

## 东湖沿岸带底栖藻类群落的时空变化

裴国凤<sup>1,2</sup> 刘国祥<sup>1</sup> 胡征宇<sup>1</sup>

(1. 中国科学院水生生物研究所, 武汉 430072; 2 中南民族大学生命科学院, 武汉 430074)

**摘要:** 武汉东湖是一个浅水富营养湖泊, 其沿岸带底栖藻类群落的季节分布特征明显, 夏季的优势种群是一些体积很小的硅藻类曲壳藻(*Achnanthes* spp.), 其他大部分季节是绿藻门的团集刚毛藻(*Cladophora glomerata*)和硅藻门的变异直链藻(*Melosira varians*)。不同样点间的底栖藻类现存量差异不显著, 但优势种类不同, 以团集刚毛藻为优势的绿藻在处于中富营养区域的磨山样点比例最高, 以变异直链藻为优势种的硅藻在严重富营养化的水果湖样点中比例最高。底栖藻类月平均现存量(以叶绿素 *a* 计)的时间变化格局为夏季最低(41.5  $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ ), 逐渐增加到秋、冬季节的最高峰值(55.3  $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ )。造成东湖夏季底栖藻类现存量低的原因是雨季水体环境的不稳定性和水位升高造成的低光照。不同样点间的 chl *b*、chl *c* 及 chl *b/a*、chl *c/a* 值具有显著差异, 分析这种差异显示: 在东湖的富营养化条件下, 过渡的富营养化能增加底栖藻类群落中硅藻的比例, 却降低了绿藻的比例; 不同环境条件下的底栖藻类群落结构具有特异性, 分析底栖藻类群落结构可以用来评价水环境健康状况。东湖底栖藻类现存量的季节变化规律与浮游藻类不同, 它和水温成显著的负相关, 但温度和浮游藻类并不是影响东湖沿岸带底栖藻类生物量变化的直接因子。团集刚毛藻等底栖丝状藻类给各种底栖动物提供了食物和栖息环境, 在东湖生态系统中具有重要的作用和功能。

**关键词:** 底栖藻类; 东湖; 时空变化; 沿岸带

中图分类号: Q949 文献标识码: A 文章编号: 1009-3207(2007)06-0836-07

东湖是一个富营养型亚热带浅水湖泊, 位于武汉市武昌区的东北部。它不仅是城郊风景区, 具有重要的娱乐价值, 而且也是水上运动及淡水渔业基地。20世纪80年代以来, 由于环境的改变和人类活动的影响, 如东湖沿岸带人口的快速增长, 生活污水和其他废水的不断流入, 加速了东湖的富营养化进程, 致使东湖从草型湖演变成藻型湖。许多学者对东湖生态学进行了长期的观测和系统研究, 详细地研究了氮、磷在水体中的分布、转移及积累, 浮游植物的演替及其初级生产力, 浮游动物现存量和生产量等<sup>[1,2]</sup>。然而有关底栖生物群落结构特征及其在生态系统中的作用和功能的资料长期缺乏, 尤其是对底栖藻类。事实上, 底栖藻类不仅是许多浅水湖泊的重要初级生产者及水生生态的化学调节者, 而且为其他水生生物提供了重要的微生境空间<sup>[3]</sup>; 它们对环境因子的变化十分敏感, 被广泛用于环境污染和水质监测的生物指示种<sup>[4]</sup>。然而, 由于

技术上的原因, 例如与非藻底栖生物体的分离, 水下取样的困难等, 对底栖藻类的群落结构及其生物量缺乏深入了解。

底栖藻类群落代表了一个小而简单的有效模式生物系统, 有很快的转换率, 被用作研究生态系统结构和功能的主要对象, 可以在短时间内, 重复获得大量的群落结构特征和演替信息<sup>[5]</sup>。Cattaneo & Kalff 的研究表明底栖藻类的生物量, 生物多样性和群落结构是淡水湖泊富营养化和水质监测的良好指示生物<sup>[6]</sup>。东湖的绝大部分湖区有面积宽阔的沿岸带, 存在大量适于底栖藻类生长的基质, 这些区域的底栖藻类生长良好, 是极为重要的初级生产者。本研究在2004.5—2005.5期间, 对郭郑湖(东湖主湖区)沿岸带底栖藻类群落优势种群的组成, 叶绿素 *a* (chl *a*)、无灰干质(Ash-free dry mass, AFDM)、浮游藻类的细胞密度等指标每月定期进行采样分析, 旨在掌握底栖藻类群落的空间分布及季节演体动态, 更好地了解

收稿日期: 2006-01-20; 修订日期: 2006-12-18

基金项目: 国家973项目(2002CB412309)资助

作者简介: 裴国凤(1969—), 女, 湖北随州人; 副教授, 博士; 从事藻类生态学研究。E-mail: algae@sohu.com

通讯作者: 刘国祥, E-mail: liugx@ihb.ac.cn

控制东湖沿岸带底栖藻类群落分布的因素, 探讨底栖藻类在富营养化湖泊生态系统中的作用和功能, 为东湖的治理和持续利用提供必要的资料。

## 1 材料与方法

根据受生活污水的影响程度和水质状况, 在东湖的主湖区郭郑湖的沿岸带设立了四个采样点(图1), 第一个采样点位于水果湖区(样点A), 紧邻人口密集的居民生活区, 有一个大的生活污水排入口, 水体中营养物质的浓度极高, 处于超富营养化状态; 第二个采样点位于武汉大学北门(样点B), 距A样点约2 km; 第三个采样点位于营养水平相对较低的中富营养区域磨山(样点C), 第四个采样点位于九女墩(样点D)。

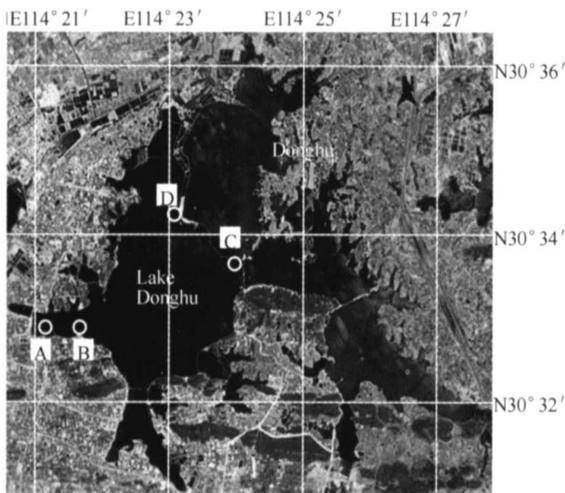


图1 东湖地图及样点分布

Fig. 1 Map of Lake Donghu (picture from Google™ Earth), notes the sampling sites

用花岗石(15 cm × 8 cm)作为人工基质。在四个研究位点, 每月分别投入20—30块花岗石于沿岸带约30 cm深的水中。有研究表明: 人工基质经过2—4周的培养即可代表天然基质上的底栖藻类群落<sup>[7]</sup>。我们回收的时间间隔为2个月左右。在2004年5月至2005年5月期间, 每月中旬, 在每个样点随机收集培养超过60d的人工基质3—5块, 放入样品收集袋, 贴好标签, 置于冰盒转移到实验室中, 同时取样点附近水体表层的浮游植物水样1 L, 用鲁哥氏液固定, 并测量水体温度。用硬毛牙刷将一定面积上的底栖藻类样品从基质上洗下, 定量到200 mL, 分成二份, 一份用90%的丙酮溶液提取叶绿素(chl a、chl b、chl c), 方法参照APHA<sup>[8]</sup>, 另一份保存于5%的福尔马林溶液中, 用于底栖藻类的种类

鉴定和定量分析。浮游藻类的样品经过沉淀后进行定量分析。在进行各样点的取样时, 同时测量水体的温度。此外, 在2005年春季测量了四个采样点总氮(TN)、总磷(TP)的浓度。

统计学分析包括单因素方差分析、双因素方差分析、相关性分析及显著性检验均在Microsoft Excel 9.0中完成。

## 2 结果和讨论

### 2.1 东湖底栖藻类群落优势种群的组成及其季节演替

表1显示东湖的底栖藻类群落组成具有明显的空间、季节变化。样点A的群落优势种由夏、秋季的短小曲壳藻(*Achnanthes exigua*)、一种颤藻(*Oscillatoria* sp.)演替为冬、春季的变异直链藻(*Melosira varians*)、小毛枝藻(*Stigeoclonium tenue*)、一种鞘藻(*Oedogonium* sp.)和团集刚毛藻(*Cladophora glomerata*); 样点B的底栖藻类从夏季的曲壳藻-颤藻群落逐渐发展为秋季的曲壳藻-团集刚毛藻群落, 冬季的群落则由变异直链藻和团集刚毛藻占主要优势, 春季群落为团集刚毛藻、鞘藻和附生在团集刚毛藻上的普通等片藻(*Diatoma vulgare*)。C、D两个样点夏季群落的优势种类分别为曲壳藻、桥弯藻(*Cymbella* spp.)和异极藻(*Gonphonema* spp.), 秋季群落均以团集刚毛藻占绝对优势, 冬、春季都以团集刚毛藻、变异直链藻为优势种类及其附生其上的针杆藻(*Synedra* spp.)和普通等片藻等亚优势种类。

观察发现, 除夏季温度较高的月份外, 团集刚毛藻是东湖沿岸带丝状绿藻(Filamentous green algae, FGA)的绝对优势种, 用固着器和假根牢固生长在开阔的浅水沿岸带的坚硬基质上, 现存量出现秋季和春季双峰值, 除夏季温度较高的月份外, 其他季节均能生长, 鞘藻是沿岸带春末夏初的优势种, 其次, 小毛枝藻还是样点A春季丝状绿藻的优势种, 它们对FAG总生物量的贡献不大, 在老的团集刚毛藻和鞘藻丝状体上还附生大量的针杆藻、异极藻、桥弯藻和普通等片藻等, 丝状绿藻在水体温度为12—25℃的月份生长良好。变异直链藻是晚秋、冬、春季沿岸带硅藻的绝对优势种, 用胶垫松散附着在相对较深的沿岸带浅水底和没有团集刚毛藻生长的各种基质上, 生长速度快, 在极短的时间内(7d左右), 生物量就会达到峰值; 同时也观察到其丝状体极易断裂, 群落较丝状绿藻更容易从基质上移走, 所以现存量易受风浪、搅动等环境因子的影响。曲壳藻、丝状蓝

藻是夏季沿岸带的优势种类。样点 A 以硅藻为绝对优势, 其他样点均以丝状绿藻占绝对优势, 群落的

这种分布格局可能与不同样点水体中营养物质的浓度和物理条件不同有关。

表 1 东湖底栖藻类群落优势种群的组成及其季节演替

Tab 1 Dominant species of Lake Donghu benthic communities at different seasons

(Arranged in the order of importance)

月份 Months	不同采样位点的优势种类 Dominant species of different sampling stations			
	Stations A	Stations B	Stations C	Stations D
May	<i>St. tenue</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Cl. glomerata</i>
	<i>Ac. exigua</i>	<i>Ac. exigua</i>	<i>Ac. lanceolata</i>	<i>Ac. exigua</i>
Jun.	<i>St. tenue</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Gomphonema</i> spp.
	<i>Ac. exigua</i>	<i>Gomphonema</i> spp.	<i>Gomphonema</i> spp.	<i>Cl. glomerata</i>
Jul.	<i>Ac. exigua</i>	<i>Ac. exigua</i>	<i>Ac. lanceolata</i>	<i>Ac. exigua</i>
	<i>Osillatoria</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> . sp.	<i>Cymbella</i> spp.	<i>Gomphonema</i> spp.
Aug.	<i>Ac. exigua</i>	<i>Ac. lanceolata</i>	<i>Ac. lanceolata</i>	<i>Ac. exigua</i>
	<i>Osillatoria</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> . sp.	<i>Cymbella</i> spp.	<i>Cl. glomerata</i>
Sep.	<i>Osillatoria</i> sp.	<i>Ac. lanceolata</i>	<i>Spirgyra</i> sp.	<i>Ac. exigua</i>
	<i>St. tenue</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Cl. glomerata</i>
Oct.	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Cl. glomerata</i>
	<i>Osillatoria</i> sp.	<i>Ac. lanceolata</i>	<i>Ac. lanceolata</i>	<i>Ac. lanceolata</i>
Nov.	<i>Synedra</i> spp.	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Cl. glomerata</i>
	<i>Me. varians</i>	<i>Me. varians</i>	<i>Me. varians</i>	<i>Me. varians</i>
Dec.	<i>Me. varians</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Cl. glomerata</i>
	<i>Synedra</i> spp.	<i>Me. varians</i>	<i>Synedra</i> spp.	<i>Me. varians</i>
Jan.	<i>Me. varians</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Cl. glomerata</i>
	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Gomphonema</i> spp.	<i>Synedra</i> spp.	<i>Me. varians</i>
Feb.	<i>St. tenue</i>	<i>Me. varians</i>	<i>Me. varians</i>	<i>Gomphonema</i> spp.
	<i>Me. varians</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Gomphonema</i> spp.
Mar.	<i>Gomphonema</i> spp.	<i>Gomphonema</i> spp.	<i>Synedra</i> spp.	<i>Cl. glomerata</i>
	<i>St. tenue</i>	<i>Basilcladia crassa</i>	<i>Me. varians</i>	<i>Me. varians</i>
Apr.	<i>Me. varians</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Me. varians</i>
	<i>Oedogonium</i> sp.	<i>Me. varians</i>	<i>Me. varians</i>	<i>Synedra</i> spp.
May	<i>Me. varians</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Cl. glomerata</i>
	<i>Ac. exigua</i>	<i>Oedogonium</i> sp.	<i>Cymbella</i> spp.	<i>Di. vulgare</i>
May	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Di. vulgare</i>	<i>Di. vulgare</i>	<i>Gomphonema</i> spp.
	<i>St. tenue</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Cl. glomerata</i>
May	<i>Ac. exigua</i>	<i>Ac. lanceolata</i>	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Ac. exigua</i>
	<i>Cl. glomerata</i>	<i>Oedogonium</i> sp.	<i>Ac. lanceolata</i>	<i>Gomphonema</i> spp.

Note: *Ac.* = *Achnanthes*; *Cl.* = *Cladophora*; *Di.* = *Diatoma*; *Me.* = *Melosira*; *St.* = *Stigeocolonium*

## 2.2 底栖藻类和浮游藻类现存量的动态变化

图 2 显示了底栖藻类现存量(以 chl *a* 的浓度计算)的时空变化规律。四样点底栖藻类 chl *a* 的浓度变化范围较大, 最低值出现在样点 C 的 7 月份, 只有 2.59  $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ , 这时是武汉地区的雨季, 湖水水位最高, 大部分沿岸带区域被短时间内上升的湖水淹没, 底栖藻类由于光照缺乏而死亡。而最高值达

171.32  $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ , 出现在样点 D 的 12 月, 此时的湖水水位较低, 透明度也比较高<sup>[10]</sup>, 沿岸带光照条件良好。全年各样点平均值为 46.47  $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ 。其中 A 和 B 及 C 和 D 两组样点的 chl *a* 浓度随时间的变化规律分别相似。A、B 样点均表现为夏季的现存量水平最低, 具有秋季和冬季两个峰值; C、D 样点的现存量从夏季的最低水平逐渐增加, 峰值时间比前者要晚,

在早冬季达到最高峰值。

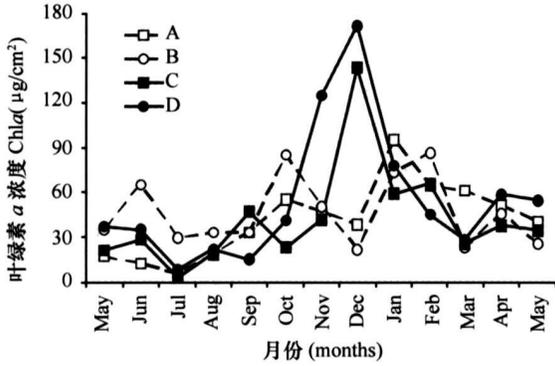


图2 不同样点底栖藻类 chl a 含量的季节变化

Fig. 2 Variation of benthic algal chl a content at four sites

在严重富营养化的水果湖样点 A, 存在变异直链藻和小毛枝藻的混生, 但附生针杆藻的丝状鞘藻和变异直链藻会竞争相同的空间, 再加上不定时的污水排入所造成的不稳定环境因素的作用, 使得群落变化比较复杂, 而紧邻水果湖区域的武大北门样点 B, 虽然以团集刚毛藻占优势, 但由于不同季节风向的影响, 以及来自水果湖区或主湖区的水流影响, 营养水平波动较大。这些原因导致这两样点底栖藻类现存量的季节波动规律性受到影响。在以丝状绿藻占优势的 C、D 两个样点, 虽然在春、秋季均存在适宜丝状绿藻生长的温度, 季节性附生生长的普通等片藻, 在春季温度较高月份的大量繁殖会导致团集刚毛藻现存量的显著下降, 同时我们还发现春季的团集刚毛藻上附着大量的鱼卵, 再加上因春季武汉地区多雨所引起的水位变化, 也会使团集刚毛藻的现存量受到影响。上述因素是影响不同样点底栖藻类现存量变化的主要原因。

计算 4 个样点每月底栖藻类和浮游藻类现存量(分别以 chl a 和细胞密度计)的平均值, 然后进行全年比较分析, 可以看出, 他们表现出了不同的季节变化规律。底栖藻类的现存量在夏季 7 月最低, 然后逐渐发展到冬季 12 月份的最高值; 而浮游藻类的现存量在冬末春初的 2、3 月份最低, 到春季 5 月份达到最高(图 3)。有文献表明英国北部温带湖泊底栖和浮游藻类的季节演替十分相似<sup>[11]</sup>, 但二者之间存在光照和营养的竞争, 高密度浮游藻类的遮荫会抑制底栖藻类的生长<sup>[12]</sup>。东湖的浮游藻类在春季出现最高峰值所引起的遮荫也可能对底栖藻类的生长起抑制作用, 但我们的研究地点是水很浅的沿岸带, 水深只有 30—40 cm, 都在透明度以上, 这种影

响可能不是很大。

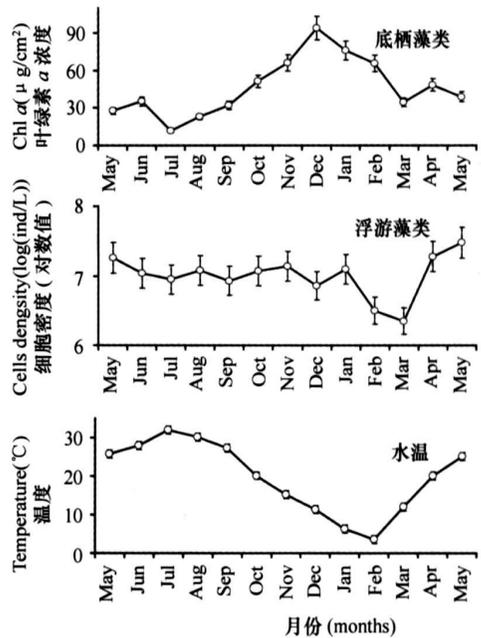


图3 四个样点底栖藻类平均 chl a 含量、浮游藻类细胞密度(对数值)和水温的时间变化

Fig. 3 Temporal variation in benthic algal mean chl a content, phytoplankton cells density and water temperature at four sites

底栖藻类现存量 and 温度存在极显著的负相关( $r = -0.814, t = 8.018 > t_{0.001} = 4.437$ )。而浮游藻类现存量(以细胞密度的对数值计算)和温度成弱的正相关( $r = 0.482, t = 2.081 > t_{0.1} = 1.796$ ), 一般湖泊中的基本规律也是这样<sup>[4]</sup>。但直接的统计分析并没有显示浮游藻类和底栖藻类有显著的相关关系( $r = 0.1134, t = 0.381 < t_{0.5} = 0.697$ )。按照一般的藻类生长基本规律, 温度应该能够使藻类生长加快, 增加生物量, 所以温度对底栖藻类的影响是间接的, 直接的影响应该还是和温度密切相关的其他因素, 比如季节性的下雨、风等气候条件和由他们导致的环境不稳定性直接影响了底栖藻类的生长。虽然底栖藻类和浮游藻类对季节的响应不同, 但两者的现存量表现出了相似的空间分布规律, 其中 D 样点的平均现存量最高, 其次是 B 样点, C 样点最低(图 4)。方差分析显示不同样点间的底栖藻类现存量并不存在显著的区别( $p = 0.573 > 0.05$ ), 但不同样点间的浮游藻类细胞密度存在显著区别( $p = 0.036 < 0.05$ )。这可能表明仅就现存量这项指标来说, 底栖、浮游藻类对富营养化程度的反应方式是一致的, 即富营养化能增加其现存量, 但底栖藻类没有浮游藻类反应敏感。

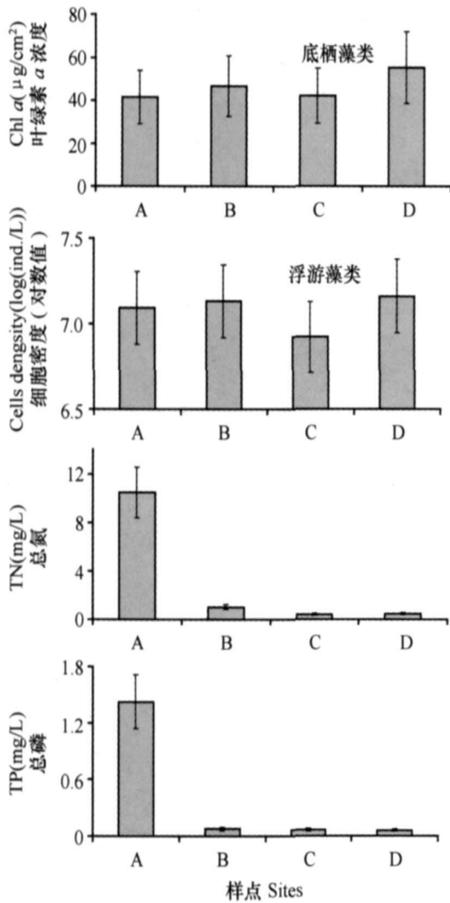


图4 四个样点底栖藻类月均 chl *a* 含量, 浮游藻类细胞密度和水体总氮、总磷浓度的空间变化

Fig. 4 Spatial variation of benthic algae in monthly mean chl *a* content, phytoplankton cells density and TN, TP content at four sites

### 2.3 底栖藻类中 chl *b* 和 chl *c* 浓度及其相对比率的变化

对东湖的底栖藻类群落来说, 由于没有杂色藻类, 比如丝状红藻类、金藻类等, 绿藻类和硅藻类分别是 chl *b* 和 chl *c* 的贡献者, 图5显示了东湖底栖藻类 chl *b* 和 chl *c* 四样点月均浓度的季节变化。在底栖藻类群落中, chl *b* 的含量秋末冬初最高 ( $22.1 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ ), 春季次之, 夏季温度较高的月份 chl *b* 值却最低, 只有  $0.34 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ , 其变化与水温呈弱的负相关 ( $r = -0.493, t = 2.160 > t_{0.1} = 1.796$ )。随着水温的下降, 硅藻 chl *c* 的含量从夏季的最低水平逐渐增加, 经过秋季后, 在冬季温度最低的月份发展到最高水平 ( $6.5 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ ); 然后, 随着春季水温的上升, chl *c* 的含量又逐渐减少, chl *c* 的浓度与水温呈极显著的负相关 ( $r = -0.927, t = 21.856 > t_{0.001} = 4.437$ )。综合上面 chl *a* 的结果, 可以看出, 底栖藻类的叶绿素都是和温度成负相关, 其影响原因也应

该是和 chl *a* 一样的。

双因素方差分析显示不同样点的 chl *b* 值存在显著的差异 ( $p < 0.05$ ), chl *c* 值存在十分显著的差异 ( $p < 0.005$ )。chl *b* 的月均值从高到低依次为  $D > C > B > A$ , chl *c* 的月均值差不多和前者的变化规律相反, 从高到低依次为  $A > B > D > C$  (图6)。

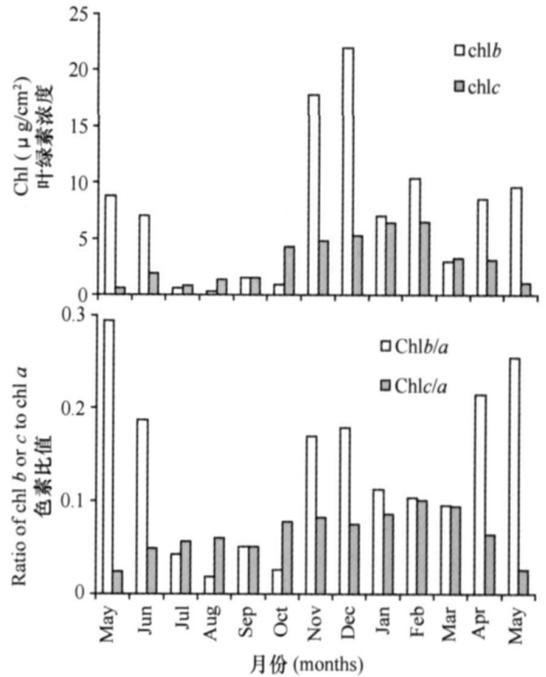


图5 四个样点底栖藻类平均 chl *b*, chl *c* 含量和 chl *b/a*, *c/a* 比率的时间变化

Fig. 5 Temporal variation of benthic algae in mean chl *b*, chl *c* content and chl *b/a*, *c/a* ratio at four sites

在自然条件下, chl *a* 与 chl *b* 和 chl *c* 的比值的平均值都约为 3 左右, 所以我们可以粗略地用 chl *b/a* 和 chl *c/a* 值分别代表底栖藻类中绿藻和硅藻的大致比率。研究期间, 发现 chl *b/a* 和 chl *c/a* 比值都存在显著的时空差异 ( $p < 0.001$ ), 在秋末冬初和春季水温较高的月份, 以团集刚毛藻为优势种的绿藻生物量所占的比例随着总现存量的增加而在处于营养水平较低的样点 C 达到最高值, 各样点 chl *b/a* 的月均值依次为  $C > D > B > A$ ; 以变异直链藻为优势种的硅藻生物量所占的比例在早春出现最高值, 而且该时间段的 chl *c/a* 的比值和 chl *b/a* 相当 (图5); 各样点的 chl *c/a* 月均值正好和 chl *b/a* 相反, 在处于超富营养区域的样点 A 最高, 从高到低依次为  $A > B > D > C$  (图6), 不过, 样点 A 仍然存在耐污的小毛枝藻和一种鞘藻等丝状绿藻, 甚至能在局部小区域成为优势群落。

由于 4 个样点的总氮、磷值也差不多是  $A > B >$

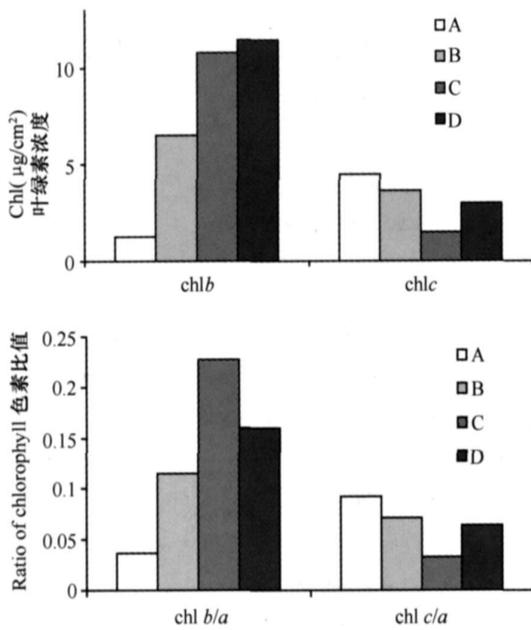


图6 四个样点底栖藻类月均 chl b, chl c 含量和 chl b/a, c/a 比率的空间变化

Fig. 6 Spatial variation of benthic algae in monthly mean chl b, chl c content and chl b/a, c/a ratios at four sites

D> C (TN 依次为 10.44, 1.02, 0.46, 0.42 mg/L; TP 依次为 5.51, 0.07, 0.05, 0.05 mg/L) (图4)。以上关于 chl b、chl c 及 chl b/a、chl c/a 的研究结果可能表明,富营养化趋势降低了底栖藻类群落中绿藻的比例,而显著增加硅藻的生物量。这和浮游植物群落结构中绿藻门、硅藻门所代表的指示意义非常不同,浮游植物群落结构中,绿藻门占优势代表水体为富营养化,而硅藻门植物是清洁水体的指示生物。

整个研究期间,在绿藻生物量相对比率最高和最低的样点,总现存量都相对较低,然而在绿藻和硅藻生物量相对比率差异较小的样点,总现存量却相对较高,这表明底栖藻类的群落结构组成也是影响其现存量高低的重要因素。在绿藻相对比率最高的样点 C,以团集刚毛藻为优势的绿藻在一年的绝大多数季节保持极高的生物量,浮游藻类的现存量却明显低于其他样点,由此我们推测在缺乏沉水植物的湖泊,大量的丝状绿藻代替了高等水生植物的功能,能部分抑制浮游植物的生长,从而在使湖水保持清水状态方面起了一个缓冲的作用。Irfanullah 等人认为浮游植物的生长受到控制不是通过丝状绿藻从水体中转移营养,而是躲藏于丝状绿藻中的无脊椎动物大量摄食的结果<sup>[13]</sup>。此外,他们的结果表明绿藻的现存量与硝态氮和总氮浓度呈负相关,认为这些丝状绿藻具有去除过剩营养的能力。

在整个研究期间,我们也发现在团集刚毛藻生长的旺季,铜锈环棱螺 (*Bellamyia aeruginosa*) 等异养生物的大量牧食使团集刚毛藻呈现斑块化分布,表明团集刚毛藻不仅为底栖动物提供了良好的微生境空间,而且也是它们重要的食物来源。由此看出团集刚毛藻在东湖生态系统中的作用和功能是极为重要的。

#### 参考文献:

- [1] Rao Q Z, Zhang Z S, The evolution (1956—1975) of phytoplankton and eutrophication in Donghu lake, Wuhan [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 1980, 7(1): 1—17 [饶钦止, 章宗涉. 武汉东湖浮游植物的演变(1956—1975年)和富营养化问题. 水生生物学集刊, 1980, 7(1): 1—17]
- [2] Huang X F. Zooplankton [A]. In Liu J K (Eds.), *Ecological studies of Lake Donghu (I)* [M]. Beijing: Science Press. 1990, 104—128 [黄祥飞. 浮游动物. 见: 刘健康, 东湖生态学(一). 北京: 科学出版社. 1990, 104—128]
- [3] Lowe R L, Pan Y. Benthic algal communities and biological monitors [A]. In Stevenson R J, Bothwell M L, Lowe R L (Eds.), *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems* [M]. San Diego: Academic Press. 1996, 705—739
- [4] Winter J G, Duthie H C. Epilithic diatoms as indicators of stream total N and P concentration [J]. *Journal of the North American Benthological Society*, 2000, 19: 32—49
- [5] Kiroos J H, Read P A, Christofi N. The influence of pH and aluminum on the growth of filamentous algae in artificial streams [J]. *Arch fuer Hydrobiologie*, 2000, 149: 67—86
- [6] Cattaneo A, Kalff J. Periphyton in lakes of different trophic [J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1987, 44: 296—303
- [7] Collins G B, Weber C I. Phycoepiphyton as indicators of water quality [J]. *Tran. Amer. Microsc. Soc.*, 1978, 84: 485—502
- [8] Clesceri L S, Greenberg A E, Eaton A D. Standard methods for the examination of water and waste water [M]. Washington D C: American Public Health Association. 1998
- [9] Hu H J, Li Y Y, Wei Y X, et al. *Freshwater algae in China* [M]. Shanghai: Science Technology Press. 1979 [胡鸿钧, 李尧英, 魏印心, 等. 中国淡水藻类. 上海: 科学技术出版社. 1979]
- [10] Liu J K. Research on ecology of Lake Donghu (Ⅱ) [M]. Beijing: Science Press. 1995 [刘健康. 东湖生态学研究(二). 北京: 科学出版社. 1995]
- [11] Horne A, Goldman C. *Limnology* [M]. New York: McGraw Hill. 1994
- [12] Hansson L A. Effects of competitive interactions on the biomass development of planktonic and periphytic algae in lakes [J]. *Limnology and Oceanography*, 1988, 33: 121—128
- [13] Irfanullah H M, Moss B. A filamentous green algae dominated temperate shallow lake: Variations on the theme of clear-water stable states [J]. *Arch Hydrobiol.*, 2005, 163: 25—47

## SPATIAL AND TEMPORAL VARIATION OF BENTHIC ALGAL COMMUNITIES IN THE LITTORAL ZONE OF LAKE DONGHU

PEI Guo-Feng<sup>1,2</sup>, LIU Guo-Xiang<sup>1</sup> and HU Zheng-Yu<sup>1</sup>

(1. Institute of Hydrobiology, the Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072; 2. College of Life Sciences,  
South-Central University for Nationalities, Wuhan 430074)

**Abstract:** Lake Donghu is a shallow eutrophic lake, dominant population compositions of the benthic algal communities presented significantly seasonal patterns in the littoral zone of Lake Donghu, *Cladophora glomerata* and *Melosira varians* were the most important species during all seasons except summer, and some species of *Achnanthes* dominated the littoral zone in summer. Although benthic algal biomass of different sites was slight different, dominant species was significantly different. *C. glomerata* was the largest fraction at moderately eutrophic site C and *M. varians* contributed the most biomass at hypereutrophic site A. In summer, monthly mean benthic algal biomass was the minimum with chl *a* 41.5  $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ , it increasing to peak biomass with chl *a* 55.3  $\mu\text{g}/\text{cm}^2$  at autumn or winter. The low summer biomass was the results of physical factors such as instability of condition caused by raining and the weak of light because of water level rising. The content of chl *b* and chl *c*, the ratios of chl *b/a* and chl *c/a* among different sites had significant difference. These results suggested that the heavy eutrophic increased the relative proportions of diatoms, meantime decreased the ratio of green algae in the benthic algal communities. It also suggested that the community structure of benthic algae were good biotic indicators for the lake ecosystem health status. The seasonal patterns of benthic algae biomass were different from those of phytoplankton, meanwhile, it was negatively correlated with water temperature. It indicated that water temperature and phytoplankton were not the direct factors on the benthic algal community in the littoral zone of the lake Donghu. *C. glomerata* offered foods and available habitat for invertebrates, and it played an important role in the ecosystem function of Donghu Lake.

**Key words:** Benthic algae; Donghu Lake; Spatial and temporal variation; Littoral