环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2020
Vol.41 No.11
第41卷 第11期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第41卷 第11期
2020年11月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第41卷第11期2020年11月
Vol.41,No.11 Nov.,2020

2009～2018年太湖湖泛强度变化及其影响因素

辛华荣[1]，朱广伟[2*]，王雪松[3]，李骏[3]，陆隽[1]
(1.江苏省水文水资源勘测局，南京 210029；2.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，太湖湖泊生态系统研究站，南京 210008；3.江苏省水文水资源勘测局常州分局，常州 213001)

摘要：基于2009～2018年的每年4～10月对太湖湖泛易发区的逐日巡查成果，以及相关太湖气象、水文、水质和水华监测资料的综合分析，揭示了太湖湖泛发生的环境条件及年际差异性特征，分析了影响太湖湖泛强度年际变化的因素及防控途径. 结果表明，2009～2018年10 a中太湖共发生大小湖泛事件75次，平均湖泛面积1.35 km^2，最大面积9.20 km^2，平均持续时间3 d，最长持续16 d；湖泛发生引起了水体有机质、氮和磷等水质指标明显增高；湖泛的发生均在水温20℃以上，发生首日均处在5～9月；年际湖泛强度变化较大，2017年湖泛强度最大，2018年次之，而2014年湖泛强度最小；年际湖泛强度与蓝藻水华强度及5～9月的湖水平均温度显著正相关，而与水体营养盐等指标关系不密切，表明年际气候条件的波动对湖泛情势影响很大；湖泛的形成与河口区蓝藻水华的堆积关系密切：除了5次草源性湖泛外，70次藻源性湖泛均发生在入湖河口附近水域，河口区的底泥污染状况及底泥悬浮状况可能对湖泛的发生具有促进作用. 根据形成湖泛的腐烂物质、来源、发生地点和持续时间的不同，可将湖泛分为藻源性湖泛和草源性湖泛这2种类型，藻源性湖泛又可分为港源型、迁移型和原发型这3种. 结果表明，控制蓝藻水华强度是降低湖泛风险的根本途径，而避免河口区蓝藻水华过度堆积及厌氧分解的措施，如对蓝藻水华的及时打捞、工程措施形成的局部流场改变、蓝藻水华的离岸打捞工程和滨岸水华堆积区的应急曝气工程，以及河口区的污染底泥疏浚等工程措施，是降低湖泛发生风险的工程措施选项.

关键词：太湖；湖泛；蓝藻水华；气象条件；环境效应；防控途径
中图分类号：X524 **文献标识码**：A **文章编号**：0250-3301(2020)11-4914-10 **DOI**：10.13227/j.hjkx.202004172

Variation and Driving Factors of Black Water Event Intensity in Lake Taihu During 2009 to 2018

XIN Hua-rong[1], ZHU Guang-wei[2*], WANG Xue-song[3], LI Jun[3], LU Jun[1]
(1. Jiangsu Hydrology & Water Resources Investigation Bureau, Nanjing 210029, China; 2. Taihu Laboratory for Lake Ecosystem Research, State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 3. Jiangsu Hydrology & Water Resources Investigation Bureau Branch Office in Changzhou, Changzhou 213001, China)

Abstract: Using daily survey and monitoring "black water event" (BWE) results in the sensitive area of Lake Taihu from April to October, 2009-2018, as well as the BWE analyzed data for relative meteorological, hydrological, chemical, and algal bloom conditions, the characteristics and yearly differences of BWEs were summarized. A BWE control strategy was suggested. There were 75 BWE occurrences detected in the past 10 years. The average area of a BWE was 1.35 km^2, with a maximum area of 9.20 km^2. The BWEs lasted for an average of three days, while the longest lasted 16 days. The BWEs significantly increased organic matter, total nitrogen, total phosphorus, ammonia, and sulfate, among others. All the BWEs occurred at water temperatures over 20℃. All the BWE occurrences started between May and September. The yearly BWE intensity (BWEI) varied significantly among years, with the strongest intensity in 2017 and the second strongest in 2018. The BWEI was significantly positively related to yearly algal bloom intensity (ABI) and average daily water temperature from May to September, while there was no significant relationship with major nutrient indicators. This suggests that climatic variation among years will significantly influence the risk of a BWE in Lake Taihu. The occurrence of a BWE was significantly influenced by a polluted river mouth. Almost all the BWEs occurred near river mouths, except for five macrophyte-related BWEs. This suggests that sediment pollution and its resuspension could be strongly related to the occurrence of a BWE. When considering degradation factors, a BWE could be classified as an algal-related BWE and a macrophyte-related BWE. The algal-related BWE could be further classified into three types: river-related BWE, bloom transport BWE, and local origin BWE. This research suggests that algal bloom control will be the fundamental countermeasure to decrease the risk of a BWE. Bloom abatement treatments, including mechanical bloom cleaning, water current adjustment engineering, coast-away bloom cleaning engineering, mechanical aeration treatment, and sediment dredging near river mouths would be effective methods to abate the risk of a BWE.

Key words: Lake Taihu; black water event (BWF); cyanobacterial bloom; meteorological condition; environmental effect; control countermeasure

收稿日期：2020-04-21；**修订日期**：2020-05-18
基金项目：国家自然科学基金项目(41671494，41830757)；国家水体污染控制与治理重大科技专项(2017ZX07203-001，2012ZX07101-010)
作者简介：辛华荣(1964～)，男，研究员级高级工程师，主要研究方向为水利工程管理与水资源保护，E-mail：xxinhuarong@163.com
* 通信作者，E-mail：gwzhu@niglas.ac.cn

湖泛，亦称黑水团或污水团，是指富营养化湖泊水体中，在藻类或水草大量暴发、积聚和死亡后，在适宜的气象和水文条件下，伴随底泥中的有机物在缺氧和厌氧条件下产生的生化反应，释放硫化物、甲烷和二甲基三硫等硫醚类物质，形成褐黑色伴有恶臭的“黑水团”，从而导致水体水质迅速恶化、生态系统受到严重破坏的现象[1]. 湖泛现象对湖泊的供水功能、旅游功能、渔业功能等危害极大，是引发 2007 年 5 月太湖无锡供水危机的元凶[2]，也成为太湖等蓝藻水华肆虐的湖库中水质安全保障与治理的重点对象[3]. 2008 年太湖湖西区又发生持续近 16 d、面积近 20 km^2 的湖泛，引进了社会与学术界的高度重视[3]. 自 2009 年起，江苏省水文水资源勘测局启动了每年 4 ~ 10 月的太湖湖泛易发区逐日巡查监测和日报工作[4].

认知湖泛发生的关键条件，摸清湖泛发展变化规律，是湖泛灾害防控的基础. 陆桂华等[1]通过 2007 ~ 2008 年 2 次湖泛发生条件的分析，揭示了水体污染中、蓝藻水华物质堆积和湖底流泥存在等是湖泛发生的物质条件，而水位偏低、气温偏高和稳定的向岸风是湖泛形成的促发条件. 此后，陆桂华等[5]又在 2009 年“湖泛”巡查成果的基础上，进一步分析了藻情、底泥、水质及水位与湖泛发生的关系，提出了水位偏高有利于湖泛防控的观点. 范成新等[6]从湖泛发生的化学机制分析，梳理了湖泛生消过程原理，并试图定量化回答湖泛形成的物质基础和微生物条件. 王成林等[7]则重点从风场和温度陡变等角度，提出湖泛事件的暴发可能与风场及温度的突变有关. 上述工作基本都是基于 2007 ~ 2009 年湖泛监测结果进行的分析，当时获得的具体湖泛案例比较少，对湖泛形成条件的认知有一定的局限性.

近年来太湖湖泛状况又出现了新变化. 刘俊杰等[4]基于 9 a 的湖泛巡查成果分析表明，2017 年太湖湖泛的暴发强度和次数均超过了有湖泛记录以来的所有年份，该研究还发现，水位波动强度等水文条件与湖泛强度之间存在显著正相关. 因此，影响湖泛环境因素仍需进一步研究. 在进行湖泛日巡查 10 a 之后，有必要针对所获得的大量湖泛案例，进一步分析湖泛发生的环境特征，探讨影响湖泛强度的机制与关键条件.

本文基于江苏省水文水资源勘测局太湖 10 a (2009 ~ 2018 年)的湖泛巡查资料，结合中国科学院太湖湖泊生态系统研究站太湖蓝藻水华遥感监测数据，以及对太湖逐日水温、水位、降雨量和逐月水质观测资料，分析了太湖湖泛发生频次及其区域特征，探讨了影响年尺度上湖泛强度的环境条件，以期为湖泛灾害的精准防控提供科学支撑.

1　材料与方法

1.1　太湖湖泛巡测方案及湖泛强度评估

本文采用 2009 ~ 2018 年江苏省水文水资源勘测局湖泛巡测数据. 基于 2007 年 5 月无锡饮用水危机的教训，以及对历史上湖泛发生规律的初步分析[2,5]，江苏省太湖水污染防治办公室每年发布“江苏省太湖应急防控工作实施方案”，将 4 月 10 日至 10 月 20 日定为“太湖安全度夏期”，组织环太湖各城市的环境、水利、气象和城建等多部门，联合应对太湖蓝藻水华带来的水环境风险和饮用水安全保障. 按照该方案的布置，江苏水文部门自 2009 年 4 月开始对太湖开展湖泛巡查，至 10 月 20 日结束，此后每年在“太湖安全度夏期”实施湖泛巡查，巡查区域和固定监测点位见图 1.

根据巡查规范，巡查水域包括了太湖的湖泛易发区及重要饮用水源地，具体巡查区域分为 3 个：①太湖西岸带八房港至竺山湖区域，由常州市水文分局执行巡查任务；②马山月亮湾、梅梁湾及贡湖湾区域，由无锡市水文分局执行巡查任务；③东部湖区，包括苏州市在贡湖、上山、渔洋山及胥口湾的 4 个水厂附近水域，由苏州市水文分局执行巡查任务[5]. 湖泛巡查规范要求，巡查船只在巡查区域内来回往复穿梭、蛇行曲折向前巡查及监测.

巡查过程中还设置固定水质测定点位. 太湖西岸带八房港至竺山湖区域：设置八房港东、陈东港东、官渎港东、新渎港东、社渎港东、师渎港东、符渎港东、沙塘港东、雅浦港南、竺山湖中及竺山湖北这 11 个巡查监测点，巡查水域面积为 190 km^2；马山月亮湾、梅梁湾及贡湖湾区域：设置月亮湾、拖山、南泉水厂、马山水厂、直湖港东、小湾里水厂、南龚(外)、张桥(外)、锡东水厂和白洋湾水厂这 10 个巡查监测点，巡查水域面积为 272 km^2；东部湖区：设置白洋湾水厂、镇湖水厂、渔洋山水厂和园区水厂这 4 个巡查监测点，巡查水域面积为 150 km^2. 在固定巡测点监测时，用手持式风速风向仪测定瞬时的风速风向，用便携式水质仪测定水体温度(WT)、溶解氧(DO)，并采集表层水样，带回实验室测定水体总氮(TN)、总磷(TP)、氨氮(NH_4^+-N)、化学需氧量(COD)、硫化物(S^{2-})和溶解性铁(Fe^{2+})等湖泛相关水质指标.

巡查中对于湖泛的判别，主要靠目测水色及嗅觉气味等初步判别，并用便携式水质仪的 DO 指标进行确认. 目测表观有 4 种情况：①湖泛水体浑浊，颜色为浆褐色，与未发生湖泛水体有清晰的界限；②空气中

图 1 太湖湖泛巡查线路及固定水质测定点位示意

Fig. 1 Black patch event survey area and the water monitor sites in Lake Taihu

弥漫着类似下水道的恶臭和硫化氢的气味；③ 湖泛发生湖水面时有气泡冒出；④水面发现湖鳅等死鱼现象. 当初步判断某水域有湖泛发生时，立即进一步测定水体溶解氧加以确认. 并进一步查看湖泛水域的边界，根据区域的大致长、宽距离，估算湖泛面积，详细测量水体 DO 的空间和垂向分布，测定湖泛区的 WT 等现场特征指标，并立即上报太湖应急防控部门，此后每天巡测时，再次调查该湖泛区的面积和水质状况等，观测其变化，直至湖泛消失.

为定量表征每次湖泛的强度（black water event index, BWEI），采用每场湖泛的平均面积与持续天数的乘积来表示：

$$\mathrm{BWEI} = A_{\mathrm{BWE}} \times T_{\mathrm{BWE}}$$

式中，A_{BWE}为单次湖泛的平均面积，km^2，T_{BWE}为该场湖泛持续天数，d，BWEI 的单位为$\mathrm{km}^2 \cdot \mathrm{d}$.

1.2 太湖水质与水文气象观测

湖泛的出现是偶然的. 因此湖泛现场水质、水文、气象监测记录可能会存在不连续等问题. 为此，调取了中国科学院太湖湖泊生态系统观测站（TLLER）的逐日水温、水位（WL）及降雨量（RF）等观测场记录数据. 此外，TLLER 每月在蓝藻水华易发的北太湖布设 14 个固定采样点，每月采集水样分析浮游植物叶绿素 a（Chla）、TN、TP、NH_4^+-N、生物需氧量（BOD_5）、高锰酸盐指数、电导率（EC）及硫酸根离子（SO_4^{2-}）等相关水质指标，样点布设及指标分析方法见文献[8].

1.3 太湖蓝藻水华的年度强度

TLLER 的遥感组采用每月多幅遥感影像，获得全年太湖蓝藻水华面积平均值，记作 A_{BL}. 这是一个定量反映全湖水华分布及其动态变化的指标. 蓝藻水华面积及其叶绿素 a（$\mathrm{Chla}_{\mathrm{RS}}$）的遥感反演方法见文献[9]，其中，遥感影像数据采用 MODIS aqua L-0 数据，2009 年 1 月 1 日至 2018 年 12 月 31 日的 3 000余景的逐日影像从 NASA 的 Goddard Space Flight Center Web 网站下载（http://oceancolor.gsfc.nasa.gov），经目视遴选，共获得太湖湖面无云可用的1 000余景影像，实施水体叶绿素 a 浓度反演，估算 A_{BL}，具体方法见文献[10].

TLLER 在每年 2、5、8 和 11 月 4 次在全太湖 32 个观测点采样（分上、中和下这 3 层采样后混合水样）分析获得的水体 Chla 浓度，按照泰森多边形的方式获得各个点位的水量权重，加权计算出全年全湖水体 Chla 平均值，计作 $\mathrm{Chla}_{\mathrm{LB}}$，具体布点及加权平均值计算方法见文献[11].

太湖年度蓝藻水华强度（algal bloom index, ABI）的表征，采用遥感获得的蓝藻水华面积参数 A_{BL}及现场调查获得的水体分层浮游植物叶绿素 a 的 $\mathrm{Chla}_{\mathrm{LB}}$年度均值综合获得.

$$\mathrm{ABI} = A_{\mathrm{BL}} \times \mathrm{Chla}_{\mathrm{LB}}$$

式中，A_{BL}为当年蓝藻水华解译的蓝藻水华平均面积，km^2，$\mathrm{Chla}_{\mathrm{LB}}$为太湖站 32 个点位 4 个季度 3 层水体中浮游植物叶绿素 a 的年度加权平均值，$\mu\mathrm{g} \cdot \mathrm{L}^{-1}$.

2 结果与分析

2.1 2009～2018 年太湖湖泛发生的基本特征

2009～2018 年的 10 a 中，共发现湖泛事件 75

起，年发生次数 3 ~ 17 次不等. 其中 2017 年发生次数最多，为 17 次；2012 年发生次数为第 2 多，共发生 12 次；而 2014 年发生次数最少，只有 3 次（图 2）. 就湖泛强度而言，2017 年和 2018 年显著强于其他年份（图 2），两年平均值为 185.45 $km^2 \cdot d$，而其余 8 a 的平均值仅有 16.75 $km^2 \cdot d$，相差超过 10 倍. 单次湖泛平均持续时间为 3 ~ 4 d，最长的达 16 d 之久，最短的只有 1 d. 单次湖泛发生面积在 0.01 ~ 9.2 km^2 之间，其中湖西区湖泛平均面积最大，达 2.1 km^2，贡湖湾湖泛平均面积相对最小，为 0.2 km^2.

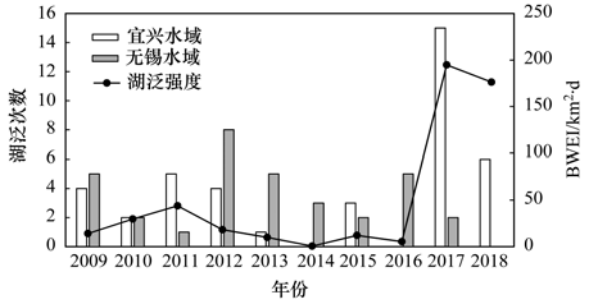

图 2　宜兴水域（湖西区）及无锡水域（梅梁湾及贡湖湾之和）湖泛发生次数及强度

Fig. 2　Annual times and intensity of black water events in Lake Taihu from 2009 to 2018

就发生时间而言，湖泛集中发生在每年的 5 ~ 9 月，尤其以 6 ~ 7 月最多. 75 次湖泛的开始日期均在 5 ~ 9 月，其中 5 月发生 12 次、6 月 25 次、7 月 23 次、8 月 9 次和 9 月 6 次. 除了 2012 年 9 月 30 日的湖泛延迟到了 10 月 7 日才结束之外，其余湖泛都在 9 月就已经结束. 发生湖泛的最早时间为 5 月11 日.

空间上，隶属宜兴市的湖西区沿岸带是湖泛的高发水域，共计 41 次，超过总次数的一半，主要发生在北至沙塘港和南至八房港的 25 km 长岸线的各港入湖水域. 马山半岛南部的月亮湾暴发频次也很高，10 年发生了 16 次. 梅梁湾的发生频次也较高，10 年共发生 11 次，集中发生在北部的渔港套闸及西北角的闾江口附近，偶尔有湖泛发生在三山岛北的杨湾及马山港入梅梁湾的河口区. 贡湖湾北岸带水域 10 年共发生 7 次湖泛，主要发生在小溪港、黄泥田港、庙港、许仙港和壬子港等主要入湖河口区. 几乎所有的湖泛都发生在靠近入湖河道的入口附近水域.

根据湖泛形成的生源物质的不同，可对 75 场湖泛事件细分为草源性湖泛和藻源性湖泛两种类型. 顾名思义，草源性湖泛是因大量水草腐烂而引发的，腐烂物质主要为死亡水草残体；而藻源性湖泛是因大量蓝藻聚积、死亡、腐烂而造成的，腐烂物质主要为死亡藻体. 10 a 来的 75 次湖泛中绝大多数为藻源性湖泛，仅有 5 次为草源性湖泛，其中 4 次发生在贡湖湾北岸的小溪港、许仙港、大溪港一带，另有 1 次发生在梅梁湾北岸沿岸的杨湾至三山岛一带水域，与这些属于春末夏初大量菹草的季节性死亡有关. 草源性湖泛发生的强度都不大，平均面积为 0.25 km^2，最大面积 0.80 km^2，持续时间一般 3 ~ 5 d.

根据对湖泛事件的连续跟踪分析，在藻源性湖泛中，针对藻的来源及其发生的地点和持续时间，又可细分为港源型、迁移型和原发型这 3 种类型. 港源型湖泛是指由于降雨形成的径流将港口内堆积的大量死亡蓝藻冲至湖泊，在港口附近水域腐烂并诱发湖泛，湖泛区湖-河联系紧密，呈现由河至湖扩散的特征. 这种湖泛面积较小，持续时间较短. 迁移型湖泛是指在持续高温作用下，离岸的大湖面水域蓝藻水华先期大暴发，然后在连续多日东南风或东风的驱动下，湖面上的蓝藻向岸边或湖湾浅水区聚积，进而大量死亡、下沉并腐烂而形成湖泛，多发生在太湖西岸或北部湖湾. 这种面积较大，持续时间较长. 原发型湖泛是指发生湖泛区前期未见外围蓝藻水华的明显移动，湖泛区本地藻类水华大量持续暴发、堆积，进而在持续高温和弱风的气象条件下，蓝藻大量死亡所致. 这种湖泛的面积一般也不大，但持续时间长.

2.2　湖泛发生的水温与水质特征

2009 ~ 2018 年，湖泛发生首日，湖泛发生核心区的水温变化范围为 20.2 ~ 34.2℃，这表明，水温 20℃以上可能是湖泛发生的临界温度. 湖泛发生首日，湖泛水域的 DO 均值为 1.95 $mg \cdot L^{-1}$，NH_4^+-N 含量均值为 2.70 $mg \cdot L^{-1}$，COD 的均值为 68.0 $mg \cdot L^{-1}$，TP 的均值为 0.478 $mg \cdot L^{-1}$，TN 的均值为 5.99 $mg \cdot L^{-1}$，Fe^{2+} 离子的浓度均值为 0.53 $mg \cdot L^{-1}$. 与 TLLER 的 5 ~ 9 月多年监测均值相比，氨氮高出湖区平均值的 6 倍，而总氮和总磷高出背景 2 ~ 3 倍（表 1）. 鉴于湖泛区本来就处于沿岸带河口区，营养盐本就高于湖心区，这样的营养盐浓度差别并不是特别高.

各湖区首日湖泛核心区的水质情况存在差异. 其中湖泛首日的湖西区水质最差，而贡湖相对情况较好；这与太湖水体营养盐浓度本就存在的空间差异相符. 湖泛发生首日除水温与溶解氧外的其它水质指标浓度最大值均出现在湖西，而浓度最小值大部分出现在贡湖. 据金颖薇等的调查，无论是氮、磷含量，还是浮游植物叶绿素 a 浓度，2013 年夏季太湖西北区水体 TN、TP 和 Chla 浓度分别为 3.96

表 1 湖泛发生首日核心区水温及水质特征

Table 1 Water temperatures and water parameters of the first day of black water events

湖区	项目	WT/℃	DO /mg·L^{-1}	NH_4^+-N /mg·L^{-1}	COD /mg·L^{-1}	TP /mg·L^{-1}	TN /mg·L^{-1}	Fe^{2+} /mg·L^{-1}
贡湖湾	范围	20.2 ~ 29.1	0.41 ~ 7.10	0.04 ~ 7.81	21.0 ~ 65.5	0.061 ~ 0.280	1.06 ~ 8.01	0.22 ~ 0.75
	均值	24.9	2.74	1.77	30.1	0.165	3.06	0.70
湖西区	范围	23.3 ~ 34.2	0 ~ 2.90	0.12 ~ 36.5	22.8 ~ 1148.4	0.115 ~ 10.40	2.62 ~ 120	0.14 ~ 1.93
	均值	28.1	1.52	3.65	109.8	0.800	10.50	0.38
梅梁湾/月亮湾	范围	21.4 ~ 30.5	1.38 ~ 1.71	1.56 ~ 3.89	64.3 ~ 64.3	0.312 ~ 0.722	2.88 ~ 7.05	0.24 ~ 0.87
	均值	27.4	1.60	2.67	64.3	0.470	4.42	0.50
高于本底值		/	/	0 ~ 23.82	13.9 ~ 711.1	0.130 ~ 6.770	-1.04 ~ 81.2	-0.69 ~ 0.5
高于本底倍数/倍		/	/	1.1 ~ 96.3	1.8 ~ 39.4	2.5 ~ 62	0.55 ~ 28.7	0.3 ~ 2.8
各区湖泛案例数学均值		26.8	1.95	2.70	68.0	0.478	5.99	0.53
TLLER 10a 均值(5 ~ 9 月)		27.4	7.69	0.42	/	0.176	2.85	/

mg·L^{-1}、0.259 mg·L^{-1}和 47.39 μg·L^{-1},而梅梁湾区域则分别为 2.34 mg·L^{-1}、0.089 mg·L^{-1}和 21.49 μg·L^{-1}[12],西北沿岸带的 3 项指标本就比梅梁湾高出不少.

随着湖泛的发展,整个湖泛过程期间水域营养盐等水质指标明显高于未发生湖泛的一般水体. 以湖西区的 3 种湖泛类型整个湖泛期间水质监测结果为例,湖泛核心区水域在整个湖泛期间多日平均的 NH_4^+-N、COD、TP 和 TN 分别为《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)Ⅲ类标准上限值的 35.5、56.4、207 和 119 倍(表 2). 这说明,随着湖泛的持续,对周边水域的水质产生了极大地影响. 其中,迁移性湖泛对水体有机质、氮、磷的影响最大,但原发性湖泛的水体硫化物浓度最高,恶臭问题最严重. 此外,从表 2 中也可以看出,各指标的变幅较大,显示出湖泛区水质的空间异质性较大.

表 2 湖西区 3 种类型湖泛核心区水质指标/mg·L^{-1}

Table 2 Water quality in different types of black water event zones in the western coast of Lake Taihu/mg·L^{-1}

项目		迁移型	原发型	港源型
NH_4^+-N	最大值	36.50	8.82	16.40
	最小值	0.07	0.55	0.12
	均值	3.56	2.71	3.62
COD	最大值	1 148.4	193.6	124.6
	最小值	22.8	23.5	28.7
	均值	112.8	79.3	66.4
TP	最大值	10.400	2.509	1.575
	最小值	0.135	0.153	0.124
	均值	0.819	0.618	0.501
TN	最大值	120.00	27.60	17.40
	最小值	2.62	3.59	3.43
	均值	10.30	7.07	8.04
S^{2-}	最大值	0.898	0.582	0.533
	最小值	0.021	0.019	0.024
	均值	0.088	0.134	0.089
Fe^{2+}	最大值	0.77	1.93	1.71
	最小值	0.10	0.11	0.14
	均值	0.26	0.40	0.46

2.3 湖泛发生的气象水文条件

刘俊杰等[4]对太湖湖泛的前期 10 d 内气象条件进行了分析表明,气象要素是湖泛形成的关键促发因素,往往决定了湖泛发生的时间、地点及强度. 本研究在更大样本量的基础上,进一步梳理了太湖湖泛形成前 5 d 的综合气象水文条件特征. 其中气象水文要素主要考虑的是气温、水温、风向风速、日照、气压和水位. 根据统计学原理,考虑到不同次湖泛发生时的观测数据具有很大的差异性和不确定性,数据复杂且多处于偏态分布,因此采用 SPSS 22.0 软件,采用四分位法确定各气象水文条件阈值,即以下四分位数至上四分位数区间值作为湖泛发生各气象水文条件的预警阈值. 不同湖泛类型的环境条件统计如表 3.

2.4 北太湖近 10 a 来的水质和藻情变化

2009 ~ 2018 年太湖藻情总体呈加重趋势,但是年际之间差别甚大. 其中 2017 年蓝藻水华大暴发,异常严重,ABI 达到 10 a 中的最大(图 3). 就蓝藻水华强度指标 ABI 而言, 10 a 平均值为 3 644 km^2·μg·L^{-1}. 而 2017 年则达到 11 858 km^2·μg·L^{-1},是多年均值的 3 倍多,是 2009 ~ 2014 年均值(2 309

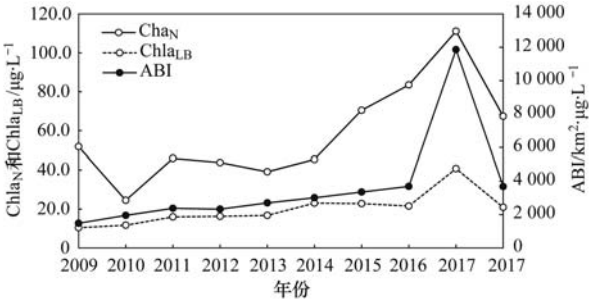

图 3 2009 ~ 2018 年太湖水华强度及浮游植物叶绿素 a 年均值

Fig. 3 Annual algal bloom intensity and chlorophyll a concentrations of Lake Taihu from 2009 to 2018

$km^2 \cdot \mu g \cdot L^{-1}$)的 5 倍多. 同时,夏季北太湖 14 个点位的浮游植物叶绿素 a 月均值($Chla_N$)及全湖加权平均值($Chla_{LB}$)也呈类似的趋势,显示出 2017 年的异常高值. $Chla_N$ 与 $Chla_{LB}$ 的变化趋势有所不同. 比如 5～9 月 $Chla_N$ 在 2015、2016 和 2018 年均表现出明显的高值,但是全湖全年平均值 $Chla_{LB}$ 的增高不明显.

表 3　不同湖泛类型的发生前 5 d 的环境因素

Table 3　Meteorological and hydrological conditions of in five days ahead of the black water events

湖泛类型	迁移型	原发型	港源型
气温	发生前温度变化不大,发生时降温, 5 d 平均气温 26.4～31.5℃	发生前先上升再下降, 5 d 平均气温 26.8～29.6℃	发生前到发生时持续降温, 5 d 平均气温 26.0～28.5℃
水温	前期温度变化不大,发生时降温, 5 d 平均水温 25.7～30.8℃	发生前先上升再下降, 5 d 平均水温 24.9～29.0℃	发生前到发生时持续降温, 5 d 平均水温 24.7～26.9℃
风向	发生前 5 d 主导风向东南,发生当日风向不变	发生前 5 d 主导风向东南或东北,发生当日风向发生顺时针偏转	发生前 5 d 主导风向东南或西南,发生当日风向发生逆时针偏转
日照时长	日均日照时长 6.5～6.9 h,发生时变化不明显,均以晴天为主	日均日照时长 6.5～7.0 h,发生时显著缩短,前期晴天,发生时为阴雨天	日均日照时长 4.8～5.7 h,发生时显著减小,前期晴天,发生时雨天
风速	发生前 5 d 平均瞬时风速 3.4～6.4 $m \cdot s^{-1}$,发生当日风速降低至 2.6～5.7 $m \cdot s^{-1}$; 发生前 5 d 日平均风速 1.6～2.9 $m \cdot s^{-1}$,前 5 d 日均风速均小于 4 $m \cdot s^{-1}$		
气压	发生前持续低压, 5 d 平均气压 100.3～100.9 kPa		

根据 TLLER 在每年 5～9 月北太湖 14 个监测点获得的水体主要水质指标如表 4. 总体上 TN 呈下降的趋势,然而 2017 年北太湖 TN 出现了明显的反弹. 北太湖 TP 在湖泛季均较高,但是 2017 年也高于其余 9 年均值 52%. 总体上, 5～9 月北太湖的水体氨氮浓度不高, 10 a 的均值为 0.42 $mg \cdot L^{-1}$. 而 BOD_5 则在 2016 年达到最大值, 2017 年也较高. 同样反映水体有机污染状况的指标高锰酸盐指数与 BOD_5 的变化非常一致. 而反映水体电解质状况的指标 EC 变化也颇大,最高值出现在 2014 年,为 590 $\mu S \cdot cm^{-1}$,最低值出现在 2016 年,为 386 $\mu S \cdot cm^{-1}$. 2009～2018 年 EC、SO_4^{2-} 受降雨量影响明显,均与 RF 呈反相关. EC 在 2016 年出现最低值,与降雨量最大值吻合. SO_4^{2-} 是太湖水体电解质的主要贡献者之一[13]. 北太湖 5～9 月水体 SO_4^{2-} 年均值变化也较大,与 EC 呈显著的正相关.

基于太湖站逐日观测,北太湖的水温值 5～9 月的多年均值为 27.4℃. 其中最大值出现在 2018 年,为 28.5℃. 第二高值出现在 2017 年,也达到了 28.0℃. 而最低值出现在 2014 年,为 26.5℃. 北太湖每年 5～9 月的水位日均值介于 3.214～3.729 m 之间,年际之间相差最大为 0.515 m. 2016 年的洪水年显著高于其他年份. 而 2015 年也较高,与当年的总体降雨量偏大一致.

表 4　2009～2018 年北太湖 5～9 月水体主要水质指标及水文气象指标均值

Table 4　Average values of water quality parameters and meteorological and hydrological conditions in north Taihu from May to September

年份	TN /$mg \cdot L^{-1}$	TP /$mg \cdot L^{-1}$	NH_4^+-N /$mg \cdot L^{-1}$	BOD_5 /$mg \cdot L^{-1}$	高锰酸盐指数 /$mg \cdot L^{-1}$	EC /$\mu S \cdot cm^{-1}$	SO_4^{2-} /$mg \cdot L^{-1}$	WT /℃	WL /m	RF /mm
2009	3.17	0.160	0.59	3.40	5.29	555	68.50	27.3	3.360	735.6
2010	3.11	0.127	0.60	1.81	4.59	486	53.48	27.6	3.333	341.0
2011	3.05	0.170	0.51	3.09	5.44	529	80.47	26.8	3.370	789.2
2012	2.89	0.186	0.42	3.60	6.22	505	77.08	27.2	3.389	493.4
2013	2.64	0.177	0.52	3.28	4.98	546	72.13	27.8	3.214	563.5
2014	2.70	0.142	0.47	2.95	5.27	590	67.66	26.5	3.417	682.6
2015	2.85	0.194	0.29	3.17	5.78	417	52.78	26.6	3.522	765.8
2016	2.65	0.185	0.24	4.74	6.53	386	46.30	27.3	3.729	1 059.4
2017	3.19	0.254	0.32	4.41	7.67	468	57.66	28.0	3.219	694.0
2018	2.29	0.161	0.18	3.54	5.80	562	66.43	28.5	3.294	546.2
均值	2.85	0.176	0.42	3.40	5.76	505	64.25	27.4	3.385	667.1

年与年之间 5～9 月的总降雨量差别比较大. 发生大洪水的 2016 年 5～9 月降雨量达1 059.4 mm,而较枯的年份 2010 年仅有 341.0 mm,相差 3 倍以上,显示出较大的年际波动性.

3　讨论

3.1　影响太湖湖泛强度年际变化的主要因素

由于湖泛的形成中,犹如有机肥的堆肥过程,

需要一定的化学反应时间[14],因此,湖泛的发生看似具有较大的偶然性,关于湖泛形成条件的研究,大都关注在短期气象、水文和物质基础方面[7,15,16]. 刘俊杰等[4]在分析之前 9 a 的湖泛发生规律时,初步发现了水位的年变幅与年际尺度的湖泛强度之间具有一定的关联性. 然而,其结论主要受 2017 年洪水的影响,具有一定的偶然性. 在年际尺度上,何种条件下湖泛事件更容易发生,仍未有较为清晰地认识.

近 10 年太湖湖泛的发生情况存在较大的变动性. 从湖泛的成因上,温度、风浪扰动、水华强度、水质污染程度和底泥均可能对湖泛的形成和强度产生影响. 从图 2 可以看出,早期开展湖泛发生机制、条件研究的 2009 ~ 2016 年,太湖的湖泛强度还是相对较低的. 而 2017 ~ 2018 年湖泛强度反而特别强. 为探讨影响年际湖泛强度的因子,利用近 10 年的数据,对可能影响湖泛强度的多种因子(5 ~ 9 月均值)与湖泛年际强度进行了相关性分析,如表 5.

表 5 太湖年度湖泛强度与相关环境因子之间的相关性1)

Table 5 Person correlation index between the black water event index and environmental factors

	ABI	Chla	WT	WL	RF	EC	高锰酸盐指数	BOD_5	NH_4^+-N	TN	TP	SO_4^{2-}
BWEI	0.74*	0.61	0.72*	−0.50	−0.16	0.07	0.58	0.32	−0.50	−0.08	0.50	−0.05
ABI		0.83**	0.37	−0.27	0.15	−0.27	0.83**	0.54	−0.43	0.21	0.83**	−0.30
Chla			0.26	0.16	0.56	−0.50	0.91**	0.82**	−0.72*	0	0.84**	−0.46
WT				−0.51	−0.36	0.10	0.23	0.22	−0.29	−0.28	0.20	−0.08
WL					0.70*	−0.64*	0.12	0.31	−0.35	−0.17	−0.09	−0.51
RF						−0.46	0.42	0.68*	−0.39	−0.05	0.35	−0.29
EC							−0.47	−0.40	0.44	−0.15	−0.46	0.74*
高锰酸盐指数								0.84**	−0.65*	0.09	0.89**	−0.26
BOD_5									−0.65*	−0.18	0.73*	−0.19
NH_4^+-N										0.59	−0.48	0.40
TN											0.22	0.01
TP												−0.15

1) * 表示 $P<0.05$, ** 表示 $P<0.01$

从表 5 中可以看出,环境因子中,与湖泛强度 BWEI 显著相关的只有蓝藻水华强度和水温这 2 个指标. 这表明,水华情势是影响湖泛情势的首要因素. 这一结果,与 Yu 等在梅梁湾做的模拟实验结果的认知[17],以及 Zhou 等[18]在太湖的现场观测认知基本一致,即水体叶绿素 a 浓度,或者说蓝藻水华强度,是影响湖泛的第一要素. 5 ~ 9 月的平均水温与湖泛强度显著相关(图 4),表明高温条件是诱发湖泛的最主要气象条件,这与湖泛形成中的微生物作用有关(图 4). 蓝藻水华的野外分解模拟实验表明,蓝藻水华从细胞活体到死亡分解,大量的微生物参与其中[19],而微生物的活性与温度密切关联. 除了统计上显著相关的 2 个因子之外,反映藻类生物量的 Chla、反映水体易腐烂有机物状况的高锰酸盐指数,以及水体 TP,也与 BWEI 具有较高的关联性. 之所以它们也与湖泛有较明显的统计相关,可能是这些指标与水体中藻类生物量密切相关,高的氮磷浓度、有机物浓度,往往是藻类生物量升高的一个结果,与蓝藻水华严重程度密切关联.

从表 5 可以看出,太湖的湖泛强度与各种营养盐的关系大都不好. 这说明,太湖水体营养盐浓度高低对湖泛强度的影响是十分有限. Xu 等[20]的观测

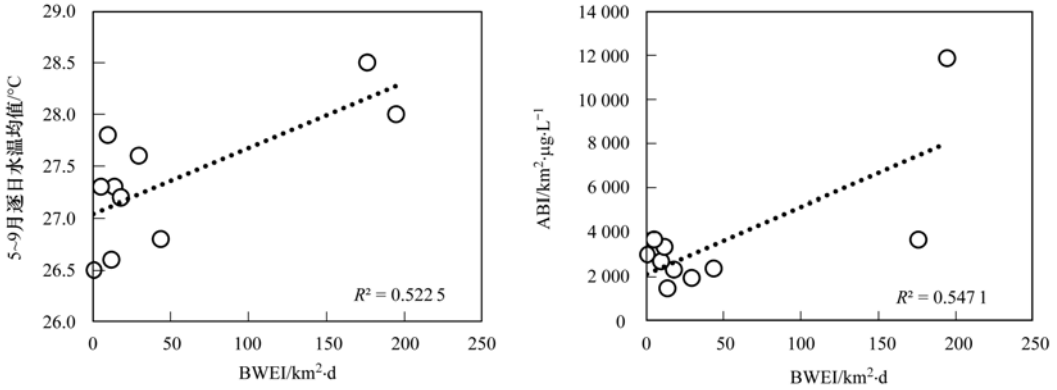

图 4 太湖年度湖泛强度指数与水华指数及水温的关系

Fig. 4 Relationship between BWEI and ABI or water temperature in Lake Taihu from 2009 to 2018

与模拟实验分析表明，目前太湖水体营养盐的浓度大都明显高于能够限制蓝藻水华生长的临界阈值，也即太湖蓝藻水华强度基本不受水体氮和磷等营养盐浓度的限制. 因此，太湖蓝藻水华的年际变化受营养盐浓度影响弱，水体氮、磷浓度常常是蓝藻水华变化的一个结果，而非原因[8]. 对于蓝藻水华在特定环境条件下发生腐烂分解等化学和生物作用之后产生的湖泛而言，受营养盐的影响肯定就更低了. 湖泛伴随着水体营养盐浓度的剧增，然而，也应该是湖泛的结果，而非原因. 北太湖 5 ~ 9 月水体 TP 和 BOD_5 等反映营养状况的水质参数受藻情影响很大，也说明了这一点.

在湖泛的形成中，污染底泥的参与也极为重要[5,6]. 据 Chen 等[21]的模拟实验研究，实施底泥疏浚后藻-泥培养系统中，挥发性有机硫化合物（VOSCs），如二甲基二硫（DMDS）和二甲基三硫（DMTS）等的释放强度明显低于对照. 本研究发现几乎所有的湖泛都发生在靠近入湖河口区域，一个重要的原因是这些区域易于高有机质含量的污染底泥蓄积，加上岸线的变化和来自河流和湖泊中污染物质的交汇，这些区域既容易产生底泥再悬浮，也容易形成水质突变，打破原有生物地球化学平衡，发生极端化学反应. 由于本文关于底泥方面的调查资料不足，并未能将底泥污染状况的内容置于其中，底泥的污染程度及其再悬浮过程对湖泛的影响还有待进一步考虑.

由于太湖的蓝藻水华情势较大程度上受年际气温、风速等气候波动的影响[9]，而 5 ~ 9 月的高温状况又对当年湖泛强度产生直接的影响，因此，太湖的年度湖泛强度在较大程度上受到气候波动的影响. 近年来，随着高温热浪等极端气象事件的增多[22]，高温热浪等极端天气事件大大增加了湖体有机质暴发式分解的几率[23]，太湖的湖泛风险有增高的可能.

3.2　降低太湖湖泛风险的途径分析

控制蓝藻水华强度是消除湖泛灾害风险的根本途径. 从前面的分析看，蓝藻水华强度与湖泛强度密切相关. 2017 年与 2018 年湖泛强度的增加，其根本原因是太湖蓝藻水华强度增加的必然结果. 根据对湖泛发生条件分析，气象水文要素是湖泛发生的诱因，物质要素则为湖泛的发生提供了基础[1]，因此，湖泛防控措施主要是以控制蓝藻水华强度为核心的各种控制工程，包括滨岸带的生态修复及外源营养盐的控制. 可行的措施包括：①努力大幅度减少营养盐的外源入湖量，使之降至能显著影响蓝藻水华强度的浓度区间. 入湖河道是湖泊污染负荷的重要来源[24]，要继续推进重点区域治理、小流域综合整治及水系畅通工程，推动并强化入湖河流两岸生态保护红线划分与管理，全面深化河湖长制，使河湖长有名有实在责，加强入湖河道的水质管控. ②控制内源以降低湖体营养盐浓度. 湖体营养主要来自外源与内源，外源主要是通湖河港输入，而比较可行的控制内源的工程措施主要是蓝藻打捞和生态清淤. 构建专业化打捞队伍，持续开展蓝藻打捞，固定打捞与机动打捞相结合，深化藻泥的无害化处置、资源化利用，强化河荡入湖处及湖泛易发区的生态清淤工作. ③加强生态修复，包括滨岸带的生态修复及浅水区的沉水植被恢复等. 作为一个大型浅水湖泊，沉水植物存在与否，底泥再悬浮的营养盐通量可差数十倍[25]. 没有足够的沉水植被等吸收水体营养盐、抑制沉积物再悬浮等湖体生态系统的自我净化能力提升，想要把水体营养盐控制到抑制蓝藻水华发生的水平是极其困难的. 因此，应当大力推进环湖滨岸带、东部湖湾等传统上水草茂盛的水域尽快实施生态修复，提升湖体生态控藻的能力，从根本上降低湖泛发生的物质基础.

降低太湖湖泛风险，还需要在严密监控的基础上及时开展预防蓝藻水华长时间聚集腐烂的工程措施. 加强对入湖河口区蓝藻水华堆积的机械打捞、曝气和动力驱散等人工干预是降低湖泛发生的有效途径. 从前期的研究成果看，无论是蓝藻水华物质基础，还是风速和气温等气象条件，以及湖底流泥等湖泛形成的环境条件，本质上是有利于蓝藻水华在特定区域稳定、长期堆积腐烂. 从过去 10a 的 75 场湖泛调查发现，几乎所有的湖泛都发生在太湖西北及北部易于堆积蓝藻水华的河口区. 而这些河口区大都设置了蓝藻水华打捞点. 因此，加强打捞点和河口区的藻情监控和及时处置，是降低湖泛发生风险的有效途径. 此外，从底泥污染与湖泛形成的关系看，实施入湖河口区域的污染底泥清淤，对降低湖泛风险应该有用. 从太湖多年的湖泛防控工作实践看，蓝藻水华的离岸打捞、调水引流、湖底藻体有机质清扫、高效增氧曝气船干预等河口区湖泛干预技术的实施，已经在太湖的湖泛灾害防控中发挥了相当大的作用.

4　结论

（1）从太湖 10 a 的湖泛巡查调查看，太湖湖泛均发生在水温 20℃ 以上的 5 ~ 9 月，基本都发生在污染较重的入湖河口区附近，绝大多数湖泛是蓝藻水华堆积导致的藻源性湖泛，只有 5 次（占总数的 7%）为草源性湖泛. 而藻源性湖泛因藻的来源、发

生地点和持续时间的不同,又可分为港源型、迁移型和原发型 3 种.

(2)藻情和温度是影响湖泛强度年际差别的主要原因.年度蓝藻水华越严重,湖泛发生的风险就越大,总体年度湖泛的强度就越大. 5 ~9 月的平均水温越高,湖泛发生的强度也越大.由于太湖蓝藻水华情势本身也受到气候条件变化的明显影响,所以,太湖的年度湖泛强度在很大程度上受到气候波动的影响.

(3)控制太湖蓝藻水华是降低湖泛强度的根本途径,而加强河口区蓝藻水华堆积的监控与工程干预,加强引流调水、离岸打捞、应急打捞与曝气等河口区蓝藻水华堆积干预,是降低湖泛灾害的有效途径.

致谢:感谢江苏省水文水资源勘测局常州分局、无锡分局和苏州分局十年来的艰苦湖泛巡测;感谢施坤和李娜提供十年的蓝藻水华遥感监测数据.

参考文献:

[1] 陆桂华, 马倩. 太湖水域"湖泛"及其成因研究[J]. 水科学进展, 2009, **20**(3): 438-442.
Lu G H, Ma Q. Analysis on the causes of forming black water cluster in Taihu Lake[J]. Advances in Water Science, 2009, **20**(3): 43-442.

[2] Qin B Q, Zhu G W, Gao G, *et al*. A drinking water crisis in Lake Taihu, China: linkage to climatic variability and lake management[J]. Environmental Management, 2010, **45**(1): 105-112.

[3] 陆桂华, 张建华. 太湖蓝藻监测处置与湖泛成因[M]. 北京: 科学出版社, 2011. 219-261.

[4] 刘俊杰, 陆隽, 朱广伟, 等. 2009-2017 年太湖湖泛发生特征及其影响因素[J]. 湖泊科学, 2018, **30**(5): 1196-1205.
Liu J J, Lu J, Zhu G W, *et al*. Occurrence characteristics of black patch events and their influencing factors in Lake Taihu during 2009 and 2017[J]. Journal of Lake Sciences, 2018, **30**(5): 1196-1205.

[5] 陆桂华, 马倩. 2009 年太湖水域"湖泛"监测与分析[J]. 湖泊科学, 2010, **22**(4): 481-487.
Lu G H, Ma Q. Monitoring and analysis on "Black Water Aggregation" in Lake Taihu, 2009 [J]. Journal of Lake Sciences, 2010, **22**(4): 481-487.

[6] 范成新. 太湖湖泛形成研究进展与展望[J]. 湖泊科学, 2015, **27**(4): 553-566.
Fan C X. Progress and prospect in formation of black bloom in Lake Taihu: a review[J]. Journal of Lake Sciences, 2015, **27**(4): 553-566.

[7] 王成林, 张咏, 张宁红, 等. 太湖藻源性"湖泛"形成机制的气象因素分析[J]. 环境科学, 2011, **32**(2): 401-408.
Wang C L, Zhang Y, Zhang N H, *et al*. Analysis of meteorological factors of forming feculent and anaerobic water aggregation induced by algal bloom in Taihu Lake [J]. Environmental Science, 2011, **32**(2): 401-408.

[8] 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[J]. 湖泊科学, 2018, **30**(2): 279-295.
Zhu G W, Qin B Q, Zhang Y L, *et al*. Variation and driving factors of nutrients and Chlorophyll-a concentrations in northern region of Lake Taihu, China, 2005-2017[J]. Journal of Lake Sciences, 2018, **30**(2): 279-295.

[9] Shi K, Zhang Y L, Zhang Y B, *et al*. Phenology of phytoplankton blooms in a trophic lake observed from long-term MODIS data[J]. Environmental Science & Technology, 2019, **53**(5): 2324-2331.

[10] 朱广伟, 施坤, 李未, 等. 太湖蓝藻水华的年度情势预测方法探讨[J]. 湖泊科学, 2020, **32**(5): 1421-1431.
Zhu G W, Shi K, Li W, *et al*. Seasonal forecast method of cyanobacterial bloom intensity in eutrophic Lake Taihu, China [J]. Journal of Lake Sciences, 2020, **32**(5): 1421-1431.

[11] 朱广伟, 邹伟, 国超旋, 等. 太湖水体磷浓度与赋存量长期变化(2005-2018 年)及其对未来磷控制目标管理的启示[J]. 湖泊科学, 2020, **32**(1): 21-35.
Zhu G W, Zou W, Guo C X, *et al*. Long-term variations of phosphorus concentration and capacity in Lake Taihu, 2005-2018: implications for future phosphorus reduction target management[J]. Journal of Lake Sciences, 2020, **32**(1): 21-35.

[12] 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[J]. 环境科学, 2015, **36**(3): 936-945.
Jin Y W, Zhu G W, Xu H, *et al*. Spatial distribution pattern and stock estimation of nutrients during bloom season in Lake Taihu [J]. Environmental Science, 2015, **36**(3): 936-945.

[13] Wu T H, Zhu G W, Zhu M Y, *et al*. Use of conductivity to indicate long-term changes in pollution processes in Lake Taihu, a large shallow lake[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2020, **27**(17): 21376-21385.

[14] 申秋实, 邵世光, 王兆德, 等. 太湖月亮湾湖泛发生过程模拟及水土物化性质的响应[J]. 水科学进展, 2011, **22**(5): 710-719.
Shen Q S, Shao S G, Wang Z D, *et al*. Simulation of black bloom in Moon Bay of Lake Taihu and physical and chemical responses of water and sediment [J]. Advances in Water Science, 2011, **22**(5): 710-719.

[15] 王成林, 张宁红, 张咏, 等. 基于气象条件的太湖湖泛预警研究[J]. 环境监控与预警, 2010, **2**(5): 1-4.
Wang C L, Zhang N H, Zhang Y, *et al*. The research on warning of black water cluster in Taihu Lake based on meteorological factors [J]. Environmental Monitoring and Forewarning, 2010, **2**(5): 1-4.

[16] 李未, 秦伯强, 张运林, 等. 富营养化浅水湖泊藻源性湖泛的短期数值预报方法——以太湖为例[J]. 湖泊科学, 2016, **28**(4): 701-709.
Li W, Qin B Q, Zhang Y L, *et al*. Numerical forecasting of short-term algae-induced black bloom in eutrophic shallow lake: a case study of Lake Taihu[J]. Journal of Lake Sciences, 2016, **28**(4): 701-709.

[17] Yu D Z, Xie P, Zeng C, *et al*. In situ enclosure experiments on the occurrence, development and decline of black bloom and the dynamics of its associated taste and odor compounds [J]. Ecological Engineering, 2016, **87**: 246-253.

[18] Zhou Y Q, Jeppesen E, Zhang Y L, *et al*. Chromophoric dissolved organic matter of black waters in a highly eutrophic Chinese lake: freshly produced from algal scums? [J]. Journal of Hazardous Materials, 2015, **299**: 222-230.

[19] Shao K Q, Zhang L, Wang Y P, *et al*. The responses of the taxa composition of particle-attached bacterial community to the decomposition of *Microcystis* blooms [J]. Science of the Total Environment, 2014, **488-489**: 236-242.

[20] Xu H, Paerl H, Qin B, *et al*. Determining critical nutrient thresholds needed to control harmful cyanobacterial blooms in eutrophic Lake Taihu, China [J]. Environmental Science & Technology, 2015, **49**(2): 1051-1059.

[21] Chen C, Zhong J C, Yu J H, *et al*. Optimum dredging time for inhibition and prevention of algae-induced black blooms in Lake Taihu, China [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, **23**(14): 14636-14645.

[22] Lopez H, West R, Dong S F, *et al*. Early emergence of anthropogenically forced heat waves in the western United States and Great Lakes [J]. Nature Climate Change, 2018, **8**(5): 414-420.

[23] Bartosiewicz M, Laurion I, Clayer F, *et al*. Heat-wave effects on oxygen, nutrients, and phytoplankton can alter global warming potential of gases emitted from a small shallow lake [J]. Environmental Science & Technology, 2016, **50**(12): 6267-6275.

[24] 陈洁, 朱广伟, 许海, 等. 不同雨强对太湖河网区河道入湖营养盐负荷影响[J]. 环境科学, 2019, **40**(11): 4924-4931.
Chen J, Zhu G W, Xu H, *et al*. Influence of rainfall intensity on the nutrient loading from an inflowing river in the plain river network of the Taihu catchment [J]. Environmental Science, 2019, **40**(11): 4924-4931.

[25] Zhu M Y, Zhu G W, Nurminen L, *et al*. The influence of macrophytes on sediment resuspension and the effect of associated nutrients in a shallow and large lake (Lake Taihu, China) [J]. PLoS One, 2015, **10**(6), doi: 10.1371/journal.pone.0127915.

HUANJING KEXUE Vol. 41 No. 11
Environmental Science (monthly) Nov. 15, 2020

CONTENTS