{g/L}$, 0.070 mg/L and 1.30 mg/L , respectively. Presently, Lake Poyang is under medium-to-rich nutrient level. All the lake area had eutrophication periods in the year, and in all months of the year, there were regions that were eutrophic. The concentrations of TP and TN in dry seasons were higher than those in wet seasons. TP concentrations were the lowest in August and TN concentrations were lowest during August–September. The season with higher Chl.*a* concentration was mainly from September to November, especially in September when the mean and median values of Chl.*a* concentrations were 16 $\mu\text{g/L}$ and 12 $\mu\text{g/L}$, exceeding the mesotrophic limit value of Chl.*a*, indicating that the whole lake was eutrophic. The reason was that the velocity of water in the lake slowed down due to the retreat of the “Five Rivers” in September and the mainstem of the Yangtze River still in the flood season. The waters with high Chl.*a* were the tail waters of rivers entering the lake, shallow lake bay and dished lake waters, such as Nanhu village, Jinxizui, Nanjishan, Banghu lake, etc. The ratio of nitrogen and phosphorus in Lake Poyang was 52, and both of TN and TP were excessive for algae production. TP should be controlled as a key point, and TN control should also be paid attention too. The reference of TP of Lake Poyang is in the range of 0.029–0.054 mg/L ,

* 2022-05-12 收稿; 2022-07-19 收修改稿。

国家重点研发计划项目(2019YFB2102905)资助。

** 通信作者; E-mail: 179420367@qq.com。

and TN is in the range of 0.50–0.81 mg/L. Considering requirement of water pollution prevention and social and economic development, it is suggested that TP control objective of Lake Poyang is set in 0.050–0.100 mg/L, and TN in 1.00–1.50 mg/L. In addition, for the control section of rivers entering the lake, TP control objectives should be more strict than current 0.20 mg/L, and an appropriate TN standard should be properly established.

Keywords: Lake Poyang; nutrient level; nitrogen and phosphorus; criteria

湖泊、水库和部分河流等地表水体因氮、磷过剩引起的富营养化非常普遍,是世界性水环境问题。在美国^[1-2],58%的河流河长与40%的湖泊面积总磷浓度偏高;43%的河流河长与35%的湖泊面积总氮浓度偏高。在我国的长江流域,湖泊富营养化更是主要的水生态问题之一^[3-4]。富营养化可导致水华暴发和浮萍大面积繁殖,使水质恶化,影响水体正常功能,危害鱼类等水生生物生存,研究表明^[5],鱼类和大型无脊椎动物群落结构的退化与氮磷浓度升高密切相关。作为饮用水源地的水体,水华增加自来水厂水处理成本,降低出水品质,甚至导致供水中断,影响居民正常生活。水华的发生是多种因素共同作用的结果,包括氮、磷等营养元素浓度水平,气温、光照等气候因子,流速、水深等水文因子。氮、磷浓度较高是富营养化和水华发生的物质基础,是内因。

鄱阳湖是长江中下游两大通江湖泊(洞庭湖和鄱阳湖)之一,在长江流域生态功能中地位突出,但改革开放以来,随着人口、城镇化、工农业、社会经济等快速发展,排污量增加,资源开发强度增加,鄱阳湖水生态环境质量不断下降,1980s 鄱阳湖水质类别以 I ~ II 类为主,进入 21 世纪,特别是 2003 年之后,IV 类水质比例明显上升^[6]。近 3 年鄱阳湖水质评价结果^[7]表明,鄱阳湖水质以 IV 类为主,超标参数为总磷(超过 III 类标准限值即视为超标,总氮未参与评价)。另外,总氮单独评价结果表明,其水质类别为 IV ~ V 类。从 1980 年以来,鄱阳湖氮磷浓度总体呈升高趋势^[8],出现了富营养化倾向^[9-10],藻密度显著增加^[11-12],曾多次出现局部水域的蓝藻水华现象^[13-16],局部水域的微囊藻毒素对水质安全产生了一定威胁^[15,17]。

湖库营养物基准和标准是营养物控制与管理的依据,美国等发达国家在 20 世纪末 21 世纪初就开始了大规模研究和技术指南的制定,1998 年制定了区域营养物基准的国家战略^[18],此后几年内先后编制完成了湖库^[19]、河流^[20]、湿地^[21]、河口与沿海水域^[22]营养物基准制定技术指南,并针对 14 个营养物生态区分别制定了湖泊^[23]、河流^[24]的营养物基准。我国在这方面仍处于落后状态。霍守亮等综述了湖泊营养物基准进展情况^[25];刘征涛综述了营养物基准制定的方法及国内外研究进展^[26];许秋瑾等研究了我国东部平原湖泊富营养化控制标准,给出了总磷各营养级指标特征值和标准建议值^[27];郑丙辉等以典型浅水湖泊太湖为例研究了水体营养物基准制定过程中建立参照状态的方法^[28]。

尽管近年来在鄱阳湖的富营养化方面有不少研究,但鲜见从叶绿素 *a*、氮磷浓度时空分布以及两者之间关系的详尽研究。另外,鄱阳湖作为通江湖泊,“高水湖相、低水河相”,与太湖、滇池、巢湖等湖泊在水文水动力特征方面具有显著差异,所以对鄱阳湖总磷标准是执行河流标准还是湖泊标准一直存有争议,譬如,有学者认为鄱阳湖总磷标准应宽于一般湖泊,有学者认为鄱阳湖在湖相时段应执行湖泊总磷标准(III 类标准限值为 0.05 mg/L),在河相时段应执行河流总磷标准(III 类标准限值为 0.20 mg/L)。关于鄱阳湖总磷、总氮基准和适宜控制标准的研究更为匮乏。针对上述问题,开展了本文研究,其主要目的为:1) 分析鄱阳湖营养水平关键指标——叶绿素 *a*、总磷、总氮的时空分布特征及其影响因素;2) 探索湖区湖体氮磷基准和适宜的控制标准。

1 材料与方法

1.1 研究区域

鄱阳湖是我国最大的淡水湖,位于江西省北部,长江中下游南岸,汇纳赣、抚、信、饶、修五河等来水,经湖口汇入长江,是典型的通江湖泊,亦属于我国中东部湖区。南北长 173 km,东西平均宽 16.9 km,最宽处约 74 km。湖区地势南高北低。鄱阳湖为季节性湖泊,年内水位落差很大,高水湖相,低水河相,具有“洪水一片,枯水一线”的独特景观,平水位(14~15 m)时湖水面积约 3150 km²;低水位(12 m)时仅 500 km²。年度平均换水周期约 14 天,6—10 月平均换水周期约 23 天,11—5 月平均约 8 天^[14]。鄱阳湖另一独特景观是碟形湖,其与主湖体之间的关系是“丰水期相融、退水期相关、枯水期脱离”。该湖有两大国家级自然保护区——

鄱阳湖保护区和南矶山湿地保护区,以及多个省级、市级、县级保护区;兼有调蓄、生态及生活、农灌、工农业用水等多种功能,是长江中下游重要饮用水水源地,江豚等珍稀物种繁殖栖息地,斐名中外的候鸟越冬栖息地。

鄱阳湖共布设 17 个水质监测断面(图 1),其中南昌湖区有 4 个断面:1)南湖村断面,位于抚河下游入湖口水域;2)金溪咀刘家断面(简称为金溪咀断面),位于金溪湖,汇水主要来自抚河、信江、青岚湖;3)南矶山断面和 4)伍湖分场断面,位于南矶山湿地区域,其中南矶山断面地处赣江 3 个分支(北支、中支、南支)汇入鄱阳湖开放水域冲积形成的三角洲区域,属于赣江 3 个分支的河口与主湖体之间的水陆过渡地带。上饶湖区有 5 个断面:1)梅溪咀断面,在三江口(赣江南支、抚河西支、信江汇合口);2)余干和 3)康山断面,在三江口下游主河道上;4)莲湖断面和 5)白沙洲断面,分别位于饶河南支、北支入湖口水域。九江湖区有 8 个断面:1)三山断面和 2)都昌断面,位于赣江南支、抚河、信江与饶河形成的东水道水域;3)吴城断面,位于赣江形成的西水道水域;4)蚌湖断面,位于杨柳津河(小型河流,枯水期方能显示)上,蚌湖属碟形湖;5)老爷庙断面、6)星子断面、7)蛤蟆石断面和 8)出口断面,位于北部湖区,即入江水道水域。

1.2 数据来源

数据来自长江流域生态环境数据库。叶绿素 *a*、总磷、总氮浓度监测频次为每月 1 次。现状分析采用近 3 年监测数据(2018—2020 年)。叶绿素 *a* 浓度的测定采集表层水样(0~0.5 m),采用《水和废水监测分析方法》第 4 版中的方法^[29]进行测定;总磷浓度测定采用钼酸铵分光光度法(GB 11893—1989),总氮浓度测定采用碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法(HJ 636—2012)。

1.3 技术方法

1.3.1 营养水平评估方法

关于湖泊的营养程度评价,综合营养指数(TLI)^[30]是我国目前广泛采用的方法,是基于总磷、总氮、高锰酸盐指数、透明度、叶绿素 *a* 5 项参数各自的营养指数按一定的权重计算而得,其优点是综合了 5 项参数的浓度水平,其缺点是没有考虑 5 项参数之间的关系及表征意义的差别,以及不同生态区适宜氮磷标准的差异性。在 5 项参数中,总磷、总氮、高锰酸盐指数是物质性基础,是原因性因子,是否会导致水华还取决于气温、光照、水文水动力条件等因素,而叶绿素 *a* 和透明度是响应性、结果性因子,两者中又以叶绿素 *a* 最为重要,因为叶绿素 *a* 浓度升高可直接导致透明度下降。叶绿素 *a* 浓度可直接表征藻类生物量、水华程度,是富营养化评价的首要指标。有学者研究^[31]表明,对于浅水型通江湖泊而言,基于总磷、总氮的营养指数往往会高估富营养化水平,而对于非通江湖泊而言,基于总磷、总氮的营养指数往往会低估富营养化水平。美国 North Dakota 州水质评价方法^[32]规定,叶绿素 *a* 是营养状态评价的首要指标,将营养指数用于判断水生生物生存功能和娱乐功能是否满足时,应根据叶绿素 *a*、透明度、总磷、总氮分别计算营养指数,当结果不一致时,则首先选择基于叶绿素 *a* 的营养指数。美国在富营养化领域的理念和技术水平都处于领先地位,近 20 年来对全国湖库的水质评价中,直接采用叶绿素 *a* 浓度来评价营养水平^[33-34]。综上,作者认为将叶绿素 *a* 作为富营养化评价的首要指标更为科学、合理。

叶绿素 *a* 是直接危害性指标,水体中藻毒素浓度与叶绿素 *a* 浓度显著正相关^[35]。国际上判断水体受损的叶绿素 *a* 浓度阈值大多设定为 25~30 μg/L^[34,36-41],充足的证据表明,叶绿素 *a* 浓度超过 30 μg/L,即显著

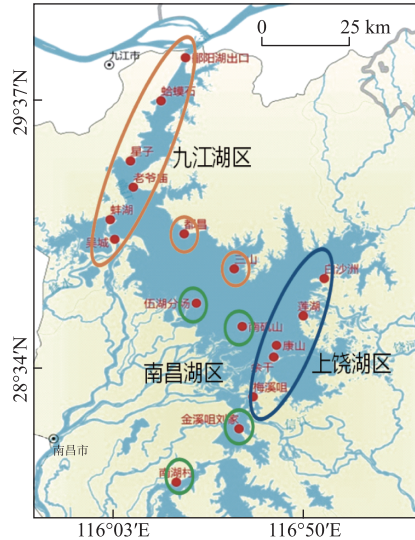


图 1 鄱阳湖区监测点位示意图 (绿色圆圈内点位属南昌湖区;蓝色椭圆内点位属上饶湖区;橙色椭圆内点位属九江湖区)

Fig.1 Schematic diagram of monitoring stations in Lake Poyang (The staions in the green circle belong to Nanchang lake area; the staions in the blue ellipse belong to Shangrao lake area; and the staions in the orange ellipse belong to Jiujiang lake area)

危害水质安全和生态安全。美国全国湖库水质评价技术文件^[34]规定,当叶绿素 $a \leq 2 \mu\text{g/L}$ 时,为贫营养;当 $2 \mu\text{g/L} < \text{叶绿素 } a \leq 7 \mu\text{g/L}$ 时,为中营养;当 $7 \mu\text{g/L} < \text{叶绿素 } a \leq 30 \mu\text{g/L}$ 时,为轻度富营养;当叶绿素 $a > 30 \mu\text{g/L}$ 时为重度富营养。美国康涅狄格州水质标准^[36]中,藻类生长季节叶绿素 a 浓度超过 $30 \mu\text{g/L}$ 即为高度富营养;马里兰州规定^[39],作为饮用水水源地的湖库,其叶绿素 a 最高瞬时浓度不能超过 $30 \mu\text{g/L}$;威斯康辛州规定^[41],判定浅水湖泊水生生物功能受损的叶绿素 a 浓度阈值为 $27 \mu\text{g/L}$ 。我国水利部行业标准《地表水资源质量评价技术规程》^[42]规定,叶绿素 $a \leq 1 \mu\text{g/L}$ 时,为贫营养;当 $1 \mu\text{g/L} < \text{叶绿素 } a \leq 10 \mu\text{g/L}$ 时,为中营养;当 $10 \mu\text{g/L} < \text{叶绿素 } a \leq 26 \mu\text{g/L}$ 时,为轻度富营养;当 $26 \mu\text{g/L} \leq \text{叶绿素 } a < 160 \mu\text{g/L}$ 时为中度富营养;当叶绿素 $a > 160 \mu\text{g/L}$ 时为重度富营养。综合考虑,在叶绿素 a 阈值尚无国家标准的情况下,本文中暂将 $10 \mu\text{g/L}$ 作为叶绿素 a 中-富营养界限值,暂将 $30 \mu\text{g/L}$ 作为不致损害主体功能的最高限值(主体功能是指饮用水水源地功能和水生生物生存功能)。

1.3.2 营养物基准推演方法 水体营养物基准是指对氮、磷等营养元素的水质基准,是指特定水域(如具有近似生态环境特征的水系或区域水体)中营养物浓度对特定对象(如水生生物或人群)不产生有害影响的最大可接受浓度(或无损害效应浓度)。它是基于科学实验记录并通过科学理论而获得的客观结果,没有考虑现实污染控制水平、技术发展水平等因素,不具有法律效力,是标准制定的基础和依据。水体营养物基准的制定^[19,43]有参照点群或全体点群参数值分布法(图2)、压力-响应关系法等。参照点群法是指在拟建立基准的特定区域选择一定数量的未受人类活动干扰的水质监测点位(称参照点群),获得这些点位的污染物浓度数据集合,取其 3/4 分位值(即上 25 百分点)作为基准;如果该区域很难找到未受人类活动干扰的监测点,则取所有监测点位(称全体点群)的营养物浓度数据集合的 1/4 分位值(即下 25 百分点)为基准值。研究^[19]表明,全体点群的 1/4 分位值与参照点群的 3/4 分位值较为接近,真实的基准值往往介于两者之间。对生态退化或污染严重的区域,还可在全体点群的 1/4 分位值基础上下移。分位值法得到的基准值也仅仅可作为建议值,有时需要结合其他信息资料获取具体水域的真实基准值^[19]。本文所采用的方法为全体点群参数值分布法与压力-响应关系法,并结合其他信息综合推断。

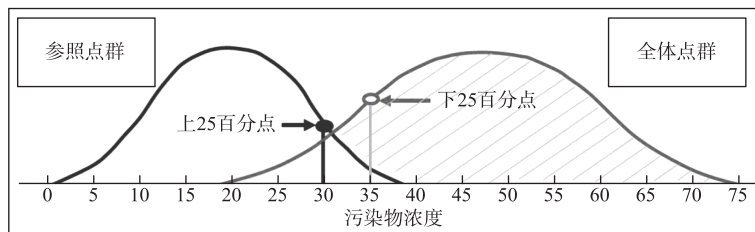


图2 某区域参照点群污染物浓度 3/4 分位值法与全体点群污染物浓度 1/4 分位值法推演污染物基准示意图(以总磷($\mu\text{g/L}$)为例)

Fig.2 Two approaches for establishing criteria using percentiles from reference stations and all stations in a region (total phosphorus as the example variables)

水体营养物标准是在营养物基准的基础上而制定,考虑了周边环境、技术条件、经济水平、实际污染控制水平、损益分析等因素,具有时代特征和法律效力,是评估营养物浓度是否满足要求的依据。

2 结果与分析

2.1 叶绿素 a 浓度时空分布特征

近 3 年湖区整体叶绿素 a 均值为 $7.6 \mu\text{g/L}$, 2018、2019、2020 年分别为 6.7 、 7.3 、 $8.9 \mu\text{g/L}$ (图 3a)。南昌、上饶、九江 3 个湖区超中-富营养界限值 $10 \mu\text{g/L}$ 的频率分别为 39%、15%、13%;超主体功能不致受损的最高限值($30 \mu\text{g/L}$)的频率分别为 10%、0.6%、1%。湖区广大水域中,叶绿素 a 浓度较高的水域为南昌湖区的南湖村、金溪咀,南矶山,以及九江湖区的蚌湖、上饶湖区的余干等。南湖村水域叶绿素 a 浓度均值和中位值分别为 19.1 和 $16.5 \mu\text{g/L}$,最大值为 $50.0 \mu\text{g/L}$;金溪咀水域叶绿素 a 浓度均值和中位值分别为 15.8 和

17.0 $\mu\text{g/L}$,最大值为 36.0 $\mu\text{g/L}$ 。南湖村水域和金溪咀水域叶绿素 a 浓度均值和中位值皆高于中-富营养界限值(10 $\mu\text{g/L}$),最大值皆高于主体功能不致受损的最高限值(30 $\mu\text{g/L}$)。南矶山水域叶绿素 a 浓度均值和中位值分别为 9.6 和 3.0 $\mu\text{g/L}$,最大值为 81.0 $\mu\text{g/L}$ (2019 年 10 月);蚌湖水域叶绿素 a 浓度均值和中位值分别为 7.5 和 2.0 $\mu\text{g/L}$,高值为 63.0 $\mu\text{g/L}$ (2019 年 9 月)与 60.0 $\mu\text{g/L}$ (2019 年 11 月)。南湖村、金溪咀、南矶山、蚌湖 4 个水域叶绿素 a 浓度超过 30 $\mu\text{g/L}$ 的频率分别为 25.0%、2.8%、11.1%、5.6%。另外,都昌水域和余干水域各有 1 次(频率 2.8%)叶绿素 a 浓度超过 30 $\mu\text{g/L}$ 的现象。

图 3b 为近 3 年(2018—2020 年)鄱阳湖叶绿素 a 浓度的季节分布特征。可见,叶绿素 a 浓度较高的季节为 9—11 月,该时段局部水域发生水华的可能性较大(结合图 2 判断),尤其是 9 月份。近 3 年内 9 月份叶绿素 a 浓度均值和中位值分别为 16.2 和 12.0 $\mu\text{g/L}$,皆超中-富营养界限值 10 $\mu\text{g/L}$,9 月份全湖基本处于富营养水平(图 4),17 个水域中有 10 个水域叶绿素 a 浓度均值在 10 $\mu\text{g/L}$ 以上,有 4 个水域(南湖村、南矶山、都昌、蚌湖)出现了超过 30 $\mu\text{g/L}$ 的情况。

南湖村 2018 年 9 月、2019 年 9 月叶绿素 a 浓度分别为 50 和 44 $\mu\text{g/L}$,南矶山 2019 年 9 月叶绿素 a 浓度达 55 $\mu\text{g/L}$,都昌 2019 年 9 月叶绿素 a 浓度达 41 $\mu\text{g/L}$,蚌湖 2019 年 9 月叶绿素 a 浓度达 63 $\mu\text{g/L}$,皆超过了最高限值 30 $\mu\text{g/L}$ 。10 月份叶绿素 a 浓度均值和中位值分别为 6.9 和 3.4 $\mu\text{g/L}$,最大值为 81.0 $\mu\text{g/L}$;11 月份叶绿素 a 浓度均值和中位值分别为 10.6 和 6.0 $\mu\text{g/L}$,最大值为 60.0 $\mu\text{g/L}$ 。叶绿素 $a \geq 50 \mu\text{g/L}$ 的情况主要出现在南矶山水域和蚌湖水域,皆为碟形湖,其出现季节为 9—11 月份。

2.2 总磷浓度时空分布特征

图 5a 为 2018—2020 年鄱阳湖总磷浓度的空间分布特征。近 3 年湖区整体总磷浓度均值为 0.070 mg/L ,2018、2019、2020 年分别为 0.082、0.070、0.058 mg/L 。南昌、上饶、九江 3 个湖区超 III 类标准限值(0.05 mg/L)的频率分别为 66%、73%、52%。湖区 17 个监测点所代表水域中,只有三山水域的总磷浓度均值略低于湖泊总磷 III 类标准限值 0.05 mg/L ,其它皆高于 0.05 mg/L 。其中,总磷浓度相对较高的水域为金溪咀、南湖村、余干、蚌湖,其近 3 年总磷浓度均值分别为 0.102、0.090、0.083、0.080 mg/L ,最大值分别为 0.210、0.160、0.160、0.520 mg/L 。蚌湖水域总磷浓度最高值 0.520 mg/L 也是全湖区出现的最高值,超过湖泊总磷 III 类标准限值 9.4 倍。

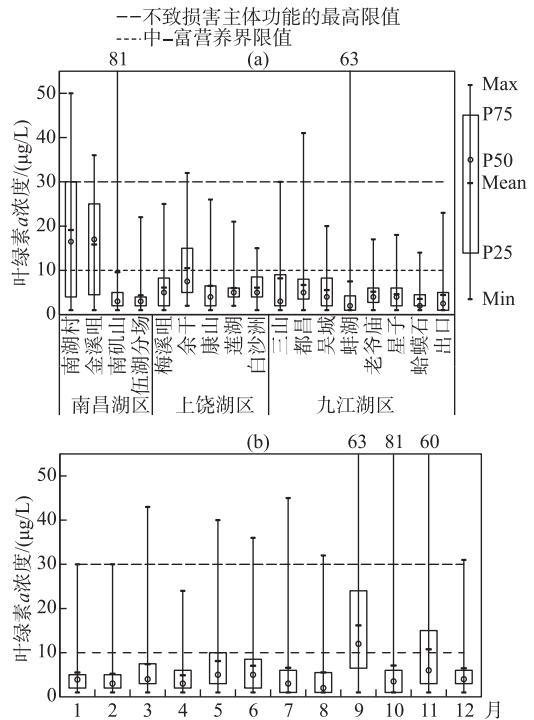


图 3 2018—2020 年鄱阳湖区叶绿素 a 浓度的空间(a)和季节(b)分布特征(图例中 Max、P75、P50、Mean、P25、Min 分别表示最大值、75%分位值、中位值、均值、25%分位值、最小值,下同.)

Fig.3 Spatial(a) and seasonal(b) distribution of chlorophyll- a concentrations in Lake Poyang during 2018–2020

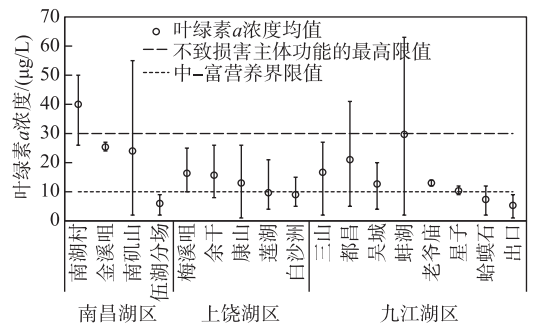


图 4 2018—2020 年 9 月份鄱阳湖区各水域叶绿素 a 浓度
Fig.4 Chlorophyll- a concentrations in each station of Lake Poyang in September during 2018–2020

图 5b 为近 3 年(2018—2020 年)鄱阳湖总磷浓度的季节分布特征。可见,总磷浓度枯水期高于丰水期,枯水期(11—3 月)总磷浓度均值为 0.084 mg/L,丰水期(4—9 月)总磷浓度均值为 0.060 mg/L,前者是后者的 1.4 倍。总磷浓度最低出现在 8 月份,其均值(0.037 mg/L)、中位值(0.030 mg/L)、最高值(0.110 mg/L)皆为 12 个月份中最低,且均值和中位值皆低于湖泊Ⅲ类标准限值 0.05 mg/L。总磷浓度最高值(0.520 mg/L)出现在 1 月份,该月份 1/4 分位值、均值、中位值亦为 12 个月份中最高,分别为 1/4 分位值 0.061 mg/L,均值 0.101 mg/L,中位值 0.090 mg/L,皆超过湖泊Ⅲ类标准限值 0.05 mg/L。

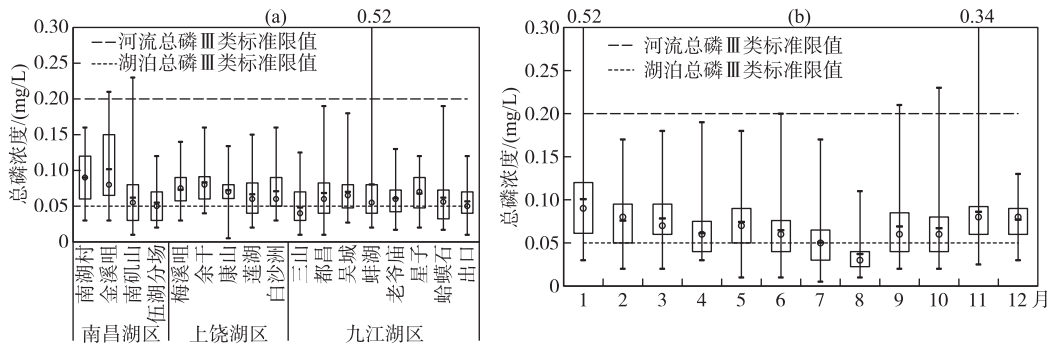


图 5 2018—2020 年鄱阳湖区总磷浓度的空间(a)和季节(b)分布特征

Fig.5 Spatial (a) and seasonal (b) distribution of total phosphorus concentration in Lake Poyang during 2018–2020

2.3 总氮浓度时空分布特征

图 6a 为 2018—2020 年鄱阳湖总氮浓度的空间分布特征。湖区整体总氮浓度均值为 1.30 mg/L,2018、2019、2020 年分别为 1.44、1.27、1.21 mg/L。南昌、上饶、九江 3 个湖区超Ⅲ类标准限值(1.0 mg/L)的频率分别为 56%、78%、65%。湖区 17 个监测点所代表水域中,只有三山水域和南矶山水域总氮均值略低于湖泊总氮Ⅲ类标准限值 1.00 mg/L,其它皆高于 1.00 mg/L。其中,总氮浓度相对较高的水域为余干水域和康山水域,其近 3 年总氮浓度均值分别为 1.52、1.53 mg/L,中位值分别为 1.54、1.55 mg/L,最大值分别为 2.44、2.38 mg/L;其次为星子水域和蛤蟆石水域,其近 3 年总氮浓度均值分别为 1.44、1.42 mg/L,中位值皆为 1.50 mg/L,最大值分别为 2.54、2.28 mg/L。

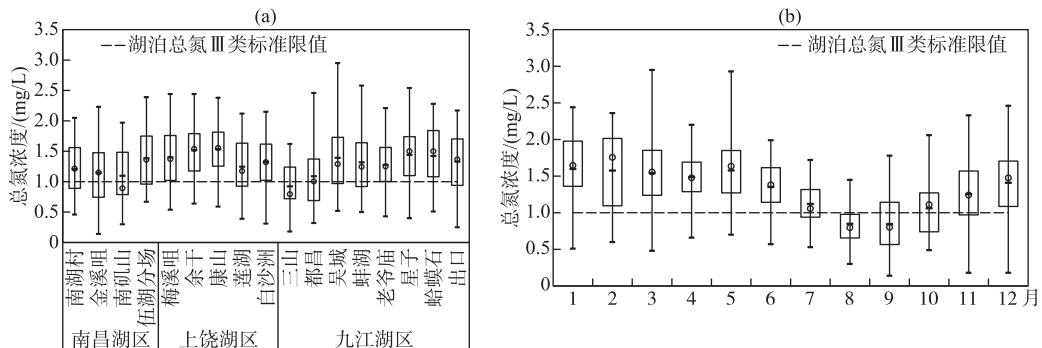


图 6 2018—2020 年鄱阳湖区总氮浓度的空间(a)和季节(b)分布特征

Fig.6 Spatial (a) and seasonal (b) distribution of total nitrogen concentration in Lake Poyang during 2018–2020

图 6b 为 2018—2020 年鄱阳湖总氮浓度的季节分布特征。可见,与总磷季节分布特征类似,总氮浓度也是枯水期高于丰水期,枯水期(11—3 月)总氮浓度均值为 1.48 mg/L,丰水期(7—9 月)总氮浓度均值为 0.94 mg/L,前者是后者的 1.6 倍。8 月份和 9 月份的均值(皆为 0.85 mg/L)、中位值(皆为 0.80 mg/L)为 12 个月

份中最低,均低于湖泊总氮Ⅲ类标准限值 1.00 mg/L。

2.4 氮磷原子比分析

自 Vollenweider 等 1968 年提出“氮和磷是导致湖泊富营养化的两类最重要营养元素”^[44]以来,关于磷还是氮亦或二者是控制性因子的争议一直存在^[45-47]。主流观点认为,更多情况下磷是限制性因子,甚至认为对富营养化湖泊“只控磷”即可^[48-51],但也有学者提出,氮磷都可限制藻类生长^[45,52-56],控磷的同时亦应控氮,尤其是对浅水湖泊而言^[53,56-58]。完整的湖泊藻类实验^[55]及水库氮磷-叶绿素 *a* 关系研究^[59]表明,有害藻华更多地受过量磷与过量氮的共同促进,过去很长时期的“只控磷”模式过于“推而广之”。

氮磷比对水域生态系统结构和功能具有重要影响,常据此判断地表水体氮、磷浓度的相对高低。藻细胞平均氮磷原子比 N/P(可理解为藻细胞繁殖所需的最佳 N/P 比)为 16^[60]。一般认为,水体 N/P 比<9 时,氮为藻类生长的限制性因子;9<N/P 比<23 时,非典型性单因子限制;N/P 比>23 时,磷为限制性因子。

图 7 为近 3 年(2018—2020 年)鄱阳湖区各水域 N/P 比。对整个鄱阳湖而言,近 3 年鄱阳湖整体 N/P 比为 52,南昌湖区、上饶湖区、九江湖区分别为 49、49、55。各水域 N/P 比基本都在 23 以上,平均 N/P 比范围为 32~73。可见,鄱阳湖 N/P 比远高于 23。

实际上,藻类生长受氮磷比、氮磷浓度水平、气候、水温、水文水动力等多重因素的影响^[61],机理非常复杂。Reynolds^[62-63]认为,当氮、磷浓度都足够高时,两者都不可能是限制因子,则氮磷比的意义有限,目前鄱阳湖正是这种情况。根据目前的研究进展和认知,鄱阳湖藻细胞生长的“氮磷限制”可假设有两种可能:一是“磷限制,氮过量”,二是“氮磷双过量,其他因子限制”。因为对于藻类繁殖而言,鄱阳湖中的磷过量,所以第一种可能不成立,第二种可能更符合实际。况且,鄱阳湖属于浅水湖泊,过量氮对藻类生长的作用不应忽视。所以,鄱阳湖的氮磷浓度偏高,都会损害水生态健康,鄱阳湖富营养化的控制,总磷控制是首要的,总氮控制亦应考虑。

3 讨论

早在 1947 年,Sawyer 就指出,对于某些湖泊而言,总磷>0.01 mg/L,总氮>0.30 mg/L 就足以引发蓝藻水华^[64]。目前,对湖库等地表水体,国际上公认的能引发水华的氮磷物质基础条件为:总磷浓度达 0.025 mg/L,总氮浓度达 0.20 mg/L^[65-66]。我国和其它一些国家之所以将 0.05 mg/L 设定为湖库总磷Ⅲ类标准限值(超标与达标的分界线)是基于这样一个事实:统计结果^[67]表明,总磷浓度在 0.05 mg/L 以下,湖泊发生水华的概率远小于总磷浓度在 0.05 mg/L 以上的概率。

由于不同区域的湖泊具有不同的地理、气候特征和氮磷背景浓度,因此其氮磷基准和合理的标准往往有所不同。依据浓度数据分布的分位值法(详见 1.3.2 节)和压力-响应关系法等推演鄱阳湖氮磷基准。

鉴于鄱阳湖区近 40 年来受到人类活动的显著影响,故采用“全体点群 1/4 分位值”法推演基准,该法的基本假设是相应区域内至少有一部分水体处于良好状态,对氮磷数据观测发现,尽管受到了人类活动的干扰,鄱阳湖区(包括主湖体、外围湖泊、蝶形湖)仍有少部分水体处于良好状态,所以其基准获取适于采用“全体点群 1/4 分位值”法。将鄱阳湖区作为一个特定区域,得到近 3 年湖区各测站(包括主湖体 17 个监测点,以及外围湖泊、蝶形湖 19 个监测点,共计 36 个监测点)氮磷浓度代表值(中位值)的数据集合,再得到其统计特征值(表 1)。总磷 1/4 分位值为 0.054 mg/L,总氮 1/4 分位值为 0.81 mg/L,可作为总磷和总氮基准值确定的依据之一。根据压力-响应关系法的原理,基于湖区 17 个站点的监测数据,得到了鄱阳湖叶绿素 *a* 与总磷、总氮浓度的关系(图 8)。可见,叶绿素 *a* 浓度超过 30 μg/L 的情况皆出现在总磷浓度 0.050 mg/L 以

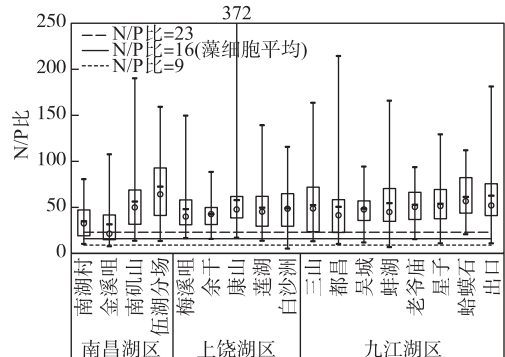


图 7 2018—2020 年鄱阳湖区各水域 N/P 比

Fig.7 Atomic ratio of N/P in each station of Lake Poyang during 2018-2020

表1 鄱阳湖近3年各测站氮磷浓度代表值所形成数据集合的统计特征值

Tab.1 Statistical characteristic values of nitrogen and phosphorus median concentrations at monitoring stations in Lake Poyang in recent three years

参数	最大值	3/4分位值	中位值	1/4分位值	最小值
总磷/(mg/L)	0.171	0.080	0.064	0.054	0.040
总氮/(mg/L)	1.710	1.370	1.190	0.810	0.380

上和总氮浓度 0.50 mg/L 以上。所以鄱阳湖控制藻类过度生长的总磷理想值为不超过 0.050 mg/L; 总氮理想值为不超过 0.50 mg/L。0.050 和 0.50 mg/L 可分别作为总磷、总氮基准值确定的依据之二。我国湖泊营养物基准——中东部湖区报告^[68]中总磷基准值 0.029 mg/L、总氮基准值 0.58 mg/L, 可分别作为鄱阳湖总磷、总氮基准值确定的依据之三。综合分析, 可推断鄱阳湖总磷基准值所在范围为 0.029 ~ 0.054 mg/L, 总氮基准值所在范围为 0.50 ~ 0.81 mg/L。根据 1978—1986 年(我国地表水水质普遍处于优良状态)鄱阳湖 4 个站点的监测结果^[8], 鄱阳湖总磷浓度水平为 0.013~0.046 mg/L, 3/4 分位值为 0.037 mg/L; 总氮浓度水平为 0.20~0.66 mg/L, 3/4 分位值为 0.58 mg/L, 可进一步证明所得总磷、总氮基准范围的可靠性。

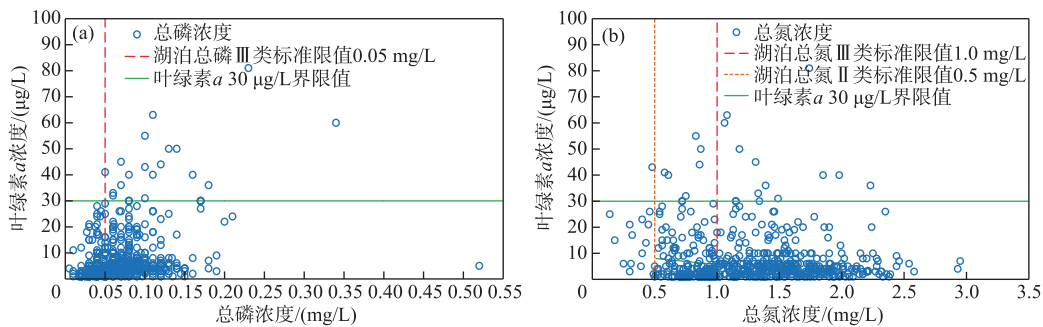


图8 鄱阳湖叶绿素 *a* 浓度随总磷浓度(a)、总氮浓度(b)的变化情况
(数据为 2016—2020 年月度监测值, 样本量 $n = 612$)

Fig.8 Variation of chlorophyll-*a* concentration with total phosphorus concentration(a) and total nitrogen concentration(b) in Lake Poyang (data were monthly monitoring values from 2016 to 2020, sample size $n = 612$)

鄱阳湖 17 个监测点位 2018—2020 年期间总磷月度监测值中, 超过 0.050 mg/L 的频率为 61%, 超过 0.100 mg/L 的频率平均为 14%; 总氮月度监测值中, 超过 1.00 mg/L 的频率为 67%, 超过 1.50 mg/L 的频率平均为 34%。考虑到现实情况, 未来一段时期内, 鄱阳湖总磷浓度适宜的控制目标在 0.050~0.100 mg/L 之间, 不高于 0.050 mg/L 是未来 5 甚至 10 年不可能实现的目标; 总氮浓度控制的目标在 1.00~1.50 mg/L 之间。如果总磷控制标准高于 0.100 mg/L, 总氮控制标准高于 1.50 mg/L 很难保障鄱阳湖水生态安全。具体执行标准建议由生态环境管理机构、技术专家、水资源用户等相关方在保障水质安全和生态安全基础上, 兼顾当前水污染防治现实情况、社会经济发展所处的阶段等因素协商论证后确定, 并根据实施效果和水生态目标的新要求进行动态调整。

鄱阳湖氮磷浓度枯水期高于丰水期, 总磷浓度 8 月份最低, 总氮浓度 8、9 月份最低, 说明氮磷浓度受水量影响较大, 但 2018—2020 年 3 个年度内都是 7 月份水量最大(2018、2019、2020 年 7 月份鄱阳湖湖口站径流量分别是 8 月份径流量的 1.2、2.1、1.4 倍^[69]), 但 7 月份氮磷浓度并非年度内最低, 说明氮磷通过径流冲刷汇入水体的强度并不均匀, 先强后弱, 此结论在研究氮磷面源污染负荷季节分布时予以考虑则可提高准确率。

鄱阳湖叶绿素 *a* 浓度分布的季节特征之所以 9 月份最高, 应该是多种因素共同作用的结果。从营养物质基础来看, 12 个月份中, 9 月份总磷处于中间水平, 总氮处于较低水平。之所以 9 月份叶绿素 *a* 浓度最高, 其最合理的解释是 9 月份为“五河”退水期和鄱阳湖水水位消落期, 而长江干流仍处于汛期, 这样就容易出现顶托, 有时会发生倒灌。这些情况会导致鄱阳湖水体出现滞流现象, 为藻类生长提供了适宜的水动力条件, 另外, 9 月处于湖体泥沙含量较低的季节^[14], 水体对光能的吸收效率较高, 有利于藻类生长。叶绿素 *a* 浓度

分布的季节特征(图4)和鄱阳湖历年局部水华记录(详见附表I)^[6,10,14-15,70-71]表明,秋季(大约8—11月)是水华概率较高的时段。11月份鄱阳湖已进入“低水河相”阶段,如果采纳“鄱阳湖河相阶段总磷标准应执行河流标准(其Ⅲ类标准限值为0.20 mg/L)”的观点,则不利于鄱阳湖总磷控制和藻类过度生长的抑制。

2018—2020年湖区叶绿素a浓度分析表明,叶绿素a浓度超高值出现于南矶山水域(2019年9、10、11月分别为55.0、81.0、50.0 μg/L)和蚌湖水域(2019年9、11月分别为63.0、60.0 μg/L)。从水域特征来看,南矶山水域和蚌湖水域都属于碟形湖,在秋季退水时,水位明显下降,流速明显降低,具有典型的湖泊特征。尤其是2019年9—10月,鄱阳湖水位偏低,该年度11月份湖口平均水位只有9.1 m,而2018年、2019年11月份湖口平均水位为10.7、12.1 m。在总磷污染负荷未降低的情况下,水量减少导致总磷浓度升高,2019年11月,南矶山水域总磷浓度达0.23 mg/L,蚌湖水域总磷浓度达0.34 mg/L,分别超湖泊Ⅲ类标准限值的3.6、5.8倍。流速减缓的水动力特征、总磷浓度偏高再加上适宜的气候条件导致叶绿素a出现超高值。

在鄱阳湖的入湖氮磷负荷中,来自“五河”(赣、抚、信、饶、修)的总磷负荷占入湖总磷负荷的70%以上,来自五河的总氮负荷约占入湖总氮负荷的80%以上^[14]。所以氮磷负荷主要来源于上游来水,而上游来水的总磷是按照河流总磷标准评价的,其Ⅲ类标准限值为0.20 mg/L,按照我国现行的水质评价方法——《地表水环境质量评价办法》^[30],超过Ⅲ类标准为超标水体。所以即使上游来水总磷达标,进入湖体后则很可能为超标水体。如图9a所示,“五河”入湖控制断面总磷浓度均值低于河流总磷Ⅲ类标准限值,是达标水体,但相对于湖泊Ⅲ类标准限值来说,则又为超标水体。譬如上游来水总磷浓度为0.10 mg/L时,在河流段是达标的,但进入湖体后却超标1倍。黄冬凌等研究^[72]亦表明,鄱阳湖湖体水质与入湖河流水质密切相关。所以为有效控制鄱阳湖总磷,河流入湖断面总磷控制标准应该严于0.20 mg/L。图9b显示,赣江主支、南支、抚河西支总氮浓度远远高于湖体总氮浓度,欲控制湖体总氮浓度,则亦需要控制入湖河流总氮浓度。

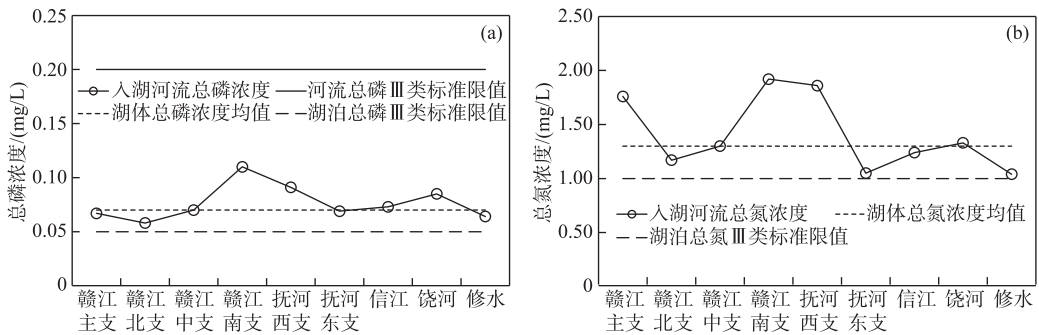


图9 鄱阳湖入湖河流与湖体之间总磷(a)、总氮(b)浓度的对比
(图中数值为2018—2020年均值)

Fig.9 Comparison of pollutants concentrations of rivers with those of the lake: TP (a) and TN (b)
(The value in the figure is the average value from 2018 to 2020)

美国是最早开始营养物基准研究的国家,其早期的水质基准(金皮书)^[65]建议,为防止藻类等水生生物有害生长,控制富营养,直接注入湖库的任何河流其总磷浓度不得超过0.05 mg/L。“金皮书”同时指出,制定河流磷的标准,需要考虑以下两个方面:第一,控制水中植物的有害生长;第二,保护下游的受纳水体(如湖库)。“鄱阳湖入湖河流断面总磷控制标准严于0.20 mg/L,并制定适宜的总氮控制标准”正是此理念的体现。即使不考虑对湖体氮磷水平的影响,氮磷偏高对河流本身的生态亦具有不利影响^[5],国际上关于河流总磷标准限值的设定远没有关于湖泊的研究深入,美国近年来对河流总磷标准限值的设定为:河流0.100 mg/L,溪流0.075 mg/L^[41]。应以保障湖体氮磷浓度水平为约束条件,兼顾河流本身的生态安全,通过水质模型等工具,来确定入湖河流适宜的氮磷控制标准。

4 结论

1) 鄱阳湖处于“中偏富”营养水平。所有水域在年内皆会出现富营养时段。年内各月份皆有水域处于

富营养水平。

2) 氮磷浓度枯水期高于丰水期。8 月份总磷浓度最低, 8—9 月份总氮浓度最低。秋季叶绿素 *a* 浓度较高, 尤其是 9 月份。9 月份全湖叶绿素 *a* 浓度均值和中位值皆超过中-富营养界限值 10 $\mu\text{g/L}$ 。原因在于 9 月份“五河”退水与仍处汛期的长江干流顶托作用所形成的流速减缓, 以及泥沙含量较低导致水体吸收光线的能力较强。叶绿素 *a* 浓度较高的水域为入湖河流尾间水域、浅水湖湾、碟型湖水域, 如南湖村、金溪咀、南矶山、蚌湖等。

3) 对鄱阳湖藻类生长而言, 氮、磷皆处于过量状态, 总磷是首要控制因子, 总氮控制亦应考虑。

4) 鄱阳湖总磷基准所在范围为 0.029~0.054 mg/L , 总氮基准所在范围为 0.50~0.81 mg/L 。考虑当前水污染防治、社会经济发展所处的阶段和现实, 目前适宜的总磷控制标准在 0.050~0.100 mg/L 之间, 适宜的总氮控制标准在 1.00~1.50 mg/L 之间。具体执行标准建议生态环境管理机构、技术专家、水资源用户等相关方在保障水质安全和生态安全基础上, 兼顾当前水污染防治现实情况、社会经济发展所处的阶段等因素协商确定, 并根据实施效果和水生态目标的新要求进行动态调整。

5) 对入湖河流控制断面, 总磷控制标准应严于目前的 0.20 mg/L , 并建立适宜的总氮控制标准。

6) “鄱阳湖河相阶段总磷标准应执行河流标准(其Ⅲ类标准限值为 0.20 mg/L)”的观点不利于鄱阳湖生态环境安全。

5 附录

附表 I 见电子版 (DOI: 10.18307/2023.0311)。

6 参考文献

- [1] USEPA. National rivers and streams assessment 2013–2014: a collaborative survey. EPA 841-R-19-001. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC: Office of Water and Office of Research and Development, 2020.
- [2] USEPA. National lakes assessment 2012: A collaborative survey of lakes in the United States. EPA 841-R-16-113. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC: Office of Water, 2016.
- [3] 长江流域水环境监测中心. 长江水资源质量年报 2018 年. 武汉, 2019: 26-54.
- [4] Wang JH, He LQS, Yang C *et al.* Comparison of algal bloom related meteorological and water quality factors and algal bloom conditions among Lakes Taihu, Chaohu, and Dianchi (1981–2015). *J Lake Sci*, 2018, **30**(4): 897-906. DOI: 10.18307/2018.0403. [王菁哈, 何吕奇姝, 杨成等. 太湖、巢湖、滇池水华与相关气象、水质因子及其响应的比较 (1981—2015 年). 湖泊科学, 2018, **30**(4): 897-906.]
- [5] USGS. Nutrients in the nation's streams and groundwater, 1992–2004. U.S. Geological Survey Circular 1350: 14-15, 2010.
- [6] 王圣瑞, 陈宏文, 彭坤国等. 鄱阳湖水环境. 北京: 科学出版社, 2014: 165-169.
- [7] 江西省生态环境厅. 江西省生态环境状况公报 (2018; 2019; 2020).
- [8] Liu RR, Deng XZ, Jin Q *et al.* Relationships between economic growth and emissions of nitrogen and phosphorus in the Lake Poyang Basin. *Resources Science*, 2011, **33**(11): 2169-2174. [刘润润, 邓祥征, 金琴等. 鄱阳湖流域经济增长与氮磷排放关系. 资源科学, 2011, **33**(11): 2169-2174.]
- [9] Du BX, Xu LG, Zhang J *et al.* The spatial-temporal characteristics of eutrophication in Lake Poyang and its relationship with the water level. *Research of Environmental Sciences*, 2019, **32**(5): 795-801. DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2018.10.07. [杜冰雪, 徐力刚, 张杰等. 鄱阳湖富营养化时空变化特征及其与水位的关系. 环境科学研究, 2019, **32**(5): 795-801.]
- [10] 毛玉婷, 周晓宇, 王毛兰. 枯水期鄱阳湖水体富营养化状态评价. 南昌大学学报: 理科版, 2014, **38**(6): 596-599.
- [11] Peng NY, Dai GF, Zhang W *et al.* Differences in nutrition condition and algae population in different areas of Lake Poyang. *J Lake Sci*, 2018, **30**(5): 1295-1308. DOI: 10.18307/2018.0512. [彭宁彦, 戴国飞, 张伟等. 鄱阳湖不同湖区营养盐状态及藻类种群对比. 湖泊科学, 2018, **30**(5): 1295-1308.]
- [12] Chen MK, Xu XB. Lake Poyang ecosystem services changes in the last 30 years. *J Lake Sci*, 2021, **33**(1): 309-318. DOI: 10.18307/2021.0126. [陈旻坤, 徐昔保. 近 30 年来鄱阳湖生态系统服务变化. 湖泊科学, 2021, **33**(1): 309-318.]
- [13] Wang JL, Zhang YJ, Yang F *et al.* Spatial and temporal variations of chlorophyll-*a* concentration from 2009 to 2012 in Lake Poyang, China. *Environmental Earth Sciences*, 2015, **73**(8): 4063-4075. DOI: 10.1007/s12665-014-3691-x.
- [14] 戴星照, 胡振鹏. 鄱阳湖资源与环境研究. 北京: 科学出版社, 2019: 48-50, 550-551.
- [15] 戴国飞, 张萌, 冯明雷等. 鄱阳湖南矶湿地自然保护区蓝藻水华状况与成因分析. 生态科学, 2015, **34**(4): 26-30.
- [16] 戴国飞, 张伟, 彭宁彦等. 枯水期鄱阳湖及其滨湖水体氮磷等污染物分布与藻华风险研究. 生态环境学报, 2015, **24**(5): 838-844.
- [17] Yuan LJ, Liao QG, Zhang L *et al.* Seasonal and spatial variations of microcystins and their relationships with physiochemical and biological factors in Lake Poyang. *Environmental Science*, 2018, **39**(1): 450-459. DOI: 10.13227/j.hjks.201708227. [袁丽娟, 廖且根, 张莉等.]

- 鄱阳湖微囊藻毒素时空分布格局及其与理化和生物因子的关系. 环境科学, 2018, **39**(1): 450-459.]
- [18] USEPA. National strategy for the development of regional nutrient criteria. Office of Water, United States Environmental Protection Agency. EPA 822-R-98-002. June 1998.
- [19] USEPA. Nutrient criteria technical guidance manual-lakes and reservoirs. Washington DC: Office of Water, Office of Science and Technology. United States Environmental Protection Agency. EPA-822-B-00-001. April 2000.
- [20] USEPA. Nutrient criteria technical guidance manual-rivers and streams. Washington DC: Office of Water, Office of Science and Technology. United States Environmental Protection Agency. EPA-822-B-00-002. July 2000.
- [21] USEPA. Nutrient criteria technical guidance manual-wetlands. Washington DC: Office of Water, Office of Science and Technology. United States Environmental Protection Agency. EPA-822-R-07-004. September 2007.
- [22] USEPA. Nutrient criteria technical guidance manual-estuarine and coastal marine waters. Washington DC: Office of Water, Office of Science and Technology. United States Environmental Protection Agency. EPA-822-B-01-003. October 2001.
- [23] USEPA. Ambient water quality criteria recommendations—lakes and reservoirs in nutrient ecoregion I, II, ...XIV (respectively). Office of Water. United States Environmental Protection Agency.
- [24] USEPA. Ambient water quality criteria recommendations—rivers and streams in nutrient ecoregion I, II, XIV (respectively). Office of Water. United States Environmental Protection Agency.
- [25] 霍守亮, 马春子, 席北斗等. 湖泊营养物基准研究进展. 环境工程技术学报, 2017, **7**(2): 125-133.
- [26] 刘征涛, 闫振广, 孙成等. 水环境质量基准方法与应用. 北京: 科学出版社, 2012.
- [27] Xu QJ, Zhu YZ, Zheng BH *et al.* Comparative study on lake eutrophication control standards in Eastern and Yunnan-Guizhou lake region of China. *China Environmental Science*, 2011, **31**(12): 2046-2051. [许秋瑾, 朱延忠, 郑丙辉等. 我国东部与云贵湖区富营养化控制标准对比研究. 中国环境科学, 2011, **31**(12): 2046-2051.]
- [28] Zheng BH, Xu QJ, Zhou BH *et al.* Building nutrient and its response indications reference state for criteria enactment: On the case of Lake Taihu, a typical shallow lake in Eastern China. *J Lake Sci*, 2009, **21**(1): 21-26. DOI:10.18307/2009.0103.[郑丙辉, 许秋瑾, 周保华等. 水体营养物及其响应指标基准制定过程中建立参照状态的方法——以典型浅水湖泊太湖为例. 湖泊科学, 2009, **21**(1): 21-26.]
- [29] 中国国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法(第四版增补版). 北京: 环境科学出版社, 2006: 722-724.
- [30] 环境保护部办公厅. 地表水环境质量评价办法. 北京: 环办[2011]22号.
- [31] Zou W, Zhu GW, Cai YJ *et al.* The limitations of comprehensive trophic level index (TLI) in the eutrophication assessment of lakes along the middle and lower reaches of the Yangtze River during summer season and recommendation for its improvement full text replacement. *J Lake Sci*, 2020, **32**(1): 36-47. DOI: 10.18307/2020.0104. [邹伟, 朱广伟, 蔡永久等. 综合营养状态指数(TLI)在夏季长江中下游湖库评价中的局限及改进意见. 湖泊科学, 2020, **32**(1): 36-47.]
- [32] North Dakota Department of Health Division of Water Quality. Water quality assessment methodology for North Dakota's surface waters. December 2011.
- [33] USEPA. National lakes assessment-A collaborative survey of the nation's lakes. 841-R-09-001. US Environmental Protection Agency, Office of Water and Office of Research and Development, Washington, DC, 2009: 45.
- [34] USEPA. National lakes assessment 2012: Technical report. 841-R-16-114. US Environmental Protection Agency; Office of wetland, Oceans and Watersheds; and Office of Research and Development, Washington, DC 20460. April 2017: 98.
- [35] Wei DC, Su J, Ji DF *et al.* Research on the threshold of Chl-*a* in lake Taihu based on microcystins. *Environmental Science*, 2014, **35**(12): 4530-4536. DOI: 10.13227/j.hjcx.2014.12.015. [魏代春, 苏婧, 纪丹凤等. 基于太湖微囊藻毒素的叶绿素 *a* 阈值研究. 环境科学, 2014, **35**(12): 4530-4536.]
- [36] Connecticut department of environmental protection, Bureau of water protection and land use. Water quality standard. Hartford, CT. February of 2011:19.
- [37] Water division of Department of Environmental Quality of Commonwealth of Virginia, US. Nutrient criteria development plan for the Commonwealth of Virginia. March 24, 2004.
- [38] New Jersey Department of Environmental Protection. Technical manual for phosphorus evaluations for NJPDES discharge to surface water permits. August 2008: 4-5.
- [39] Maryland state, US. 2009. State of Maryland's comprehensive water monitoring strategy. December 2009.
- [40] Indiana, US. Consolidated assessment and listing methodology (Revised). Indiana Department of Environmental Management. 2012.
- [41] Wisconsin, US. Wisconsin consolidated assessment and listing methodology (WisCALM)2022. Wisconsin Department of Natural Resources. January 14, 2021.
- [42] 水利部.《地表水资源质量评价技术规程》SL395—2007. 北京: 中国水利水电出版社, 2007.
- [43] 中华人民共和国环境保护部. 湖泊营养物基准制定技术指南: HJ 838—2017. 北京: 中国环境出版社, 2017.
- [44] Vollenweider RA, Kerekes JJ. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Paris: Environment Directorate OECD, 1982.
- [45] Conley DJ, Paerl HW, Howarth RW *et al.* Ecology controlling eutrophication: Nitrogen and phosphorus. *Science*, 2009, **323**(5917): 1014-1015. DOI: 10.1126/science.1167755.

- [46] Schindler DW, Hecky RE. Eutrophication: More nitrogen data needed. *Science*, 2009, **324**(5928): 721-2; authorreply724. DOI: 10.1126/science.324_721b.
- [47] Chorus I, Spijkerman E. What Colin Reynolds could tell us about nutrient limitation, N:P ratios and eutrophication control. *Hydrobiologia*, 2021, **848**(1): 95-111. DOI: 10.1007/s10750-020-04377-w.
- [48] Schindler DW, Hecky RE, Findlay DL *et al.* Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2008, **105**(32): 11254-11258. DOI: 10.1073/pnas.0805108105.
- [49] Paterson MJ, Schindler DW, Hecky RE *et al.* Comment; Lake 227 shows clearly that controlling inputs of nitrogen will not reduce or prevent eutrophication of lakes. *Limnology and Oceanography*, 2011, **56**(4): 1545-1547. DOI: 10.4319/lo.2011.56.4.1545.
- [50] Welch EB. Should nitrogen be reduced to manage eutrophication if it is growth limiting? Evidence from Moses Lake. *Lake and Reservoir Management*, 2009, **25**(4): 401-409. DOI: 10.1080/07438140903323757.
- [51] Schindler DW, Carpenter SR, Chapra SC *et al.* Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. *Environmental Science & Technology*, 2016, **50**(17): 8923-8929. DOI: 10.1021/acs.est.6b02204.
- [52] Abell JM, Özkundakci D, Hamilton DP. Nitrogen and phosphorus limitation of phytoplankton growth in new Zealand lakes: Implications for eutrophication control. *Ecosystems*, 2010, **13**(7): 966-977. DOI: 10.1007/s10021-010-9367-9.
- [53] Kolzau S, Wiedner C, Rüdiger J *et al.* Seasonal patterns of nitrogen and phosphorus limitation in four German lakes and the predictability of limitation status from ambient nutrient concentrations. *PLoS One*, 2014, **9**(4): e96065. DOI: 10.1371/journal.pone.0096065.
- [54] Huo SL, Xi BD, Ma CZ *et al.* Stressor-response models: A practical application for the development of lake nutrient criteria in China. *Environmental Science & Technology*, 2013, **47**(21): 11922-11923. DOI: 10.1021/es4037034.
- [55] Paerl HW, Scott JT, McCarthy MJ *et al.* It takes two to tango: When and where dual nutrient (N & P) reductions are needed to protect lakes and downstream ecosystems. *Environmental Science & Technology*, 2016, **50**(20): 10805-10813. DOI: 10.1021/acs.est.6b02575.
- [56] Chaffin JD, Davis TW, Smith DJ *et al.* Interactions between nitrogen form, loading rate, and light intensity on *Microcystis* and *Planktothrix* growth and microcystin production. *Harmful Algae*, 2018, **73**: 84-97. DOI: 10.1016/j.hal.2018.02.001.
- [57] Søndergaard M, Lauridsen TL, Johansson LS *et al.* Nitrogen or phosphorus limitation in lakes and its impact on phytoplankton biomass and submerged macrophyte cover. *Hydrobiologia*, 2017, **795**(1): 35-48. DOI: 10.1007/s10750-017-3110-x.
- [58] Maberly SC, Pitt JA, Davies PS *et al.* Nitrogen and phosphorus limitation and the management of small productive lakes. *Inland Waters*, 2020, **10**(2): 159-172. DOI: 10.1080/20442041.2020.1714384.
- [59] Zou X, Wan J, Pan XJ *et al.* Nitrogen and phosphorus relationships to chlorophyll *a* in 139 reservoirs of China. *Fresenius Environmental Bulletin*, 2014, **23**(7a): 1689-1696.
- [60] Redfield AC. The biological control of chemical factors in the environment. *Science Progress*, 1960, **11**: 150-170.
- [61] Xu H, Zhu GW, Qin BQ *et al.* Influence of nitrogen-phosphorus ratio on dominance of bloom-forming cyanobacteria (*Microcystis aeruginosa*). *China Environmental Science*, 2011, **31**(10): 1676-1683. [许海, 朱广伟, 秦伯强等. 氮磷比对水华蓝藻优势形成的影响. 中国环境科学, 2011, **31**(10): 1676-1683.]
- [62] Reynolds C. Modelling phytoplankton dynamics and its application to lake management. *Hydrobiologia*, 1999, **395/396**: 123-131. DOI: 10.1023/A%3A1017039900307.
- [63] Reynolds CS. Non-determinism to Probability, or N:P in the community ecology of phytoplankton. *Fundamental and Applied Limnology*, 1999, **146**(1): 23-35. DOI: 10.1127/archiv-hydrobiol/146/1999/23.
- [64] Sawyer CH. Fertilization of lakes by agriculture and urban drainage. *Journal of New England Water Works Ass*, 1947, **61**(2): 109-127.
- [65] USEPA. Quality criteria for water (1986). United States Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington, DC 20460. May 1, 1986.
- [66] 金相灿, 刘淑坤, 张宗涉. 中国湖泊环境. 北京: 海洋出版社, 1995.
- [67] LTI. Spatial data analysis for developing lake nutrient standards: draft report to Indiana department of environmental management. Ann Arbor, Michigan; LTI Incorporated, 2007.
- [68] 生态环境部. 湖泊营养物基准技术报告——中东部湖区. 2020年2月.
- [69] 水利部长江水利委员会. 长江泥沙公报(2018; 2019; 2020). 武汉: 长江出版社, 2020.
- [70] Xu HB, Sun M, Sui HX *et al.* Microcystin contamination of fish on Lake Poyang in Jiangxi Province. *Journal of Hygiene Research*, 2003, **32**(3): 192-194. [徐海滨, 孙明, 隋海霞等. 江西鄱阳湖微囊藻毒素污染及其在鱼体内的动态研究. 卫生研究, 2003, **32**(3): 192-194.]
- [71] Xu CP, Li SC, Chai WB *et al.* A newly recorded cyanobacterial species in water blooms occurred in Lake Poyang—*Merismopedia convolute* Breb. Kützing. *J Lake Sci*, 2012, **24**(4): 643-646. DOI: 10.18307/2012.0420. [徐彩平, 李守淳, 柴文波等. 鄱阳湖水华蓝藻的一个新记录种——旋折平裂藻 (*Merismopedia convoluta* Breb. Kützing). 湖泊科学, 2012, **24**(4): 643-646.]
- [72] Huang DL, Ni ZK, Zhao S *et al.* Correlation analysis of water quality between lake inflow and outflow: A case study of Lake Poyang. *Environmental Science*, 2019, **40**(10): 4450-4460. DOI: 10.13227/j.hjxx.201902103. [黄冬凌, 倪兆奎, 赵爽等. 基于湖泊与出入湖水质关联性研究: 以鄱阳湖为例. 环境科学, 2019, **40**(10): 4450-4460.]

附表 I 鄱阳湖历年局部水华记录

Attached Tab.I Records of blooms in local waters of Lake Poyang over the years

时间	地点	现场及关键指标情况	数据来源
2000年7月	蚌湖、大湖池	蚌湖藻丰度 $3.6 \times 10^7 \sim 4.9 \times 10^7$ cells/L 大湖池藻丰度 4.4×10^7 cells/L	参考文献 [70]
2000年10月	蚌湖、大湖池	蚌湖藻丰度 $1.5 \times 10^7 \sim 1.7 \times 10^7$ cells/L 大湖池藻丰度 1.7×10^7 cells/L	
2007年8月	康山水域	肉眼可见的蓝藻水华	参考文献[6]
2007年10月	都昌至湖口主航道	在科技部重点项目“全国湖泊水质、水量和生物资源调查”工作中,在鄱阳湖都昌县至湖口县的主航道,发现大群体蓝藻,群体直径 0.2~0.5 mm	科学时报, 2007年10月22日
2011年8月和10月	大湖面东西两侧、周溪内湾、赣江南支、抚河、信江西支	用25号浮游生物网(网孔径 63 μm)表层拖取后发现大量肉眼可见的藻类大群体,群体直径可达 2 mm	参考文献 [71]
2012年10月	南矶湿地国家级自然保护区内常湖等近岸水域	常湖近岸可见大量蓝藻聚集,长约 10 km,面积约 5.12 km ² 。持续时间约 15 天。微囊藻密度达 $0.92 \sim 2.51 \times 10^9$ cells/L;微囊藻毒素浓度为 0.6~1.6 $\mu\text{g/L}$ 。水华水域总磷浓度为 0.15~0.30 mg/L,总氮浓度为 0.61~1.03 mg/L	参考文献 [15]; 南昌晚报, 2012年10月18日.
2012年12月	都昌水域,松门山以北水域	都昌水域叶绿素 a 浓度达 101 $\mu\text{g/L}$,总磷浓度达 0.062 mg/L,总氮浓度达 1.89 mg/L;松门山以北水域叶绿素 a 浓度达 79 $\mu\text{g/L}$,总磷浓度达 0.82 mg/L,总氮浓度达 2.23 mg/L	参考文献 [10]
2013—2014年秋季	都昌、军山湖、康山湖、撮箕湖、战备湖	肉眼可见群体蓝藻聚集	参考文献 [14]
2019年9—11月	南矶山水域,蚌湖水域	南矶山水域叶绿素 a 浓度达 50~81 $\mu\text{g/L}$,蚌湖水域叶绿素 a 浓度达 60~63 $\mu\text{g/L}$,都昌水域9月份叶绿素 a 浓度达 41 $\mu\text{g/L}$	长江流域水环境数据库