

湖北长湖富营养化状况及时空变化(2012—2013年)*

何勇凤, 李昊成, 朱永久, 杨德国**

(中国水产科学研究院长江水产研究所, 农业部淡水生物多样性保护重点实验室, 武汉 430223)

摘要: 为评估长湖水体富营养化程度, 2012—2013年分4个季度对全湖区20个采样点的物理、化学和生物要素进行监测, 在评价水质现状的基础上采用综合营养状况指数法和浮游植物细胞丰度指数法综合评价水体营养状况, 并应用典型相关分析(CCA)方法揭示水体富营养化状况与湖泊理化要素之间的典型相关性。结果显示: 4个季节长湖全湖区的水质均处于地表水IV类~劣V类水标准; 综合营养状态指数值在49.54~82.55之间, 浮游植物细胞丰度在 $2.88 \times 10^6 \sim 61.73 \times 10^6$ cells/L之间, 均显示其处于富营养化状态; 长湖富营养化状况的分布呈现一定的时空差异性; CCA分析显示, 长湖理化要素变量可解释68.6%的水体富营养化状况变量的变异, 影响其富营养化状况的主要理化因素有水体总磷、总氮、溶解氧、亚硝态氮、硝态氮浓度, 水深和沉积物总磷、总氮含量。长湖水体富营养化主要是由于外源的磷污染, 其次是氮污染, 富营养化最严重的夏、秋季浮游植物的生长主要受氮营养限制, 而冬、春季则部分受磷营养限制, 部分属于过渡类型。因此, 建议大力削减围网/围栏养殖量, 同时考虑结合水生植物栽种等生态工程建设措施以降低长湖水体发生严重富营养化的风险, 并进一步改善长湖的水质现状。

关键词: 长湖; 富营养化; 时空变化; 典型相关分析; 综合营养状态指数法

Status and spatial-temporal variations of eutrophication in Lake Changhu, Hubei Province

HE Yongfeng, LI Haocheng, ZHU Yongjiu & YANG Deguo

(Key Laboratory of Freshwater Biodiversity Conservation, Ministry of Agriculture of China, Yangtze River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Wuhan 430223, P. R. China)

Abstract: In order to assess the water eutrophication status of Lake Changhu, 20 sampling sites with physical, chemical and biological elements of lake were monitored seasonally during 2012—2013. On the basis of evaluated water quality by single-factor water quality assessment method, two other methods (phytoplankton cell abundance index method and comprehensive trophic level index (TLI) method) were chosen to assess water eutrophication status of Lake Changhu. Then canonical correlation analysis (CCA) was used to demonstrate the canonical relationships between variables of “water eutrophication status” and variables of “physical/chemical elements of lake”. The results indicated that water quality of Lake Changhu in four seasons conformed to the standard of type IV to bad V surface waters. TLI values ranged from 49.54 to 82.55, and phytoplankton cell density varied from 2.88×10^6 cells/L to 61.73×10^6 cells/L, both of which exhibited the state of eutrophication of Lake Changhu. The water eutrophication of the lake was characterized by significant spatial-temporal variations. The CCA revealed that variables of “physical/chemical indices of lake” could explain 68.6% of the variations of the variables of “water eutrophication status”, and the main factors affecting eutrophication of Lake Changhu were total phosphorus, total nitrogen, nitrite-nitrogen and nitrate-nitrogen of water, total phosphorus and total nitrogen of sediment, dissolved oxygen, water depth. Water eutrophication in Lake Changhu was mainly from the pollution of external phosphorus, followed by external nitrogen. In summer and autumn, eutrophication was the worst, and the growth of phytoplankton was mainly influenced by nitrogen limitation. However, in winter and spring, eutrophication could be limited by phosphorus and transitional type. Therefore, we suggest that slashing enclosure culture in the lake, together with transplanting aquatic plants and other measures of ecological engineering, should be carried out with great care in order to reduce the risk of severe water eutrophication and to improve water quality in Lake Changhu in the future.

* 国家科技支撑计划项目(2012BAD25B08-03)资助。2014-08-25 收稿; 2015-01-14 收修改稿。何勇凤(1983~), 女, 博士, 助理研究员; E-mail: heyf@yfi.ac.cn.

** 通信作者; E-mail: yangdg@yfi.ac.cn.

Keywords: Lake Changhu; eutrophication; spatial-temporal variations; canonical correlation analysis; trophic level index

长湖位于湖北省中部,是湖北省境内的第3大湖泊,同时也是长江中下游地区最具代表性的大型浅水湖泊. 它拥有水域面积 140 km²,岸线全长约 310 km,有“百里长湖”之称,是我国长江中下游流域和江汉平原地区重要的生态功能区. 它不仅具有调蓄、灌溉、生活供水、旅游、渔业、航运等多种功能,同时其水域内生物多样性也十分丰富,是重要的水产种质资源库,农业部于 2010 年批准建立了长湖鲃类国家级水产种质资源保护区. 但近年来,由于水质污染、围垦、围栏养鱼和过度开发等原因,长湖原始的开放生态系统已逐渐演变成半封闭生态系统,水体自净能力下降,并开始富营养化,部分区域生态功能出现退化趋势,生态调节功能变得较为脆弱. 自从 21 世纪初以来,长湖的水质污染状况才逐渐受到重视,但关于长湖的研究报道不多,其中大部分是关于水污染方面^[1-6],还包括少量水生生物学方面的^[7-10].

为评估长湖水体富营养化程度,本文在利用单因子水质评价法对水质现状进行评估的基础上,采用综合营养状态指数法(TLI)^[11-12]和浮游植物细胞丰度指数法^[13]对其水体的营养状况进行综合评价,应用典型相关分析法(canonical correlation analysis, CCA)分析长湖水体富营养化与湖泊理化要素之间的典型相关性,筛选出影响长湖水体富营养化状况的主要因素,并揭示其时空变化特征及成因,从而掌握长湖的富营养化进程,以为长湖富营养化预测模型的建立及水质改善措施的制定提供科学依据.

1 材料和方法

1.1 研究区域概况及样点位置

长湖地跨湖北省荆州、荆门、潜江 3 市,处于长江中下游江汉平原“四湖”(长湖、三湖、白露湖和洪湖)流域上游,介于长江和汉江之间. 湖水来源除大气降水外,主要依靠地表径流,如拾桥河、龙会桥河、太湖港和广平港等,出湖河流主要有四湖总干渠、田关河等. 2012—2013 年根据长湖的湖泊形态特征和功能区特点共设置 20 个采样点(图 1),分别于 2012 年 7、10 月和 2013 年 1、4 月进行 4 个季度的采样调查.

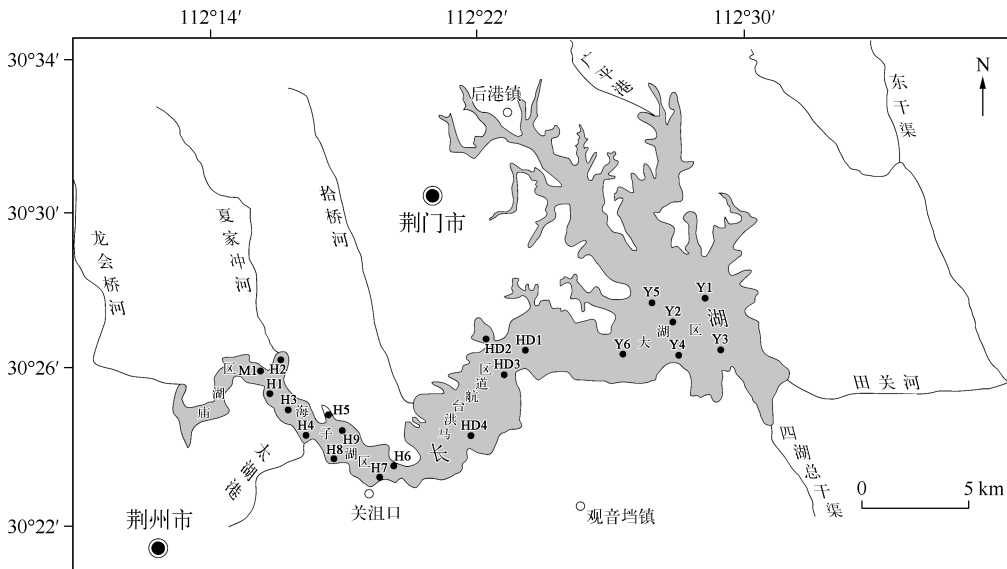


图 1 长湖采样点分布

Fig. 1 Distribution of sampling sites in Lake Changhu

1.2 样品采集与指标测定

每个采样点均进行 3 种类型水质指标的测定:(1) 湖泊物理要素:水温(T)、水深(WD)、透明度(SD); (2) 湖泊化学要素:溶解氧(DO)、电导率(Cond)、pH、总悬浮物(TSS)、化学需氧量(COD)、总氮(TN_w)、铵态

氮($\text{NH}_4^+ -\text{N}$)、硝态氮($\text{NO}_3^- -\text{N}$)、亚硝态氮($\text{NO}_2^- -\text{N}$)、总磷(TP_w)和正磷酸盐($\text{PO}_4^{3-} -\text{P}$);(3)湖泊生物要素:叶绿素 a(Chl. a)和浮游植物细胞丰度. 同时,还进行4个底质指标的测定,即含水量(WC)、总有机碳(TOC)、总氮(TN_s)和总磷(TP_s).

采集现场利用赛氏黑白盘测定SD和水深,采用美国哈希HQ40D多参数水质分析仪测定水温、DO、电导率和pH. 利用2.5 L采水器取中层水样,注入用湖水涮洗过的1 L塑料瓶密封保存,带回实验室利用美国哈希DR2007分光光度计测定 $\text{NH}_4^+ -\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- -\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- -\text{N}$ 、 TN_w 、 $\text{PO}_4^{3-} -\text{P}$ 、 TP_w 、COD和TSS浓度,利用丙酮萃取法测定Chl. a浓度^[14],比色仪器采用日本岛津UV mini-1240型分光光度计. 浮游植物采集方法参考文献[15].

利用彼得森采泥器采集湖底淤泥,除去表面的一些碎石、贝壳等大块异物,样品充分混合后取适量装入干净的样本瓶中,带回实验室制成风干样备用. 首先采用烘干法测定底泥样品的含水量,其次利用重铬酸钾法测定底泥中TOC含量,利用凯氏定氮法测定底泥中 TN_s 含量,利用氢氧化钠熔融—钼锑抗比色法测定底泥中 TP_s 含量^[14].

1.3 水质评价

采用单因子评价法对长湖水水质现状进行评价. 参照我国《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002),仅选取TP、TN和COD3项与水体富营养化状况紧密相关的参数作为长湖的水质评价因子,依据此标准,水质级别分为6类,其中I、II、III类水质定义为达标,IV、V、劣V类水质定义为超标.

1.4 水体营养状况评价

本文采用2种方法对长湖水体的营养状况进行综合评价.

1) 综合营养状态指数(TLI)法:以Chl. a为基准参数,同时选取 TN_w 、 TP_w 、SD和COD4个参数,其计算公式为^[14]:

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

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

式中,TLI(Σ)表示综合营养状态指数,TLI(j)表示第 j 种参数的营养状态指数, W_j 为第 j 种参数的营养状态指数的相关权重, 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. Chl. a与其他参数之间的相关关系 r_{ij} 和 r_{ij}^2 值引自文献[14].

各参数营养状态指数的计算公式如下:

$$TLI(\text{Chl. a}) = 10(2.5 + 1.086 \ln(\text{Chl. a})) \quad (3)$$

$$TLI(\text{TN}) = 10(5.453 + 1.694 \ln(\text{TN})) \quad (4)$$

$$TLI(\text{TP}) = 10(9.436 + 1.624 \ln(\text{TP})) \quad (5)$$

$$TLI(\text{SD}) = 10(5.118 - 1.94 \ln(\text{SD})) \quad (6)$$

$$TLI(\text{COD}) = 10(0.109 + 2.661 \ln(\text{COD})) \quad (7)$$

TLI法的评价标准为:TLI(Σ) < 30时为贫营养;30 ≤ TLI(Σ) ≤ 50时为中营养;TLI(Σ) > 50时为富营养,其中50 < TLI(Σ) ≤ 60时为轻度富营养,60 < TLI(Σ) ≤ 70时为中度富营养,TLI(Σ) > 70时为重度富营养^[14].

2) 浮游植物细胞丰度指数法. 湖泊营养类型评价的藻类生物学细胞丰度标准为:小于 1×10^6 cells/L为贫营养; $1 \times 10^6 \sim 40 \times 10^6$ cells/L为中营养;大于 40×10^6 cells/L为富营养^[13].

1.5 统计分析

首先,应用软件Statistica^[16]中的典型相关分析方法研究长湖水体富营养化状况与湖泊理化要素两组变量之间的典型相关性,探讨影响水体富营养化状况的主要因素. 其中,湖泊理化要素变量包括14个水质指

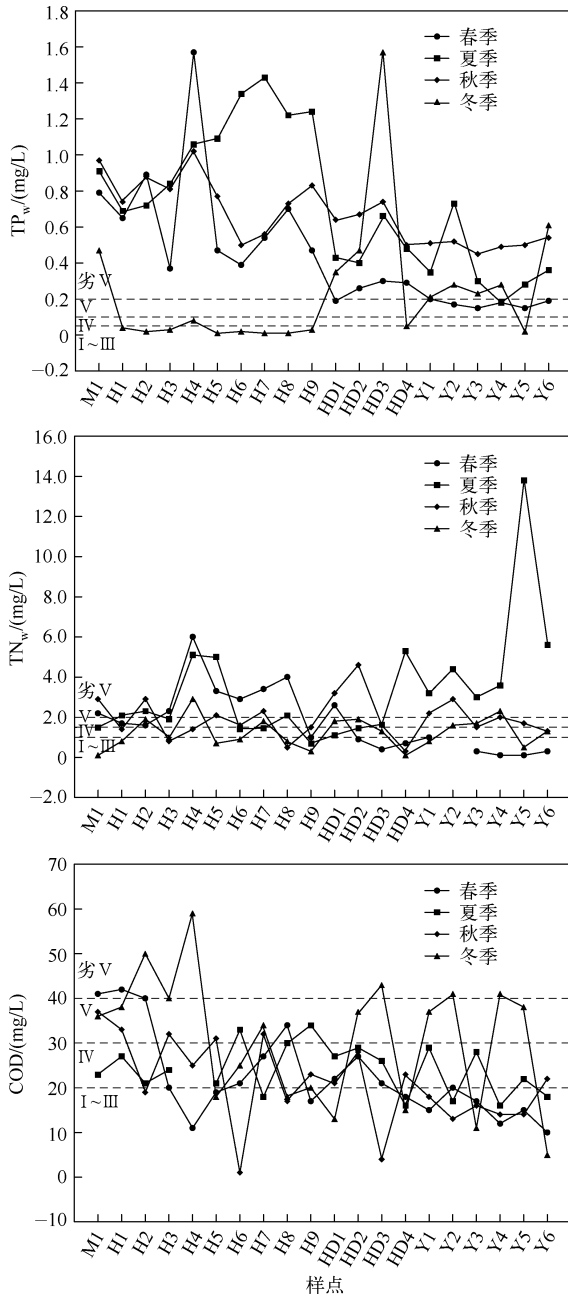


图2 长湖 2012—2013 年水体中 TP_w 、 TN_w 和 COD 浓度的变化规律 (图中横向虚线代表不同级别的国家地表水环境质量标准线)

Fig. 2 Variation of TP_w , TN_w and COD concentrations in Lake Changhu during 2012—2013 (The horizontal dotted lines represent different water quality levels based on Environmental Quality Standard for Surface Water)

标和 4 个底质指标,选取 Chl. a 浓度、浮游植物细胞丰度和 TLI 3 个能直接反映水体富营养化状况的指标作为水体富营养化状况变量. 值得注意的是,在进行 CCA 分析前,需对两组变量组内、组间的相关性进行检验,即采用 Bartlett 球形度检验组内相关性,采用方差膨胀因子检验组内是否存在严重的多重共线性关系,采用 Wilks 检验组间相关性. 若两组变量在组内、组间均存在相关性,且组内变量间不存在严重的多重共线性关系,方可进行典型相关分析. 分析之前均对所有数据进行标准化处理 (即对数转换).

其次,考虑到富营养化治理与控制氮、磷营养物输入之间的关系,在计算水体中 TN_w/TP_w 比值、 DIN/TP_w 比值的基础上,对水体中 $Chl. a/TP_w$ 与 TN_w/TP_w 、 $Chl. a/TP_w$ 与 DIN/TP_w 、 $Chl. a/TN_w$ 与 TP_w/TN_w 、 $Chl. a/DIN$ 与 TP_w/DIN 进行回归分析,对水体中浮游植物细胞丰度/总磷比值 ($Abundance/TP_w$) 与 TN_w/TP_w 、 $Abundance/TP_w$ 与 DIN/TP_w 、 $Abundance/TN_w$ 与 TP_w/TN_w 、 $Abundance/DIN$ 与 TP_w/DIN 进行回归分析,以探讨 TP_w 、 TN_w 、 DIN 对 Chl. a 和浮游植物细胞丰度的影响. 分析之前对所有数据均进行标准化处理.

最后,采用配对 t 检验方法揭示影响水体富营养化状况的主要因素在两两季节间的差异性,采用单因素方差分析方法揭示这些因素在不同采样点之间的差异性,以探讨影响长湖水体富营养化状况主要理化指标的时空分布特征.

2 结果

2.1 长湖水水质现状评价

参照我国《地表水环境质量标准》,2012—2013 年不同季节长湖绝大部分样点水质均处于 IV~劣 V 类水质标准 (图 2). 其中夏季水质最差,分别有 100%、95% 和 74% 样点的水体 TP_w 、 TN_w 和 COD 浓度处于 IV~劣 V 类水质标准;春、秋季次之,其中秋季分别有 100%、85% 和 55% 样点的水体 TP_w 、 TN_w 和 COD 浓度处于 IV~劣 V 类水质标准,春季则分别有 100%、53% 和 45% 样点的水体 TP_w 、 TN_w 和 COD 浓度处于 IV~劣 V 类水质标准;冬季水质则相对较好,分别有 50%、50% 和 65% 样点

的水体 TP_w 、 TN_w 和 COD 浓度处于 IV ~ 劣 V 类水质标准. 总体来看,长湖水体 TP_w 浓度超标严重,其次是 TN, COD 则相对较轻.

2.2 长湖水体富营养化程度

除 HD4 样点冬季水质的 TLI 值为 49.54(属于中营养型)外,几乎整个长湖 4 个季节水质的 TLI 值均大于 50. 根据 TLI 法的评价标准,长湖 4 个季节的水质基本呈现富营养化状态,但富营养化程度稍有差异. 其中,夏、秋季富营养化程度最严重,大部分样点(约 55%)都处于重度富营养化状态,约 35% 的样点处于中度富营养化状态,约 10% 的样点处于轻度富营养化状态;春季次之,约 45% 的样点处于重度富营养化状态,约 25% 的样点处于中度富营养化状态,约 30% 的样点处于轻度富营养化状态;冬季则相对较轻,约 10% 的样点处于重度富营养化状态,约 45% 的样点处于中度富营养化状态,约 40% 的样点处于轻度富营养化状态,约 5% 的样点处于中营养状态.

调查结果还显示,2012—2013 年长湖浮游植物细胞丰度的变化范围为 $2.88 \times 10^6 \sim 61.73 \times 10^6$ cells/L(图 3),春、夏、秋、冬季的平均值分别为 14.65×10^6 、 34.84×10^6 、 17.22×10^6 和 12.18×10^6 cells/L. 统计分析表明,长湖浮游植物细胞丰度在夏季与其它 3 个季节之间、秋季与冬季之间均呈显著差异($P < 0.05$),但其它季节两两之间无显著差异($P > 0.05$). 在春、秋、冬季,海子湖区的浮游植物细胞丰度比马洪台航道区、大湖区的低,而在夏季,海子湖区与大湖区的浮游植物平均细胞丰度相当,均高于马洪台航道区. 参照湖泊营养类型评价的藻类生物学细胞丰度标准,2012—2013 年长湖呈现中营养到富营养化状态,尤其是夏季,约有 40% 样点均呈现富营养化状态,而春、秋、冬季则基本全部处于中营养水平.

2.3 长湖水体富营养化状况与湖泊理化要素间的典型相关性

CCA 分析前,对所有数据进行组内、组间相关性检验. Bartlett 球形度检验结果显示,长湖水体富营养化状况变量组内和湖泊理化要素变量组内均呈极显著相关($P < 0.001$);共线性检验结果显示仅 TSS 的方差膨胀因子值为 11.531,大于 10,其余变量的方差膨胀因子值均小于 10,说明 TSS 与湖泊理化要素组内其它变量间存在严重共线性关系;Wilks 检验结果显示两组变量在组间存在显著相关性($P < 0.05$). 因此,在进行 CCA 分析前,须首先剔除 TSS 变量.

剔除 TSS 变量后,CCA 分析结果显示,长湖湖泊理化要素变量可解释约 66.4% 的水体富营养化状况变量的变异. 2012—2013 年长湖水体富营养化状况与湖泊理化要素间的第 1、第 2 和第 3 典型变量的相关系数分别为 0.977、0.829 和 0.488,其中第 1 和第 2 典型变量均达到显著相关水平(卡方检验, $P < 0.001$),而第 3 典型变量则无显著相关性($P > 0.05$),且冗余分析结果显示第 1 和第 2 典型变量的重叠指数值均大于 0.05.

由表 1 可知, TLI 值与长湖水体富营养化状况第 1 典型变量间的典型结构系数最大,呈现高度正相关(以典型结构系数的绝对值大于 0.5 判定为高度相关),浮游植物细胞丰度则与其第 2 典型变量间的典型结构系数最大,呈现高度正相关. 与长湖理化要素第 1 典型变量间的典型结构系数较大且呈现高度正相关的指标有 TP_w 、 TN_w ,与其第 2 典型变量呈现高度相关的指标有 WD 、 TP_s 、 TN_s 、 $NO_2^- - N$ 、 DO 和 $NO_3^- - N$,其中与 TP_s 、 $NO_2^- - N$ 、 DO 和 $NO_3^- - N$ 呈现负相关性. 因此,影响长湖水体富营养化状况的主要指标有 TP_w 、 TN_w 、 WD 、 TP_s 、 TN_s 、 $NO_2^- - N$ 、 DO 和 $NO_3^- - N$.

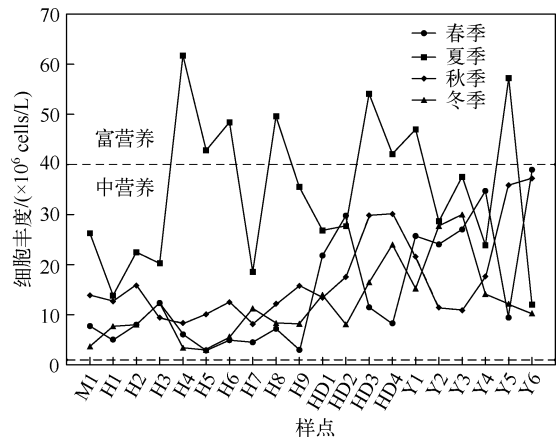


图 3 2012—2013 年长湖浮游植物细胞丰度的变化规律 (图中横向虚线代表藻类生物学细胞丰度湖泊营养评价标准线)

Fig. 3 Variation of phytoplankton cell abundance in Lake Changhu during 2012—2013 (The horizontal dotted lines represent different trophic levels based on phytoplankton cell abundance)

表 1 各变量与长湖水体富营养化状况和湖泊理化要素第 1、2 典型变量间的典型结构系数
 Tab. 1 Canonical factor structure coefficients between each variable and first/second canonical variate for water eutrophication and physical/chemical elements of Lake Changhu

序号	变量	水体富营养化状况 第 1 典型变量	水体富营养化状况 第 2 典型变量	湖泊理化要素 第 1 典型变量	湖泊理化要素 第 2 典型变量
1	Chl. a	0.429	-0.448	—	—
2	浮游植物细胞丰度	0.022	0.936 ¹⁾	—	—
3	TLI	0.959 ¹⁾	-0.066	—	—
4	TP _w	—	—	0.726 ¹⁾	0.148
5	PO ₄ ³⁻ -P	—	—	0.441	0.150
6	TN _w	—	—	0.679 ¹⁾	-0.022
7	NH ₄ ⁺ -N	—	—	0.159	-0.170
8	NO ₃ ⁻ -N	—	—	-0.213	-0.533 ¹⁾
9	NO ₂ ⁻ -N	—	—	0.316	-0.558 ¹⁾
10	COD	—	—	0.433	-0.113
11	SD	—	—	-0.431	0.074
12	T	—	—	0.478	0.300
13	DO	—	—	-0.335	-0.518 ¹⁾
14	pH	—	—	0.046	0.140
15	C	—	—	-0.442	-0.250
16	WD	—	—	-0.210	0.731 ¹⁾
17	WC	—	—	0.247	-0.412
18	TN _s	—	—	0.006	0.595 ¹⁾
19	TP _s	—	—	-0.232	-0.651 ¹⁾
20	TOC	—	—	0.191	0.203

¹⁾表示呈现高度相关性.

长湖水样的氮磷比波动范围较大, TN_w/TP_w 为 0.21 ~ 180, DIN/TP_w 为 0.20 ~ 146.10. 长湖浮游植物细胞丰度、Chl. a 浓度均与水体中氮磷比之间呈极显著正相关 ($P < 0.01$), 表明给定水体 TP_w 浓度时, 其浮游植物细胞丰度、Chl. a 浓度均随着 TN_w、DIN 浓度的增加而显著升高; 给定 TN_w 或 DIN 浓度时, 则浮游植物细胞丰度随着 TP_w 浓度的增加而显著升高(图 4).

2.4 长湖水体富营养化状况主要影响因素的时空变化特征

2.4.1 季节变化 2012—2013 年影响长湖水体富营养化状况的主要指标中水体 TP_w 浓度、水深、DO 浓度和沉积物 TP_s 含量表现出明显的季节变化规律, 而其他指标如水体 TN_w、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 浓度及沉积物 TN_s 含量的季节变化特征并不明显(图 5).

长湖水体中 TP_w 浓度的季节变化表现为夏、秋季最高, 冬、春季较低, 其 4 季变化范围为 0.24 ± 0.36 mg/L 到 0.74 ± 0.39 mg/L, 在夏、秋季之间和春、冬季之间无显著性差异 ($P > 0.05$), 但夏、秋季与冬、春季之间却存在极显著差异 ($P < 0.01$). 长湖水深的 4 季变化表现为夏季最高、其余 3 个季节较低, 其 4 季变化范围为 1.93 ± 0.65 m 到 2.56 ± 0.79 m, 仅春、秋季之间无显著差异 ($P > 0.05$), 其它季节之间均有显著差异 ($P < 0.05$).

长湖沉积物 TP_s 含量和水体 DO 浓度的季节变化趋势一致, 表现为夏季最低, 冬季最高, 春、秋季居中. TP_s 含量的 4 季变化范围为 0.009% ± 0.002% 到 0.017% ± 0.002%, 仅春、秋季之间无显著差异 ($P > 0.05$), 其余季节之间均呈极显著差异 ($P < 0.01$); 水体 DO 浓度的季节变化范围为 7.50 ± 2.27 mg/L 到 13.29 ± 1.39 mg/L, 在 4 个季节两两之间均呈显著差异 ($P < 0.05$).

2.4.2 空间变化 2012—2013 年影响长湖水体富营养化状况的主要指标在空间分布上表现出不一样的规律(图 6).

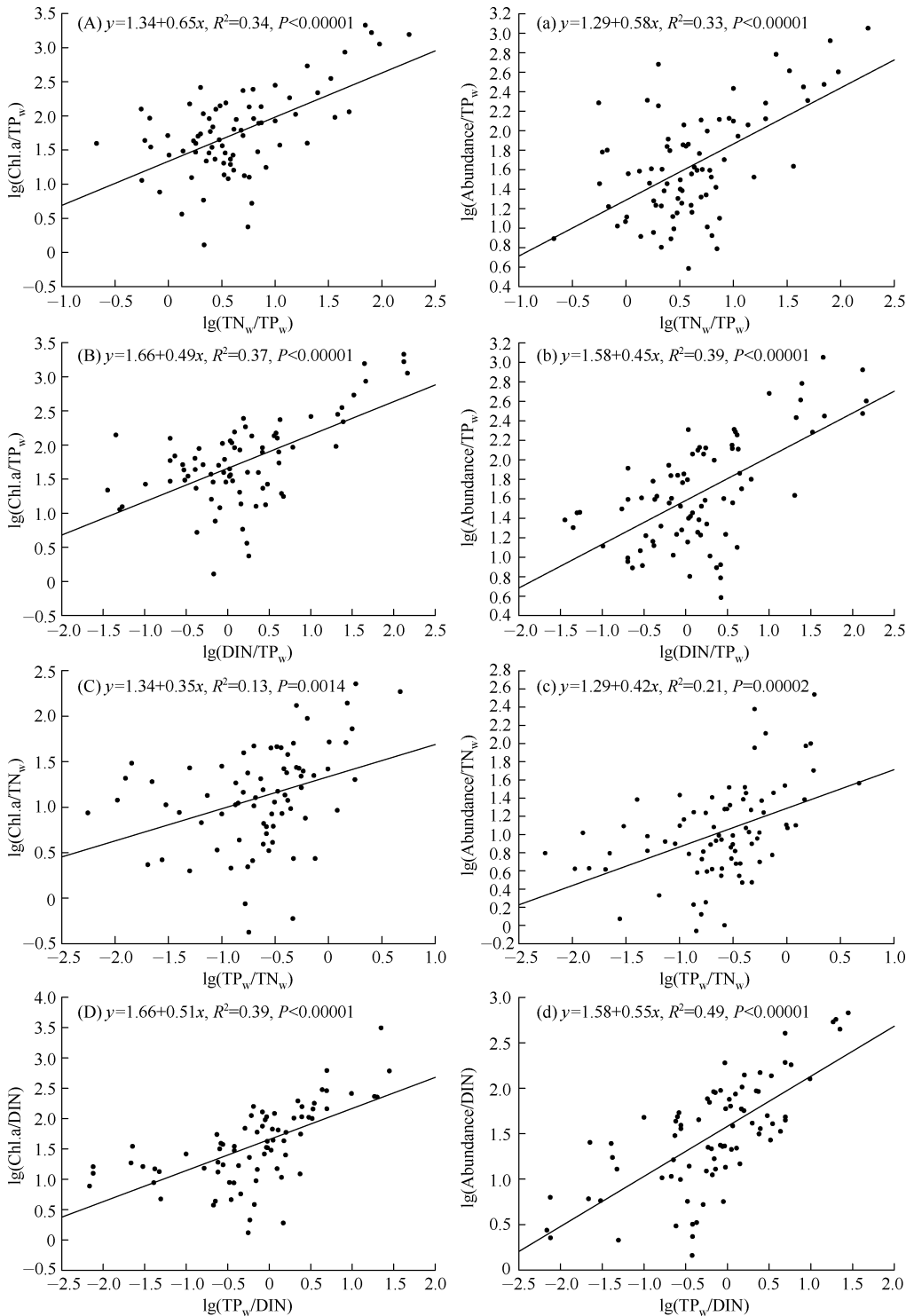


图4 2012—2013年长湖水体 Chl. a 浓度、浮游植物细胞丰度与 TN_w 、 TP_w 和 DIN 浓度间的关系

Fig. 4 Relationships between Chl. a concentration, phytoplankton abundance and TN_w , TP_w , DIN concentrations in the Lake Changhu during 2012—2013

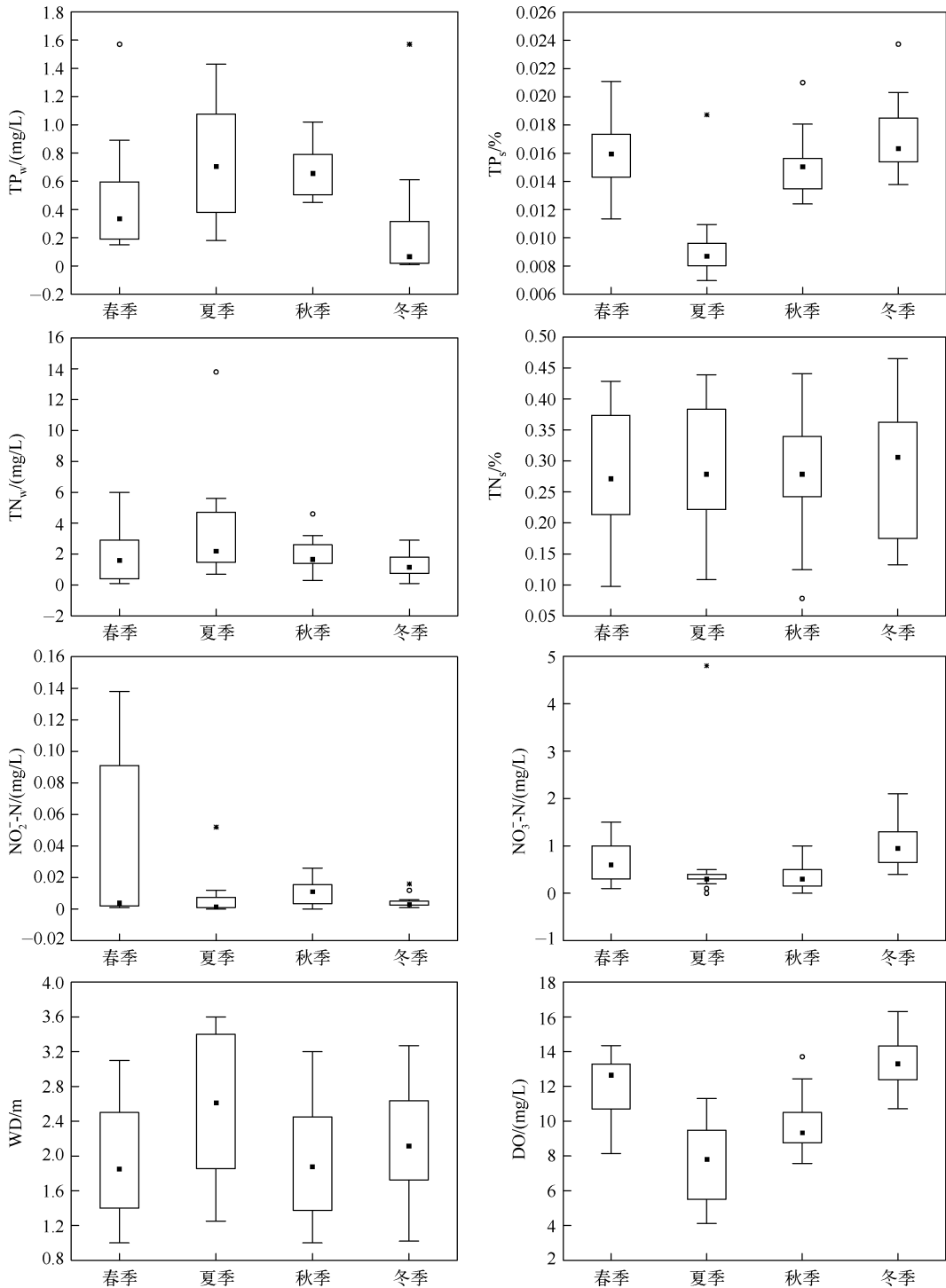


图 5 2012—2013 年影响长湖水体富营养化状况的 8 个主要指标的季节变化

Fig. 5 Seasonal variation of eight main factors affecting water eutrophication of Lake Changhu during 2012—2013

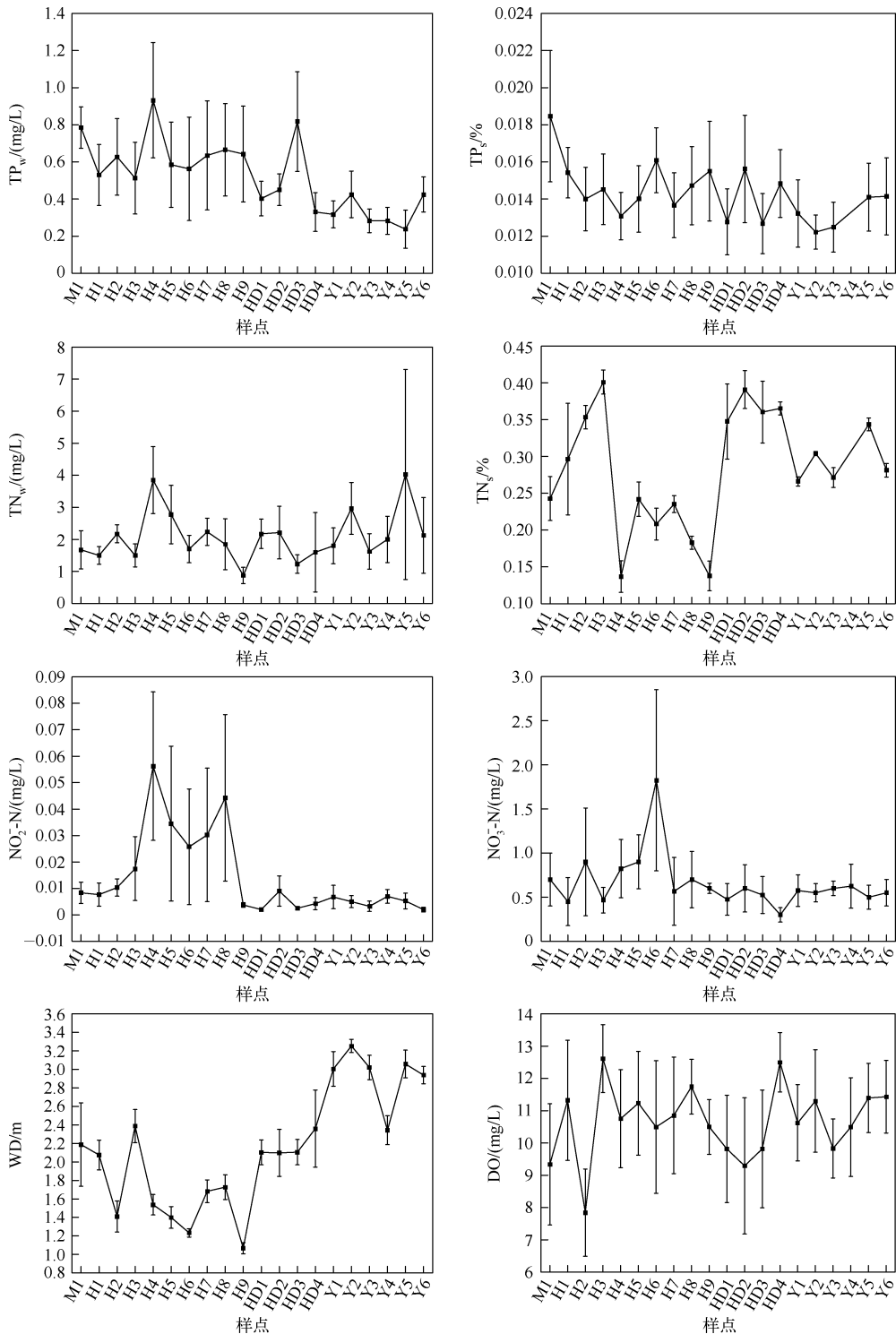


图 6 2012—2013 年影响长湖水体富营养化状况的 8 个主要指标的空间变化

Fig. 6 Spatial variation of eight main factors affecting water eutrophication of Lake Changhu during 2012—2013

DO 浓度在不同样点之间无显著差异 ($P > 0.05$); 水深和 TN_w 含量在不同样点之间存在显著差异 ($P < 0.05$); 水体 TP_w 、 TN_w 、 $NO_2^- - N$ 、 $NO_3^- - N$ 浓度和沉积物 TP_s 含量仅在少数样点之间呈显著差异 ($P < 0.05$).

长湖水体水深在不同样点之间波动较大, 范围为 1.0 ~ 3.6 m, 其中样点 H9 水深最小, 而样点 Y2 水深最大, 大湖区水深普遍比海子湖区、马洪台航道区稍高.

长湖水体 TP_w 浓度仅在少数样点如 M1 与 Y5、H4 与 Y3/Y4/Y5、HD3 与 Y5 之间差异显著 ($P < 0.05$), 其中 M1、H4 和 HD3 样点最高, 而 Y3、Y4 和 Y5 样点则最低. 总体来看, 大湖区 TP_w 比海子湖区和马洪台航道区偏低. 而沉积物 TP_s 含量仅在样点 M1 与 HD1/HD3/Y2/Y3 之间呈显著差异 ($P < 0.05$), 样点 M1 最高.

长湖水体 TN_w 浓度在不同样点之间的波动范围为 0.1 ~ 13.8 mg/L, 仅在样点 H4 与 H9/HD4 之间呈显著差异 ($P < 0.05$), 其中大湖区水体 TN_w 浓度比马洪台航道区、海子湖区稍高. 水体中 $NO_3^- - N$ 浓度在不同样点之间的波动范围为 0 ~ 4.8 mg/L, 仅在样点 H6 与 HD4 之间表现出显著差异 ($P < 0.05$), $NO_2^- - N$ 浓度在不同样点之间的波动范围为 0 ~ 0.14 mg/L, 仅在样点 H4 与 H9/HD1/HD3/HD4/Y2/Y3/Y5/Y6 之间表现出显著差异 ($P < 0.05$), 其中海子湖区水体中 $NO_3^- - N$ 和 $NO_2^- - N$ 浓度均比马洪台航道区、大湖区稍高. 沉积物 TN_s 含量在不同样点之间的波动范围为 0.08% ~ 0.47%, 在大部分样点之间都呈现显著差异 ($P < 0.05$), 其中 H4 最低, 而 HD2 最高, 马洪台航道区比大湖区、海子湖区稍高.

3 讨论

3.1 长湖富营养化状态及影响因素分析

参照《地表水环境质量标准》和实际调查结果, 2012—2013 年 4 个季节长湖水体均处于 IV 类 ~ 劣 V 类水标准, 但根据湖北省人民政府办公厅文件(鄂政办发[2000]10 号)《湖北省地表水功能区划类别》规定, 长湖水体应执行 III 类水质标准, 由此可见当今长湖水体水质严重超标. 结合浮游植物细胞丰度指数法和 TLI 法的评价结果, 长湖水体处于富营养化状态, 但尚未达到超富营养水平.

一般认为, 营养盐浓度可显著影响或反映浮游植物的种群组成和生物量大小^[17], 本研究表明长湖浮游植物细胞丰度、Chl. a 浓度均与水体中氮、磷浓度存在显著相关性, 进一步佐证了这一观点. 传统观点以氮磷比(TN/TP)为指标来判别浮游植物营养限制类型, 但不同学者提出的氮磷比阈值差异很大, 如 10 ~ 17、10 ~ 30 和 7 ~ 15^[18-22], 也因此遭到诸多学者的质疑. 王海军等通过对长江中下游流域 45 个浅水湖泊的 TN、TP 与 Chl. a 浓度之间关系进行深入分析, 结合国外最新研究进展, 指出浅水湖泊中氮磷比并不能直接反映浮游植物的营养限制类型^[23-24]. Bergström 等^[25] 和 Ptacnik 等^[26] 则于 2010 年提出 DIN/TP 是反映浮游植物营养限制类型的最好指标, 在湖泊系统中当 DIN/TP 从 1.5 上升至 3.4 时, 浮游植物则从氮营养限制类型向磷营养限制类型转变. 本研究中长湖大部分样点的 TN_w/TP_w 在 7 以下, 仅少数样点的 TN_w/TP_w 超过 15, 而约有 55% 样点(几乎全部是夏、秋季样点)的 DIN/TP_w 都小于 1.5, 约有 27.5% 样点(基本是春、冬季样点)大于 3.4, 其它春、冬季样点则介于 1.5 和 3.4 之间. 综合来看, 长湖浮游植物的生长并不是单纯的氮营养限制或磷营养限制类型, 在不同季节这两种营养限制类型相继出现, 即富营养化最严重的夏、秋季节主要受氮营养限制, 而冬、春季节则部分受磷营养限制, 部分属于从氮营养限制向磷营养限制过渡类型.

同时, 浮游植物的生长必不可少的重要环境条件还有 DO 浓度, 当湖泊处于严重富营养化状态时, DO 浓度会成为浮游植物生长的限制性因素, 而当湖泊富营养化处于发展阶段时, DO 浓度并不能成为其限制性因素^[27]. 本研究中 DO 浓度与浮游植物细胞丰度之间存在极显著的正相关关系 ($R^2 = 0.19$, $P = 0.00005$), 与 TN_w 、 TP_w 等营养盐浓度呈现显著负相关关系 ($R^2 = 0.10$, $P < 0.05$; $R^2 = 0.13$, $P < 0.05$), 即随着营养盐浓度的增加, 浮游植物细胞丰度反而下降或持平, DO 浓度急剧降低, 成为浮游植物生长的限制性因素, 反映出长湖富营养化状态已趋严重.

3.2 长湖富营养化状况的时空分布特点

长湖水体富营养化状态的分布呈现一定的时空差异性, 其中夏季富营养化程度最严重, 大部分样点都处于重度富营养化状态, 其次是秋、春季, 冬季则相对较轻, 这与不同季节的不同环境条件有关^[28]. 冬季为枯水期, 具水温低、光照强度低、日照短、营养盐输入较少等特点, 不能满足绝大多数浮游植物的生长所需, 仅能满足少数耐寒物种的生长, 导致浮游植物总生物量较低, 富营养化程度也相对较轻. 春季, 随着水温、光照强度和营养盐浓度的升高, 个体较小的浮游植物可充分利用水体中的营养而快速生长. 夏季为丰水期, 水深较大, 一些个体较大、不易被摄食的种类则较普遍发生, 从而常易造成绿藻和蓝藻的大量增殖, 富营养化

程度最严重. 秋季,随着水温、光照强度的降低,浮游植物总生物量有所下降,其富营养化程度有所降低.

同时,除 TN 外,长湖湖体其他营养盐指标最高的均是上游的海子湖区,其次是中部的马洪台航道区,下游大湖区的各营养盐指标相对较小,为全湖最低水平,呈现自西向东由高营养程度向低营养程度扩散的趋势,这与已有的文献报道一致^[3,6,18,29]. 这种区域性分布特点可能是因为长湖上游有多条主要入湖河道,如拾桥河、龙会桥河、太湖港等,区域内人口较密集,农业十分发达,是污染源较为集中的区域. 长湖水体中 TN_总浓度则表现为中部的马洪台航道区最低,其次是上游的海子湖区,而下游的大湖区则相对较高,这可能与大湖区 Y5 样点夏季 TN_总浓度特别高(高出平均值约 6 倍)有关,该采样点位于围栏养殖区域边缘,可能其产生的 TN 污染量较高.

3.3 长湖富营养化的成因及应对策略分析

长湖水体富营养化主要表现为磷污染,但氮污染和有机物污染也不容忽视,它们的污染程度均远远超过长江中下游江汉平原“四湖”流域下游洪湖的历史水平^[30]. 这与吴翠等^[6]的调查结果一致,但与陈红兵等^[3]和卢进登等^[4]的调查结果稍有差异,他们认为长湖水体中氮污染比磷污染严重,这主要是因为他们的评价均是基于一次采样的结果,而本文实际调查中发现,长湖水质在不同季节之间确实存在显著差异.

从驱动力分析来看,长湖水体富营养化主要来自于外源污染. 长湖地处江汉平原,位于“四湖”流域的上游区域,流域内人口密集,农业十分发达,是湖北省重要的农业生产基地,正面临着水资源萎缩的严重局面. 帅方敏等的研究表明,流域内农业生产活动如农村生活废水、水产养殖、畜禽养殖等所产生的面源污染较严重,未被有效利用的化肥、农药、饲料等残留物较多,随地表径流或直接进入长湖水体,极易造成长湖水质的恶化,是导致长湖水体富营养化的主要原因^[31]. 其中,水产养殖所产生的 TN 和 TP 量是各面源污染排放污染物总量中最高的. 而围网养殖是长湖流域水产养殖的主要方式,其养殖面积约有 45 km²,占长湖总水域面积的 32%,远远超过 2002 年发布的《湖北省实施〈中华人民共和国渔业法〉办法》中关于大中型湖泊、水库渔业围网养殖面积不得超过该水域总面积 10% 的规定. 长湖围网/围网养殖的主要对象为鲢、鳙、草鱼等,其中鲢、鳙平均放养密度约为 1600 kg/hm². 尽管根据非经典生物操作理论,鳙可控制浮游植物的生长,但需注意,非经典生物操作理论相对更适用于蓝藻水华严重的超富营养湖泊,且有研究表明鲢、鳙遏制水华的有效放养密度(即有效生物量)仅为 46~50 g/m³^[32]. 然而长湖目前富营养化程度还较轻,水体中浮游植物生物量并没有达到高存量的状况,其鲢、鳙平均放养密度也已远远超过遏制水华的有效生物量,其产生的负面影响可能会超过正面作用,这可能是长湖营养盐的最主要来源^[29],这也与“四湖”流域下游洪湖的富营养化成因极其相似^[30,33,34]. 同时,有研究表明,长湖草鱼的放养也在一定程度上造成长湖水生植物生物量的大幅下降^[9]. 由此可见,优化渔业管理和养殖模式,尤其是评估鲢、鳙、草鱼的合适放养密度,在长湖水质改善过程中能起到重要作用.

但在目前长湖营养盐浓度过高、浮游植物生物量并未达到高存量的背景下,以控制营养盐浓度为基础的“上行效应”策略应当是长湖水质管理的首选. 鉴于长湖浮游植物生长的营养限制类型在不同季节存在差异,夏、秋季节应以控氮为主,冬、春季节则以控磷为主. 然而,生物生长策略是复杂的,在控氮的同时,并不能放松对磷污染的控制,控磷时亦要注意对氮污染的控制. 除了通过在一定程度上减少农业生产活动排放的污染物入湖量来降低营养盐的输入量,还可通过栽种微齿眼子菜、苦草、黑藻等水生植物来增强长湖水体的自净能力,这些水生植物均是长湖历史上的优势种,而目前已沦为伴生种,甚至消失^[9],但它们均能有效去除水体中的氮、磷^[35].

综上所述,针对长湖水体已呈富营养化状态,但尚未达到超富营养状态的现状,借鉴洪湖治理经验,建议在降低农业生产活动排放污染物的入湖量、优化渔业管理及养殖模式的基础上,大力削减围网/围栏养殖量,同时考虑通过水生植物栽种等生态工程的建设来实现生态修复,从而降低长湖水体发生严重富营养化的风险,并进一步改善长湖的水质现状,以尽早达到 III 类水质标准.

致谢:长湖管理处和海子湖渔场相关人员在样本采集过程提供了大量帮助,长江大学柴毅老师、罗静波老师及其学生参加了野外调查工作,同时陶峰在野外调查、水质和底质样本分析中开展了大量工作,李学梅博士在论文修改中提出了修改意见,在此一并表示感谢.

4 参考文献

- [1] 张昆实. 长湖水质富营养化的人工神经网络评价研究. 湖北省物理学会、武汉物理学会 2004 学术年会论文集, 2004: 104-105.

- [2] 帅方敏, 卢进登. 空间插值法在湖泊污染评价中的应用研究——以长湖为例. 湖北省地理学 2006 优秀学术论文集, 2006: 36-40.
- [3] 陈红兵, 卢进登, 余 祺等. 长湖水质现状调查及评价. 污染防治技术, 2007, 20(4): 45-47.
- [4] 卢进登, 张 劲, 陈红兵等. GIS 技术在长湖水污染现状分析中的应用. 湖北大学学报: 自然科学版, 2007, 29(2): 199-202.
- [5] 余 祺, 李海波, 陈红兵等. 长湖底质有机物富集现状及评价. 湖北大学学报: 自然科学版, 2007, 29(2): 203-206.
- [6] 吴 翠, 史玉虎, 唐 岚等. 湖北长湖水质现状分析与评价. 湖北林业科技, 2008, 6: 27-29.
- [7] 杨严鸥, 向华云, 姚 峰. 长湖青虾形态参数关系的初步研究. 湖北农学院学报, 1998, 18(2): 137-141.
- [8] 杨严鸥, 余文斌, 汪志军等. 长湖沙塘鳢形态参数关系的初步研究. 长江大学学报: 自科版, 2006, 3(1): 168-170, 178.
- [9] 吴 翠, 唐万鹏, 史玉虎等. 长湖湿地水生植被演替研究. 湿地科学, 2007, 5(2): 188-191.
- [10] 陈一骏, 雷传松, 熊友娥等. 长湖黄颡鱼生物学的初步研究. 养殖与饲料, 2012, 9: 54-58.
- [11] 蔡庆华. 湖泊富营养化综合评价方法. 湖泊科学, 1997, 9(1): 89-94. DOI 10.18307/1997.0114.
- [12] 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.
- [13] 况琪军, 马沛明, 胡征宇等. 湖泊富营养化的藻类生物学评价与治理研究进展. 安全与环境学报, 2005, 5(2): 87-91.
- [14] 金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范: 第 2 版. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [15] 柴 毅, 彭 婷, 郭 坤等. 海子湖春季浮游植物群落结构与环境因子相关性分析. 水生生态学杂志, 2014, 35(2): 56-62.
- [16] StatSoft, Inc. STATISTICA (data analysis software system), version 10. www.statsoft.com. 2011.
- [17] Smith VH. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: An empirical and theoretical analysis. *Limnology and Oceanography*, 1982, 27: 1101-1112.
- [18] 吕 晋. 浅水湖泊浮游植物生长影响因素及修复评价指标体系研究[学位论文]. 武汉: 华中科技大学, 2012.
- [19] Guildford SJ, Hecky RE. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: is there a common relationship? *Limnology and Oceanography*, 2000, 45(6): 1213-1223.
- [20] Sakamoto M. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Archiv für Hydrobiologie*, 1966, 62: 1-28.
- [21] Huber W, Brezonik P, Heaney J *et al.* A classification of Florida lakes. Department of Environmental Engineering and Sciences, University of Florida, Gainesville, Florida, USA, 1982.
- [22] OECD. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control, OECD, 2006.
- [23] Wang HJ, Liang XM, Jiang PH *et al.* TN:TP ratio and plantivorous fish do not affect nutrient-chlorophyll relationships in shallow lakes. *Freshwater Biology*, 2008, 53: 935-944.
- [24] 王海军, 王洪铸. 富营养化治理应放宽控氮、集中控磷. 自然科学进展, 2009, 19(6): 599-604.
- [25] Bergström AK. The use of TN:TP and DIN:TP ratios as indicators for phytoplankton nutrient limitation in oligotrophic lakes affected by N deposition. *Aquatic Sciences*, 2010, 72: 277-281.
- [26] Ptacnik R, Andersen T, Tamminen T. Performance of the Redfield ratio and a family of nutrient limitation indicators as thresholds for phytoplankton N vs. P limitation. *Ecosystems*, 2010, 13: 1201-1214.
- [27] 张 巍, 王学军, 江耀慈等. 太湖水指标相关性与富营养化特征分析. 环境污染与防治, 2002, 24(1): 50-53.
- [28] 杨东方, 陈生涛, 胡 均等. 光照、水温和营养盐对浮游植物生长重要影响大小的顺序. 海洋环境科学, 2007, 26(3): 201-207.
- [29] 班 璇, 杜 耘, 吴秋珍等. 四湖流域水环境污染现状空间分布和污染源分析. 长江流域资源与环境, 2011, 20(Z1): 112-116.
- [30] 姜刘志, 王学雷, 厉恩华等. 生态恢复前后的洪湖水水质变化特征及驱动因素. 湿地科学, 2012, 10(2): 188-193.
- [31] 帅方敏, 王新生, 陈红兵等. 长湖流域非点源污染现状分析. 云南地理环境研究, 2007, 19(5): 118-122.
- [32] 刘建康, 谢 平. 用鲢鳙直接控制微囊藻水华的围隔试验和湖泊实践. 生态科学, 2003, 22(3): 193-196.
- [33] 马 燕, 郑祥民, 远藤邦彦等. 洪湖水体氮、磷营养元素变化规律及富营养化进程研究. 广州环境科学, 2005, 20(2): 5-7, 15.
- [34] 班 璇, 余 成, 魏 珂等. 围网养殖对洪湖水质的影响分析. 环境科学与技术, 2010, 33(9): 125-129.
- [35] 刘 会, 朱丹婷, 李铭红等. 五种沉水植物对富营养化水体的净化效果. 生态科学, 2011, 30(6): 596-601.