

太湖 2007—2016 十年水环境演变及“以渔改水”策略探讨*

谷孝鸿¹, 曾庆飞¹, 毛志刚¹, 陈辉辉¹, 李红敏^{1,2}

(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: 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 太湖水环境是国内外关注的焦点, 其生态环境质量影响到流域经济社会发展. 2007 年太湖水危机事件, 催生了对太湖的综合整治. 本文基于 2007—2016 十年对太湖水质与蓝藻水华面积等的监测, 分析了太湖水环境的演变趋势. 太湖十年水质变化阶段性明显, 2008—2012 年各项水质指标下降明显, 而后趋于平缓, 近 3 年个别指标如总磷、叶绿素 a 浓度等呈现快速上升的反弹趋势; 另外, 水质指标在空间上的差异性逐步缩小, 原来污染严重的西北部水域水质改善效果较为显著, 其正从“污水湖”向“自然湖”状态过渡, 而原来水质相对较好的东南部水域水质却逐步下降. 本文也综述分析了太湖鱼类群落结构变化与水质环境变化的相关性, 基于太湖局部水域的鱼类调控实践, 提出了太湖现阶段“以渔改水”的鲢鳙控藻非经典生物操纵与鱼类结构调控的经典生物操纵结合的渔业途径. 湖泊富营养化治理需要充分关注到鱼类对湖泊浮游生物和水质变化的重要驱动效应, 需要充分考虑到鱼类群落结构优化和食物网调控对环境的改善作用.

关键词: 水环境; 演变; 鱼类; 群落结构; “以渔改水”; 太湖

Water environment change over the period 2007 – 2016 and the strategy of fishery improve the water quality of Lake Taihu

GU Xiaohong¹, ZENG Qingfei¹, MAO Zhigang¹, CHEN Huihui¹ & LI Hongmin^{1,2}

(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: *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P.R.China*)

Abstract: Currently, water environment in the Lake Taihu has become one of the focuses due to its importance to the rapid growth of economy and the process of society in the Lake Taihu Basin. “Water Crisis” of the Lake Taihu in 2007 has resulted in a series of comprehensive treatment program for its eco-environmental improvement. Based on the water quality data from 2007 to 2016, the characteristics and dynamic variation of water environment in the last decade were analyzed. The results showed that the periodic change of water quality in Lake Taihu was obvious. All water quality indexes continued to decline and then leveled off over the period of 2008 to 2012, while certain indexes, such as total phosphorus and chlorophyll-a concentration, showed a rapidly increasing trend in nearly three years. Additionally, the spatial heterogeneity of water quality in the Lake Taihu decreased. As for the heavily polluted northwestern waters, changing from “contaminated” to “natural” status, had acquired a massive improvement in the ecological environment, while the water quality of the southeastern waters had gradually deteriorated. Based on the correlation analysis between the fish community structure and water quality variation in Lake Taihu, and combined with the practice of certain fish bio-manipulation projects in local lake regions, a bio-manipulation approach “Fishery improve the water quality” combined using traditional and non-traditional bio-manipulations was proposed. Eutrophication control in lakes requires sufficiently concern the irreplaceable role of fish in driving plankton community and water quality modification, as well as considering the advantageous effects of structural optimization of fish community and food web manipulation.

Keywords: Water environment; evolution; fish; community structure; fishery improve the water quality; Lake Taihu

* 国家科技支撑计划项目(2015BAD13B00, 2015BAD13B06)资助. 2018-07-05 收稿; 2018-09-17 收修改稿. 谷孝鸿(1966~), 男, 博士, 研究员; E-mail: xhgu@niglas.ac.cn.

太湖作为我国经济最为发达区域的淡水资源库,是其流域内 2000 多万居民的主要饮用水源,也承担着多种功能. 实施太湖水环境综合治理和生态修复,维护湖泊生态系统健康,实现湖泊资源的有序利用和永续发展,是国家战略需求. 中国科学院太湖湖泊生态系统研究站 1988 年以来的长期定位观测数据表明,太湖湖体总氮、总磷和叶绿素浓度多年持续增加,蓝藻水华频发. 2007 年太湖“无锡水危机事件”,催生了各级政府和行业主管部门全方位的防治工作,在沿湖点源控制和面源种养业结构调整控源截污的同时,湖体实施内源污染清淤、“引江济太”引水冲调、蓝藻规模化打捞、网围集约化养殖拆除、滤食鱼类放养控藻、水生态修复等,整治力度之大之全面乃前所未有.

2008 年,国务院颁布《太湖流域水环境综合治理总体方案》,太湖流域两省一市制定了相应的《实施方案》. 太湖综合整治十年来,饮用水源地水质明显好转,富营养化程度减轻,流域水环境有所改善,城乡人居环境有了很大变化,取得了明显的阶段成效. 但十年间,太湖水质改善也存在波动和阶段性. 2018 年 1 月江苏省第十二届人大常委会第三十四次会议通过了《关于修改〈江苏省太湖水污染防治条例〉的决定》的第三次修正. 太湖在外源污染得到逐步控制下,进一步强化内源污染处置及优化生态系统结构,道法自然,实现太湖水生态系统的自我修复和水质的自我改善,是统筹太湖流域山水林田湖草系统,实现人与自然和谐共生的最终目标. 太湖渔业是太湖重要的功能之一,新时期湖泊渔业在突出湖泊特色名优品种,保障优质蛋白质资源供给优势的同时,发挥湖泊渔业的重要生态功能显得尤其必要和紧迫,这将有力支撑太湖水环境治理修复和健康太湖的维护.

1 太湖十年水环境变化分析

太湖主要水质指标测定和评价采用《地表水环境质量评价办法》(试行)和《地表水环境质量标准(GB 3838—2002)》中的标准和方法,水质数据来源中国科学院太湖湖泊生态系统研究站(以下简称太湖站)的长期监测数据. 太湖站常规和定期水质监测时 32 个采样点分布如图 1. 其中观测点 0、1、3、4、5、6、7、8、10、13、14、16、17、32 为月度监测(月中采样),其余观测点为季度监测(即 2、5、8、11 月月中采样). 太湖鱼类捕捞数据源自《太湖渔业管理委员会办公室年度捕捞统计年报》.

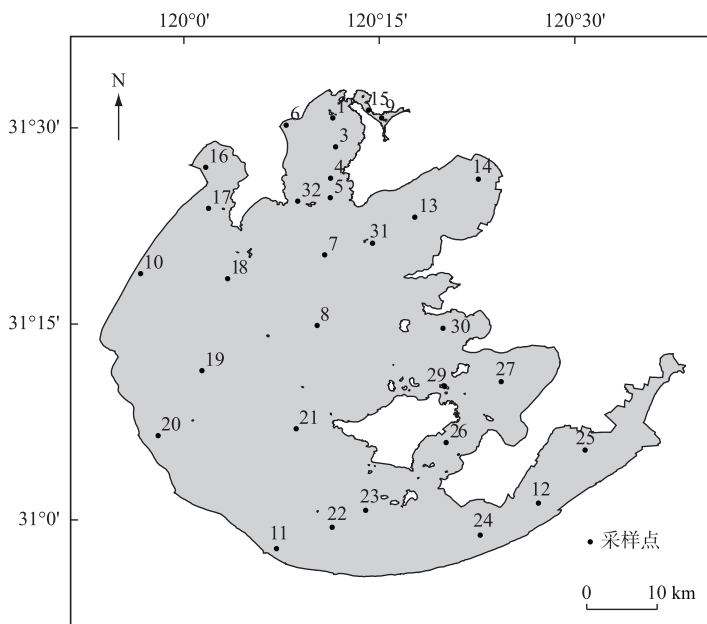


图 1 太湖采样点位示意

Fig.1 Distribution of sampling sites in Lake Taihu

1.1 2007—2016 年太湖水质变化整体趋势

2007—2016 年,太湖总氮(TN)浓度均值表现出明显的下降趋势(图 2),峰值出现在 2007—2008 年,年平均值最高值为 2008 年的 3.56 mg/L,之后快速下降,至 2011 年趋势放缓. 2016 年,太湖 TN 浓度年平均值为 2.16 mg/L,为劣 V 类水质;TP 浓度均值和 TN 浓度趋势相似,在 2008 年达到 0.18 mg/L 的峰值后,快速下降,2010—2015 年呈现波动,2016 年又趋上升达到 0.12 mg/L,为 IV 类水质; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度在 2007 年达到峰值 0.88 mg/L 之后,快速下降,2008—2014 年趋于平稳,2015—2016 年显著下降,2016 年均值为 0.20 mg/L,达到 II 类水质标准;高锰酸盐指数的变化趋势与 TP 相似,2008 年峰值为 6.34 mg/L,其后下降明显并趋于平稳,2011 年均值为 4.54 mg/L,2016 年年均值为 4.45 mg/L;Chl.a 平均浓度在 2008 年达到峰值 58.66 $\mu\text{g/L}$ 后,2009 年急剧下降为 13.36 $\mu\text{g/L}$,2009—2013 年有小幅平稳回升,2014—2016 年出现较大增幅,2016 年均值为 29.99 $\mu\text{g/L}$;而太湖透明度(SD)均值呈现先升高后下降的波段性变化趋势,2016 年为 0.38 m,相比 2007 年的 0.33 m 略有升高,但改善较小,而且存在波动性. 值得注意的是,太湖 TN、TP 和 Chl.a 等指标均值的峰值并非是水危机事件的 2007 年,而是出现在 2008 年. 有文献认为可能是 2007 年前期藻类生物量并不高^[1],而随着夏季蓝藻水华的大爆发,污染物累积而导致 2008 年平均值显著升高. 这也说明,太湖水危机事件的偶然性及其与太湖蓝藻水华爆发强度的非对称性.

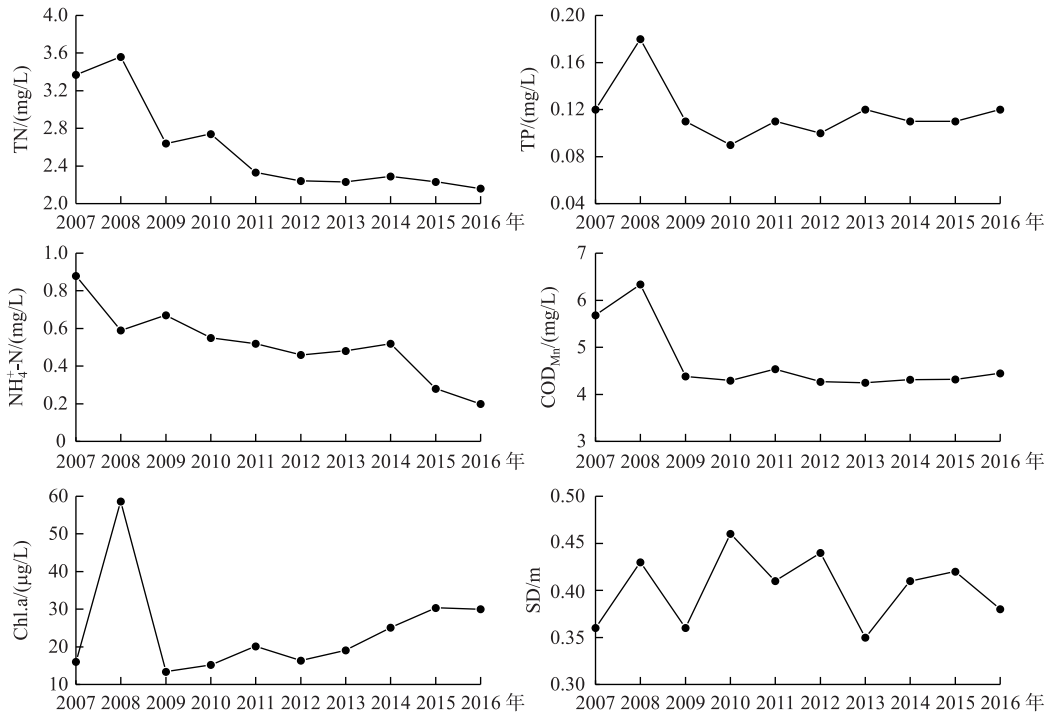


图 2 2007—2016 年太湖主要水质指标变化趋势

Fig.2 The variations of the water quality indexes of Lake Taihu from 2007 to 2016

基于以上结果可以看出,以 2007 年为基准年比较,太湖十年来 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 治理改善效果最为明显,其中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降幅达 77.27%,TN 降幅为 35.90%,而 TP 改善较小,氮和磷仍然是太湖的主要污染物. 从太湖水质年际变化趋势看,2008—2012 年各项水质指标下降明显,太湖治理初始阶段效果明显,而 2014—2016 年三年下降趋势不明显,一些指标如 TP 和 Chl.a 等有快速上升的反弹趋势. 主要水质指标相比 2007 年虽呈好转趋势,但水体营养盐浓度并未降低到能够显著导致水体藻类生物量下降的水平^[2]. 从氮、磷的治理效果分析,太湖氮的治理效果明显好于磷,表明目前太湖流域的控磷措施还不够有效,应进一步提升磷的控源截污治理效果.

1.2 2007—2016 年太湖各湖区水质状况

根据太湖自然地理特征,将太湖划分为 7 个湖湾区域,分别为梅梁湾、贡湖湾、竺山湾、湖心区、西南湖区、胥口湾和东太湖。由于太湖水域面积较大,各个湖区的水文条件和污染源有所不同,太湖外源污染输入占比、生态格局及水动力状况,决定了太湖水质西北部较差、西南部较好的特征。竺山湾(西北湖区),代表水华严重的重富营养湖区;梅梁湾湖区,是太湖污染物的主要入湖区域,代表水华和富营养化程度严重的富营养化湖区;湖心区和西南湖区,代表中等污染但水华频现湖区;而包括贡湖湾、胥口湾和东太湖等其他区域,代表水华影响较弱、水质较好湖区,其中东太湖区域是太湖保留的渔业养殖区域^[1,3]。从 2007—2016 年太湖各湖区水质状况变化趋势可以看出(图 3),传统上的污染严重的区域,如梅梁湾和竺山湾水质早期有所改善,但改善不明显,而早期水质较好的区域,如胥口湾和东太湖等湖区水质 2014 年后有变差的趋势,太湖各湖区水质状况整体呈现出逐步均一化的趋势。从主要指标的分布格局看,太湖各湖区的 TN 浓度的空间差异较小,除胥口湾和东太湖外,其他湖区包括梅梁湾、贡湖湾、竺山湾、湖心区、西南湖区 TN 浓度都较高,其中 2010 年空间差异性最小,仅有东太湖为 V 类水质,其他区域均为劣 V 类水质;TP 浓度显示出极为显著的空间差异性,尤其是 2010 年和 2012 年,而 2014 年后有逐步均一化的趋势;而各湖区氨氮和高锰酸盐指数均有较大降幅,尤其是竺山湾、梅梁湾等 2007—2008 年污染严重的区域,至 2016 年,氨氮和高锰酸盐指数改善最为明显,均好于 III 类水质标准。

太湖各湖区 Chl.a 年平均浓度变化趋势和太湖的整体变化趋势一致(图 4),在经历了 2008 年的峰值后,2009—2013 年明显下降,虽有波动但相对平稳,2014—2016 年明显升高;而从空间差异上看,梅梁湾和竺山湾 Chl.a 浓度均值显著高于其他湖区,梅梁湾 2008 年最高,达到 190.27 $\mu\text{g/L}$,东太湖和胥口湾是较低的湖区,胥口湾 2014 年最低值为 4.34 $\mu\text{g/L}$ 。2014 年以来各湖区 Chl.a 浓度均值均有升高趋势,同时各湖区间差异缩小,2016 年梅梁湾、贡湖湾、竺山湾、湖心区、西南湖区、东太湖和胥口湾其 Chl.a 年度浓度均值分别为 56.45、33.67、45.83、16.78、15.24、15.80 和 13.09 $\mu\text{g/L}$,空间差异性明显小于 2008 年。

1.3 太湖富营养状况评价

根据《地表水环境质量评价办法》标准和方法对太湖水质评估,目前太湖整体处于中度富营养状态(图 5),太湖富营养化指数 2008 年最高为 66.19,2009 年后各年度富营养化指数都低于 60,2016 年略有升高。从富营养化指标看,十年来太湖水环境改善较小,2016 年太湖各湖区富营养化程度和 2007 年一致。2016 年梅梁湾、贡湖湾、竺山湾、湖心区、西南湖区、东太湖和胥口湾的富营养化指数分别为 67.52、63.85、64.11、59.98、60.35、58.53 和 57.47,各湖区空间差异较小。虽然太湖治理十年以来,各种形态氮的浓度均显著降低,但由于磷浓度有反弹趋势,叶绿素 a 浓度由于藻华的频发仍处于阶段性高位,因此太湖富营养化程度评价表明整体改善甚微。

1.4 蓝藻水华暴发面积和持续时日变化趋势

从太湖遥感影像解译分析(图 6),2007—2016 年蓝藻水华面积年平均值分别为 209、151、143、161、147、149、168、163、139、128 km^2 ,相应年份的统计天数分别为 132、144、128、137、124、122、144、62、64、79 d。从解译结果看,2007 年平均蓝藻水华面积最大,2008 年后年变化不大,2016 年平均值较小。遥感影像虽受天气影响大,从增加年度解译天数计算藻华发生面积,其发生的平均数据具有重要参考价值^[4]。2016 年 6 月,苏州吴中区饮用水水源所在的胥口湾、东太湖出现大面积的蓝藻水华,也是历来所罕见。结合主要水质变化,2014 年以来 TP 浓度有逐渐升高的趋势,表明太湖蓝藻爆发的物质基础仍然存在。蓝藻爆发更易受气候尤其是极端天气的影响,而近年来太湖水位、气象条件的极端情况发生频次在增加,这也是近年来太湖蓝藻高强度频发易发的一个主要因素,给太湖治理带来更大挑战^[1,5-6]。

从 2007—2016 年太湖 10 年水质变化整体趋势看,太湖污染治理阶段性明显。太湖水体各形态氮浓度 10 年来有较大幅度下降,总氮浓度下降 35.9%,而氨氮浓度下降 77.3%,表明太湖污染治理特别是控源截污有明显效果。但综合各类指标看,一些表征蓝藻水华爆发强度的指标没有根本改变,反弹明显,如 TP、叶绿素、夏季蓝藻水华面积等。太湖水质指标的空间分布近几年呈现出一些新的变化,各项水质指标在空间上的差异性(异质性)逐步缩小,原来污染严重的西北部水域(竺山湾和梅梁湾)水质改善效果较为显著,西北湖区正从“污水湖”向“自然湖”状态过渡,而原来水质相对较好的东南部水域水质(胥口湾和东太湖)却在逐

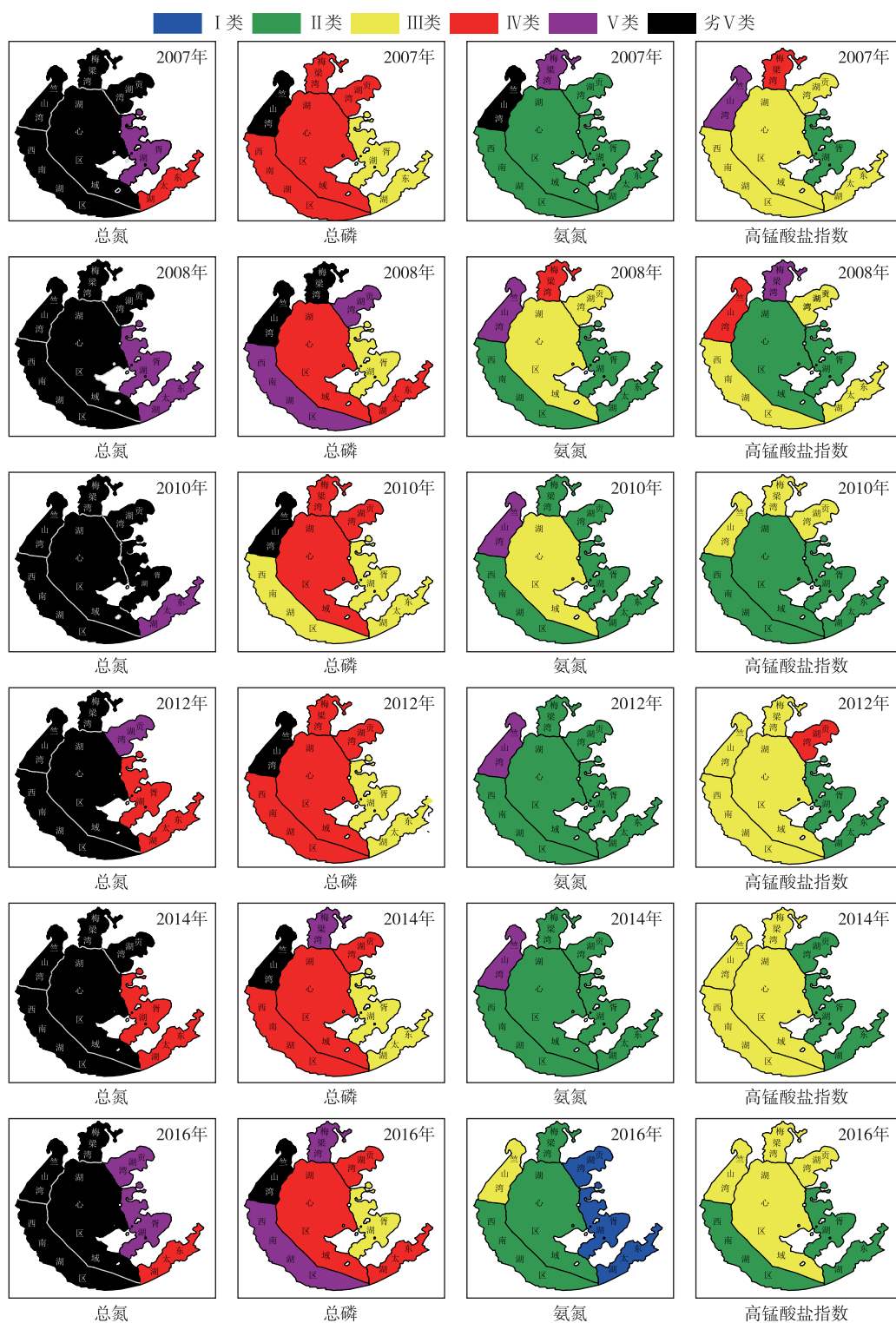


Fig.3 The changes of main water quality indexes in different areas of Lake Taihu from 2007 to 2016

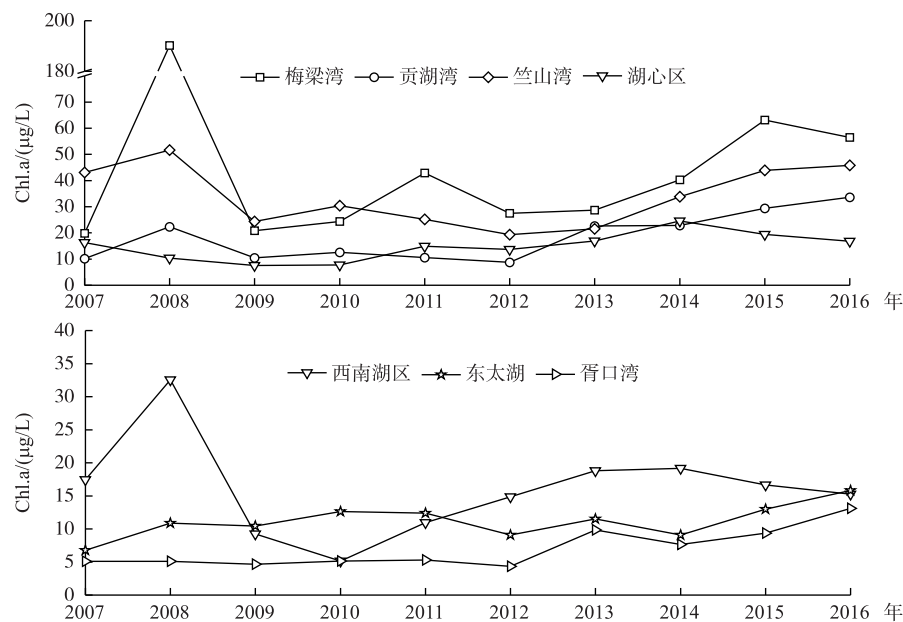


图 4 2007—2016 年太湖各湖区叶绿素 a 浓度的变化

Fig.4 The variation of chlorophyll-a concentration in different areas of Lake Taihu from 2007 to 2016

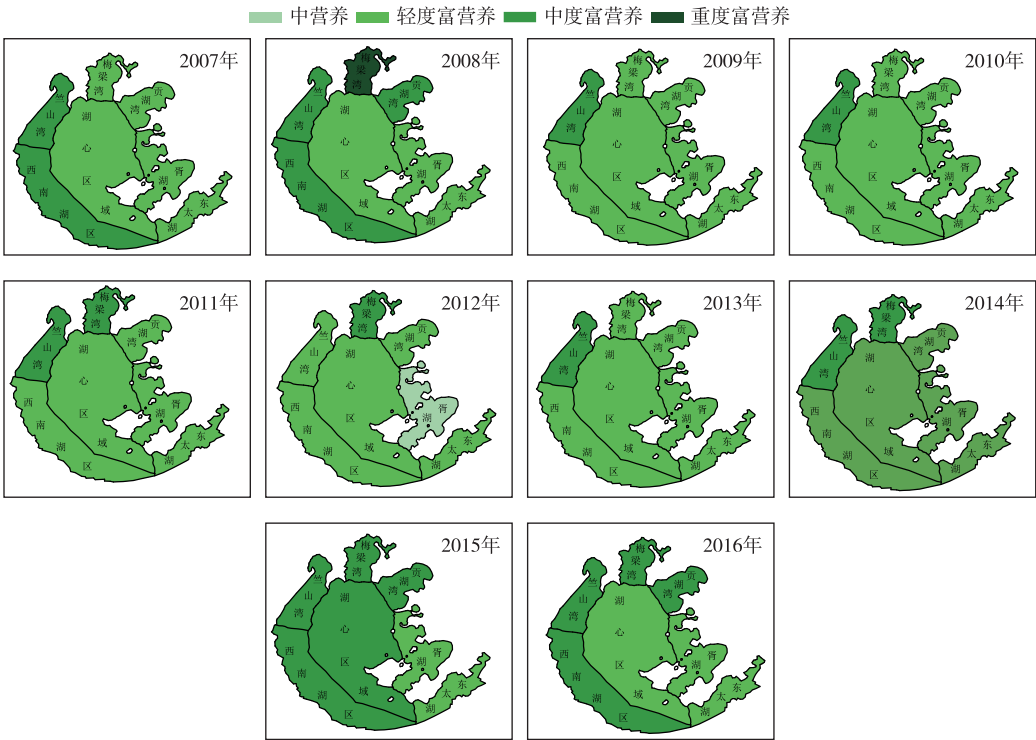


图 5 2007—2016 年太湖各湖区富营养化水平

Fig.5 The eutrophication level in different areas of Lake Taihu from 2007 to 2016

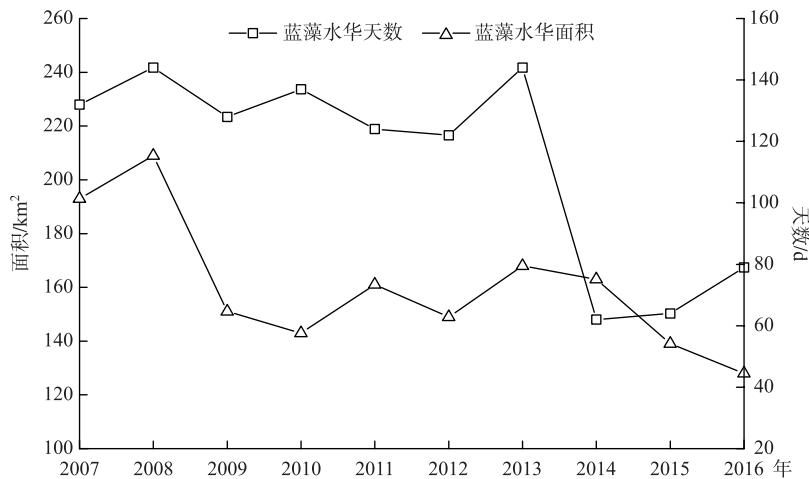


图 6 2007—2016 年太湖遥感监测蓝藻水华面积和天数(部分数据来自文献[4])
Fig.6 The area and days of cyanobacteria bloom in Lake Taihu from 2007 to 2016
(some data sources from the reference[4])

步下降. 太湖水质参数的这种空间分布特征,与外源输入的污染物来源、径流补给来源空间分布有关. 太湖外源污染输入占比、生态格局及水动力状况,决定了太湖水质西北部较差、西南部较好的特征.

2 太湖渔业格局及其演变

2.1 太湖捕捞渔获物的整体变化

渔业是太湖的重要功能之一,其对我国淡水渔业的发展有着重要影响. 历史上太湖地区鱼类资源十分丰富,太湖曾有鱼类记录 107 种^[7]. 1950s 基于水利防洪及围湖造地等原因,太湖沿江河道建闸控制,太湖通江格局改变. 1980s 始渔业过度捕捞及沿湖各类污染物输入,湖泊水环境质量不断下降,水生植被资源退化,蓝藻水华频繁发生,太湖渔业产量和结构发生巨大变化. 2014—2016 年间的持续调查显示,太湖采集到鱼类 61 种,鱼类生态类型以湖泊定居性种类为主,组成发生较大变化,优势种主要种群为湖鲢,以及其他一些小型的鱼类如间下鱊、陈氏短吻银鱼、大银鱼等,“优势种单一化”极其显著,鱼类群落和种群小型化趋势明显,鱼类个体质量低于 30 g 的小型鱼类占绝对优势^[8].

1956—2016 年的 60 年间的太湖渔业统计资料显示,太湖鱼类捕捞产量总体呈不断增长趋势(图 7),从 1956 年的 6742 t 升高至 2016 年的 73152 t,60 年总量增长 10.9 倍,单位水域产量达到 312.9 kg/hm²;尤其在 1996—2016 年的 20 年间,捕捞产量增长速度加快,平均每年增长 2551 t,特别是因 2009 年起增殖放流量加大,年捕捞产量迅速增长. 太湖不同年份自然渔业结构表明,1950s 渔业结构相对合理,从 1990s 开始,湖鲢产量较大幅度上升,所占比例从 1956 年的 30.4% 增至 2006 年的 60.2%;而鲢、鳙、青鱼、草鱼、鲤、鲫和鲂等大中型鱼类所占渔获物的比例从 1956 年的 45.9% 下降到 2006 年的 19.7%. 2009 年后鱼类放流数量增加,大中型鱼类的比重增长,鲢、鳙比例从 2006 年的 7.4% 增高至 2016 年的 36.9%,湖鲢的比例降至 37.8% (表 1).

表 1 太湖主要年份渔获物组成占比变化

Tab.1 The fish composition of Lake Taihu in major years				
	1956 年	1996 年	2006 年	2016 年
渔获物总产量/t	6742	19575	35085	73152
湖鲢	30.4%	64.8%	60.2%	37.8%
银鱼	8.8%	2.6%	1.2%	1.5%
鲢、鳙	20.5%	3.3%	7.4%	36.9%
鲤、鲫	15.2%	4.9%	8.9%	6.6%
青鱼、草鱼	2.6%	1.9%	2.6%	0.6%
鲂	7.6%	0.8%	0.8%	0.6%
其他	14.9%	25.7%	18.8%	16.0%
单位水域产量/(kg/hm ²)	28.8	83.7	150.1	312.9

2.2 太湖湖鲢种群扩张的环境影响

太湖湖鲢种群资源的变动是一个长时间尺度上的演变过程. 湖鲢种群数量的增长, 与其自身的生长和繁殖特性密切相关. 湖鲢属于快速生长类型, 怀卵量大, 繁殖周期长, 在低溶解氧和较高温度条件下均能生长繁殖^[9]. 太湖环境的变化有利于湖鲢种群数量的扩大, 太湖富营养化指数 *TSI* 与湖鲢产量表现出显著正相关(图8), 显示湖鲢产量的不断增加与太湖营养水平逐渐上升具有一致性, 湖泊营养物质浓度的升高提供了丰富的浮游生物饵料. 此外, 渔业生产效率的提高和捕捞强度的加大也是湖鲢产量增长的主要影响因子, 生命周期长、综合繁殖力低的高营养级捕食者受捕捞的影响明显大于小个体鱼类, 并且这种影响又通过捕食关系等生态学过程进一步放大, 最终导致鱼类群落结构发生显著变化^[10].

湖鲢属浮游动物食性鱼类, 其对浮游动物的高强度摄食减缓了浮游动物对浮游植物的滤食压力, 可能会造成浮游植物的生物量和初级生产力不断上升, 并进一步影响到湖泊的水体质量, 因此其种群资源的变化对整个湖泊生态系统结构产生重要影响^[9]. 经典生物操纵理论认为通过放养凶猛鱼类或者捕杀浮游动物食性鱼类, 可以壮大浮游动物种群, 从而控制藻类的过度生长, 提高水体透明度. 太湖湖鲢种群的快速增长可能削弱了经典生物操纵的下行效应, 对太湖生态系统结构及湖泊水质造成了负面影响, 从而恶性循环. 与此同时, 现在世界范围内的湖泊普遍出现了优质高营养级鱼类资源相继衰退, 而低营养级的小型中上层鱼类资源逐渐增加的趋势. 例如, 赞比亚的 Mweru-Luapula 湖(5100 km²)、印度的 Chilika 湖(1144 km²)、巴西北部的湖泊群等^[11]均面临严重的湖泊渔业资源小型化问题. 国内的许多大型湖泊, 例如巢湖^[12]和洪泽湖^[13]的渔业资源也逐步演变成以湖鲢为主, 北方第一大湖呼伦湖^[14]的渔获物中, 小型鱼类贝氏餐的比重更达到 90% 以上.

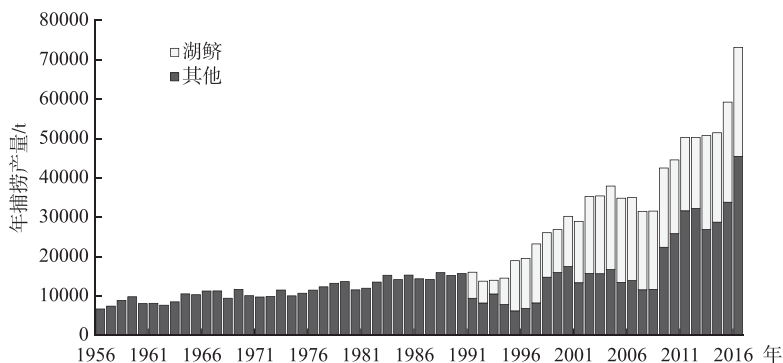


图7 1956—2016年太湖自然渔业捕捞产量变动趋势

Fig.7 The variation of fish yield in Lake Taihu from 1956 to 2016

从鱼类群落与水质环境演变的互动趋势分析, 生态学家和渔业管理部门已经意识到湖泊管理, 需要充分关注到鱼类对湖泊生态系统中浮游生物和水质变化驱动的重要调节, 合理的鱼类群落结构及其正常群落功能的发挥是湖泊健康生态系统得以维持和有序发展的基础. 传统的湖泊渔业模式已发生变化, 而基于鱼类群落结构优化或食物网调控的湖泊渔业管理模式应该是未来渔业科学研究的方向.

3 太湖局部水域渔业调控实践及有效性探索

目前关于经典生物操纵技术的有效性存在一定争议, 国内外也有一些生物操纵失败及浮游动物无法有效控制富营养化湖泊中蓝藻水华的报道. 对生物操纵的实施效果持怀疑态度的大多数学者都认为浮游动物无法持久有效地控制大型藻类, 特别是对形成水华的丝状或群体蓝藻, 一般只能在营养盐水平不高、藻类由小型种类组成的湖泊中有效, 而对于藻类趋向大型的超富营养湖泊中则可能难以奏效. 因此, 基于富营养化水体藻类爆发增长的特征, 部分学者提出了非经典的生物操纵理论, 即利用有特殊摄食特性及消化机制的滤食性鱼类来直接控制水华, 其核心目标是控制蓝藻数量. 非经典生物操纵技术研究形成的共识, 滤食性鱼类不能控制整个水体浮游植物群落的生物量, 但确实能在一定程度上降低蓝藻等大型藻类的数量和比例.

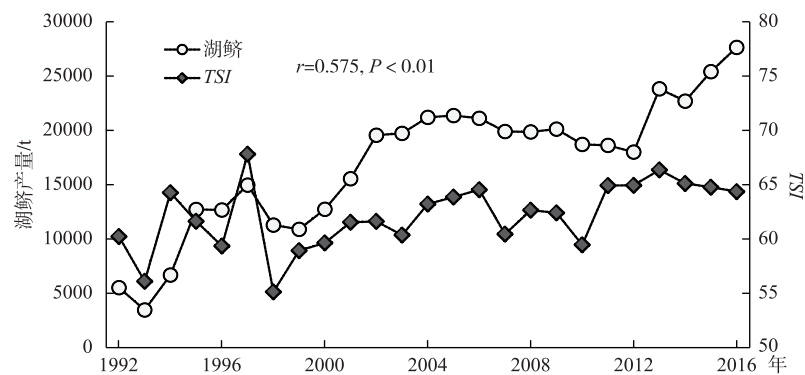


图 8 太湖湖鲢捕捞量与水体富营养指数 TSI 的关系

Fig.8 The relationship between the catches of *Coilia ectenes taihuensis* and TSI of water eutrophic index in Lake Taihu

2014 年始,江苏省太湖渔业管理委员会办公室在竺山湾尝试开展了局部水域渔业调控的实践,取得一定的治理成效. 中国水产科学研究院淡水渔业研究中心对太湖鱼控藻项目实施开展了同步监测和效果评估. 竺山湾试验湖区放养滤食性鱼类试验组中的叶绿素 a 浓度均低于对照组,尤其在 8 月蓝藻水华频发的高温季节更为明显;浮游藻类密度和生物量显示相同的变化趋势(图 9),试验组整体均低于对照组. 与之相对,试验组和对照组水体中的 TN 浓度差异并不明显(图 10),整体还是因为试验区为非封闭水体,与外部水域的水体直接交换,如果试验区为封闭水体,没有浮游藻类和营养盐的直接输入影响,其对蓝藻水华或水体营养盐的调控效果可能更为显著. 富营养化水体开展以鲢鳙为主的滤食控藻改善水质,还需要进一步开展鲢鳙放养密度、规格、比例,以及鲢鳙控藻机制的比较研究及准确评估,这是太湖实施以生态系统食物链调控,从而达到“以渔改水”目标的决策依据.

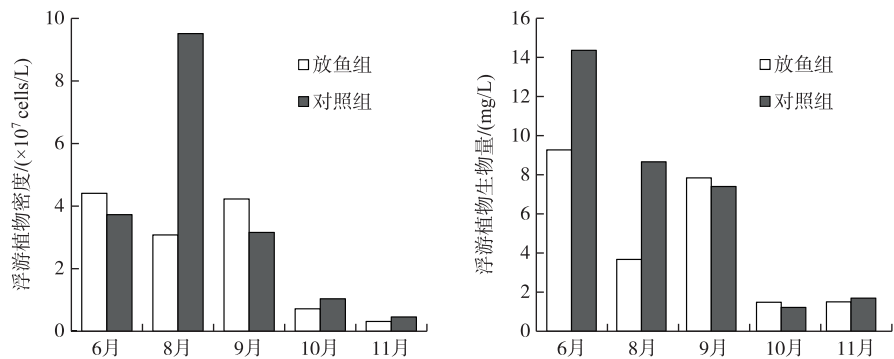


图 9 太湖竺山湾放鱼组与对照组的浮游植物密度和生物量的比较

Fig.9 Comparison of phytoplankton density and biomass between the experimental group and the control group in Zhushan Bay of Lake Taihu

4 “以渔改水”理论的共性认识及分步策略

4.1 “以渔改水”的理论基础

“以渔改水”是在湖泊富营养化治理过程中提出的一个概念,核心是基于食物网原理利用鱼类生物操纵进行富营养化湖泊生态修复的措施. 改水不仅仅是藻类密度的控制,在控制的同时从而促进水体富营养化程度的改善和水生生态系统结构的完善. 多年来,国内外学者对渔业改水的基本原理、技术途径有较多的研

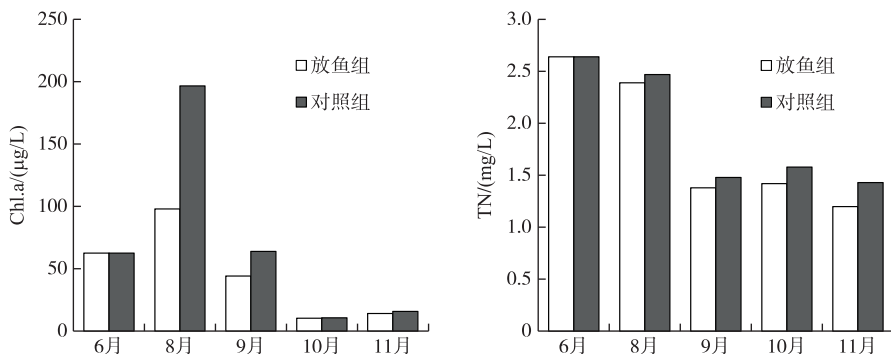


图 10 太湖竺山湾放鱼组与对照组的 Chl.a 和 TN 浓度的比较

Fig.10 Comparison of Chl.a and TN concentrations between the experimental group and the control group in Zhushan Bay of Lake Taihu

究. 从物质流动的角度实现水质保护就是最大程度的以鱼类等水生生物为载体, 从水中提取出磷等植物营养物质, 减少其在水层和底泥中的负荷, 提高水的纯净程度和延长湖库的寿命^[15], 以鱼类为载体的渔业操纵行为是最经济的措施. Shapiro 等^[16]提出, 在湖泊、水库水体中, 通过鱼类的添加或移除以建立完备的食物网和高效的牧食链, 从而实现改善水体水质状况和优化水生态结构的目的. Meijer 等^[17]认为, 当湖泊外源污染截断, 现有的修复措施不能有效降低营养盐的情况下, 生物操纵可以加速湖泊修复过程; 但是相对来说, 小型湖泊较为容易, 大型湖泊 (>1000 hm²) 较为困难^[18].

经典生物操纵: 一个湖泊是否适合鱼类操纵需要考虑到湖泊富营养化程度处于什么阶段? 欧美国家通常采用以放流肉食性鱼类为主以修复水体富营养化的生物操纵方法. 生态系统的动态平衡受上行效应 (Bottom-up effects 营养元素作用) 和下行效应 (Top-down effects 高营养级生物作用) 的双重调节. 食鱼性鱼类是湖泊生态系统中主要的顶级消费者, 其捕食作用通过下行效应影响湖泊鱼类及其他生物群落, 甚至水体理化因子, 从而影响整个湖泊生态系统的结构和功能. 食鱼性鱼类捕食压力增加, 使食浮游动物食性的饵料鱼类密度减少, 浮游动物密度增加, 浮游植物数量减少, 从而使水体的叶绿素浓度和初级生产力降低. 国外相当的研究表明, 放养食鱼性鱼类可以改变湖泊水质^[19,20].

非经典生物操纵: 在富营养化湖泊中发生水华是持续性的过程, 研究表明当蓝藻密度超过 8×10^7 cells/L 时浮游动物不能有效摄食蓝藻, 繁殖力也随之下降^[21], 要实现富营养化水体中营养物质的最少转化, 仅靠肉食性鱼类食物链调控是不够的, 此阶段营养物质的输入速度远超过了由长牧食链的自然调控过程, 需要增加短食物链的滤食性和底层杂食性鱼类如鲢、鳙等直接摄食蓝藻等浮游藻类, 实现初级生产力的快速有效转化, 以抑制富营养化趋势, 稳定水质^[22].

4.2 太湖“以渔改水”的非经典生物操纵: 鲢鳙控藻

鲢鳙是我国长江中下游湖泊中最具特色的优势鱼类类群, 也是我国湖泊食物网结构区别于国外湖泊的最显著特征. 关于鲢鳙是否能控制藻类过度增长问题上有不同观点, 但不可否认的是鲢鳙的增殖放流确实快速地从湖体中移除了氮磷等营养物质. 通过生物饵料资源调查及实验估算, 2009—2014 年太湖通过放流并回捕的鲢鳙累计消耗藻类 355005 t, 年均消耗藻类约 59167 t; 其中累计消耗蓝藻和绿藻分别为 191777 和 110004 t, 年均消耗蓝藻和绿藻分别为 31963 和 18334 t. 同时, 2009—2014 年太湖水域通过增殖放流及回捕鲢鳙共计净输出氮 1414.6 t、磷 335.0 t, 年均净输出氮 235.8 t、磷 55.8 t. 由此来看, 增殖放流鲢鳙对太湖藻类控制及水质改善起到了一定的积极作用 (内部数据未发表). 刘其根等^[23]也认为, 在点源污染得到有效控制的水体中, 利用鲢鳙控制富营养化水体的藻类过度增长是可行的. 他们认为关于鲢鳙不能直接控藻的核心, 还是基于水体围隔试验, 或者鲢鳙滤食藻类后不充分的消化排泄促进营养盐循环加速藻类生长等得出的结论. 客观上水体中围隔实验不能充分还原自然湖体环境, 边界条件包括泥水界面等, 都可能对实验与湖泊真实影响状态产生一定的偏差. 在有底围隔试验中有底围隔阻隔了泥水界面的交换, 降低了底泥对有机质 (如

鱼类粪便)和氮磷的吸附作用.而绝大多数的湖泊,由于水体中鲢鳙密度太低,从而使鲢鳙产生的下行控制不能有效制衡富营养化产生的上行效应,这些都证明鲢鳙似乎不能改水.

目前,针对太湖富营养化的状态,实施的“以渔控藻”渔业改水措施是以鲢鳙增殖放流为主的非经典生物操纵.国内外许多富营养化湖泊开展了“以渔控藻”渔业改水的调控实验,其中比较成功的是武汉东湖,在其 28 km²的湖区中放养滤食性鱼类(鲢、鳙)完全消除蓝藻水华达十几年之久^[24].漏湖 137 hm²的围隔放养鲢鳙等试验表明,在网围水体与湖水相通的状态下,网围区蓝藻数量显著少于网围外湖水,控藻效果十分明显.对于水体中总磷、总氮和氨氮来说,网围内浓度稍低于网围外,但是差异不显著^[25].在淀山湖围隔试验中,发现鲢鳙对水质的恢复起到了积极的作用,鲢鳙 80 g/m³密度时对亚硝态氮、总氮浓度的降低以及水体透明度的提高最有效,且蓝藻数量明显降低^[26].此外,太湖梅梁湾鲢鳙控藻的实验也表明,鲢、鳙的放养能潜在地降低水体中的蓝藻生物量,并对总营养盐有削减作用;在合适的放养密度下,鱼的生长使水体中的磷向鱼的营养库里转移,从而进一步限制藻类的生长^[27].鲢鳙在一些湖泊的渔产量中常可占到 40% 以上,如武汉东湖占到 90% 以上,漏湖占到 45% 以上,千岛湖占到 50% 以上,在这些湖泊水体中鲢鳙的实际状况证明其控藻收到了较好的蓝藻水华遏制效果.此外,滇池、阳澄西湖等湖泊中也进行了相关的鲢、鳙控藻实验或放流调控,均取得了较明显的控制蓝藻等大型藻类的效果^[28-29].国外学者也在诸多富营养化的湖泊水库中试验了非经典生物操纵技术的可行性,其中有失败也有成功的案例,例如在法国的 Villerest 水库^[30]和德国的 Saldenbach 水库^[31]中放流鲢、鳙后,浮游藻类的数量并未下降;但在美国佛州的 Apopka 湖^[32]和巴西的 Paranoa 湖^[33]中,蓝藻等大型浮游植物的数量明显得到滤食性鱼类的控制.综上所述,非经典生物操纵可以成功运用到各类富营养化水体中,尽管有时会受限于滤食性鱼类密度或大型浮游动物数量等因子而难以达到预期调控效果,但该理论在经典生物操纵技术无法实施的超富营养化水域,在一定程度上可以实现控制蓝藻水华生物量的目标无疑是正确有效的途径.

4.3 太湖“以渔改水”的经典生物操纵:鱼类结构调控

目前,针对太湖富营养化和蓝藻水华爆发状态,渔业主管部门倚重的“以渔控藻”渔业改水措施是以鲢鳙增殖放流为主的非经典生物操纵.纵观十年治太的效果,仅从渔业治理投入看也是非常有限.从生态系统结构调控看,太湖的渔业改水不仅仅是从鲢鳙控藻的角度,同时需要看到现实太湖鱼类群落结构小型化及其长期不合理状态对水质的影响.在一些大型湖泊中由于过度捕捞,主要经济鱼类种群特别是肉食性鱼类种群很少甚至消失,导致湖泊生态系统大量空间和营养生态位空出,为小型鱼类种群增大创造了条件.由于小型鱼类生活史的有利性以及其与湖泊中重要的经济鱼类如鲢鳙鲤等处于相似的营养级,它们的大量存在造成与主要经济鱼类的食物竞争,影响这些鱼类增殖从而也影响其对生态系统的调控作用^[34].因此,在富营养化蓝藻水华爆发的湖泊增殖放流食鱼性鱼类到一定的规模,不仅能有效控制小型鱼类种群,实现湖泊生态系统结构优化,也可以从经典的食物链调控途径实现对蓝藻水华的适度控制,从而实现湖泊生态系统经典食物链调控与非经典食物链调控的协同.

太湖渔业改水有其现实需求和实践基础,但仍需进一步完善,需要围绕一些关键问题开展深入持久的研究,提出可操作的技术措施.如:1)基于太湖水体营养条件下鲢鳙成功控藻的临界密度,确定鲢、鳙最佳比例;2)基于鲢、鳙和鲢、鳙等鱼类的滤食能力和捕食食量基础数据而提出合理增殖放流配比及有效的规格;3)基于改水效能和饵料生物资源利用最大的原则,提出增值鱼类捕捞数量、规格和捕捞时间,等等.

渔业改水不是简单的藻类密度降低和水体透明度增加,它最终需要从多个指标层面合理判别,如:1)水体环境化学指标,包含水体营养盐状态和透明度以及发展趋势;2)水体环境生物指标,包含叶绿素浓度,浮游植物、浮游动物和底栖动物的现存量及其群落结构,以及生物多样性指数和空间异质性指数;3)鱼类组成和经济鱼类在全部鱼类产量中的比例指标等,包含现存鱼类的生长状况和群体结构,植食性鱼类和肉食性鱼类的结构比例等.

5 太湖生态修复的管理策略

自 2007 年太湖水危机事件来十年的太湖治理,各级政府开展了多种形式涉及各行各业的大规模的治理,以控源截污为主的各项措施,主要集中在城市地区.随着这些治理工程的完成,太湖水环境改善的趋势

有所放缓,相关指标显示,近年来也有反弹的趋势,改善的难度在变大,经济上的边际效应正在逐步显现. 因此在以城市治理和经营性生产污染排放治理为核心的严控措施前提下,需要进一步加强城市污水治理收集率、提高除磷脱氮的效率,深度提升处置技术. 同时更需要关注治理重点的转移,对于农村和农业,要强化农村污水管网的收集处置,加强对农村散乱污染物的分类管理及处置;要强化推进生态补偿,调整农业产业结构,大力削减化肥投放量;要全面加强农村沟塘、湿地、水渠的生态净化能力提升及管理;要加强入湖河流滨岸缓冲带生态化改造,做好生态保障建设,等等,实现太湖水污染的对标精准治理可能是太湖未来水环境进一步改善的关键. 新时期太湖水环境修复与保护管理,还需要考虑:

1) 开展新阶段太湖新一轮的生态规划. 太湖生态保护的理念已经深入人心,控源截污治理技术也日趋配套完善,新阶段要不断完善和维护自然稳定的生态系统结构,最终实现湖泊水体的自我修复和持续改善. 做好对太湖区域功能的规划设置,合理保护和管理好太湖天然生物资源及环湖湿地景观,充分发挥其水质保护、景观生态和生物多样性保护功能,加快太湖生态恢复进程,实现太湖人一水和谐、水清草绿渔好的最终目标.

2) 深化和完善以渔改水的技术措施与管理. 太湖的生态恢复核心是建立结构合理的自然稳定的生态系统. 太湖渔业改水的实践基础表明,太湖的渔业改水有其现实性、必然性和长期性,要制定太湖渔业管理与水环境保护协同目标. 现阶段首先要强化太湖生态渔业管理对策的落实,严格控制太湖渔业的不当行为,要规范捕捞工具和捕捞时限,合理控制捕捞强度,限定捕捞规格和总捕捞量;要优化太湖渔业的有利条件和避免人为不足,基于太湖流域的物候及鱼类生长实际,合理调整开捕时间,使太湖鱼类生长的生态—渔业效益最大化,使渔业改水和水生生物真正发挥太湖主人的作用.

3) 太湖治理及其管理必须走法治化的轨道. 要充分调整流域综合管理调控的机制体制,建立跨行政区域的湖泊管理机构,制定湖泊管理的法律法规,对湖泊生态恢复和保护进行统一的综合管理,打破行业治理的边界. 太湖实施以流域水土资源生态保护为目标,标志着太湖治理管理进入了成熟阶段,相信恢复青山绿水生态健康格局目标是可以实现的.

6 参考文献

- [1] Zhu GW, Qin BQ, Zhang YL *et al.* Variation and driving factors of nutrients and chlorophyll-a concentrations in northern region of Lake Taihu, China, 2005–2017. *J Lake Sci*, 2018, **30**(2): 279–295. DOI:10.18307/2018.0201. [朱广伟, 秦伯强, 张运林等. 2005—2017年北部太湖水体叶绿素a和营养盐变化及影响因素. 湖泊科学, 2018, **30**(2): 279–295.]
- [2] Xu H, Paerl H, Qin B *et al.* Determining critical nutrient thresholds needed to control harmful cyanobacterial blooms in eutrophic Lake Taihu, China. *Environmental Science & Technology*, 2015, **49**: 1051–1059.
- [3] Jin YW, Zhu GW, Xu H *et al.* Spatial distribution pattern and stock estimation of nutrients during bloom season in Lake Taihu. *Environmental Science*, 2015, **36**(3): 936–945. [金颖薇, 朱广伟, 许海等. 太湖水华期营养盐空间分异特征与赋存量估算. 环境科学, 2015, **36**(3): 936–945.]
- [4] Shi K, Zhang Y, Zhou Y *et al.* Long-term MODIS observations of cyanobacterial dynamics in Lake Taihu: Responses to nutrient enrichment and meteorological factors. *Scientific Reports*, 2017, **7**: 40326.
- [5] Zhu GW. Spatio-temporal distribution pattern of water quality in Lake Taihu and its relation with cyanobacterial blooms. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2009, (5): 439–445. [朱广伟. 太湖水质的时空分异特征及其与水华的关系. 长江流域资源与环境, 2009, (5): 439–445.]
- [6] Li HL, Wang JH, Cheng J *et al.* Main factors driving inter-annual variability of chlorophyll-a and the influence of future climate on chlorophyll-a in Lake Taihu. *Chinese Journal of Ecology*, 2015, **34**(5): 1332–1341. [李洪利, 王坚红, 程军等. 太湖叶绿素a年际变化的主要驱动因子及未来气候的影响. 生态学杂志, 2015, **34**(5): 1332–1341.]
- [7] Ni Y, Zhu CD eds. *Fishes of the Taihu Lake*. Shanghai: Shanghai Scientific & Technical Publishers, 2005: 1–292. [倪勇, 朱成德. 太湖鱼类志. 上海: 上海科学技术出版社, 2005: 1–292.]
- [8] Mao ZG, Gu XH, Zeng QF *et al.* Community structure and diversity of fish in Lake Taihu. *Chinese Journal of Ecology*, 2011, **30**(12): 2836–2842. [毛志刚, 谷孝鸿, 曾庆飞等. 太湖鱼类群落结构及多样性研究. 生态学杂志, 2011, **30**(12): 2836–2842.]

- [9] Wang YP. Studies on the population feature of *Coilanasus taihuensis* and interspecific relationship among fishes in Lake Taihu [Dissertation]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2016. [王银平. 太湖湖鲢种群特征及鱼类种间关系研究[学位论文]. 北京: 中国科学院大学, 2016.]
- [10] Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J *et al.* Fishing down marine food webs. *Science*, 1998, **279**(6): 860-863.
- [11] Kosamua IBM. Conditions for sustainability of small-scale fisheries in developing countries. *Fisheries Research*, 2015, **161**: 365-373.
- [12] Guo LG, Xie P, Ni LY *et al.* The status of fishery resources of Lake Chaohu and its response to eutrophication. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2007, **31**(5): 700-705. [过龙根, 谢平, 倪乐意等. 巢湖渔业资源现状及其对水体富营养化的响应研究. 水生生物学报, 2007, **31**(5): 700-705.]
- [13] Lin ML, Zhang TL, Ye SW *et al.* Status of fish resources, historical variation and fisheries management strategies in Hongze lake. *Acta Hydrobiologica Sinica*, **37**(6): 1118-1127. [林明利, 张堂林, 叶少文等. 洪泽湖鱼类资源现状、历史变动和渔业管理策略. 水生生物学报, 2013, **37**(6): 1118-1127.]
- [14] Mao ZG, Gu XH, Zeng QF *et al.* The structure of fish community and changes of fishery resources in Lake Hulun. *J Lake Sci*, 2016, **28**(2): 387-394. DOI:10.18307/2016.0219. [毛志刚, 谷孝鸿, 曾庆飞等. 呼伦湖鱼类群落结构及其渔业资源变化. 湖泊科学, 2016, **28**(2): 387-394.]
- [15] Wang YT, Ye JY, Zheng RQ. Insight into fisheries manipulations to inhibit and restore eutrophications in lakes and reservoirs. *Journal of Dalian Ocean University*, 2017, **32**(4): 451-456. [王宇庭, 叶金云, 郑荣泉. 防止和修复湖泊水库富营养化渔业操纵的探讨. 大连海洋大学学报, 2017, **32**(4): 451-456.]
- [16] Shapiro J, Lamarra V, Lynch M. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. Proceedings of a Symposium on Water Quality and Management through Biological Control, Gainesville, 1975: 85-96.
- [17] Meijer ML, Jeppesen E, Van Donk E *et al.* Long-term responses to fishstock reduction in small shallow lakes: Interpretation of five-year results of four biomanipulation cases in the Netherlands and Denmark. *Hydrobiologia*, 1994, **275-276**: 457-466.
- [18] Lammens EHRR. Consequences of biomanipulation for fish and fisheries. *FAO Fisheries Circular*, 2001, **952**.
- [19] Jeppesen E, Søndergaard M, Lauridsen TL *et al.* Biomanipulation as a restoration tool to combat eutrophication: Recent advances and future challenges. *Advances in Ecological Research*, 2012, **47**: 411-488.
- [20] Sierp MT, Qin JG, Recknagel F. Biomanipulation: a review of biological control measures in eutrophic waters and the potential for Murray cod *Maccullochella peelii peelii* to promote water quality in temperate Australia. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 2009, **19**: 143-165.
- [21] Sierp MT, Qin JG, Recknagel F. Biomanipulation: A review of biological control measures in eutrophic waters and the potential for Murray cod *Maccullochella peelii peelii* to promote water quality in temperate Australia. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 2009, **19**: 143-165.
- [22] Xie P, Liu JK. Practical success of biomanipulation using filter-feeding fish to control cyanobacteria blooms. *The Scientific World*, 2001, (1): 337-356.
- [23] Liu QG, Zhang Z. Controlling the nuisance algae by silver and big headcarps in eutrophic lakes: disputes and consensus. *J Lake Sci*, 2016, **28**(3): 463-475. DOI:10.18307/2016.0301. [刘其根, 张真. 富营养化湖泊中的鲢、鳙控藻问题: 争议与共识. 湖泊科学, 2016, **28**(3): 463-475.]
- [24] Liu JK, Xie P. Unraveling the enigma of the disappearance of water bloom from the East Lake (Lake Donghu) of Wuhan. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 1999, **8**(3): 319-321. [刘建康, 谢平. 揭开武汉东湖蓝藻水华消失之谜. 长江流域资源与环境, 1999, **8**(3): 319-321.]
- [25] Jia PQ. Ecopath model construction and ecological effect of pen culture of Silver carp and Bighead carp in Gehu Lake [Dissertation]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2012. [贾佩娟. 太湖 ecopath 模型构建及围网放养鲢鳙的生态效应[学位论文]. 上海: 上海海洋大学, 2012.]
- [26] Lu ZY. The effects of silver carp and bighead carp stocking on Dianshan water quality in enclosures [Dissertation]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2010. [卢子园. 淀山湖鲢鳙放养对水质影响的围隔试验[学位论文]. 上海: 上海海洋大学, 2010.]
- [27] Yi CL, Guo LG, Ni LY *et al.* Biomanipulation in mesocosms using silver carp in two Chinese lakes with distinct trophic states. *Aquaculture*, 2016, **452**: 233-238.

- [28] Zhang LJ, An L, Yang JH *et al.* The growth and population structure of stocking silver carp and bighead carp in Dianchi Lake. *Agriculture and Technology*, 2015, **35**(11): 131-132, 144. [张丽媛, 安莉, 杨剑虹等. 滇池放流鲢鳙生长情况跟踪. 农业与技术, **35**(11): 131-132, 144.]
- [29] Zhu JM, Cai CF, Yang C *et al.* Effect of water quality on earthy-musty off-flavor in *Hypophthalmichthys molitrix* from Yangcheng West Lake. *Journal of Hydroecology*, 2015, **36**(2): 88-93. [朱健明, 蔡春芳, 杨超等. 阳澄西湖水质与鲢土腥异味相关性研究. 水生态学杂志, 2015, **36**(2): 88-93.]
- [30] Domaizon I, Devaux J. Experimental study of the impacts of silver carp on plankton communities of eutrophic Villere reservoir (France). *Aquatic Ecology*, 1999, **33**: 193-204.
- [31] Radke RJ, Kahl U. Effects of a filter-feeding fish [silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (val.)] on phyto- and zooplankton in a mesotrophic reservoir; results from an enclosure experiment. *Freshwater Biology*, 2002, **47**: 2337-2344.
- [32] Crisman TL, Beaver JR. Applicability of planktonic biomanipulation for managing eutrophication in the subtropics. *Hydrobiologia*, 1990, **200/201**: 177-185.
- [33] Starling FLDRM. Control of eutrophication by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in the tropical Paranoa Reservoir (Brasilia, Brazil): A mesocosm experiment. *Hydrobiologia*, 1993, **257**: 143-152.
- [34] Xie SG, Cui YB, Li ZJ. Ecological studies on lake fisheries on piscivorous fishes: theory and methods. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2000, **24**(1): 72-81. [谢松光, 崔奕波, 李钟杰. 湖泊食鱼性鱼类渔业生态学的理论与方法. 水生生物学报, 2000, **24**(1): 72-81.]