

太湖长孢藻属 (*Dolichospermum*) 生物量长期动态变化及驱动因子*

屈宁^{1,2}, 李明², 张玮³, 刘霞¹, 朱梦圆¹, 邓建明^{1**}

(1: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008)

(2: 西北农林科技大学资源环境学院, 杨凌 712100)

(3: 上海海洋大学水产与生命学院, 农业农村部鱼类营养与环境生态研究中心, 上海 201306)

摘要: 针对近年来太湖水体中长孢藻 (*Dolichospermum*, 曾用名鱼腥藻 *Anabaena*) 比例增加的趋势, 本文研究了 2005—2019 年太湖春季不同湖区长孢藻生物量的长期变化趋势和空间差异, 探究了冬、春季气象条件 (气温、日照时长、风速、降雨量) 和营养盐 (总氮、总磷) 水平对其的影响。结果表明, 2005—2019 年太湖监测数据显示春季长孢藻生物量有比较明显的升高现象, 主要发生在竺山湖富营养程度较高的区域, 其次是湖心区、梅梁湾和南部湖区。偏最小二乘路径建模 (PLS-PM) 结果表明, 不同湖区长孢藻生物量变化的主要驱动因素存在差异。在湖心区, 春季长孢藻的生物量主要受冬季气候条件 (气温、风速、日照时长) 的影响, 其次受春季营养盐和春季气候条件的影响。在梅梁湾、竺山湖和南部湖区, 春季长孢藻的生物量主要受春季气候条件的影响。在梅梁湾和竺山湖, 春季风速、日照时长是春季长孢藻生物量的显著影响因子; 在南部湖区, 春季长孢藻生物量的主要驱动因素是春季的日照时长和春季气温。本研究从长时间序列角度, 对太湖固氮蓝藻的时空分布特征和影响因素开展了研究, 为太湖不同湖区开展针对性的藻类水华防控和富营养化治理提供理论基础。

关键词: 太湖; 长孢藻; 气候条件; 营养盐; 偏最小二乘路径建模

Long-term trends and driving factors of *Dolichospermum* biomass in Lake Taihu*

Qu Ning^{1,2}, Li Ming², Zhang Wei³, Liu Xia¹, Zhu Mengyuan¹ & Deng Jianming^{1**}

(1: State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P.R. China)

(2: Natural Resources and Environment College, Northwest A & F University, Yangling 712100, P.R. China)

(3: Center for Research on Environmental Ecology and Fish Nutrient (CREEFN) of Ministry of Agriculture and Rural Affairs, College of Fisheries and Life Science, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, P.R. China)

Abstract: In recent years, the proportion of *Dolichospermum* (formerly known as *Anabaena*) has increased trends in Lake Taihu. In order to estimate the spatial differences and driving factors of long-term trends of *Dolichospermum* in Lake Taihu, we studied the long-term trends of *Dolichospermum* biomass in different areas of Lake Taihu in spring from 2005 to 2019, and investigated the effects of both spring and winter meteorological conditions (temperature, duration of sunshine, windspeed and rainfall) and nutrient levels (total nitrogen and total phosphorus). The monitoring data of Lake Taihu showed that spring *Dolichospermum* increased from 2005 to 2019, which mainly occurred in Zhushan Lake, followed by the Lake Center, Meiliang Bay, South Lake. The analysis of partial least squares path modeling (PLS-PM) showed that the main driving factors of the changes in the biomass of *Dolichospermum* in different areas were different. In the Lake Center, the biomass of *Dolichospermum* in spring was mainly affected by winter climatic conditions (temperature, windspeed and sunshine), and secondly by spring nutrients and spring climatic conditions. In

* 2021-07-05 收稿; 2021-10-14 收修改稿。

国家自然科学基金项目 (41971146) 和中国科学院南京地理与湖泊研究所青年科学家小组项目 (E1SL002) 联合资助。

** 通信作者; E-mail: jmdeng@niglas.ac.cn.

Meiliang Bay, Zhushan Lake, and South Lake, the biomass of *Dolichospermum* in spring was mainly affected by spring climatic conditions. In Meiliang Bay and Zhushan Lake, spring windspeed and sunshine duration were significant factors influenced the biomass of *Dolichospermum* in spring. In South Lake, the main driving factors for the biomass of *Dolichospermum* in spring were the sunshine and the temperature in spring. This study conducted the temporal and spatial distribution characteristics and influencing factors of nitrogen-fixing cyanobacteria in Lake Taihu from a long-term sequence perspective, and provided a theoretical basis for the prevention and control of algal blooms and eutrophication in different areas of Lake Taihu.

Keywords: Lake Taihu; *Dolichospermum*; meteorological factors; nutrients; Partial Least Squares Path Modeling

太湖是我国第三大淡水湖,其水质关系到太湖周边六千多万人口的饮用水安全问题^[1].自1950s以来,随着太湖地区经济的快速发展和城市化进程加快,水体中的营养盐浓度持续增高.1960年在夏季开始逐渐出现蓝藻水华,进入1980s以后蓝藻水华事件频繁暴发,尤其是从2006年开始,太湖的蓝藻水华暴发时间提前,结束时间推迟、强度加大、水华面积明显增大^[2].在2007年5月,太湖蓝藻水华提前大面积暴发,发生了震惊中外的水危机事件,严重影响无锡城市供水,带来了极大的负面影响^[3].2007年后太湖经历了前所未有的高强度大规模治理^[4],有效削减了太湖入湖的氮、磷负荷,富营养化程度得到一定的控制.但近几年蓝藻水华有所反弹,对太湖水质和生态系统安全造成巨大的威胁^[5].

太湖蓝藻种类多样,包括微囊藻属(*Microcystis*)、长孢藻属(*Dolichospermum*,曾用名鱼腥藻 *Anabaena*)、束丝藻属(*Aphanizomenon*)、浮丝藻属(*Planktothrix*)等.太湖的蓝藻水华通常以微囊藻属为绝对优势^[6].然而近年来,不少报道指出长孢藻的比例有增加趋势,尤其是在水华形成初期的春季.杨柳燕等通过对太湖11年的调查发现,冬季和春季长孢藻属是东太湖和南部沿岸区的优势蓝藻属^[7],太湖梅梁湾的长孢藻含量占总蓝藻的8.4%,而在湖心区的占比更高,是太湖蓝藻第二大优势类群^[8].张民等通过对太湖1993—2015年野外数据调查分析,发现梅梁湾至湖心区的长孢藻生物量呈现较大波动变化,并升高明显^[9].

微囊藻与长孢藻的演替规律及驱动因子一直是水华相关研究关注的焦点.在全球范围内,长孢藻水华出现频率仅次于微囊藻水华^[10].长孢藻的形态、生理和有害产物具有更高的多样性.长孢藻是一类含有异形胞的丝状蓝藻,具有固氮作用.当水体中氮元素缺乏时,长孢藻等固氮蓝藻能通过固氮作用以满足自身的需求^[11].相比于微囊藻,长孢藻通常被认为更适应低温环境,最适温度在25℃左右,温度进一步升高导致其比增长速率明显下降^[12].同时,部分微囊藻能产生藻毒素抑制其他藻类的生长^[13],进一步诱导藻类群落结构发生演替^[14].在我国富营养化湖泊巢湖中,每年水华时期微囊藻和长孢藻都会出现演替^[15-16].在巢湖中,这种蓝藻水华优势物种的演替时间很短,通常持续不到1个月^[17].野外监测数据显示,巢湖春季湖水中氮浓度急剧下降^[17-18],而这一限制,可能会提高固氮蓝藻如长孢藻在浮游植物群落中的竞争优势.通过对五里湖的长期监测结果表明,由于潜在的氮限制,浮游植物的优势种群可能由微囊藻转向固氮蓝藻长孢藻^[19].但目前还不清楚,太湖地区微囊藻与长孢藻之间演替的内在规律,以及长孢藻丰度的动态变化除了与氮元素相关外是否与其他因子存在密切关联.

本文以太湖为研究对象,探究太湖不同湖区春季长孢藻的长期变化趋势及驱动因子.根据以前的研究,太湖近年来水体中营养盐浓度和局地的气候条件都发生了显著变化^[20].经过高强度的治理和修复后,太湖水体中氮的浓度显著下降,可能引起氮限制,从而增加长孢藻的竞争优势^[19];此外,太湖地区冬春季增温明显,同时风速显著下降,而且气候变化对太湖春季浮游植物的影响存在跨季节效应,即冬季的气候状况会显著影响来年春季的浮游植物生物量及群落组成^[21].我们推测太湖地区春季长孢藻的变化趋势可能也与冬春季气候变化和营养盐浓度有关.因此提出假设:营养盐浓度,尤其是氮浓度下降和冬季气象条件改变可能是太湖春季长孢藻优势上升的两个主要驱动因子.为检验上述假设,本文选取太湖2005—2019年期间太湖冬、春季气象条件和营养盐浓度以及太湖春季长孢藻生物量进行分析和讨论,为亚热带浅水湖泊冬季条件与春季浮游植物群落演替的关系提供新的视角.

1 材料与方法

1.1 研究区域

太湖(30°55'40"~31°32'58"N,119°52'32"~120°36'10"E)属于大型浅水湖泊,位于长江三角洲地区,是中

国工业化和人口最密集的地区,面积约 2238 km²,多年平均水深 1.9 m. 由于快速的经济增长和强烈的人类活动,太湖目前处于富营养化状态,蓝藻水华在春季发生并持续整个夏秋季^[22].

1.2 气象数据获取

为研究太湖地区气象条件的长期变化趋势,本文选取太湖周边的无锡、东山、湖州 3 个气象观测基本站 2005 年 1 月 1 日—2019 年 12 月 31 日的逐日气象数据,数据来自中国气象数据共享服务系统(<http://cdc.cma.gov.cn/>),站点号分别为 58354、58358、58450). 这 3 个气象站点分别位于太湖的 3 个方位,能较好地表征太湖地区气象条件的平均变化趋势. 气象指标包括风速(m/s)、气温(°C)、日照时长(h)和降雨量(mm). 通过逐日观测数据分别计算季节平均气温、季节平均风速、季节累计日照时长、季节累计降水量等. 四季划分如下:冬季(12月—次年2月)、春季(3—5月)、夏季(6—8月)和秋季(9—11月).

1.3 太湖分区采样

由于湖泊面积大,太湖生境多样,各个区域水体营养水平、沉积物性质和大型植物分布存在显著的空间差异,发生蓝藻水华的时间和强度都有所区别^[23-24]. 自 1980s 以来,太湖流域由于大量污水的排入,太湖北部和中部水质快速恶化,富营养化加速,水华暴发已成为常态现象^[25]. 梅梁湾位于太湖北部,是太湖富营养化程度最高的区域之一,其水华强度高于其他区域^[26],属于藻型湖区. 太湖湖心区营养水平较低,处于中营养水平. 竺山湖是太湖水质污染最严重的湖区之一^[27],且一直以来都是太湖蓝藻水华暴发较为严重的区域^[28]. 上述湖区一直是太湖典型的藻型生态系统. 太湖西部地区属于河口区,河口区作为河流和湖泊之间的过渡区域,受到陆地污染源沿河汇入以及河流和湖泊的双重影响^[29-30],藻类群落结构变化具有特殊性,不适合分析太湖藻类长期变化趋势以及影响因素. 贡湖湾和东太湖是太湖的草型生态系统,在雨季水生植物覆盖度较高,也是长江中下游典型的草型浅水湖泊生态类型^[31];水生植物对藻类有一定抑制作用,在滇池和洱海湖滨带也有相似的结果^[32-33]. 研究期间,贡湖湾和东太湖长孢藻生物量很小,因此本文只选择竺山湖、梅梁湾、湖心区以及南部湖区等典型的藻型生态系统进一步开展研究.

按照不同生境,太湖共布设了 14 个样点,涵盖了太湖的梅梁湾 (THL1、THL3~THL5、THL32)、竺山湖 (THL16、THL17)、南部湖区 (THL21~THL23) 和湖心区 (THL7、THL8、THL18、THL19) 共 4 个区域 (图 1). 在各个监测点位于 2005—2019 年逐月采集水样测定水质指标并且采集浮游植物样品来确定浮游植物群落结构.

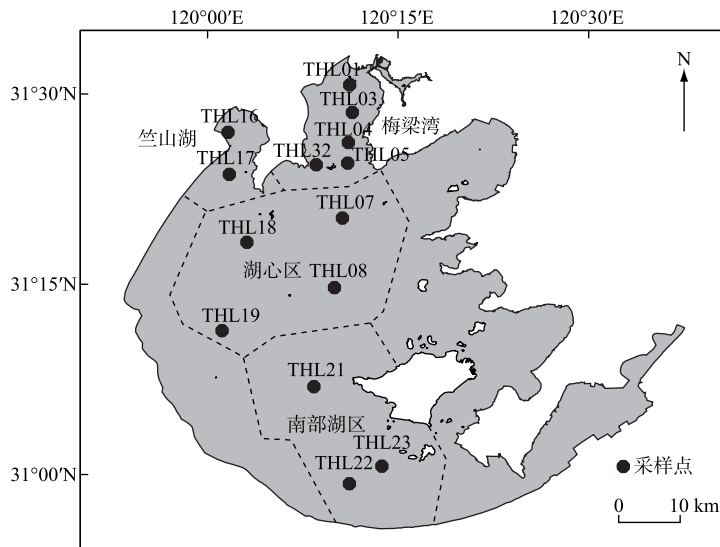


图 1 太湖采样点分布

Fig.1 Distribution of sampling sites in Lake Taihu

混合水样采用长 2 m、直径为 10 cm 的塑料管进行采集. 采用国家标准方法进行理化指标的测定, 包括水深(depth)、pH、悬浮物(SS)、电导率(Cond)和营养物质浓度. 总氮(TN)浓度采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(GB 11894—1989)测定, 总磷(TP)浓度采用钼酸铵分光光度法(GB 11893—1989)测定.

每个采样点共采集 1 L 混合水样, 用于浮游植物的鉴定和计数. 浮游植物样品用鲁哥试剂固定, 沉淀 72 h 后采用虹吸法去除上清液并浓缩至 30 mL, 参照文献[34]对浮游植物种类进行鉴定. 计数时取 0.1 mL 在显微镜下放大 400 倍计数, 浮游植物鉴定到种或属. 由于浮游植物的比重接近 1, 故可直接将浮游植物的体积换算成生物量(湿重, 单位为 mg/L), 单细胞的生物量主要根据浮游植物个体形状测量而得^[35].

1.4 统计方法

综合考虑理化和时空因素的影响, 计算太湖 4 个区域各采样点的季节平均值, 采用广义可加模型(generalized additive models, GAM)比较了 2005—2019 年不同湖区的长孢藻长期变化趋势. 广义可加模型能更好地处理此类非正态分布、非线性关系的数据^[36]. 本文主要使用 mgcv 软件包中 gam 函数实现^[37]. 首先进行方差膨胀因子(VIF)检验, 排除共线性因素^[38]. 使用矫正后的 r^2 和 P 值评估模型的拟合度和显著性^[36]. 在进入 GAM 模型拟合之前, 对数据进行预处理, 气象因素计算出 3 个气象站点的季节平均值, 营养条件和长孢藻生物量计算出不同湖区的季节平均值, 代入模型进行长期变化趋势预测.

采用偏最小二乘路径建模(partial least squares path modeling, PLS-PM)方法, 以春季长孢藻生物量为研究对象, 评估了冬季气候因子(风速、气温、日照时长、降雨量)、冬季营养水平(TN、TN/TP)、春季气候条件(风速、气温、日照时长、降雨量)和春季营养水平(TN、TN/TP)与春季长孢藻生物量的关系, 最后量化各气候条件和营养盐对长孢藻生物量变化的贡献大小. 这种方法被称为结构方程模型的偏最小二乘法(SEM), 可以评估带有潜在变量的复杂因果关系模型^[39]. PLS-PM 一般采用 GOF 指数(goodness of fit, GOF)判断模型整体拟合程度, GOF 值越大, 模型拟合程度越高; $GOF=0.10$, 模型拟合程度低; $GOF=0.25$, 模型拟合程度中等; $GOF=0.36$, 模型拟合程度高^[40]. 在 R 中使用 plsmp 运行 PLS-PM^[39].

2 结果

2.1 太湖 2005—2019 年气象因子长期变化趋势

太湖冬季平均温度为 $(5.6 \pm 0.87)^\circ\text{C}$, 2005—2019 年冬季气温无明显变化规律(GAM, 下同, $P > 0.05$). 冬季最高温度出现在 2017 年, 为 7.12°C , 在 2012 年温度出现最低值(3.7°C). 冬季平均日照时长为 333.58 h, 2005—2010 年基本保持不变, 但 2011—2019 年略有下降. 2007—2009 年太湖周边冬季风速有所上升, 2009—2019 年显著下降($r^2=0.72, P < 0.01$). 冬季降雨量从 2005 年的 260 mm 降至 2011 年的 105 mm 左右, 随后又上升至 200 mm 左右(图 2).

太湖春季平均温度为 $(16.405 \pm 0.75)^\circ\text{C}$, 2005—2019 年春季气温无明显变化规律($P > 0.05$), 在 2010 年出现最低值(14.28°C). 春季平均日照时长为 516.61 h, 近 15 年无明显变化规律($P > 0.05$), 且 2016 年最低(273.83 h). 太湖春季平均风速逐年显著下降($r^2=0.74, P < 0.01$), 春季风速大都小于 3 m/s. 春季平均降雨量为 279.77 mm, 2005—2019 年降雨量无明显规律($P > 0.05$)(图 3).

2.2 太湖不同湖区水质长期变化趋势及区域差异

太湖 4 个湖区冬、春季 TN、TP 浓度之间存在差异. 冬、春季 TN、TP 浓度最高的是竺山湖, 冬、春季 TN 浓度最低的是南部湖区, 冬季梅梁湾 TP 浓度最低, 春季南部湖区 TP 浓度最低(附图 I). 太湖这 4 个湖区中, 竺山湖是富营养化程度最高的湖区.

太湖不同湖区冬季营养盐浓度的长期变化趋势也存在差异. 2005—2019 年冬季, 梅梁湾 TN 浓度呈显著下降趋势($r^2=0.96, P < 0.01$), 从 5.8 mg/L 下降至约 2 mg/L; 湖心区 TN 浓度呈显著下降趋势($r^2=0.59, P < 0.01$)并且 2015—2019 年保持在平均值为 3 mg/L 左右; 竺山湖 TN 浓度偏高, 这 15 年间 TN 浓度都在 5 mg/L 以上, 从 2010 年之后有明显下降趋势; 南部湖区 TN 浓度无明显变化趋势($P > 0.05$)(图 4).

2005—2019 年冬季, 太湖 4 个湖区 TP 浓度的长期变化趋势存在空间差异. 梅梁湾冬季 TP 浓度总体呈显著下降趋势($r^2=0.68, P < 0.01$), 从 2006 年最高的 0.135 mg/L 降至 0.07 mg/L 左右; 湖心区冬季 TP 浓度除了 2012 年达到最高(0.18 mg/L), 其余年份基本平稳在 0.12 mg/L 左右; 竺山湖冬季 TP 浓度在 4 个湖区

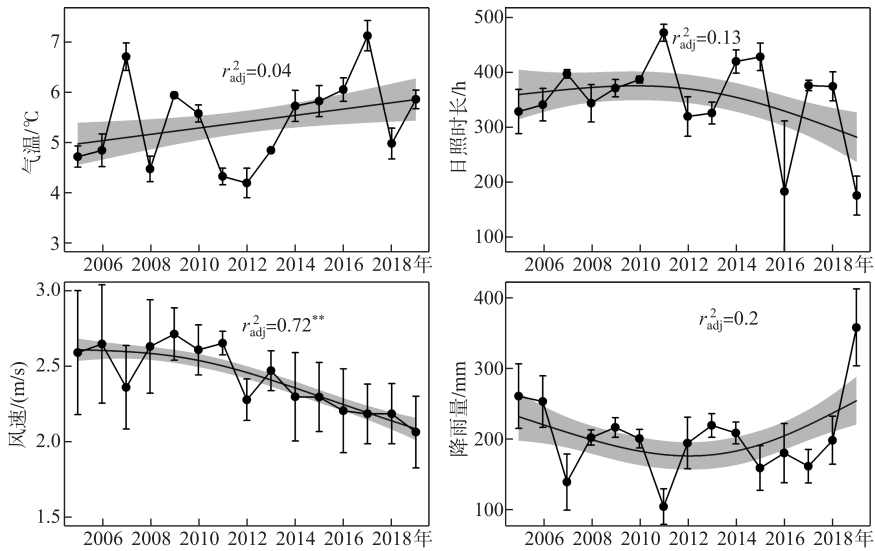


图2 2005—2019年冬季太湖气温、日照时长、风速和降雨量的长期变化趋势(实线代表广义可加模型(GAM)估计的长期趋势,阴影区域是估计的标准误差. r^2_{adj} :校正后的 r^2 ; **: $P<0.01$; *: $P<0.05$)

Fig.2 Long-term trends of meteorological factors (air temperature, sunshine duration, wind speed and rainfall) in Lake Taihu in winter from 2005 to 2019 (The solid line represents the long-term trends of annual mean values estimated by generalized additive models (GAM), and the shaded area represents the standard error of the estimate, r^2_{adj} :adjusted r square of GAM; **: $P<0.01$; *: $P<0.05$)

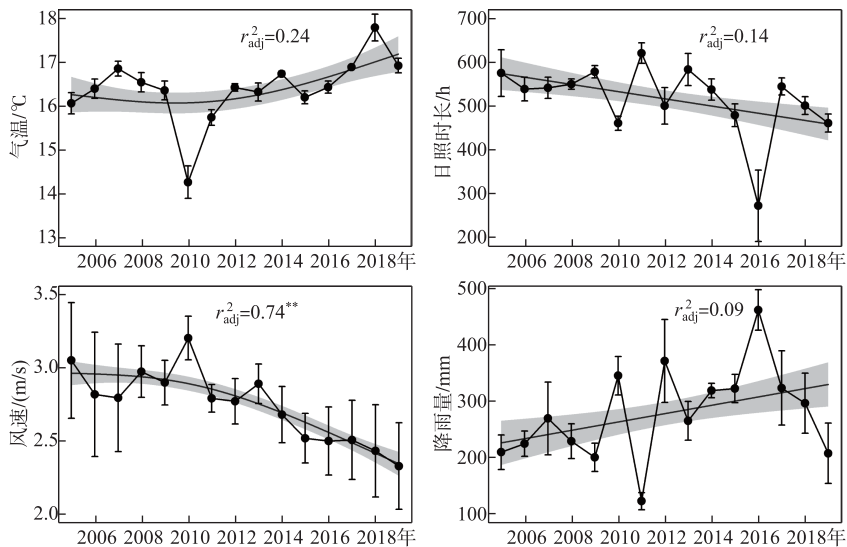


图3 2005—2019年春季太湖气温、日照时长、风速和降雨量的长期变化趋势(实线代表广义可加模型(GAM)估计的长期趋势,阴影区域是估计的标准误差. r^2_{adj} :校正后的 r^2 ; **: $P<0.01$; *: $P<0.05$)

Fig.3 Long-term trends of meteorological factors (air temperature, sunshine duration, wind speed and rainfall) in Lake Taihu in spring from 2005 to 2019 (The solid line represents the long-term trends of annual mean values estimated by generalized additive models (GAM), and the shaded area represents the standard error of the estimate, r^2_{adj} :adjusted r square of GAM; **: $P<0.01$; *: $P<0.05$)

中最高,平均为 0.188 mg/L,2005—2008 年 TP 浓度持续增高,2008 年以后呈下降趋势;南部湖区冬季平均 TP 浓度为 0.114 mg/L,2005—2019 年无明显变化趋势($P>0.05$) (图 4)。

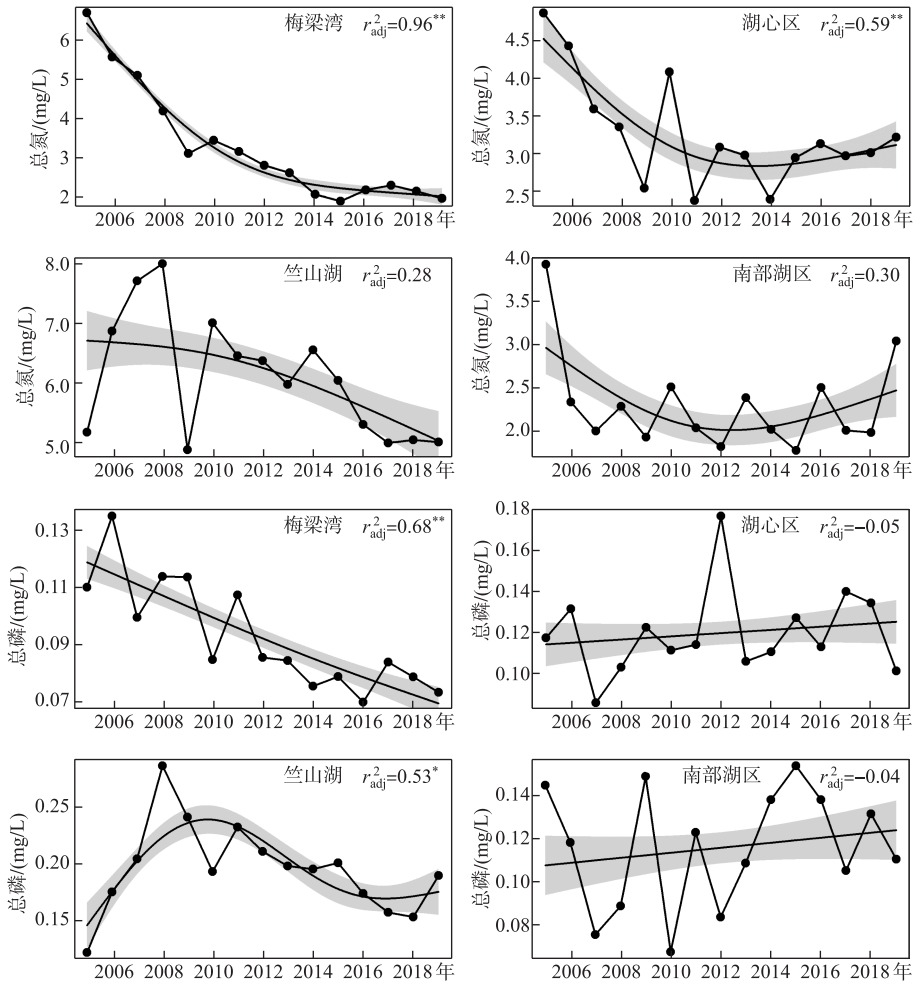


图 4 2005—2019 年冬季太湖不同湖区总氮(TN)、总磷(TP)浓度的长期变化趋势(实线代表广义可加模型估计的长期趋势,阴影区域是估计的标准误差。 r_{adj}^2 :校正后的 r^2 ; **: $P<0.01$; *: $P<0.05$)

Fig.4 Long-term trends of total nitrogen and total phosphorus concentrations in different areas of Lake Taihu in winter from 2005 to 2019 (The solid line represents the long-term trends of annual mean values estimated by generalized additive models (GAM), and the shaded area is the standard error of the estimate, r_{adj}^2 : adjusted r square of GAM; **: $P<0.01$; *: $P<0.05$)

太湖不同湖区春季营养盐浓度长期变化趋势也存在差异。2005—2019 年春季,梅梁湾、湖心区、竺山湖以及南部湖区 TN 浓度均呈显著下降趋势($P<0.01$)。梅梁湾春季 TN 浓度从 6.8 mg/L 下降至约 2.3 mg/L;湖心区春季 TN 浓度从 5.5 mg/L 降低至 2.5 mg/L 左右;竺山湖春季 TN 浓度最高,这 15 年间 TN 平均浓度为 6.1 mg/L;南部湖区春季 TN 浓度总体呈下降趋势,但在 2010 年出现最大值(图 5)。

太湖 4 个湖区春季 TP 浓度存在空间差异。2005—2019 年春季 4 个区域 TP 浓度的长期变化趋势均无显著变化规律,竺山湖春季 TP 浓度总体呈下降趋势(图 5)。

2.3 太湖不同湖区长孢藻组成比例变化趋势

总体而言,太湖各个区域春季长孢藻生物量过去 15 年来都有增加的现象(图 6)。本研究发现竺山湖春

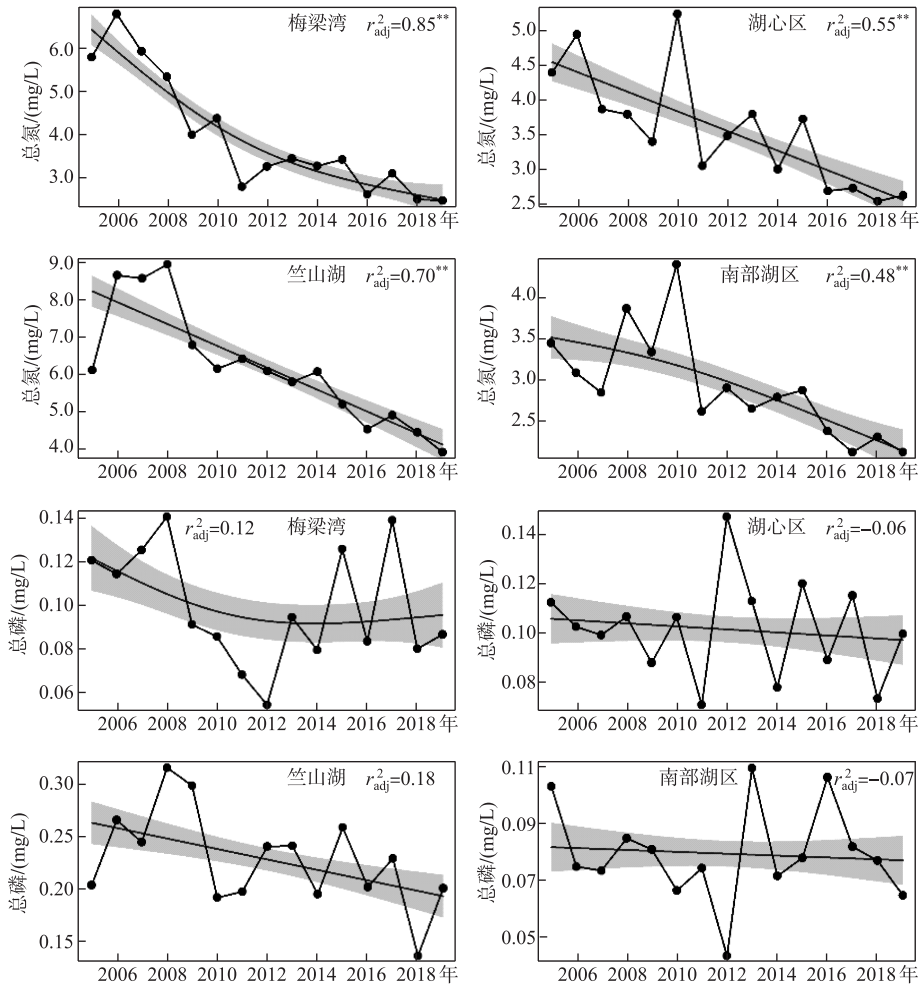


图 5 2005—2019 年春季太湖不同湖区总氮(TN)、总磷(TP)长期变化趋势(实线代表广义可加模型估计的长期趋势,阴影区域是估计的标准误差。 r^2_{adj} :校正后的 r^2 ; **: $P<0.01$; *: $P<0.05$)

Fig.5 Long-term trends of total nitrogen and total phosphorus concentrations in different areas of Lake Taihu in spring from 2005 to 2019 (The solid line represents the long-term trends of annual mean values estimated by generalized additive models (GAM), and the shaded area is the standard error of the estimate, r^2_{adj} :adjusted r square of GAM; **: $P<0.01$; *: $P<0.05$)

季长孢藻生物量最多,其次是湖心区. 2005—2019 年梅梁湾区域长孢藻生物量总体有增加的现象($r^2 = 0.31$, $P<0.05$),平均值为 0.09 mg/L ,2016 年长孢藻生物量达到最大值 0.47 mg/L (图 6),并且占优势蓝藻的比例为 80%(附图 II);湖心区春季长孢藻生物量在 2011—2018 年持续增加,2005—2019 年春季长孢藻平均生物量为 0.11 mg/L ,占优势蓝藻的平均比例约为 32%(附图 II);春季竺山湖长孢藻总体有上升趋势,2005—2019 年平均生物量为 0.15 mg/L ,并且在 2016 年达到最大值,生物量为 1 mg/L 左右,占优势蓝藻的比例大于 60%(附图 II). 南部湖区 2005—2019 年春季长孢藻平均生物量最低,约为 0.05 mg/L .

2.4 环境因子对长孢藻生物量变化的贡献

在太湖,春季长孢藻生物量受到冬、春季营养物质以及冬、春季气候条件不同程度的直接或间接影响. 梅梁湾、湖心区、竺山湖和南部湖区模型拟合 GOF 值分别为 0.53、0.40、0.46 和 0.36(图 7),模型拟合程度较

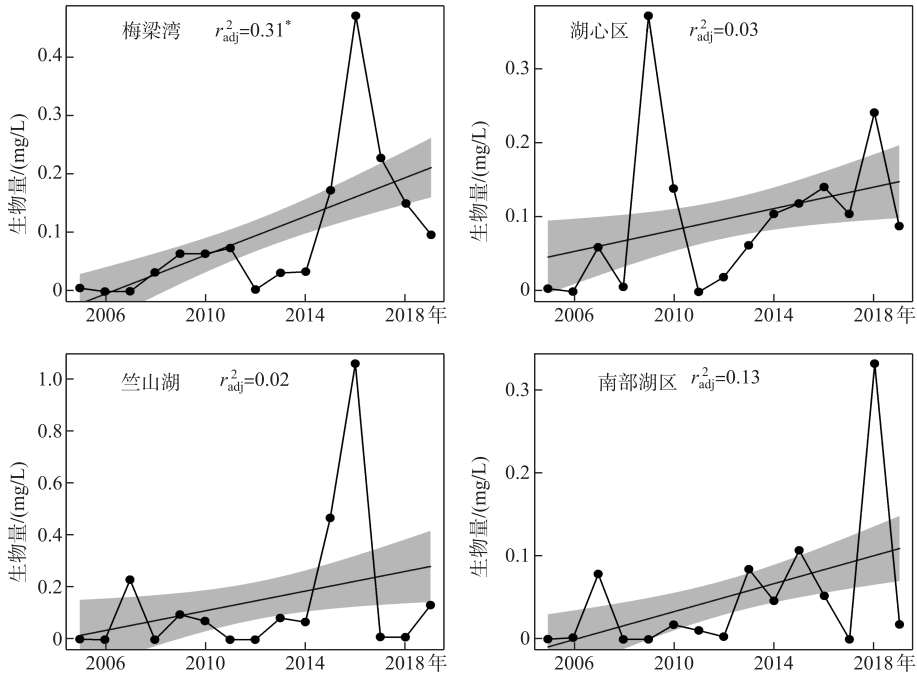


图 6 2005—2019 年春季太湖不同湖区长孢藻生物量的长期变化趋势(实线代表广义可加模型估计的长期趋势,阴影区域是估计的标准误差. r_{adj}^2 :校正后的 r^2 ; **: $P<0.01$, * : $P<0.05$)

Fig.6 Long-term trends of *Dolichospermum* biomass in different areas of Lake Taihu in spring from 2005 to 2019 (The solid line represents the long-term trends of annual mean values estimated by generalized additive models (GAM), and the shaded area represents the standard error of the estimate, r_{adj}^2 :adjusted r square of GAM; **: $P<0.01$; * : $P<0.05$)

好,结果可信.梅梁湾春季长孢藻生物量受春季气候条件的显著影响,其次是春季营养盐(图 7a);湖心区春季长孢藻生物量主要受冬季气候条件的显著影响,其次是春季气候条件(图 7b);竺山湖和南部湖区都受到春季气候条件的直接显著影响,并受冬季气候条件的间接显著影响(图 7c,d).

在梅梁湾湖区,春季气候条件和春季营养盐(日照时长、风速和氮磷比)在春季长孢藻生物量的长期变化中发挥着重要作用(附图 III a),春季营养盐主要受冬季营养盐和春季气候条件的影响;湖心区,春季长孢藻生物量主要受冬季气候条件(冬季风速、温度、日照时长)影响,同时也受春季气候条件(春季风速、温度)影响(附图 III b);竺山湖春季长孢藻生物量主要受春季气候条件(春季风速、日照时长)和冬季气候条件(冬季风速、日照时长)的影响(附图 III c);南部湖区春季长孢藻生物量取决于春季气候条件(春季温度、风速)和冬季气候条件(冬季风速)(附图 III d).

3 讨论与结论

本研究利用 2005—2019 年太湖地区气象、环境和生物要素监测数据,评估了我国亚热带大型浅水湖泊太湖冬、春季气候条件和营养水平对春季长孢藻生物量长期变化趋势以及空间差异的影响.结果显示太湖不同湖区近些年来春季长孢藻生物量均有升高的现象,尤其是在富营养程度较高的竺山湖,其次是梅梁湾、南部湖区等区域(图 6).

不同湖区长孢藻生物量增加的主要驱动因素存在差异(图 7).太湖是典型的大型浅水湖泊,营养物质、沉水植物、浮游植物等因子的空间分布具有显著的空间异质性^[23-24],这可能是导致长孢藻生物量变化的主要驱动因子存在空间差异的原因.在湖心区,由于吹程较大,频繁受到风浪等扰动,水体长期处于浑浊状态,

因此风速降低能增加水下光场,促进长孢藻形成优势;冬季出现较高温度时可能会促进冬季微囊藻的生长^[41],导致以微囊藻为优势种的蓝藻水华在早春提前暴发,同时降低春季长孢藻的生物量.湖心区 TN 浓度显著降低至较低水平(图 5),春季营养盐与春季长孢藻生物量呈负相关(图 7),导致湖心区春季长孢藻生物量增加(图 6).这与以往的控制实验和观测结果相一致^[41-42].太湖长孢藻生物量的波动趋势与 TN 浓度的波动趋势相反.湖心区也是营养盐水平偏低的区域,所以藻类生长容易受到营养盐的制约.梅梁湾、竺山湖等湖区是承接外源污染负荷的主要区域,均属于富营养化程度较高的区域.在太湖的研究表明,营养盐水平较高时,气候条件成为浮游植物群落演替的主要影响因素.春季较低的风速和较短的日照时长均显著促进了长孢藻的生长(附图 III a,c,d).在梅梁湾湖区,春季 TN/TP 对春季营养盐水平的贡献比较大(附图 III a),导致春季营养物质对春季长孢藻生物量的影响较大,与其他湖区相比,春季营养盐的贡献要大于冬季气候的贡献,这可能是因为梅梁湾湖区的营养盐,尤其是 TN 浓度,相比于其他湖区下降最为明显(图 5).同时春季气候条件是梅梁湾湖区春季长孢藻生物量增加的最重要影响因素.与梅梁湾不同,竺山湖春季营养物质对春季长孢藻生物量的影响很小,是因为在营养盐水平相对较高时,长孢藻生物量与营养盐浓度没有关系^[42].气候变化在富营养湖泊中的影响大于贫营养湖泊,特别是对冬、春季生物活性极低的蓝藻而言^[43].长孢藻属于固氮蓝藻,在不同湖区长孢藻营养盐利用效率可能存在差异,导致不同湖区营养盐对春季长孢藻生物

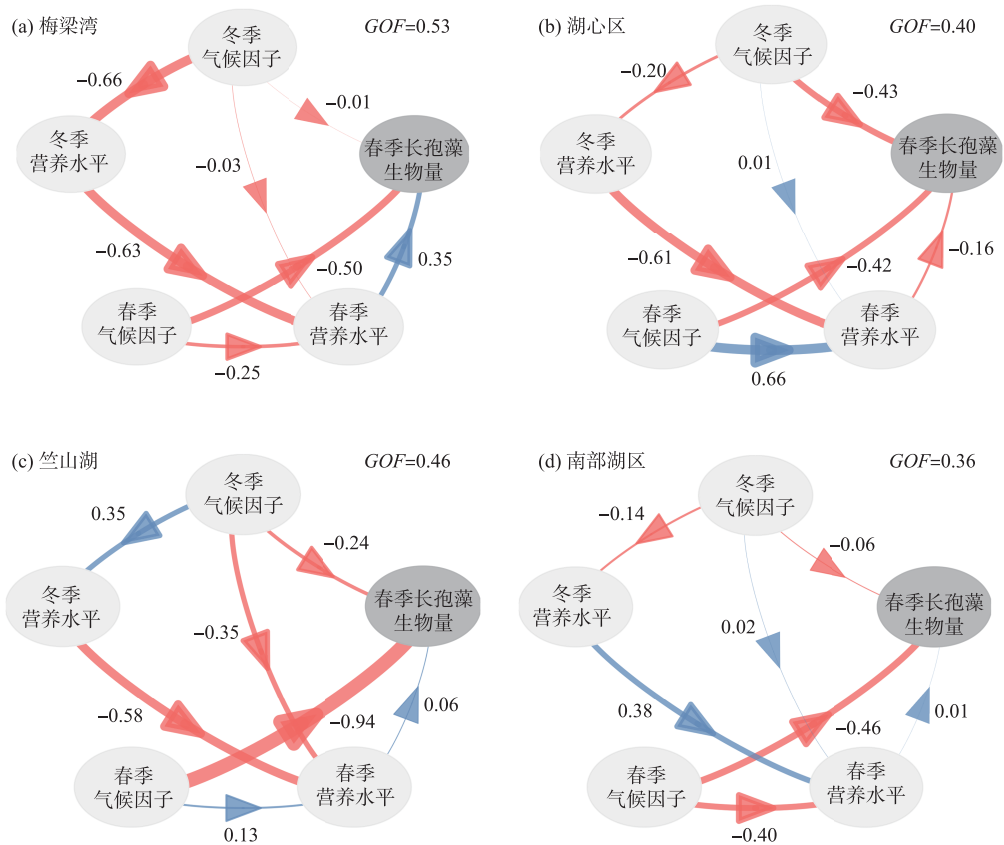


图 7 偏最小二乘路径建模(PLS-PM)确定冬季气候条件、冬季营养盐水平、春季气候条件和春季营养盐水平对春季长孢藻生物量的影响路径(蓝色箭头表示呈正相关;红色箭头表示负相关,数字代表贡献相对大小)

Fig.7 The effect paths of winter meteorological factors, winter nutrients, spring meteorological factors, spring nutrients on the spring *Dolichospermum* as determined by partial least squares path modeling (PLS-PM) (The blue arrow indicates a positive correlation; the red arrow indicates a negative correlation, and the numbers represent the relative contribution)

量的贡献不同。

基于不同湖区的分析结果,研究结论与我们前面的假设基本一致,春季气候条件主要影响春季长孢藻生物量变化,同时,值得注意的是冬季气候条件对太湖春季长孢藻生物量变化也有重要的影响,尤其是在湖心区;同时冬季气候条件还是竺山湖和南部湖区春季长孢藻的次要影响因素。冬季气候可以通过两种途径来影响春季长孢藻生物量^[21]。首先,冬季气候对冬季湖区内浮游植物群落结构和藻类生物量产生直接影响,进而影响春季浮游植物群落结构和藻类生物量。太湖是典型的大型浅水湖泊,受风浪影响水体通常比较浑浊,在富营养化湖区透明度仅有 20 cm 左右,因此光照强度是冬季和春季浮游植物演替重要的影响因素^[44]。长期气象数据结果显示,太湖 15 年来冬季风速明显下降(图 3),较低的风速会减少沉积物再悬浮,降低水柱中悬浮物浓度,从而改善水下光场条件,引起藻类群落结构发生变化^[45]。普遍认为在温带湖泊中温度是影响浮游植物生长的重要因素^[46-47],但是我们的研究发现,冬季增温并没有成为春季长孢藻生物量变化的最重要因素,这可能是由于太湖冬季平均气温(2005—2019 年冬季平均气温为 $(5.6 \pm 0.87)^\circ\text{C}$) 比较高^[48],浮游植物在冬季并没有停止生长,而是以相对较低的生长速率生长,并在春夏季外界条件适宜时快速繁殖,形成水华^[49]。另一个途径是冬季气候条件可以影响冬季的营养水平,从而影响春季的营养盐浓度,最终影响长孢藻的生长^[43]。风速下降增加了水柱稳定性,从而导致底部出现缺氧/厌氧条件^[50],加剧底泥中有机态营养盐矿化降解并释放到水柱中^[51-52]。本文结果显示第一个途径比后者扮演着更重要的角色,这可能是由于太湖整体上属于富营养湖泊,浮游植物类群一般受湖泊物理因素影响而对营养盐水平变化不再敏感。太湖营养盐水平较高,气候条件成为浮游植物群落演替的主要影响因素^[53]。研究表明,当 TP 浓度大于 0.059 mg/L 时,藻类生长速率和生物量不随磷浓度增加而增加^[54]。当氮、磷浓度均比较充足时,氮磷比对蓝藻生长速率已经没有影响^[55]。之前有关太湖、巢湖和滇池长孢藻影响因素的研究表明,长孢藻生物量表现出湖泊特异性,并且在太湖长孢藻的变化与营养盐浓度没有关系^[42]。与之类似,本文发现在营养盐水平较高的梅梁湾、竺山湖、南部湖区,春季气候条件对春季长孢藻生物量的影响更重要。

总的来说,太湖不同湖区长孢藻生物量近年来均有所增加,但不同湖区的主要影响因素不同。在湖心区,冬季气候条件、春季营养盐水平和春季气候条件是春季长孢藻生物量变化的主要影响因子;而在梅梁湾、竺山湖和南部湖区,由于营养盐水平相对较高,气候因子是春季长孢藻生物量变化的重要影响因子。上述结果说明气候变化对湖泊的影响受到不同湖区本身特征的调节。

致谢:感谢中国科学院南京地理与湖泊研究所太湖湖泊生态系统研究站提供太湖历史监测资料;感谢何云川和张庆吉等在数据分析中给予的帮助。

4 附录

附图 I ~ III 见电子版(DOI: 10.18307/2022.0303)。

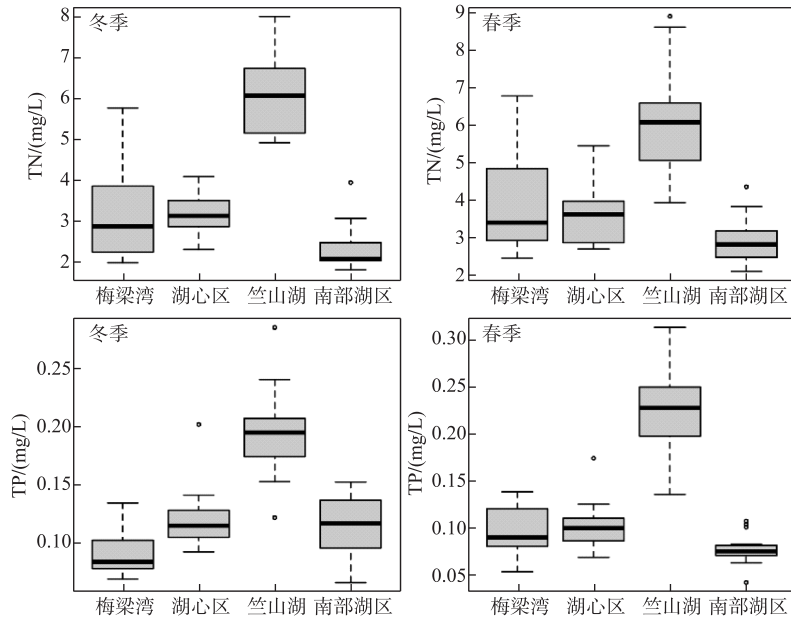
5 参考文献

- [1] Jia XL, Zhou Y, Yan JL *et al.* Sustainable development of an ecological-economic system in the Taihu Lake city cluster based on emergy analysis. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, **39**(17): 6487-6499. DOI: 10.5846/stxb201801050028. [贾小乐, 周源, 延建林等. 基于能值分析的环太湖城市群生态经济系统可持续发展研究. 生态学报, 2019, **39**(17): 6487-6499.]
- [2] Qin BQ, Zhu GW, Gao G *et al.* A drinking water crisis in Lake Taihu, China: Linkage to climatic variability and lake management. *Environmental Management*, 2010, **45**(1): 105-112. DOI: 10.1007/s00267-009-9393-6.
- [3] Shang ZT, Ren J, Qin MR *et al.* Relationships between climatic change and cyanobacterial bloom in Taihu Lake. *Chinese Journal of Ecology*, 2010, **29**(1): 55-61. DOI: 10.13292/j.1000-4890.2010.0047. [商兆堂, 任健, 秦铭荣等. 气候变化与太湖蓝藻暴发的关系. 生态学杂志, 2010, **29**(1): 55-61.]
- [4] Qin BQ. Shallow lake limnology and control of eutrophication in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2020, **32**(5): 1229-1243. DOI: 10.18307/2020.0501. [秦伯强. 浅水湖泊湖沼学与太湖富营养化控制研究. 湖泊科学, 2020, **32**(5): 1229-1243.]
- [5] Dai XL, Qian PQ, Ye L *et al.* Changes in nitrogen and phosphorus concentrations in Lake Taihu, 1985-2015. *J Lake Sci*, 2016, **28**(5): 935-943. DOI: 10.18307/2016.0502. [戴秀丽, 钱佩琪, 叶凉等. 太湖水体氮、磷浓度演变趋势

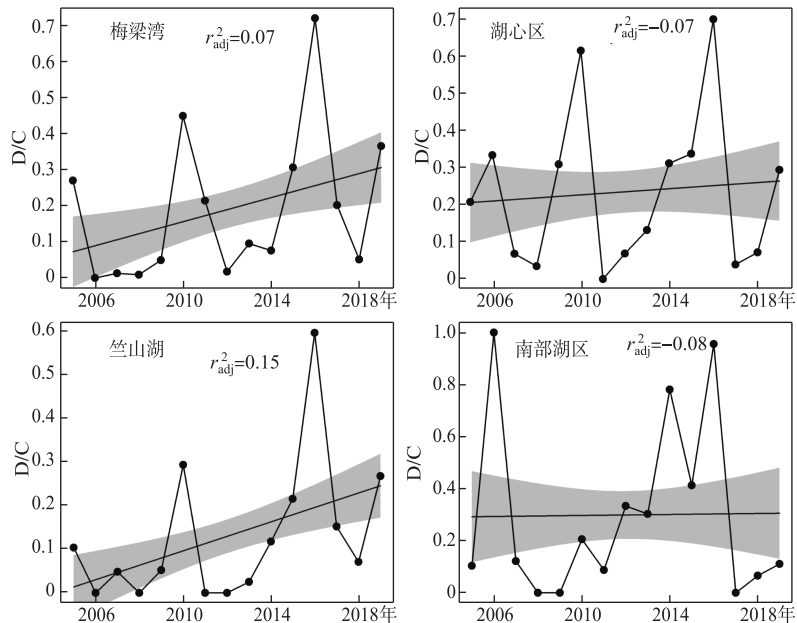
- (1985—2015年). 湖泊科学, 2016, **28**(5): 935-943.]
- [6] Gorham T, Jia YY, Shum CK *et al.* Ten-year survey of cyanobacterial blooms in Ohio's waterbodies using satellite remote sensing. *Harmful Algae*, 2017, **66**: 13-19. DOI: 10.1016/j.hal.2017.04.013.
- [7] Yang LY, Yang XY, Ren LM *et al.* Mechanism and control strategy of cyanobacterial bloom in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2019, **31**(1): 18-27. DOI: 10.18307/2019.0102. [杨柳燕, 杨欣妍, 任丽曼等. 太湖蓝藻水华暴发机制与控制对策. 湖泊科学, 2019, **31**(1): 18-27.]
- [8] Liu X, Lu XH, Chen YW. The effects of temperature and nutrient ratios on *Microcystis* blooms in Lake Taihu, China: An 11-year investigation. *Harmful Algae*, 2011, **10**(3): 337-343. DOI: 10.1016/j.hal.2010.12.002.
- [9] Zhang M, Shi XL, Yang Z *et al.* Characteristics and driving factors of the long-term shifts between *Microcystis* and *Dolichospermum* in Lake Taihu and Lake Chaohu. *J Lake Sci*, 2021, **33**(4): 1051-1061. DOI: 10.18307/2021.0408. [张民, 史小丽, 阳振等. 太湖和巢湖中微囊藻(*Microcystis*)与长孢藻(*Dolichospermum*)的长时序变化及其驱动因子. 湖泊科学, 2021, **33**(4): 1051-1061.]
- [10] Zhang SP, Jia NN, Wang HB *et al.* Isolation and algicidal characteristics of one novel algicidal bacterium on *Anabaena eucompacta*. *J Lake Sci*, 2018, **30**(5): 1343-1350. DOI: 10.18307/2018.0516. [张嗣萍, 贾楠楠, 王红兵等. 一株新型鱼腥藻溶藻细菌的分离鉴定及其溶藻特性. 湖泊科学, 2018, **30**(5): 1343-1350.]
- [11] Ren XX, Jiang H, Leng X *et al.* Ecological significance and industrial application of extracellular polysaccharides from cyanobacteria; A review. *Chinese Journal of Ecology*, 2013, **32**(3): 762-771. DOI: 10.13292/j.1000-4890.2013.0099. [任欣欣, 姜昊, 冷欣等. 蓝藻胞外多糖的生态学意义及其工业应用. 生态学杂志, 2013, **32**(3): 762-771.]
- [12] Chang FY, Pan XJ, Kang LJ *et al.* A study on the growth and some physiological characteristics of *Anabaena spiroides* isolated from Lake Erhai. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2009, **33**(3): 385-390. DOI: 10.3724/SP.J.0000.2009.30385. [常锋毅, 潘晓洁, 康丽娟等. 洱海螺旋鱼腥藻生长生理特性的初步研究. 水生生物学报, 2009, **33**(3): 385-390.]
- [13] Gan NQ, Wei N, Song LR. Recent progress in research of the biological function of microcystins. *J Lake Sci*, 2017, **29**(1): 1-8. DOI: 10.18307/2017.0101. [甘南琴, 魏念, 宋立荣. 微囊藻毒素生物学功能研究进展. 湖泊科学, 2017, **29**(1): 1-8.]
- [14] Liu GF, Han SQ, Liu XZ *et al.* The environmental effects of algae bloom cluster: Impact on the antioxidant enzyme activities of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *J Lake Sci*, 2016, **28**(1): 31-39. DOI: 10.18307/2016.0104. [刘国锋, 韩士群, 刘学芝等. 藻华聚集的环境效应: 对漂浮植物水葫芦(*Eichhornia crassipes*)抗氧化酶活性的影响. 湖泊科学, 2016, **28**(1): 31-39.]
- [15] Liu Y, Xu Y, Xiao P *et al.* Genetic analysis on *Dolichospermum* (Cyanobacteria; sensu *Anabaena*) populations based on the culture-independent clone libraries revealed the dominant genotypes existing in Lake Taihu, China. *Harmful Algae*, 2014, **31**: 76-81. DOI: 10.1016/j.hal.2013.09.012.
- [16] Wang ZC, Li ZJ, Li DH. A niche model to predict *Microcystis* bloom decline in Chaohu Lake, China. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 2012, **30**(4): 587-594. DOI: 10.1007/s00343-012-1254-0.
- [17] Jia XH, Shi DJ, Shi MH *et al.* Formation of cyanobacterial blooms in Lake Chaohu and the photosynthesis of dominant species hypothesis. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, **31**(11): 2968-2977. [贾晓会, 施定基, 史绵红等. 巢湖蓝藻水华形成原因探索及“优势种光合假说”. 生态学报, 2011, **31**(11): 2968-2977.]
- [18] Deng DG, Xie P, Zhou Q *et al.* Studies on temporal and spatial variations of phytoplankton in Lake Chaohu. *Journal of Integrative Plant Biology*, 2007, **49**(4): 409-418. DOI: 10.1111/j.1744-7909.2007.00390.x.
- [19] Deng JM, Tang XM, Qin BQ *et al.* Decreasing nitrogen loading and climate change promotes the occurrence of nitrogen-fixing cyanobacteria in a restored city lake. *Hydrobiologia*, 2020, **847**(13): 2963-2975. DOI: 10.1007/s10750-020-04299-7.
- [20] Xu H, Qin BQ, Zhu GW. Nutrient limitation of cyanobacterial growth in different regions of Lake Taihu in summer. *China Environmental Science*, 2012, **32**(12): 2230-2236. [许海, 秦伯强, 朱广伟. 太湖不同湖区夏季蓝藻生长的营养盐限制研究. 中国环境科学, 2012, **32**(12): 2230-2236.]
- [21] Deng JM, Salmaso N, Jeppesen E *et al.* The relative importance of weather and nutrients determining phytoplankton assemblages differs between seasons in large Lake Taihu, China. *Aquatic Sciences*, 2019, **81**(3): 1-14. DOI: 10.1007/s00027-019-0645-0.
- [22] Li W, Qin BQ. Dynamics of spatiotemporal heterogeneity of cyanobacterial blooms in large eutrophic Lake Taihu, China.

- Hydrobiologia*, 2019, **833**(1): 81-93. DOI: 10.1007/s10750-019-3883-1.
- [23] Qin BQ. The changing environment of Lake Taihu and its ecosystem responses. *Journal of Freshwater Ecology*, 2015, **30**(1): 1-3. DOI: 10.1080/02705060.2014.992053.
- [24] Zhang YL, Liu XH, Qin BQ *et al.* Aquatic vegetation in response to increased eutrophication and degraded light climate in eastern Lake Taihu: Implications for lake ecological restoration. *Scientific Reports*, 2016, **6**: 23867. DOI: 10.1038/srep23867.
- [25] Qin BQ, Xu PZ, Wu QL *et al.* Environmental issues of Lake Taihu, China. *Hydrobiologia*, 2007, **581**(1): 3-14. DOI: 10.1007/s10750-006-0521-5.
- [26] 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.
- [27] Wang WW, Jiang X, Wang SH *et al.* Calculation of environmental dredging depth of contaminated sediments in Zhushan Bay of Taihu Lake. *China Environmental Science*, 2011, **31**(6): 1013-1018. [王雯雯, 姜霞, 王书航等. 太湖竺山湾污染底泥环保疏浚深度的推算. 中国环境科学, 2011, **31**(6): 1013-1018.]
- [28] Xue YG, Liu F, Sun M *et al.* Community structure and influencing factors of bacterioplankton in spring in Zhushan Bay, Lake Taihu. *Environmental Science*, 2018, **39**(3): 1151-1158. DOI: 10.13227/j.hjxk.201707164. [薛银刚, 刘菲, 孙萌等. 太湖竺山湾春季浮游细菌群落结构及影响因素. 环境科学, 2018, **39**(3): 1151-1158.]
- [29] Liu FX, Jiang Y, Wang JL *et al.* Assessment of water quality in the estuarine area (west of Wangyu River) of Gonghu Bay, Taihu Lake, China. *Acta Agriculturae Shanghai*, 2019, **35**(3): 50-57. [刘福兴, 蒋媛, 王俊力等. 太湖贡湖湾(望虞河以西)主要河口区域水质状况评价. 上海农业学报, 2019, **35**(3): 50-57.]
- [30] Ma TT, Fan YM, Li KY *et al.* Ecological health assessment of main estuaries of Lake Taihu based on phytoplankton index of biotic integrity. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2021, **37**(4): 501-508. [马廷婷, 范亚民, 李宽意等. 基于浮游植物完整性指数的太湖主要河口生态健康评价. 生态与农村环境学报, 2021, **37**(4): 501-508.]
- [31] Li LH, Wu JB, Lu XL *et al.* A preliminary study on the seasonal succession of aquatic plants in east Taihu Lake and their algae-inhibiting effects. *Journal of Zhejiang Agricultural Sciences*, 2016, **57**(2): 288-291, 293. [李灵慧, 吴建斌, 陆雪林等. 东太湖水生植物季节演替及抑藻效应初探. 浙江农业科学, 2016, **57**(2): 288-291, 293.]
- [32] Yao C, Hu XZ, Jiang X *et al.* Macrophytes restoration and its effects on eutrophication control in rehabilitated lakeshore zone of Gonghu Bay, Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2021, **33**(6): 1626-1638. DOI: 10.18307/2021.0602. [姚程, 胡小贞, 姜霞等. 太湖贡湖湾人工湖滨带水生植物恢复及其富营养化控制. 湖泊科学, 2021, **33**(6): 1626-1638.]
- [33] Xie J, Wu DY, Chen XC *et al.* Relationship between aquatic vegetation and water quality in littoral zones of Lake Dianchi and Lake Erhai. *Environmental Science & Technology*, 2013, **36**(2): 55-59. [谢杰, 吴德意, 陈雪初等. 滇池和洱海湖滨带水生植被状况与水质的关系研究. 环境科学与技术, 2013, **36**(2): 55-59.]
- [34] Hu HJ, Wei YX eds. Chinese freshwater algae—systems, classification and ecology. Beijing: Science Press, 2006. [胡鸿钧, 魏印心. 中国淡水藻类——系统、分类及生态. 北京: 科学出版社, 2006.]
- [35] Qian KM, Liu X, Chen YW. A review on methods of cell enumeration and quantification of freshwater phytoplankton. *J Lake Sci*, 2015, (5): 767-775. DOI: 10.18307/2015.0502. [钱奎梅, 刘霞, 陈宇炜. 淡水浮游植物计数与定量方法. 湖泊科学, 2015, (5): 767-775.]
- [36] Deng JM, Qin BQ, Wang BW. Quick implementing of generalized additive models using R and its application in blue-green algal bloom forecasting. *Chinese Journal of Ecology*, 2015, **34**(3): 835-842. DOI: 10.13292/j.1000-4890.2015.0113. [邓建明, 秦伯强, 王博雯. 广义可加模型在 R 中的快捷实现及蓝藻水华预测分析中的应用. 生态学杂志, 2015, **34**(3): 835-842.]
- [37] Maïndonald J. Generalized additive models; An introduction with R. *Journal of Statistical Software*, 2006, **16**(Book Review 3): 1-2. DOI: 10.18637/jss.v016.b03.
- [38] Zuur AF, Ieno EN, Elphick CS. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 2010, **1**(1): 3-14. DOI: 10.1111/j.2041-210x.2009.00001.x.
- [39] Sanchez G ed. PLS path modeling with R. Berkeley: Trowchez Editions, 2013, **383**: 2013.
- [40] Henseler J, Sarstedt M. Goodness-of-fit indices for partial least squares path modeling. *Computational Statistics*, 2013, **28**(2): 565-580. DOI: 10.1007/s00180-012-0317-1.
- [41] Paerl HW, Xu H, Hall NS *et al.* Controlling cyanobacterial blooms in hypertrophic Lake Taihu, China: Will nitrogen re-

- ductions cause replacement of non-N₂ fixing by N₂ fixing taxa?. *PLoS One*, 2014, **9**(11): e113123. DOI: 10.1371/journal.pone.0113123.
- [42] Shan K, Song LR, Chen W *et al.* Analysis of environmental drivers influencing interspecific variations and associations among bloom-forming cyanobacteria in large, shallow eutrophic lakes. *Harmful Algae*, 2019, **84**: 84-94. DOI: 10.1016/j.hal.2019.02.002.
- [43] Paerl HW, Huisman J. Blooms like it hot. *Science*, 2008, **320**(5872): 57-58. DOI: 10.1126/science.1155398.
- [44] Mur LR, Schreurs H. Light as a selective factor in the distribution of phytoplankton species. *Water Science and Technology*, 1995, **32**(4): 25-34. DOI: 10.1016/0273-1223(95)00676-1.
- [45] Zhang YL, Qin BQ, Hu WP *et al.* Temporal-spatial variations of euphotic depth of typical lake regions in Lake Taihu and its ecological environmental significance. *Science in China: Series D*, 2006, **49**(4): 431-442. DOI: 10.1007/s11430-006-0431-4.
- [46] Tan X, Kong FX, Zhang M *et al.* Recruitment of phytoplankton from winter sediment of Lake Taihu: A laboratory simulation. *Journal of Freshwater Ecology*, 2009, **24**(2): 339-341. DOI: 10.1080/02705060.2009.9664302.
- [47] Lehman PW, Boyer G, Satchwell M *et al.* The influence of environmental conditions on the seasonal variation of *Microcystis* cell density and microcystins concentration in San Francisco Estuary. *Hydrobiologia*, 2008, **600**(1): 187-204. DOI: 10.1007/s10750-007-9231-x.
- [48] Paerl HW, Hall NS, Calandrino ES. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of the Total Environment*, 2011, **409**(10): 1739-1745. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.02.001.
- [49] Deng JM, Zhang W, Qin BQ *et al.* Winter climate shapes spring phytoplankton development in non-ice-covered lakes: Subtropical Lake Taihu as an example. *Water Resources Research*, 2020, **56**(9). DOI: 10.1029/2019wr026680.
- [50] Wu TF, Timo H, Qin BQ *et al.* In-situ erosion of cohesive sediment in a large shallow lake experiencing long-term decline in wind speed. *Journal of Hydrology*, 2016, **539**: 254-264. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2016.05.021.
- [51] Deng JM, Paerl HW, Qin BQ *et al.* Climatically-modulated decline in wind speed may strongly affect eutrophication in shallow lakes. *Science of the Total Environment*, 2018, **645**: 1361-1370. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.208.
- [52] Tang CY, Li YP, Jiang P *et al.* A coupled modeling approach to predict water quality in Lake Taihu, China: Linkage to climate change projections. *Journal of Freshwater Ecology*, 2015, **30**(1): 59-73. DOI: 10.1080/02705060.2014.999360.
- [53] Zhu GW, Zhong CN, Qin BQ *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, 钟春妮, 秦伯强等. 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.]
- [54] Wu YL, Xu H, Yang GJ *et al.* Developing the critical phosphorus threshold for spring algal growth in Lake Taihu, China. *China Environmental Science*, 2013, **33**(9): 1622-1629. [吴雅丽, 许海, 杨桂军等. 太湖春季藻类生长的磷营养盐阈值研究. 中国环境科学, 2013, **33**(9): 1622-1629.]
- [55] 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.]

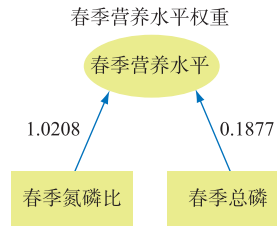
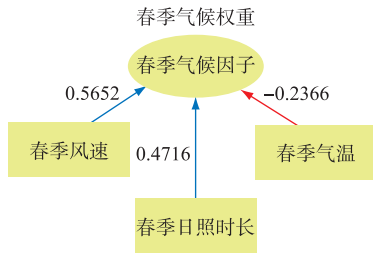
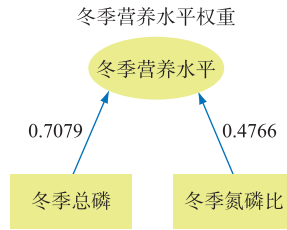
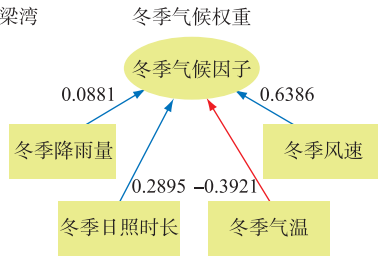


附图 I 2005—2019 年冬、春季太湖不同湖区总氮 (TN)、总磷 (TP) 分布状况
 Attached Fig. I Distribution of total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) in different areas of Lake Taihu in winter and spring from 2005 to 2019

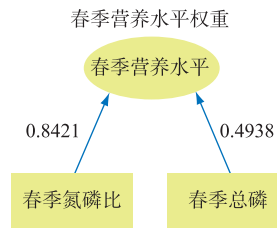
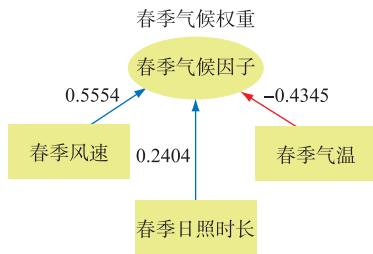
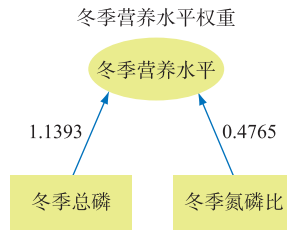
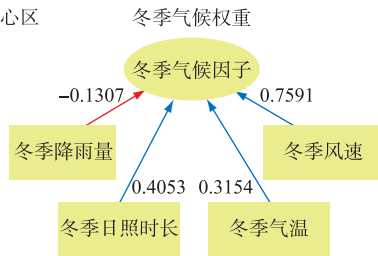


附图 II 2005—2019 年春季太湖不同湖区长孢藻占优势蓝藻比例 (D/C) 变化趋势 (实线代表广义可加模型 (GAM) 估计的长期趋势, 阴影区域是估计的标准误差. r_{adj}^2 : 校正后的 r^2 ; **: $P < 0.01$; *: $P < 0.05$)
 Attached Fig. II Long-term trends of *Dolichospermum* predominant dominant cyanobacteria (D/C) in different areas of Lake Taihu in spring from 2005 to 2019 (The solid line represents the long-term trends of annual mean values estimated by generalized additive models (GAM), and the shaded area represents the standard error of the estimate, r_{adj}^2 : adjusted r square of GAM; **: $P < 0.01$; *: $P < 0.05$)

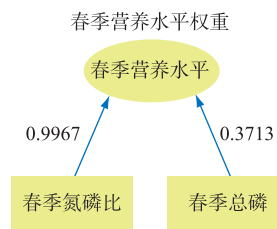
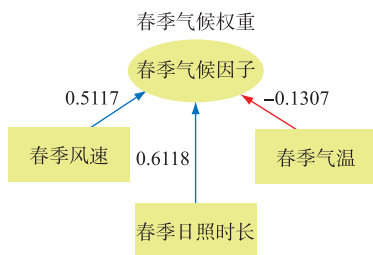
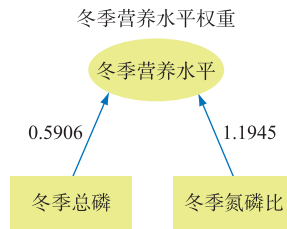
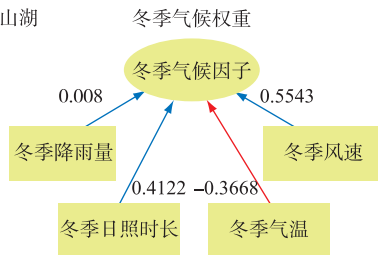
(a) 梅梁湾

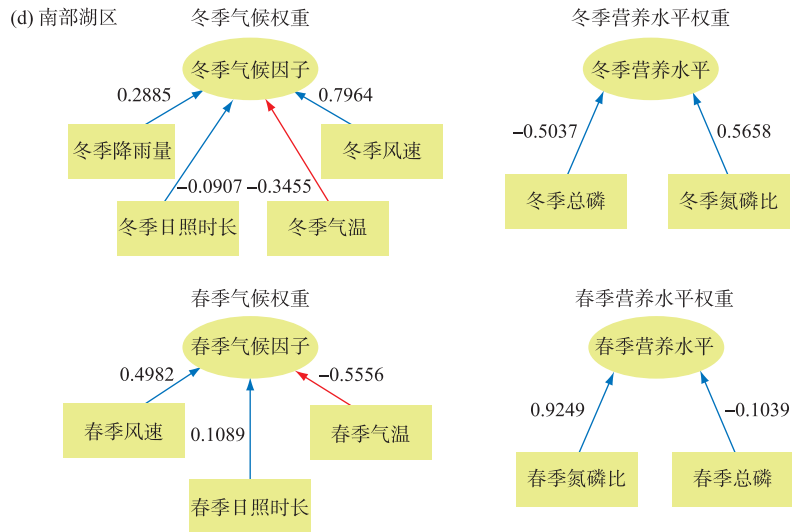


(b) 湖心区



(c) 竺山湖





附图 III 偏最小二乘路径建模 (PLS-PM) 确定冬季降雨量、日照时数、温度、风速对冬季气候条件的贡献相对大小; 冬季总磷、氮磷比对冬季营养盐水平的贡献相对大小; 春季降雨量、日照时数、温度、风速对春季气候条件的贡献相对大小和春季总磷、氮磷比对春季营养盐水平的贡献相对大小 (蓝色箭头表示呈正相关; 红色箭头表示负相关, 数字代表贡献相对大小)

Attached Fig. III The effect paths of winter sunshine duration, rainfall, air temperature and wind speed on the winter meteorological factors; Winter total nitrogen and total phosphorus on the winter nutrient; Spring sunshine duration, rainfall, air temperature and wind speed on the spring meteorological factors; spring total nitrogen and total phosphorus on the spring nutrient as determined by partial least squares path modeling (PLS-PM) (The blue arrow indicates a positive correlation; the red arrow indicates a negative correlation, and the numbers represent the relative contribution)