

## 巢湖底泥蓝藻时空分布特征及其环境影响因子<sup>\*</sup>

阳 振<sup>1</sup>, 高 芮<sup>2</sup>, 张 民<sup>1</sup>, 陈开宁<sup>1</sup>, 史小丽<sup>1\*\*</sup>

(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:安徽省巢湖管理局湖泊生态环境研究院, 合肥 230601)

**摘要:** 水华蓝藻在浮力下降后会沉入湖底, 不但导致底泥污染加重, 一些蓝藻细胞在低温和黑暗条件可维持低活性状态休眠越冬, 并有可能在温度回升或风浪扰动后上浮至水柱, 成为蓝藻水华暴发的种源。为了确定巢湖底泥蓝藻的时空分布特征及其环境影响因子, 本研究对巢湖底泥蓝藻开展了 8 周年的野外调查。结果表明, 巢湖底泥蓝藻含量在 2016—2023 年呈现先升高后下降的变化趋势, 2019—2020 年达到峰值; 底泥蓝藻含量在空间分布上与水体蓝藻含量基本相似, 呈现出由西向东逐渐减少的格局; 巢湖底泥蓝藻含量季节变化明显, 受微囊藻和长孢藻下沉休眠的影响, 分别在 11 月和 3 月达到峰值, 而春季至夏季由于蓝藻复苏上浮, 7—8 月份达到最低值。逐步回归分析发现, 底泥总氮含量、风速、底泥总磷含量、温度可能是影响底泥蓝藻含量时空变化的主要环境因子。研究结果揭示了巢湖水华蓝藻在底泥中的时空分布规律, 对湖泊内源污染的管控与蓝藻水华控制具有重要的科学意义。

**关键词:** 底泥; 内源污染; 蓝藻水华; 种源; 巢湖

## Spatial-temporal variations of the benthic cyanobacteria and their environmental factors in Lake Chaohu, China<sup>\*</sup>

Yang Zhen<sup>1</sup>, Gao Rui<sup>2</sup>, Zhang Min<sup>1</sup>, Chen Kaining<sup>1</sup> & Shi Xiaoli<sup>1\*\*</sup>

(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: Institute of Lake Ecology and Environment, Chaohu Lake Bureau of Anhui Province, Hefei 230601, P.R.China)

**Abstract:** Cyanobacteria cells migrate into sediment due to a decrease in buoyancy, leading to increased sediment pollution. Some of cyanobacteria cells can overwinter as vegetative cells at low temperature and dark condition, and serve as a “seed bank” that can revive into the water column to form pelagic blooms as temperature rise and wind-wave disturbance. To study the spatial-temporal variations of benthic cyanobacteria and their environmental factors, an eight-year field investigation of the cyanobacteria in sediment was carried out in Lake Chaohu. The results showed that chlorophyll-*a* (Chl.*a*) content of sediment increased firstly and then decreased from 2016–2023 with the peak in 2019–2020. Chl.*a* content of water and sediment both decreased from west to east in space. The high Chl.*a* content of sediment occurred in March and November was related to the sink and dormancy of *Microcystis* and *Dolichospermum*, while the low Chl.*a* content occurred in July and August due to the cyanobacteria cells recruitment. Stepwise regression analysis showed that the total nitrogen in sediments, wind speed, total phosphorus in sediment, and water temperature were important influencing factors of Chl.*a* content of sediment. These results revealed the spatial and temporal distribution of cyanobacteria in the bottom of Lake Chaohu, which have important scientific significance for the control of lake internal pollution and cyanobacteria blooms.

**Keywords:** Sediment; internal pollution; cyanobacterial bloom; seed bank; Lake Chaohu

人类活动的增强与气候变化导致全球范围内水体富营养化的加剧与蓝藻水华的扩张, 由于许多水华蓝

\* 2024-03-05 收稿; 2024-04-19 收修改稿。

巢湖生物资源调查研究项目(2020-340181-77-01-037328)和国家自然科学基金项目(31971476)联合资助。

\*\* 通信作者; E-mail: xlshi@niglas.ac.cn。

藻会释放毒素和异味物质,破坏食物网结构,对水生态健康造成了很大的负面效应<sup>[1-2]</sup>。近年来我国加大了流域污染治理和水体生态修复的力度,但仍有近30%的重要湖泊、水库处于富营养化状态,面临发生藻类水华的风险<sup>[3]</sup>。

蓝藻除了在水柱中生长繁殖形成水华,在一定的环境条件下还会下沉至湖底的底泥中,特别是秋冬季随着温度和光照强度的降低,藻细胞代谢能力下降,引起细胞内伪空胞合成减少和多糖等镇重物质增多,导致浮力减弱<sup>[4]</sup>。在黑暗低氧的底泥环境中,一部分蓝藻细胞会慢慢死亡分解,另一部分蓝藻细胞在低温条件下,可形成休眠孢子或者降低细胞代谢活性,使它们能在底泥中存活很长时间<sup>[5]</sup>。蓝藻细胞内不但氮磷物质含量高,很多种类细胞内还含藻毒素,下沉后会成为内源污染物,显著增加底泥营养盐含量和毒性<sup>[6-7]</sup>。此外,大量蓝藻沉积于底泥表面会导致沉积物的需氧量和异养微生物的活性提高,促进沉积物中易降解有机质的矿化,释放CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>和氮磷营养盐至上覆水中<sup>[8]</sup>。而底泥中的休眠蓝藻在翌年春天,随着温度和光照强度的回升,细胞代谢活性重新恢复,细胞内伪空胞逐渐增多,多糖等镇重物质也慢慢减少,使得藻细胞浮力增强并能上浮至水柱中开始快速生长,因此,这些在底泥中越冬的蓝藻可成为翌年蓝藻复苏和形成水华的种源<sup>[9-10]</sup>。此外,受夏秋季极端台风天气影响,底泥中的蓝藻也会随着风浪的扰动再悬浮至水柱中,引起水体蓝藻生物量短期内显著升高,甚至形成水华<sup>[11-12]</sup>。因此,虽然蓝藻下沉后使得水体藻类生物量减少,水华暴发可能性下降,但由于有相当部分的污染物在垂向上转移到了底泥中,仍需受到关注。

巢湖位于安徽省中部,面积约787 km<sup>2</sup>,是我国富营养化较为严重的大型浅水湖泊之一。20世纪70年代以来,由于流域内社会经济快速发展,入湖污染负荷增加,导致湖体富营养化加重,蓝藻水华频发<sup>[13]</sup>。为了进一步揭示巢湖蓝藻水华的发生机理,掌握水华蓝藻的动态分布规律,本研究利用2016—2023年的野外调查数据,分析巢湖蓝藻在底泥中的时空分布特征,并确定影响其分布特征的关键环境因子,为湖泊内源污染管控与蓝藻水华控制提供科学支撑。

## 1 研究方法

### 1.1 野外调查

野外调查于2016年1月—2023年12月每月中旬进行,在巢湖设置6个调查位点,具体位置见图1,其中,1、2号调查位点位于西湖区,3、4号调查位点位于中湖区,5、6号调查位点位于东湖区。每个调查位点在现场利用U-50多参数水质仪(HORIBA, Kyoto, Japan)原位测定水温(Temp)、溶解氧(DO)、pH等环境因子。用采水器采集表层、中层、底层水样混合,取200 mL水样放入冷藏箱中,用于水体营养盐、叶绿素a(Chl.a)等参数的分析。同时,用柱状采泥器采集湖底沉积物,切取0~2 cm表层沉积物放入冷藏箱中,用于底泥营养盐、Chl.a等参数的分析。

### 1.2 室内分析与气象数据

参照《湖泊富营养化调查规范》中的方法<sup>[14]</sup>测定水体总氮(TN)、溶解性总氮(DTN, GF/C膜滤后水)、氨氮(NH<sub>3</sub>-N)、硝态氮(NO<sub>3</sub>-N)、亚硝态氮(NO<sub>2</sub>-N)、总磷(TP)、溶解性总磷(DTP, GF/C膜滤后水)、正磷酸盐(PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P)、高锰酸盐指数(COD<sub>Mn</sub>)等化学指标。

鉴于研究周期内巢湖蓝藻占绝对优势,微囊藻(*Microcystis*)和长孢藻(*Dolichospermum*)相互演替成为主要优势种<sup>[15]</sup>,本文用Chl.a浓度表征蓝藻生物量,样品过滤后,滤膜经研磨后在4℃的黑暗条件下用体积分数为90%的丙酮提取8~10 h,离心后取上清液用荧光分光光度计在750 nm波长处测定Chl.a浓度。为了测定底泥中的营养盐和色素含量,取一定量经冷冻干燥后的泥样,去除样品中的砂石和动植物残体,研磨过孔径为109 μm的尼龙分样筛,用碱性过硫酸钾氧化法测定底泥氮(sTN)、磷(sTP)含量<sup>[16]</sup>。另称取1 g冻干后的底泥,放入研钵中,加入体积分数为90%的丙酮研磨后转移至离心管中,于4℃黑暗条件下静置提取8~10 h。离心后用体积分数为90%的丙酮将所得上清液定容,然后用荧光分光光度计测定Chl.a浓度<sup>[17]</sup>。

气温、风速和光照(日照时间)等气象数据为合肥气象站(#58321)观测数据,来自中国气象数据网(<http://data.cma.cn>)。

### 1.3 数据分析与统计

本文利用Microsoft Excel 2010进行数据整理,Origin 2022进行制图,其中不同底泥和水体Chl.a年内变

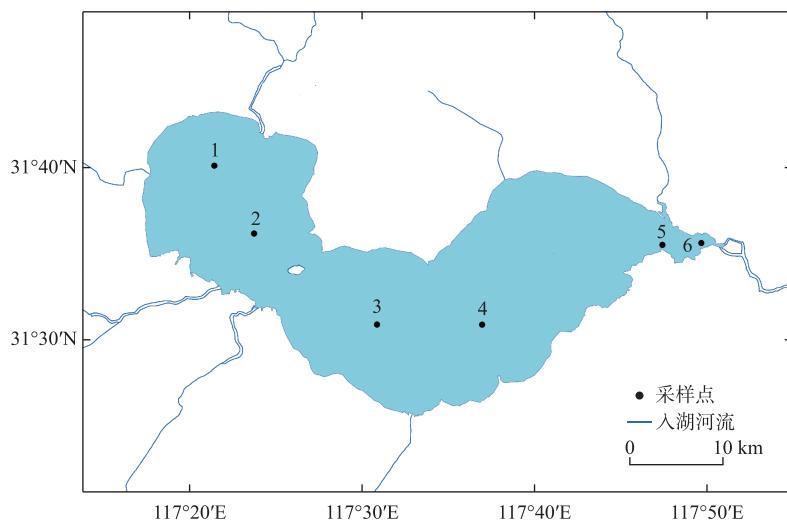


图 1 巢湖调查位点分布

Fig.1 Distribution of sampling sites in Lake Chaohu

动趋势经去量纲后采用 LOESS 回归确定;年度间营养盐水平的显著性差异用方差分析加 Tukey 检验确定;以底泥 Chl.*a* 含量为因变量,以 sTN、sTP 与水体 TN、DTN、NH<sub>3</sub>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N、TP、DTP、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P、COD<sub>Mn</sub>、pH,以及温度、风速、光照等环境因子为自变量,利用 SPSS 20 进行逐步回归分析,以确定影响底泥蓝藻含量的关键环境因子。

## 2 结果

巢湖水体营养盐水平年度分析结果表明(图 2),水体营养盐水平总体上呈现下降的趋势,其中 DTN 浓度在 2016—2019 年下降,2019—2021 年有所回升,2021—2023 年再次下降;水体 DTP 浓度在 2016—2019 年下降,2019—2023 年保持平稳。底泥营养盐水平总体上也呈现下降的趋势(图 2),其中 TN 浓度在 2016—2018 年下降,2019 年有所回升后再次下降;底泥 TP 浓度在 2016—2017 年下降,2018 年回升后继续缓慢下降。其中,2016、2019 和 2021 年底泥 TN 浓度显著高于 2017、2018 和 2023 年( $P<0.05$ );2016 年底泥 TP 浓度显著高于 2018 年除外的其他年份( $P<0.05$ )。

巢湖水体 Chl.*a* 浓度年度分析结果表明(图 3),各湖区变化趋势相似,全湖水体 Chl.*a* 浓度在 2016 年相对较低,2017—2020 年有所升高且年际间差异不大,2021—2023 年呈现下降的趋势;东部湖区水体 Chl.*a* 浓度年际间差异不大;中部湖区水体 Chl.*a* 浓度 2016—2019 年呈现上升趋势,而后在 2019—2023 年呈现下降趋势;西部湖区水体 Chl.*a* 浓度 2016—2020 年呈现上升趋势,而后在 2020—2023 年呈现下降趋势。在空间分布上,水体 Chl.*a* 浓度呈现出由西向东逐渐下降的趋势。

巢湖底泥 Chl.*a* 含量调查结果表明(图 4),各湖区底泥 Chl.*a* 含量变化趋势相似,均先升高后下降,2016—2017 年含量相对较低,2018 年开始含量升高并在 2019 年达到较高值,2020—2023 年含量表现为逐渐下降的趋势。在空间分布上,除东部巢湖闸附近 6 号点位外,底泥 Chl.*a* 含量整体上呈现出由西向东逐渐下降的趋势(图 5)。

将巢湖 2016—2023 年各月度水体和底泥 Chl.*a* 去量纲后分析发现(图 6),水体和底泥 Chl.*a* 年内变化趋势均非常明显。全湖水体 Chl.*a* 浓度表现为先下降后升高再下降的趋势,3—4 月水体 Chl.*a* 浓度最低,8—9 月含量最高;东部湖区水体 Chl.*a* 浓度 1—4 月波动不大,5 月份开始升高,8 月份达到峰值后下降;中部湖区水体 Chl.*a* 浓度在 1—4 月呈下降趋势,5 月份开始升高,8 月份达到峰值后下降;西部湖区变化趋势与全湖相似。全湖底泥 Chl.*a* 含量变化趋势与水体近乎相反,表现为先升高后下降再升高的趋势,3 月底泥 Chl.*a*

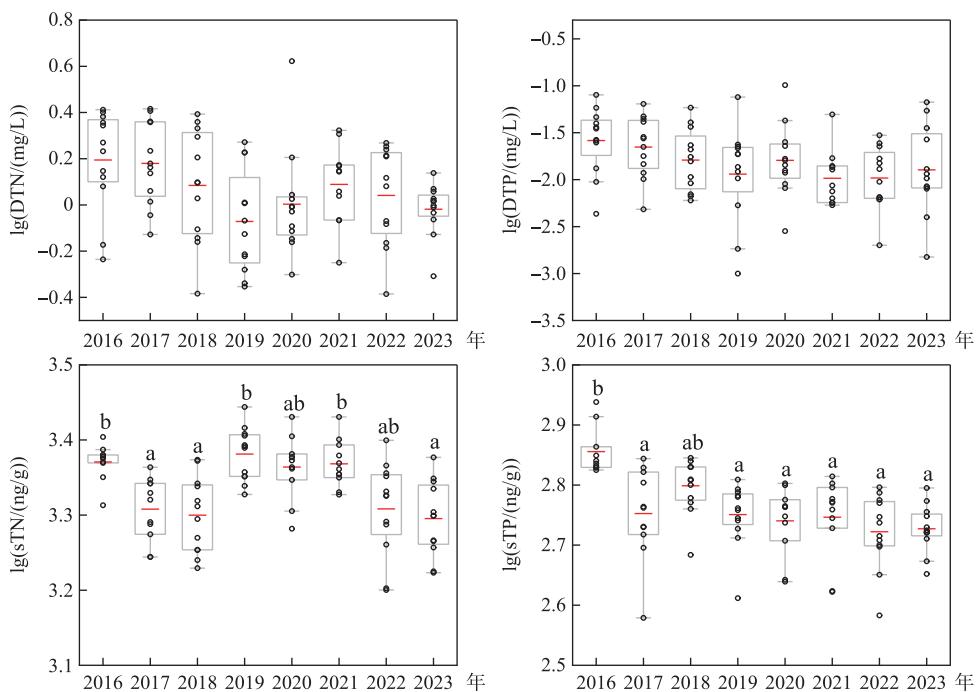
图 2 巢湖水体和底泥营养盐的长期波动变化(不同字母表示差异显著, $P<0.05$ )

Fig.2 Long-term fluctuation of nitrogen and phosphorus in water and sediment in Lake Chaohu (Different letters indicate significant differences,  $P<0.05$ )

含量最高,8—9月含量最低;东部湖区底泥Chl.*a*含量在1—2月呈升高趋势,2—3月达到峰值后下降,6—12月维持在较低水平;中部湖区底泥Chl.*a*含量在1—4月相对较高,5月份开始下降,8月份达到谷值后回升;西部湖区变化趋势与全湖相似。

逐步回归分析结果表明(表1),共有4个环境因子入选模型,sTN第一个进入模型且对底泥Chl.*a*含量的变化影响最大,后面依次为风速、sTP、温度。其中sTN、sTP与底泥Chl.*a*含量呈正相关,风速、温度与底泥Chl.*a*含量呈负相关。

### 3 讨论

蓝藻由水体下沉后,底泥中的黑暗与厌氧条件有利于蓝藻长期保持活性。在黑暗条件下,由于蓝藻光合产氧过程基本停止,其细胞代谢途径既有消耗内源性碳水化合物的有氧呼吸,也有厌氧条件下利用内源性或外源性碳水化合物的发酵代谢<sup>[18]</sup>。相较于内源性有氧呼吸,厌氧发酵过程产生的能量虽然较少,但足以维持细胞的基本代谢活性,这有利于减缓细胞内糖原的消耗,使得蓝藻在黑暗条件下的存活时间延长<sup>[19]</sup>。而低温条件下,由于细胞蛋白的表达减弱甚至停滞,蓝藻在底泥中存活时间更长<sup>[5,20]</sup>。

底泥中的蓝藻生物量受多种环境因子影响,其中温度、光照、风速等气象因子影响蓝藻在水柱和底泥中的迁移<sup>[21-22]</sup>,而影响蓝藻在底泥空间分布的影响因子则因湖而异,在日本琵琶湖,北部深水区底泥蓝藻含量高于南部浅水区<sup>[23]</sup>;在太湖营养水平相对较高的西部湖区,冬季底泥蓝藻的含量明显高于其他湖区<sup>[24]</sup>;在法国 Grangent 水库,下游静水区域底泥蓝藻的含量明显高于其他水域<sup>[25]</sup>。根据逐步回归分析结果的重要性

表 1 底泥 Chl.*a* 含量与环境因子的逐步回归分析

Tab.1 Stepwise regression analysis between Chl.*a* content in sediment and the environmental factors

进入模型顺序	模型变量	常数	t	P
1	sTN	0.306	9.73	0.000
2	风速	-183.47	-3.87	0.000
3	sTP	0.24	3.28	0.001
4	温度	-5.74	-3.12	0.002
-	常量	490.561	4.41	0.000

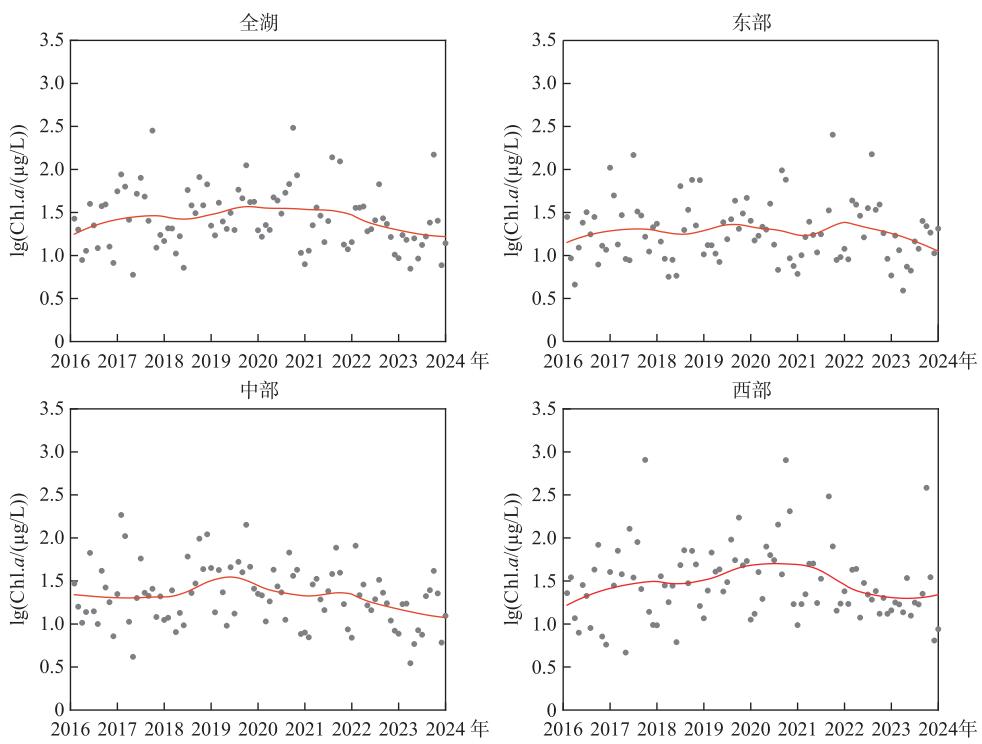


图 3 巢湖水体 Chl.a 浓度的长期波动变化

Fig.3 Long-term fluctuation of Chl.a concentration in water in Lake Chaohu

排序结果,底泥氮磷含量、风速、水温可能是影响巢湖底泥蓝藻含量时空变化的重要因素。巢湖平均水深为3 m左右,湖底基本处于真光层之下,蓝藻在底泥中代谢活性很弱,底泥营养盐对底泥蓝藻的生物量变化基本不会有直接的影响。底泥氮磷含量影响蓝藻含量的原因一方面可能是藻细胞自身含有氮磷物质,下沉至湖底的蓝藻会增加底泥氮磷含量<sup>[6]</sup>。另一个重要的原因则是巢湖表层底泥内源污染物的含量较高,特别是西湖区,具有较大的释放通量,加之西部入湖污染负荷较高,导致巢湖底泥和水体营养盐水平均表现为由西向东逐渐下降的空间分布特征<sup>[26]</sup>,所以西部湖区水体中蓝藻生物量通常最高,也是历年蓝藻水华的高发地,而东部湖区由于营养盐水平较低,水体中蓝藻也相对较少<sup>[27]</sup>。底泥蓝藻主要来源于水体中蓝藻的下沉,本研究调查结果也表明巢湖底泥和水体蓝藻含量空间分布特征基本一致,只是由于蓝藻易顺着水流方向在主要出湖口聚集下沉,导致最东部的巢湖闸附近水域底泥蓝藻含量较中、东部湖区其他点位高。

风浪是湖泊水动力过程最关键的影响因素,除了能改变藻类的垂直分布,使其在水体中分布趋于均匀,还会引起底泥和藻类的再悬浮<sup>[28]</sup>。对荷兰 Volkerak 湖的调查发现,由于更易受风浪的影响,浅水区域风浪引起的底泥蓝藻再悬浮对复苏的贡献比深水区更大<sup>[29]</sup>。也有研究表明,夏季太湖某些大面积水华的暴发与台风过境后引起的底泥蓝藻群体再悬浮有关<sup>[11-12]</sup>,而春季风浪扰动引起的再悬浮也是底泥蓝藻在复苏过程中进入水柱的重要方式,这些再悬浮的蓝藻进入水柱后,由于光照和营养盐条件的改善,部分恢复浮力,长时间停留在水柱中,最终导致底泥蓝藻生物量的减少。巢湖平均水深为3 m左右,在风浪作用下底泥蓝藻的再悬浮现象也比较明显,通过放置原位捕捉装置观测,发现风浪扰动造成的底泥蓝藻上浮通量对水柱蓝藻总量的贡献在秋季11月可达水柱蓝藻生物量的3.8倍<sup>[30]</sup>,因此,巢湖地区风速的季节性差异对底泥蓝藻生物量的变化也起到了一定作用。

温度对底泥蓝藻含量的影响则主要表现在季节变化上,在季节变化方面全湖底泥蓝藻含量变化趋势与水体近乎相反,这也反映了温带浅水湖泊中蓝藻在水体和底泥中的季节性垂直迁移现象,即:冬季在底泥上

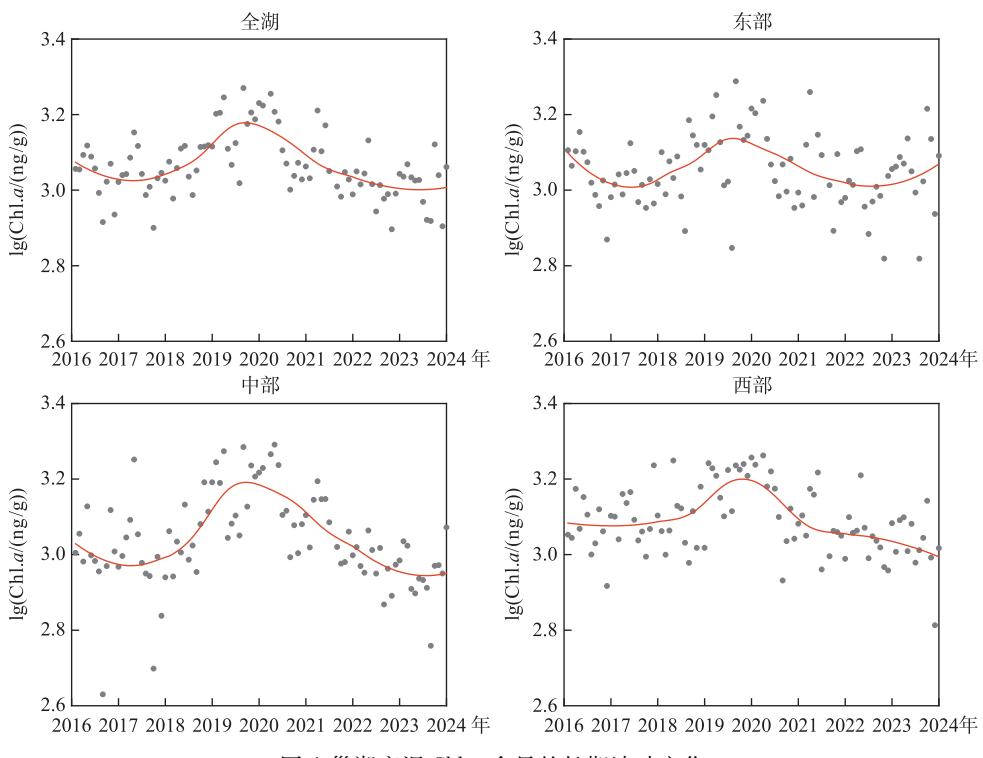


图 4 巢湖底泥 Chl.a 含量的长期波动变化

Fig.4 Long-term fluctuation of Chl.a content in sediment in Lake Chaohu

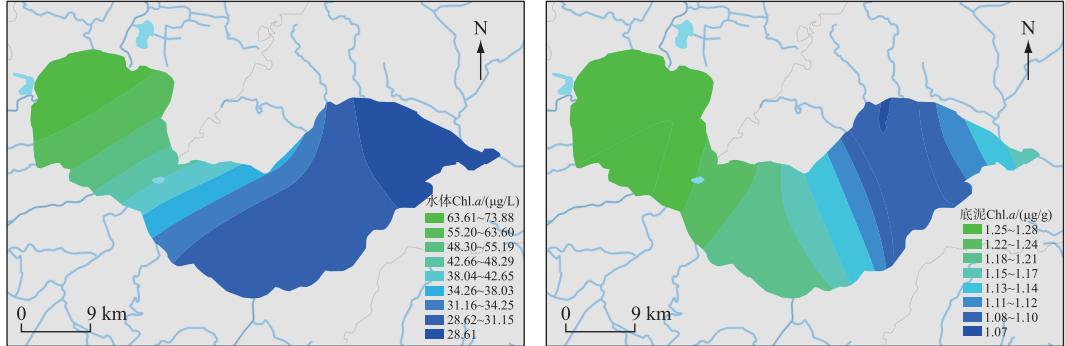


图 5 巢湖水体和底泥 Chl.a 的空间分布格局

Fig.5 Spatial distribution pattern of Chl.a in water and sediment in Lake Chaohu

层越冬、春季侵入水柱、夏季漂浮形成水华以及秋季下沉,温度是这种季节性垂直迁移的主要驱动因子<sup>[9-10]</sup>。根据多年调查,近年来巢湖水华蓝藻生物量在全年均占绝对优势,且种群间存在着明显的季节演替,春季通常为长孢藻占优势(生物量可达总浮游植物的90%以上),而夏季演替为微囊藻(生物量可达总浮游植物的80%以上)<sup>[15]</sup>,至秋、冬季节再转变为长孢藻占优势<sup>[31]</sup>,这使得冬季巢湖水柱中仍维持着一定的蓝藻生物量。本研究调查结果发现,巢湖底泥蓝藻生物量全年在11月和3月有明显的双峰变化模式,我们前期在巢湖的原位观测结果也发现,11月和3月巢湖水体蓝藻的下沉通量最高<sup>[30]</sup>。因此,可以推测11月底泥蓝藻的增加可能与微囊藻的大量休眠下沉有关,而2—3月份水体中的长孢藻又大部分衰亡或下沉至湖底,使得

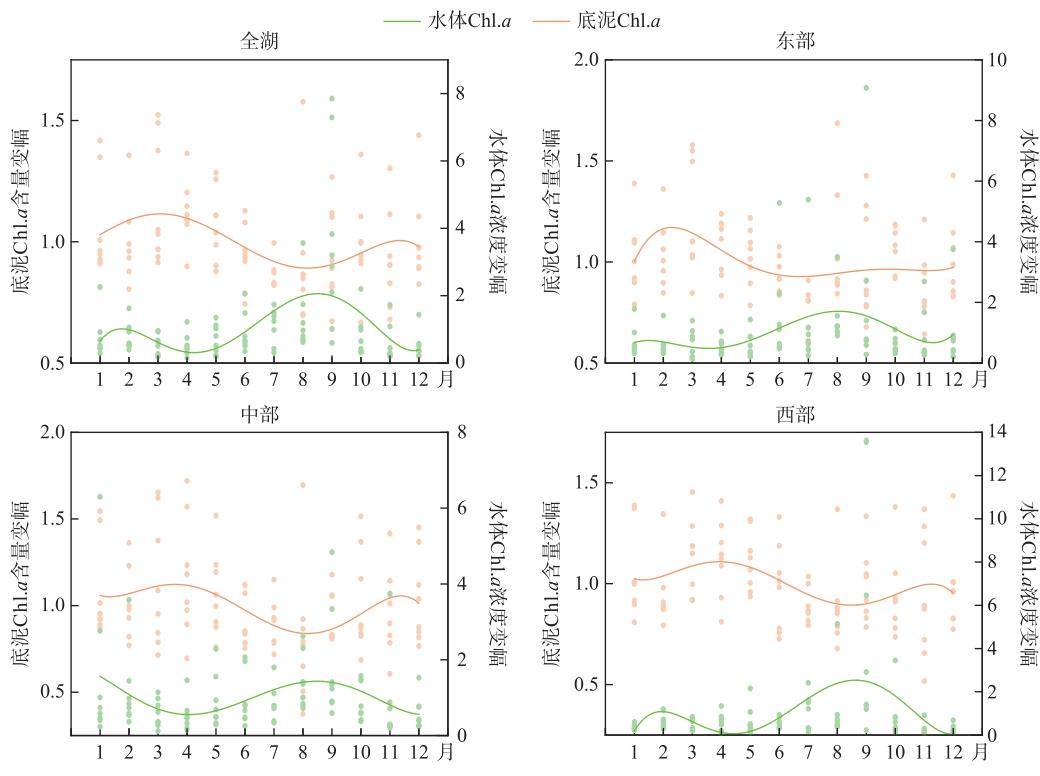


图6 巢湖水体与底泥 Chl.a 的年内变化趋势

Fig.6 Intra-annual variations of Chl.a in water and sediment in Lake Chaohu

底泥蓝藻生物量在该阶段达到峰值。春季随着温度回升至蓝藻复苏阈值后，底泥中的越冬蓝藻开始逐渐复苏并上浮至水面，底泥蓝藻生物量也随之慢慢下降，直至夏季大部分蓝藻复苏上浮后，达到全年最低值。此外，夏季巢湖风浪较大，导致底泥中的蓝藻也容易被动地再悬浮至水柱中。秋季随着温度的下降，下沉蓝藻开始增多，使得底泥蓝藻生物量又慢慢回升。

基于水华蓝藻的周年生活史规律，底泥越冬蓝藻种源对于翌年春季蓝藻水华的贡献有多少是许多研究关心的问题，受不同湖泊环境条件差异的影响，得到的结论并不完全一致<sup>[32-35]</sup>。前期在巢湖西部湖区的现场观测发现，底泥蓝藻主动上浮的复苏量非常低，春季静态上浮通量在水柱中蓝藻生物量的占比小于1%<sup>[30]</sup>，这表明削减底泥蓝藻种源的方式对减少巢湖春季蓝藻复苏量可能作用不大。但由于蓝藻下沉后能释放大量氮磷、有机质、藻毒素等污染物，引起内源污染，此外，夏秋季也存在受风浪扰动后重新进入水柱，形成水华的风险。因此，对底泥蓝藻进行追踪监测确定其分布特征，针对底泥蓝藻分布较多的区域，利用适当的方式进行清除，对于削减内源污染以及降低夏秋季蓝藻水华的发生概率仍有积极作用。

#### 4 结论

- 1) 巢湖底泥蓝藻含量在2016—2023年呈现先升高后下降的变化趋势，其中2019—2020年达到峰值。
- 2) 底泥蓝藻含量在空间分布上与水体蓝藻含量基本相似，呈现出由西向东逐渐减少的格局。
- 3) 巢湖底泥蓝藻含量季节变化明显，分别受微囊藻和长孢藻下沉休眠的影响，11月和3月达到峰值，而春季至夏季由于蓝藻复苏，7—8月份达到最低值。
- 4) 底泥总氮、风速、底泥总磷、温度可能是影响巢湖底泥蓝藻含量时空变化的主要环境因子。

## 5 参考文献

- [1] Burford MA, Carey CC, Hamilton DP et al. Perspective: Advancing the research agenda for improving understanding of cyanobacteria in a future of global change. *Harmful Algae*, 2020, **91**: 101601. DOI: 10.1016/j.hal.2019.04.004.
- [2] Ho JC, Michalak AM, Pahlevan N. Widespread global increase in intense lake phytoplankton blooms since the 1980s. *Nature*, 2019, **574**: 667-670. DOI: 10.1038/s41586-019-1648-7.
- [3] 中华人民共和国生态环境部. 2020 年中国生态环境状况公报, 2021.
- [4] Oliver RL. Floating and sinking in gas-vacuolate cyanobacteria1. *Journal of Phycology*, 1994, **30**(2): 161-173. DOI: 10.1111/j.0022-3646.1994.00161.x.
- [5] Ding Y, Gan NQ, Liu J et al. Survival, recovery and microcystin release of *Microcystis aeruginosa* in cold or dark condition. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 2017, **35**(2): 313-323. DOI: 10.1007/s00343-016-5215-x.
- [6] Wang YY, Chen FZ. Decomposition and phosphorus release from four different size fractions of *Microcystis* spp. taken from Lake Taihu, China. *Journal of Environmental Sciences: China*, 2008, **20**(7): 891-896. DOI: 10.1016/s1001-0742(08)62143-9.
- [7] Li DM, Yu Y, Zhang M et al. Temporal-spatial changes in community structure and abundance of microcystin-producing cyanobacteria in surface sediments of Lake Taihu. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2012, **32**(11): 2827-2835. [李大命, 于洋, 张民等. 太湖表层底泥中产毒蓝藻群落结构和种群丰度的时空变化. 环境科学学报, 2012, **32**(11): 2827-2835.]
- [8] Du X, Xun F, Wang YR et al. Effects of algal-detritus accumulation on the mineralization characteristics of lake sediment. *J Lake Sci*, 2020, **32**(6): 1671-1682. DOI: 10.18307/2020.0609. [杜先, 荀凡, 王亚蕊等. 蓝藻碎屑堆积对湖泊沉积物矿化特征的影响. 湖泊科学, 2020, **32**(6): 1671-1682.]
- [9] Borges H, Wood SA, Puddick J et al. Intracellular, environmental and biotic interactions influence recruitment of benthic *Microcystis* (Cyanophyceae) in a shallow eutrophic lake. *Journal of Plankton Research*, 2016, **38**(5): 1289-1301. DOI: 10.1093/plankt/fbw046.
- [10] Kong FX, Gao G. Hypothesis on cyanobacteria bloom-forming mechanism in large shallow eutrophic lakes. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, **25**(3): 589-595. [孔繁翔, 高光. 大型浅水富营养化湖泊中蓝藻水华形成机理的思考. 生态学报, 2005, **25**(3): 589-595.]
- [11] Zhu MY, Paerl HW, Zhu GW et al. The role of tropical cyclones in stimulating cyanobacterial (*Microcystis* spp.) blooms in hypertrophic Lake Taihu, China. *Harmful Algae*, 2014, **39**: 310-321. DOI: 10.1016/j.hal.2014.09.003.
- [12] Yang Z, Zhang M, Shi XL et al. Nutrient reduction magnifies the impact of extreme weather on cyanobacterial bloom formation in large shallow Lake Taihu (China). *Water Research*, 2016, **103**: 302-310. DOI: 10.1016/j.watres.2016.07.047.
- [13] Zhang M, Kong FX. The process, spatial and temporal distributions and mitigation strategies of the eutrophication of Lake Chaohu (1984-2013). *J Lake Sci*, 2015, **27**(5): 791-798. DOI: 10.18307/2015.0505. [张民, 孔繁翔. 巢湖富营养化的历程、空间分布与治理策略 (1984—2013 年). 湖泊科学, 2015, **27**(5): 791-798.]
- [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] Zhang M, Yang Z, Yu Y et al. Interannual and seasonal shift between *Microcystis* and *Dolichospermum*: A 7-year investigation in Lake Chaohu, China. *Water*, 2020, **12**(7): 1978. DOI: 10.3390/w12071978.
- [16] 王圣瑞. 湖泊沉积物-水界面过程——基本理论与常用测定方法. 北京: 科学出版社, 2014.
- [17] Yan R, Kong FX, Han XB. Analysis of the recruitment of the winter survival algae on the sediments of Lake Taihu by fluorometry. *J Lake Sci*, 2004, **16**(2): 163-168. DOI: 10.18307/2004.0210. [阎荣, 孔繁翔, 韩小波. 太湖底泥表层越冬藻类群落动态的荧光分析法初步研究. 湖泊科学, 2004, **16**(2): 163-168.]
- [18] Stal LJ, Moezelaar R. Fermentation in cyanobacterial. *FEMS Microbiology Reviews*, 1997, **21**(2): 179-211. DOI: 10.1111/j.1574-6976.1997.tb00350.x.
- [19] Zhang M, Kong FX, Shi XL et al. Differences in responses to darkness between *Microcystis aeruginosa* and *Chlorella pyrenoidosa*. *Journal of Freshwater Ecology*, 2007, **22**(1): 93-99. DOI: 10.1080/02705060.2007.9664149.
- [20] Wang CB, Feng B, Tian CC et al. Quantitative study on the survivability of *Microcystis* colonies in lake sediments. *Journal of Applied Phycology*, 2018, **30**(1): 495-506. DOI: 10.1007/s10811-017-1246-8.
- [21] Šejnohová L, Maršálek B. *Microcystis*. In: Whitton BA ed. *Ecology of Cyanobacteria II*. Dordrecht: Springer Netherlands, 2012: 195-228. DOI: 10.1007/978-94-007-3855-3\_7.
- [22] Bormans M, Savar V, Legrand B et al. Cyanobacteria and cyanotoxins in estuarine water and sediment. *Aquatic Ecology*, 2020, **54**(2): 625-640. DOI: 10.1007/s10452-020-09764-y.
- [23] Tsujimura S, Tsukada H, Nakahara H et al. Seasonal variations of *Microcystis* populations in sediments of Lake Biwa, Japan. *Hydrobiologia*, 2000, **434**(1): 183-192. DOI: 10.1023/A:1004077225916.
- [24] Ji J, Kong FX, Yu Y et al. Spatial variations of the over-winter cyanobacterial in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2009, **21**(4): 490-494. DOI: 10.18307/2009.0406. [季健, 孔繁翔, 于洋等. 太湖越冬蓝藻空间分布的初步研究. 湖泊科学, 2009, **21**(4): 490-494.]

- [25] Latour D, Giraudet H. Factors influencing the spatio-temporal distribution of benthic *Microcystis aeruginosa* colonies (Cyanobacteria) in the hypertrophic Grangent Reservoir (Loire, France). *Comptes Rendus Biologies*, 2004, **327**(8): 753-761. DOI: 10.1016/j.crvi.2004.07.003.
- [26] Wang YP, Xu WW, Han C et al. Distribution of nitrogen and phosphorus in Lake Chaohu sediments and pollution evaluation. *Environmental Science*, 2021, **42**(2): 699-711. DOI: 10.13227/j.hjkx.202006216. [王艳平, 徐伟伟, 韩超等. 巢湖沉积物氮磷分布及污染评价. 环境科学, 2021, **42**(2): 699-711.]
- [27] Zhang M, Shi XL, Yang Z et al. The variation of water quality from 2012 to 2018 in Lake Chaohu and the mitigating strategy on cyanobacterial blooms. *J Lake Sci*, 2020, **32**(1): 11-20. DOI: 10.18307/2020.0102. [张民, 史小丽, 阳振等. 2012—2018年巢湖水质变化趋势分析和蓝藻防控建议. 湖泊科学, 2020, **32**(1): 11-20.]
- [28] Zhang YH, Hu YM, Peng ZL et al. Fast-changing wind waves and their environmental effects in Lake Chaohu. *J Lake Sci*, 2022, **34**(3): 985-993. DOI: 10.18307/2022.0322. [张怡辉, 胡月敏, 彭兆亮等. 巢湖快速变化风浪场及其环境效应. 湖泊科学, 2022, **34**(3): 985-993.]
- [29] Verspagen JMH, Snelder EOFM, Visser PM et al. Recruitment of benthic *Microcystis* (Cyanophyceae) to the water column: Internal buoyancy changes or resuspension? *Journal of Phycology*, 2004, **40**(2): 260-270. DOI: 10.1111/j.1529-8817.2004.03174.x.
- [30] Shi XL, Fan F, Zhang M et al. The contribution of benthic cyanobacteria to the cyanobacterial biomass in water column in the center of western Lake Chaohu. *J Lake Sci*, 2020, **32**(5): 1446-1453. DOI: 10.18307/2020.0505. [史小丽, 范帆, 张民等. 巢湖西湖心底泥蓝藻对水体蓝藻生物量的贡献. 湖泊科学, 2020, **32**(5): 1446-1453.]
- [31] 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.]
- [32] Hansson LA, Rudstam LG, Johnson TB et al. Patterns in algal recruitment from sediment to water in a dimictic, eutrophic lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1994, **51**(12): 2825-2833. DOI: 10.1139/f94-281.
- [33] Ståhl-Delbanco A, Hansson LA. Effects of bioturbation on recruitment of algal cells from the “seed bank” of lake sediments. *Limnology and Oceanography*, 2002, **47**(6): 1836-1843. DOI: 10.4319/lo.2002.47.6.1836.
- [34] Verspagen JMH, Snelder EOFM, Visser PM et al. Benthic-pelagic coupling in the population dynamics of the harmful cyanobacterium *Microcystis*. *Freshwater Biology*, 2005, **50**(5): 854-867. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2005.01368.x.
- [35] Ihle T, Jähnichen S, Benndorf J. Wax and wane of *Microcystis* (Cyanophyceae) and microcystins in lake sediments: A case study in Quitzdorf Reservoir (Germany). *Journal of Phycology*, 2005, **41**(3): 479-488. DOI: 10.1111/j.1529-8817.2005.00071.x.