

城市湖泊富营养化状况评价及应对策略——以武汉市南湖为例

尹然 (北京中科乾和环保科技服务有限公司, 北京 100085)

摘要 以武汉市南湖为研究对象, 通过为期 8 个月(2018 年 12 月—2019 年 7 月)的水质监测, 阐明了湖区内叶绿素 a(Chl a)、总磷(TP)、总氮(TN)、透明度(SD)及高锰酸盐指数(COD_{Mn})的时空变化特征以及富营养化水平。结果表明, 南湖水体黑臭的主要影响指标为 TN 与 SD, 流域内水体 TN 平均浓度为 4.60 mg/L, SD 均值为 35.42 cm, TP 平均浓度为 0.18 mg/L, COD_{Mn} 平均浓度为 8.77 mg/L, Chl a 平均浓度为 53.71 μg/L; 在时间尺度上, 上覆水综合营养状态指数 TLI 呈现出雨季(6—7 月)高于旱季(12 月—5 月); 在空间尺度上, 南湖各片区均处于富营养状态, 且三大片区中综合营养状态指数 TLI 民大片区>洪山片区>财大片区。无论从时间尺度上还是空间尺度上, 所有采样点均处于富营养状态, 且富营养化程度与地区污染水平呈现一定的相关性。生活污水和畜禽养殖业废水等直排入湖等是造成该湖区水体富营养化问题突出的主要原因。

关键词 富营养化; 综合营养状态指数法; 南湖

中图分类号 X 824 **文献标识码** A

文章编号 0517-6611(2020)24-0066-05

doi: 10.3969/j.issn.0517-6611.2020.24.020



开放科学(资源服务)标识码(OSID):

Evaluation of Eutrophication of Urban Lakes and Coping Strategies—A Case Study of Nanhu Lake of Wuhan City

YIN Ran (Beijing Zhongke Tianhe Environmental Technology Service Co., Ltd., Beijing 100085)

Abstract Taking Nanhu Lake in Wuhan City as the research object, the temporal and spatial variation characteristics of chlorophylla (Chl a), total phosphorus (TP), total nitrogen (TN), transparency (SD) and permanganate index (COD_{Mn}) and eutrophication level in the lake area were clarified through 8-month water quality monitoring from December 2018 to July 2019. The results show that TN and transparency are the main indicators of black odor in Nanhu Lake. The average concentration of TN in the watershed is 4.60 mg/L, the average transparency is 35.42 cm, the average concentration of TP is 0.18 mg/L, the average concentration of COD_{Mn} is 8.77 mg/L, and the average concentration of Chl a is 53.71 μg/L; On the time scale, the TLI of the overlying water shows that the rainy season (June–July) is higher than the dry season (December–May); On the spatial scale, all areas of Nanhu Lake are in eutrophic state, and the comprehensive nutrition state index of the three major areas is TLI Minda Area > Hongshan Area > Caida Area. No matter from time scale or space scale, all sampling points are in the state of eutrophication, and the degree of eutrophication has a certain correlation with the level of regional pollution. The main causes of eutrophication in the lake area are the direct discharge of domestic sewage into the lake and the direct discharge of livestock and poultry wastewater into the lake.

Key words Eutrophication; Comprehensive nutritional status index; Nanhu Lake

湖泊(水库)是我国水资源的重要组成部分之一, 具有防洪排涝、水产养殖、蓄水灌溉、旅游、气候调节和维护生物多样性等生态服务功能, 对社会经济发展具有重要意义^[1-2]。近年来, 随着城市工业的快速发展, 大量氮、磷等营养物质排入湖泊(水库), 导致蓝藻、水华频繁爆发, 水体富营养化严重^[3-6]。《2018 年中国生态环境状况公报》显示^[7], 监测全国水质的 111 个重要湖泊(水库)的总磷、COD 和高锰酸盐指数中, 水质为 V 类或劣 V 类的湖泊为 18 个, 占比 16.2%; 监测营养状态的 107 个湖泊(水库)中, 31 个为富营养化状态, 占比为 29.0%。

长江中下游地区是我国淡水湖泊集中分布的地区, 全国约 2/3 的淡水湖泊。位于长江中下游的大多是浅水湖泊, 更容易发生富营养化^[8]。20 世纪 80 年代以来, 由于经济的发展, 大量的 N、P 等营养物质随着工农业废水和生活污水被排入江湖, 导致生态系统结构和功能退化, 蓝藻水华频繁爆发, 水质性缺水日趋严重。日趋严重的湖泊富营养化问题制约社会和经济的可持续发展, 国家在“十五”期间计划治理的三湖中, 有二湖(太湖、巢湖)位于长江中下游地区。为降低水体富营养化对湖泊生态功能和水环境质量的影响, 需严格控制湖泊中氮、磷等营养盐的排入量^[9-12]。

南湖位于湖北省武汉市洪山区, 属汤逊湖水系, 为城郊浅水型湖泊。近年来由于城市建设的快速发展, 大量未经处理的生活污水直排入河, 导致南湖水质日益恶化, 生态服务功能遭受严重破坏^[13]。目前, 针对湖泊(水库)富营养化问题的研究较多^[14-16], 但针对城市湖泊的富营养化研究相对较少。笔者选取武汉南湖作为研究对象, 通过对南湖水质的连续监测, 揭示湖区氮、磷等水质指标的时空变化特征与富营养化状态, 阐明南湖富营养化问题成因, 为城市湖泊的富营养化控制提供依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况 南湖位于武汉市洪山区西南部、武昌区东南部, 南湖流域范围介于 114°20′~114°23′E, 30°28′~30°30′N。南湖流域面积约 37.44 km², 地势西面低, 其余三面高, 地势起伏较大, 地面高程 18.8~58.7 m, 现状湖泊唯一出口为南湖连渠。南湖流域水域面积约为 7.7 km², 其中湖区水体面积约为 7.5 km², 南湖公园水面面积约为 0.2 km², 水深介于 1.8~2.6 m。南湖流域气候为北亚热带季风性湿润气候, 降雨量充沛, 四季分明, 雨热同季, 降雨量主要集中在 6—8 月, 年平均气温为 16~18℃^[17]。南湖是典型的浅水型湖泊, 但近年来由于城市建设扩张, 南湖周边商业与其他类型建设用地逐渐侵占湖区, 南湖湖区面积急剧减少, 周围居民区与学校众多, 大量未经处理的生活污水直排入河, 导致南湖水质进一步恶化, 富营养化现象持续发生^[18]。

作者简介 尹然(1992—), 女, 河北深州人, 助理工程师, 硕士, 从事流域水污染控制研究。

收稿日期 2020-05-10

1.2 样品采集与处理 根据南湖湖区周边土地利用现状的不同,以南湖大道与楚平路为基准,将南湖湖区分为三大片区,即洪山片区、民大片区和财大片区。

该研究于 2018 年 12 月—2019 年 7 月对南湖进行逐月

采样分析,采样点位包括代表其典型特征的 3 个连续监测采样点及 33 个单次重点采样点位,其中单次采样点位通过网格布点法进行确定,具体采样点位置见图 1。连续监测点位是逐月进行水质监测,单次重点样品采集在 2019 年 7 月进行。

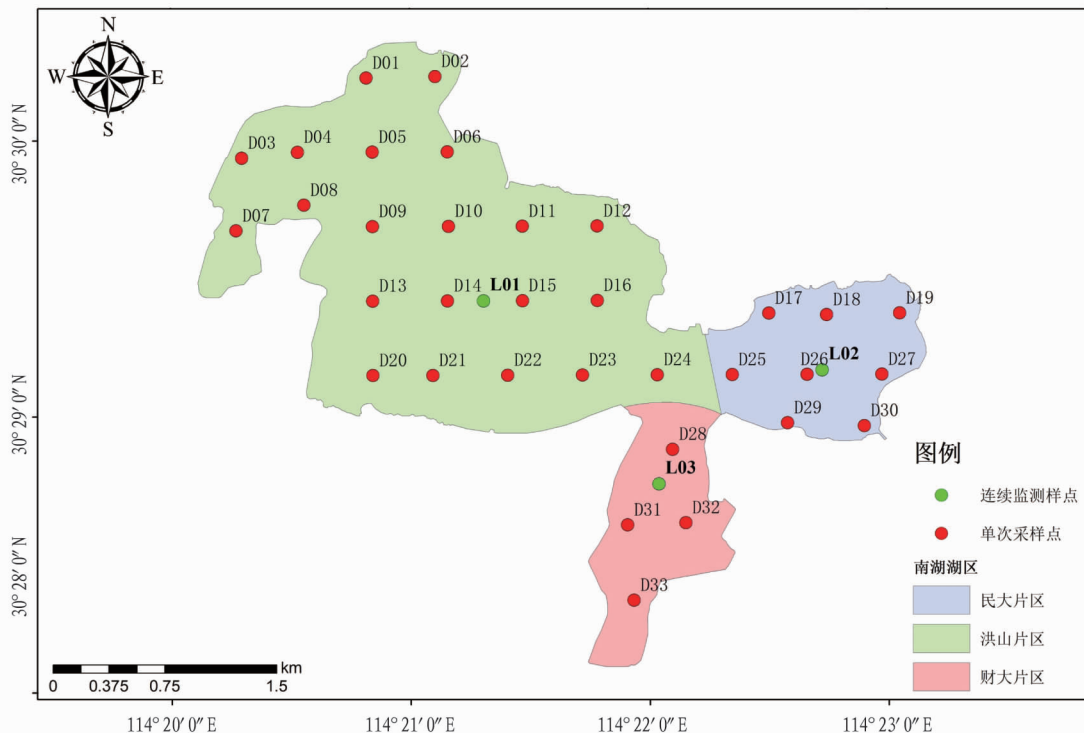


图 1 南湖湖区采样点分布

Fig.1 Nanhu Lake area sampling sites distribution

南湖湖区水体中富营养化监测指标选取叶绿素 a (Chl a)、总磷 (TP)、总氮 (TN)、透明度 (SD) 及高锰酸盐指数 (COD_{Mn}) 等 5 项指标。试验分析方法参照《水和废水监测分析方法》(第四版)^[19]。其中 TP: 原水过硫酸钾消解,钼锑抗分光光度法。TN: 原水过硫酸钾 (Alfa Aesar, 英国) 消解,紫外分光光度计比色。SD: 利用一个白色圆盘沉入水中后,观察到不能看见它时的深度即为 SD。Chl a: 离心过滤水样,滤膜低温干燥后,加入丙酮进行研磨,获取上清液,选用分光光度法测定 Chl a 含量。COD_{Mn}: 水样加入硫酸使呈酸性后,加入一定量的高锰酸钾溶液,并在沸水浴中加热反应一定的时间,剩余的高锰酸钾,用草酸钠溶液还原并加入过量,再用高锰酸钾溶液回滴过量的草酸钠,计算得出高锰酸盐指数值。

1.3 评价方法 目前,我国常用的湖泊富营养化评价方法有营养状态指数法、营养度指数法和评分法、修正的营养状态指数法、综合营养状态指数法以及富营养化评价综合指数法等^[20-21]。综合营养状态指数法在国内水体富营养化评价中应用最广,简单易行且评价结果准确性较高^[22]。因此,该研究选取综合营养状态指数法评价南湖湖区水体富营养化程度^[23-24]。根据《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),选取 Chl a、TP、TN、SD 及 COD_{Mn}, 5 项参数作为水体富营养化程度的评价因子,综合营养状态指数的计算公式为

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

式中,TLI(Σ)为综合营养状态指数;TLI(j)为第 j 种参数的营养状态指数;W_j为第 j 种参数营养状态指数的相关权重。

以 Chl a 作为基数参考,则第 j 种参数的归一化的相关权重计算公式为

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

式中,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。

中国湖泊的 Chl a 与其他参数之间的相关关系 r_{ij}、r_{ij}² 和 W_j 如表 1 所示。

表 1 中国湖泊(水库) Chla 与其他参数之间的相关关系

Table 1 Relationship between Chla and other environmental parameters in lakes (reservoir) of China

变量 Variable	Chl a	TP	TN	SD	COD _{Mn}
r _{ij}	1.000 0	0.840 0	0.820 0	-0.830 0	0.830 0
r _{ij} ²	1.000 0	0.705 6	0.672 4	0.688 9	0.688 9
W _j	0.266 3	0.187 9	0.179 0	0.183 4	0.183 4

营养状态指数计算公式如下:

$$TLI(\text{Chl a}) = 10(2.5 + 1.086 \ln \text{Chl a})$$

$$TLI(\text{TP}) = 10(9.436 + 1.624 \ln \text{TP})$$

$$TLI(\text{TN}) = 10(5.453 + 1.694 \ln \text{TN})$$

$$TLI(SD) = 10(5.118 - 1.94 \ln SD)$$

$$TLI(COD_{Mn}) = 10(0.109 + 2.661 \ln COD_{Mn})$$

式中,Chl a 单位为 mg/m^3 ;SD 单位为 m;TP、TN 及 COD_{Mn} 单位均为 mg/L 。

采用 0 ~ 100 的系列数字对湖泊营养状态进行分级和对水质进行定性评价分析,如表 2 所示,在同一营养状态下,综合营养状态指数越高,营养化程度越严重^[25-26]。

表 2 湖泊(水库)营养状态分级与水质定性评价

Table 2 Classification of lakes (reservoir) nutritional status and qualitative evaluation of water quality

分级 Classification	评价等级 Rating	定性评价 Qualitative evaluation
$TLI(\Sigma) < 30$	贫营养	优
$30 \leq TLI(\Sigma) \leq 50$	中营养	良好
$TLI(\Sigma) > 50$	富营养	污染
$50 < TLI(\Sigma) \leq 60$	轻度富营养	轻度污染
$60 < TLI(\Sigma) \leq 70$	中度富营养	中度污染
$TLI(\Sigma) > 70$	重度富营养	重度污染

2 结果与分析

2.1 时间趋势评价 2018 年 12 月—2019 年 7 月南湖湖区水体监测结果下图 2 所示。结合地表水环境质量标准与城市黑臭水体污染程度分级标准,TP 与 COD_{Mn} 均达到地表水 V 类标准,TN 未达到地表水 V 类标准,SD 监测结果显示水体为轻度黑臭水体,Chl a 含量普遍高于 $25 \mu g/L$ 。

研究区域内 Chl a 平均含量为 $53.71 \mu g/L$,2018 年 12 月 Chl a 含量最高为 $66.57 \mu g/L$,2018 年 12 月—2019 年 1 月 Chl a 含量呈下降趋势并达到年内最低值($37.00 \mu g/L$),2—4 月 Chl a 含量呈上升趋势,5—7 月 Chl a 含量变化较为平缓;三大片区中财大片区与南湖水体 Chl a 含量变化趋势相同,洪山片区和民大片区 Chl a 含量随时间变化规律基本一致且浓度变化不明显。

南湖湖区 TP 平均含量为 $0.18 mg/L$,2018 年 12 月—2019 年 1 月 TP 含量呈下降趋势,并达到年内最低值 $0.09 mg/L$,2—4 月 TP 含量增长较快,并达到年内最高值 $0.24 mg/L$,5 月 TP 含量略有下降,6—7 月 TP 含量变化较为平缓;三大片区 TP 含量随时间变化规律基本一致;2018 年 12 月—2019 年 7 月 TP 含量均达到地表水 IV 类标准($0.3 mg/L$)。

湖泊水体 TN 平均含量为 $4.60 mg/L$,2018 年 12 月—2019 年 1 月 TN 含量呈缓慢上升趋势,2 月 TN 含量下降较快,并达到年内最低值 $3.53 mg/L$,3 月 TN 含量增长较快,并达到年内最高值 $5.90 mg/L$,5 月 TN 含量开始下降,6—7 月 TN 含量变化不大;三大片区中洪山片区、民大片区与南湖水体 TN 含量变化趋势一致,财大片区 TN 含量最高值出现在 2018 年 12 月($6.96 mg/L$);2018 年 12 月—2019 年 7 月 TN 含量均未达到地表水 V 类标准($2.00 mg/L$)。

三大片区 SD 平均为 $35.42 cm$,2018 年 12 月—2019 年 1 月 SD 值呈上升趋势,并达到年内最高值 $57 cm$,2—7 月 SD

值下降趋势较快,并达到年内最低值 $20 cm$;三大片区与南湖水体 SD 值变化趋势一致;根据城市黑臭水体污染程度分级标准,2018 年 12 月—5 月南湖水体 SD 达标,6 月—7 月南湖为轻度黑臭水体。

2018 年 12 月—2019 年 3 月 COD_{Mn} 变化不明显,4 月 COD_{Mn} 急剧上升,并达到年内最高值 $11.57 mg/L$,5—7 月 COD_{Mn} 变化不明显,湖泊水体 COD_{Mn} 平均为 $8.77 mg/L$;三大片区与南湖水体 COD_{Mn} 变化趋势一致;2018 年 12 月—2019 年 7 月 COD_{Mn} 均达到地表水 V 类标准($15 mg/L$),其中 2018 年 12 月—2019 年 3 月 COD_{Mn} 均达到地表水 IV 类标准($10 mg/L$)。

2.2 湖泊水质空间变化 南湖湖泊上覆水水质呈现出显著的空间异质性(图 3)。三大片区中洪山片区与财大片区水质明显优于民大片区,其中 TN、TP 与 COD_{Mn} 3 个指标分布规律均为民大片区>洪山片区>财大片区。与上述 3 个指标不同,SD 与 Chl a 2 个指标分布规律均为民大片区>财大片区>洪山片区。

民大片区水体 TN 含量最小值为 $6.46 mg/L$, COD_{Mn} 最小值为 $47 mg/L$,均未达到地表水环境质量 V 类标准($TN \leq 2 mg/L$; $COD_{Mn} \leq 15 mg/L$);TP 最大值为 $0.37 mg/L$,达到地表水 V 类标准($0.4 mg/L$);SD 均值为 $13.25 cm$;Chl a 含量均值为 $247.84 \mu g/L$ 。洪山片区水体 TP 最大值为 $0.21 mg/L$,达到地表水 V 类标准($0.4 mg/L$);SD 均值为 $15.33 cm$;Chl a 含量均值为 $119.31 \mu g/L$;TN 均值为 $3.46 mg/L$, COD_{Mn} 最小值为 $25 mg/L$,均未达到地表水 V 类标准。财大片区水体 TP 浓度最大值为 $0.37 mg/L$,达到地表水 V 类标准;TN 含量均值为 $3.65 mg/L$, COD_{Mn} 最小值为 $44 mg/L$,均未达到地表水 V 类标准;SD 均值 $15.15 cm$;Chl a 含量均值为 $162.31 \mu g/L$ 。

结合武汉市土地利用变化情况可知,民大片区水域和湖滨土地被不断侵蚀,湖边生态空间丧失,湖岸硬化程度不断增加,导致其自净能力不断减弱,生态功能受损,最终导致该区域水质不断变差,且明显低于洪山片区和财大片区。

2.3 综合营养状态指数时空变化

2.3.1 时间变化。根据综合营养状态分级标准,南湖湖区 2018 年 12 月—2019 年 7 月均为富营养,其中 2018 年 12 月—2019 年 3 月为中度富营养,2019 年 4—7 月为高度富营养,富营养化程度呈先下降后逐渐升高直至趋于平稳,TLI 最高值出现在 2019 年 4 月(72.12),最低值出现在 2019 年 1 月(61.55),均值为 68.26 (图 4)。

南湖洪山片区 TLI 最低值出现在 2019 年 1 月(60.70),TLI 最高值出现在 2019 年 6 月(70.60),TLI 均值为 66.20 ,TLI 值枯水期(1 月)<平水期(4 月)≈丰水期(7 月);南湖民大片区 TLI 最低值出现在 2019 年 1 月(62.35),TLI 最高值出现在 2019 年 7 月(75.90),TLI 均值为 69.80 ,TLI 在平水期(4 月)与丰水期(7 月)数值相差不大;南湖财大片区 TLI 最低值出现在 2019 年 1 月(61.61),TLI 最高值出现在 2019 年 4 月(73.58),TLI 均值为 68.77 ,TLI 在平水期(4 月)数值最大,丰水期(7 月)次之,平水期(4 月)最小。

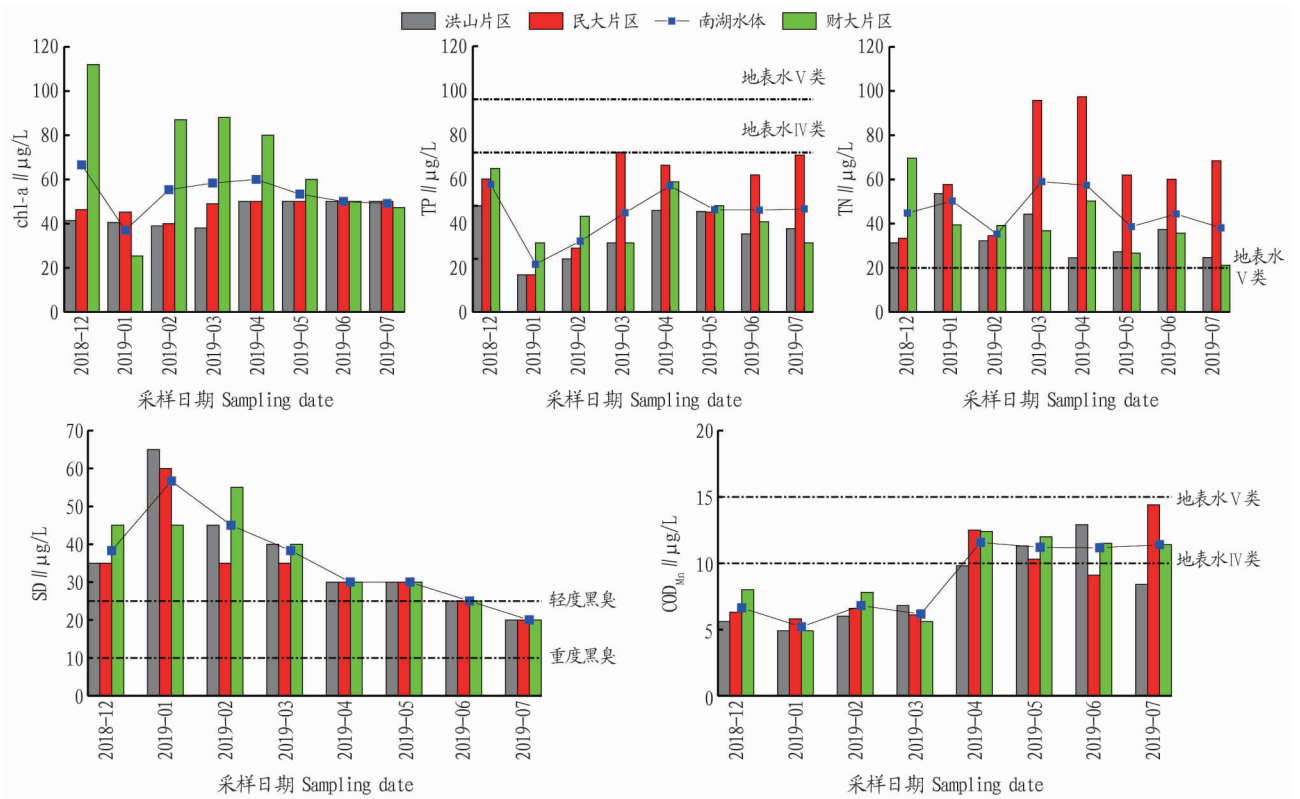


图 2 南湖湖泊水体参数时空变化

Fig.2 Spatiotemporal variation of Nanhu Lake water parameters

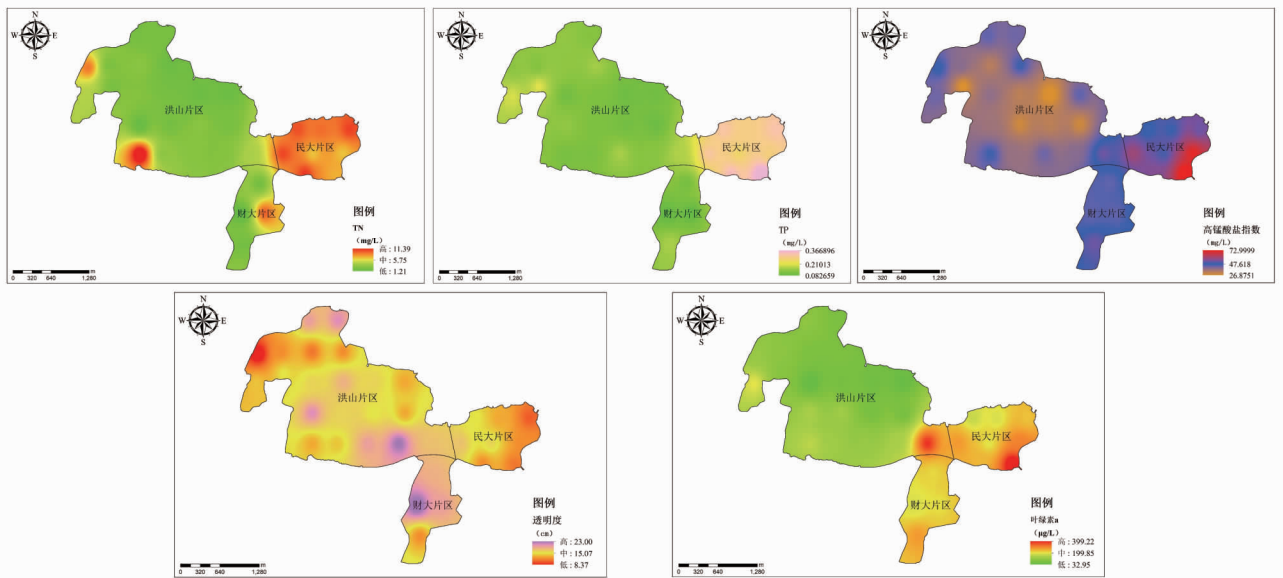


图 3 南湖湖泊水质空间变化

Fig.3 Regional variation of Nanhu Lake water quality

根据武汉市气象资料,在夏季和秋季降雨量较大,温度较高,湖泊中藻类大量生长,微生物代谢加快,导致 12 月和 7 月湖泊水体综合营养状态指数较高,而在冬季和春季,降雨量变小,温度较低,湖泊中藻类生长缓慢,导致 1、2 和 4 月湖泊水体综合营养状态指数较低。

2.3.2 空间变化。图 5 为 2019 年 7 月单次重点采样南湖湖区计算结果。南湖湖区水体综合营养状态(TLI)大部分均为富营养。民大片区 TLI 值明显高于洪山片区和财大片区,其

中民大片区 TLI 值介于 69.93~67.33,均值为 63.85;洪山片区 TLI 值介于 56.47 ~69.97,均值为 62.46;财大片区 TLI 值介于 58.95~67.33,均值为 63.85。

在南湖湖区周边的华中农业大学水产学院实习基地和农家乐鱼塘共有 5 个水产养殖废水排口,这些企业废水未处理达标就直接排放,污染湖水水质,加剧民大片区水体的富营养化。

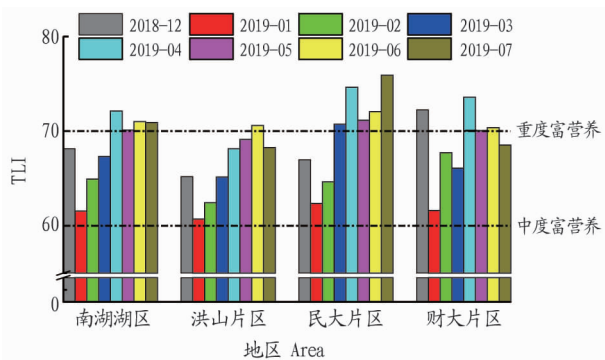


图4 南湖湖区水体营养程度时空变化

Fig.4 Spatio-temporal variation of water nutrient levels in Nanhu Lake area

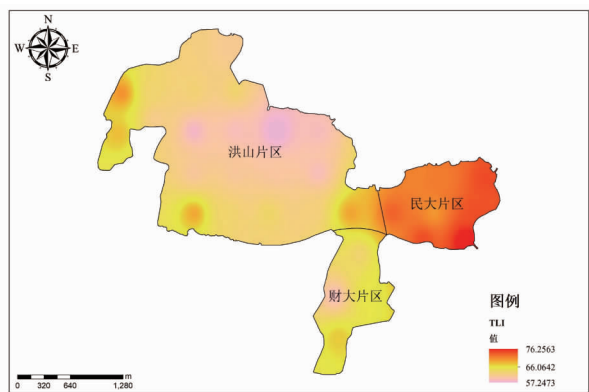


图5 南湖湖区水体综合营养状态指数

Fig.5 TLI of Nanhu Lake water

3 结论

(1) 2018年12—2019年7月连续监测结果显示,南湖湖区TP最大值为0.24 mg/L, COD_{Mn} 平均为8.77 mg/L,均达到地表水V类标准;TN最小值为3.53 mg/L,未达到地表水V类标准;SD为20~57 cm,为轻度黑臭水体;Chl a含量范围37.00~66.57 $\mu\text{g/L}$ 。

(2) 南湖湖泊上覆水水质呈现出显著的空间异质性。三大片区中洪山片区与财大片区水质明显优于民大片区,其中TN、TP与 COD_{Mn} 3个指标分布规律中财大片区水质优于洪山片区。与上述3个指标相反,SD与Chl a 2个指标分布规律中财大片区水质比洪山片区差。

(3) 根据综合营养状态分级标准,2018年12月—2019年7月南湖湖区水体综合富营养化评价指数TLI值先下降后升高,最终趋于平缓,说明湖区内水体具有一定的自净能力,尚未完全失去其生态功能。

(4) 综合富营养化评价指数表明,无论从时间尺度上,还是空间尺度上,各监测点都处于富营养状态,TLI低值出现在2019年1月(61.55),TLI最高值出现在2019年4月(72.12),均值为68.26,TLI值呈现出雨季高于旱季的特征,降雨量变化以及污水直排入河是造成TLI分布特征的重要原因,同时也是造成该湖区水体富营养化问题突出的主要原因之一。

(5) 南湖水体富营养化产生的主要原因有生活污水以及畜禽养殖业废水直排入湖、水土流失、生态空间被挤占等。为防止水生态进一步恶化,应根据南湖湖区的富营养化产生原因,采取合理的治理措施,以改善水体水质。

参考文献

- [1] TOCKNER K, STANFORD J A. Riverine flood plains: Present state and future trends [J]. *Environmental conservation*, 2002, 29(3): 308-330.
- [2] 王圣瑞, 郑丙辉, 金相灿, 等. 全国重点湖泊生态安全状况及其保障对策[J]. *环境保护*, 2014, 42(4): 39-42.
- [3] 曹建廷, 王苏民. 长江中下游地区湖泊资源可持续利用[J]. *人民长江*, 2000, 31(7): 41-43.
- [4] 吴锋, 战金艳, 邓祥征, 等. 中国湖泊富营养化影响因素研究: 基于中国22个湖泊实证分析[J]. *生态环境学报*, 2012, 21(1): 94-100.
- [5] 吕笑天, 吕永龙, 宋帅, 等. 气候变化与人类活动双重驱动的冷水湖泊富营养化[J]. *生态学报*, 2017, 37(22): 7375-7386.
- [6] QIN B Q, YANG L Y, CHEN F Z, et al. Mechanism and control of lake eutrophication [J]. *Chinese science bulletin*, 2006, 51(19): 2401-2412.
- [7] 国家环境保护部. 2018年中国生态环境状况公报[R]. 环境保护部, 2019.
- [8] 温新利, 冯若楠, 张根, 等. 两小型浅水湖泊水体叶绿素a浓度的季节变化及与理化因子和生物因子的关系[J]. *湖泊科学*, 2017, 29(6): 1421-1432.
- [9] CARPENTER S R. Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus [J]. *Proceedings of the national academy of sciences of the United States of America*, 2005, 102(29): 10002-10005.
- [10] 马蕊, 林英, 牛翠娟. 淡水水域富营养化及其治理[J]. *生物学通报*, 2003, 38(11): 5-9.
- [11] 程丽巍, 许海, 陈铭达, 等. 水体富营养化成因及其防治措施研究进展[J]. *环境保护科学*, 2007, 33(1): 18-21, 38.
- [12] 成小英, 李世杰. 长江中下游典型湖泊富营养化演变过程及其特征分析[J]. *科学通报*, 2006, 51(7): 848-855.
- [13] 王银东, 熊邦喜, 杨学芬, 等. 武汉市南湖的环境现状及生态恢复建议[J]. *水利渔业*, 2005, 25(4): 65-66.
- [14] HOWE A C, CIZMAS L, BEREMAN R. Eutrophication of Lake Wingra: A chemistry-based environmental science module [J]. *Journal of chemical education*, 1999, 76(7): 924-926.
- [15] SINGH K P, MALIK A, MOHAN D, et al. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) - A case study [J]. *Water research*, 2004, 38(18): 3980-3992.
- [16] ZHANG W T, RAO Y R. Application of a eutrophication model for assessing water quality in Lake Winnipeg [J]. *Journal of great lake research*, 2012, 38(3): 158-173.
- [17] 陶新园. 武汉市东湖、南湖、汤逊湖水体水质及其基于PCR-DGGE技术的细菌多样性分析[D]. 武汉: 中南民族大学, 2016: 8.
- [18] 杨学芬, 熊邦喜, 杨明生. 武汉南湖水体及沉积物不同形态磷的季节变化[J]. *应用生态学报*, 2008, 19(9): 2029-2034.
- [19] 国家环境保护总局. 水和废水水质监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 223-671.
- [20] 荆红卫, 华蕾, 孙成华, 等. 北京城市湖泊富营养化评价与分析[J]. *湖泊科学*, 2008, 20(3): 357-363.
- [21] 陈瑞庭, 谢志勇. 磁湖富营养化评价[J]. *黄石高等专科学校学报*, 2004, 20(4): 61-63.
- [22] 张玉珍, 洪华生, 曾悦, 等. 九龙江流域畜禽养殖业的生态环境问题及防治对策探讨[J]. *重庆环境科学*, 2003, 25(7): 29-31.
- [23] 王明翠, 刘雪芹, 张建辉. 湖泊富营养化评价方法及分级标准[J]. *中国环境监测*, 2002, 18(5): 47-49.
- [24] 金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 286-302.
- [25] 李林衡, 郑飞, 何春花, 等. 综合营养状态指数法评价鄞州区水库富营养化程度[J]. *中国给水排水*, 2016, 32(13): 75-78.
- [26] ZHAO Y, XIA X H, YANG Z F, et al. Temporal and spatial variations of nutrients in Baiyangdian Lake, North China [J]. *Journal of environmental informatics*, 2011, 17(2): 102-108.