

# 南亚热带水库中盍形溞牧食对浮游植物群落影响的围隔试验

陈晓玲,程丹,李慧明,胡韧,韩博平

(暨南大学生态学系,广东广州 510632)

**摘要:**为了解热带-亚热带地区大型枝角类对浮游植物的控制作用,2010年3-4月在广东省流溪河水库进行了围隔试验研究。围隔尺寸4 m×4 m×6 m,用孔径2 mm的网过滤库水。设置4个试验组,包括1个对照组(C)和低、中、高密度(L、M、H)的3个梯度处理组,添加的盍形溞(*Daphnia galeata*)分别为0、0.3、0.6、1.0个/L;每个试验组设3个平行,持续6周。由于盍形溞以孤雌生殖为主,在无鱼条件下,盍形溞在较短的时间内快速建立了高密度的种群,对照组与处理组之间没有显著的差异。在试验进行至21 d,所有围隔中的盍形溞种群达到最大密度,随后出现了明显下降;4个试验组的总浮游植物生物量差异不显著,所有处理中浮游植物和叶绿素a在试验初期出现快速下降。在浮游植物密度下降的同时,其群落组成结构发生了很大的变化。小环藻(*Cyclotella meneghiniana*)、卵囊藻(*Oocystis lacustris*)等细胞直径<30 μm的浮游植物种类前期生物量降低后期稳定,而转板藻(*Mougeotia*)等粒径>30 μm的种类后期生物量呈增加趋势。试验结果表明,在热带-亚热带深水贫营养水库中,当盍形溞等大型枝角类种群存在时,通过对鱼类的合理调控,存在有效调控浮游植物密度与结构的可能性。

**关键词:**浮游植物;盍形溞;围隔试验;水库

**中图分类号:**Q142 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2012)03-0020-07

在天然水体中,浮游植物的数量和结构主要受环境与生物因子的影响,其影响可以分为上行或下行效应。上行效应主要指营养盐等直接被藻类吸收,促进浮游植物的生长,从而增加浮游植物的数量;下行效应则主要指浮游动物或其它动物对浮游植物的摄食导致浮游植物数量的下降(McQueen et al, 1986)。由于上行与下行的作用因子对浮游植物的影响因其种类的不同而变化,因此上行与下行效应在影响浮游植物数量的同时也影响其群落的结构。在天然水体中,浮游动物本身也受到鱼类捕食的控制,通过对鱼类的调节实现对浮游动物的控制可以进一步地影响到浮游植物,这种利用鱼类调节浮游动物并最终控制浮游植物数量的生态学方法称为生物操纵(Shapiro et al, 1975; Shapiro, 1990)。

生物操纵是目前富营养化控制与水质改善中最重要的生态学方法之一,并在温带地区得到广泛应用。温带水体中,大型枝角类特别是溞属的种类是水体中浮游植物最重要的牧食者(Brooks & Dodson, 1965; Benndrof et al, 2002)。在热带及亚热带地区,由于鱼类种类多并能够全年构成对浮游动物的捕食压力,导致浮游动物主要以小型种类为主,一般认为

在该地区浮游动物对浮游植物的控制能力较弱,影响了生物操纵的运用,人们更倾向于运用基于滤食性鱼类的“非经典生物操纵”(谢平, 2003)。在我国南亚热带一些大型的深水水库中,当鱼类生物量较低时,溞属等大型枝角类有可能成为优势种群并具有较多的种群数量。位于广东省从化市的流溪河水库,地处北回归线,是典型的热带与亚热带过度区水体,枝角类优势种为个体较大的盍形溞(*Daphnia galeata*)(赵帅营, 2009; 望甜, 2010)。了解大型枝角类对浮游植物生物量与群落结构的影响,对于水库鱼类以及生态系统管理具有重要的指导作用。本文通过大型围隔,参照水库浮游动物的实际密度,在无鱼条件下进行了盍形溞对浮游植物下行作用的试验研究。

## 1 材料与方法

### 1.1 水库概况

流溪河水库位于广东省从化市东北部(23°45'N, 113°46'E),是位于北回归线北侧的一座热带-亚热带大型峡谷型深水水库;集水面积539 km<sup>2</sup>,正常最高水位下,水库最大水深73.0 m,平均水深21.3 m,库容3.25×10<sup>8</sup> m<sup>3</sup>。目前为贫-中营养水平,总氮(TN)、总磷(TP)和叶绿素a的多年平均浓度分别为0.6 mg/L、0.02 mg/L和1.93 mg/m<sup>3</sup>。盍形溞是流溪河水库中溞属的优势种类,体长范围625~2 000 μm,盍形溞的种群丰度

收稿日期:2012-02-10

基金项目:国家自然科学基金项目(No. 0733007)。

通讯作者:韩博平。E-mail: tbphan@jnu.edu.cn

作者简介:陈晓玲,1988年生,女,硕士研究生,研究方向为浮游植物生态学。E-mail: lingcx9@yahoo.com.cn

为 0~1.6 个/L, 高峰出现于每年的 3-5 月(赵孟绪, 2007; 林秋奇, 2007; 林国恩, 2009)。

## 1.2 试验围隔

试验围隔由高密度聚乙烯膜制成, 底部密封, 顶部面向空气敞开, 围隔内外基本没有水交换。围隔的长×宽×高为 4 m×4 m×6 m, 固定在由铁桶和铁架制成的大型浮床上, 浮床固定在水库中离岸 50 m 的水面上。试验时围隔顶部高出水面约 0.50 m, 实际体积约为 85 m<sup>3</sup>, 共设置 12 个围格。

## 1.3 试验设计

试验前 2 周, 用抽水泵向围隔中注入库水, 水库水经过 2 mm 的网过滤以避免鱼类进入围隔, 不同围隔之间的水化指标、叶绿素 a 和浮游植物没有显著性差异。围隔水体中, 存在与水库内相似的浮游动物种类, 但大型种类的成体较少, 一些大型种类是以卵的形式被带入围隔中。本次试验参考水库的实际密度, 共设置了 4 个不同的盍形蚤密度, 包括 1 个对照组(C)和低、中、高密度(L、M、H)的 3 个梯度处理组, 添加的盍形蚤分别为 0、0.3、0.6、1.0 个/L, 每个梯度设 3 个平行; 所添加的盍形蚤来自本试验系统中的另一围隔, 该试验系统中盍形蚤占优势。采用 1.5 mm 的浮游动物网过滤, 获得的浮游动物主要为盍形蚤的大型成体; 根据水体中密度, 再估算需要采样水量的体积。

## 1.4 样品采集与分析

试验时间为 2010 年 3 月 6 日至 4 月 18 日, 共进行 6 周。放盍形蚤当日开始第 1 次采集, 定为初始值, 随后每周对 12 个围隔采样 1 次, 每次采样时间为上午 10 时左右。营养盐每 2 周测定 1 次, 叶绿素 a、浮游植物与浮游动物每周检测 1 次。

用水质分析仪现场测定水温、溶解氧、pH 值; 透明度用塞氏盘测定; 用采水器取水面下 0.5 m 和 4.0 m 的混合水样, 采得的水样分为 2 份带回实验

室, 1 份按标准方法测总氮、总磷、叶绿素 a 等指标, 另 1 份 1 L 加鲁哥氏液固定, 用作浮游植物的定量分析。浮游动物样品在围隔水深 1、2、3、4、5 m 处用采水器各采 5 L 水, 共计 25 L, 混合均匀后, 用孔径为 38 μm 浮游生物网当场过滤至 100 mL 塑料小白瓶中, 并加 4% 甲醛溶液固定。

## 1.5 统计分析

用 SPSS16.0 进行单因素方差分析(ANOVA)和重复测量方差分析。

## 2 结果分析

### 2.1 理化指标

试验期间, 4 个试验组的透明度均上升。初始最大值 5.0 m, 最小值 3.8 m, 均值 4.4 m; 第 1 周 1 个围隔见底, 透明度最大值 5.5 m, 最小值 5.0 m, 均值 5.2 m; 第 2 周至第 6 周试验结束, 所有围隔均可见底。各试验组间透明度的差异不显著( $P>0.05$ )。

4 个试验组的总氮(TN)无显著性差异( $P>0.05$ )。前 4 周, TN 浓度均下降, 最后 2 周回升, 变幅为 0.21~0.44 mg/L。初始均值最高, 为 0.39 mg/L, 第 4 周均值最低, 为 0.22 mg/L(图 1A)。

4 个试验组的总磷(TP)无显著性差异( $P>0.05$ )。前 4 周, TP 浓度均下降, 在最后 2 周回升, 变幅为 0.0031~0.0409 mg/L。初始均值最高, 为 0.033 mg/L, 第 4 周均值最低, 为 0.005 mg/L(图 1B)。

NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 变化与 TN 基本一致, 前 4 周下降, 后 2 周上升。NO<sub>2</sub><sup>-</sup> 一直保持下降趋势。NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 与其他营养盐变化趋势相反, 试验开始时上升并在第 4 周达到峰值, 之后下降。PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 在试验期间一直处于较低水平, 在试验结束时浓度低于检测值。

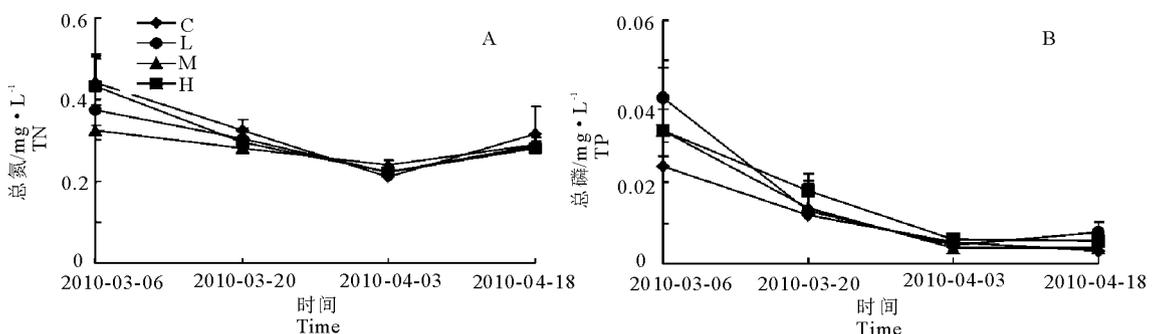


图 1 试验围隔中总氮和总磷浓度的变化

Fig. 1 Dynamics of total nitrogen and total phosphorus concentrations in the experimental enclosures

## 2.2 叶绿素 a

试验期间,4个组的 Chl-a 浓度均呈下降趋势。所有试验围隔中,初始 Chl-a 浓度最大,第2周后趋于稳定,对照组略高于其他3个处理组。最后1周,4个试验组之间没有显著差异(图2)。

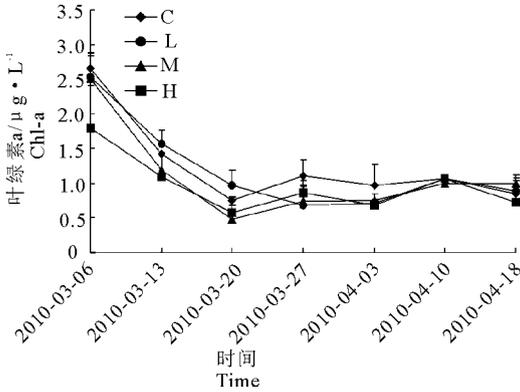


图2 试验围隔中叶绿素 a 浓度的变化

Fig. 2 Dynamics of Chl-a concentration in the experimental enclosures

## 2.3 浮游动物生物量及种类组成

浮游动物生物量前3周快速增加,在第3周到达最高峰。最高生物量出现在M处理组中,最低值出现在对照组C中。第3周后,所有4个试验组中生物量均开始下降,H组下降较缓。试验结束时,4个组之间没有显著差别( $P > 0.05$ )(图3-A)。

盃形蚤是浮游动物中的优势种,其生物量变化与总生物量变化趋势相似。前3周增长并在第3周达到最大值,第3周后开始下降,C和M组在第5周有所上升,第6周均下降至最低值。4个实验组间差异不显著( $P > 0.05$ )(图3-B)。

## 2.4 浮游植物群落结构和生物量

7次采样共鉴定出浮游植物66种,隶属于6

门;其中,种类最多的为绿藻(40种),其次为硅藻(11种)和蓝藻(10种),它们占据浮游植物丰度和生物量的绝大部分,其它种类5种。主要优势种类是梅尼小环藻(*Cyclotella meneghiniana*)、湖生卵囊藻(*Oocystis lacustris*)和锥囊藻(*Dinobryon ehrenberg*)。

浮游植物生物量为0.075~0.583 mg/L。各试验组之间浮游植物生物量的变化趋势与叶绿素 a 浓度相似,且与透明度呈负相关。所有围隔的浮游植物生物量最低值出现在第2周,之后略有增加。4个试验组间差别不显著( $P > 0.05$ )(图3-C)。

## 2.5 浮游植物粒径结构组成

在整个试验期间,小环藻比重最大,总体上占生物量43.63%,随着试验的进行,小环藻生物量同浮游植物生物量变化趋势一致,前2周的变化幅度大,后4周的起伏较小(图4-A)。对鉴定出的单种生物量进行分析,试验期间总体呈明显下降趋势的种类有小环藻、卵囊藻、锥囊藻、微小多甲藻(*Peridinium pusillum*)、纤维藻(*Ankistrodesmus*)、并联藻(*Quadrigula*)、小球藻(*Chlorella*)、栅藻(*Scenedesmus*)、多芒藻(*Golenkinia*)和十字藻(*Crucigenia*)等,有些种类在试验前期少量出现而后期没有检出,如四角藻(*Tetraedron*)和色球藻(*Chroococcus*),这些种类绝大多数粒径 $< 30 \mu\text{m}$ ,如生物量占较大比重的小环藻99.05%粒径 $< 30 \mu\text{m}$ ,卵囊藻粒径均 $< 30 \mu\text{m}$ 。转板藻(*Mougeotia*)生物量总体上呈上升趋势,初始值均值最低,前3周变化缓慢,第4周有大幅上升(图4-B)。绝大多数的转板藻粒径 $> 30 \mu\text{m}$ ,该种类通常是多细胞连成带状。表1为主要浮游植物种类的形态及粒径大小。

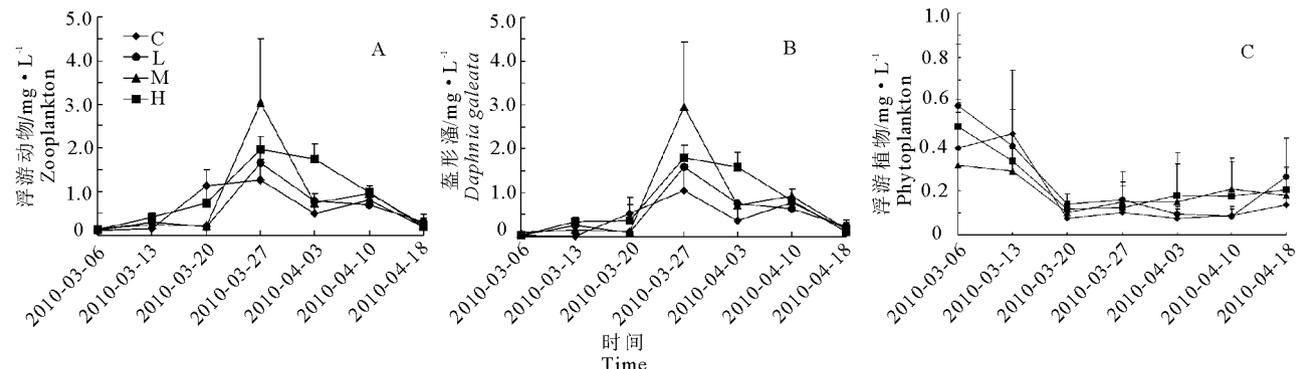


图3 试验围隔内生物量的变化

Fig. 5 Dynamics of biomass in the experimental enclosures

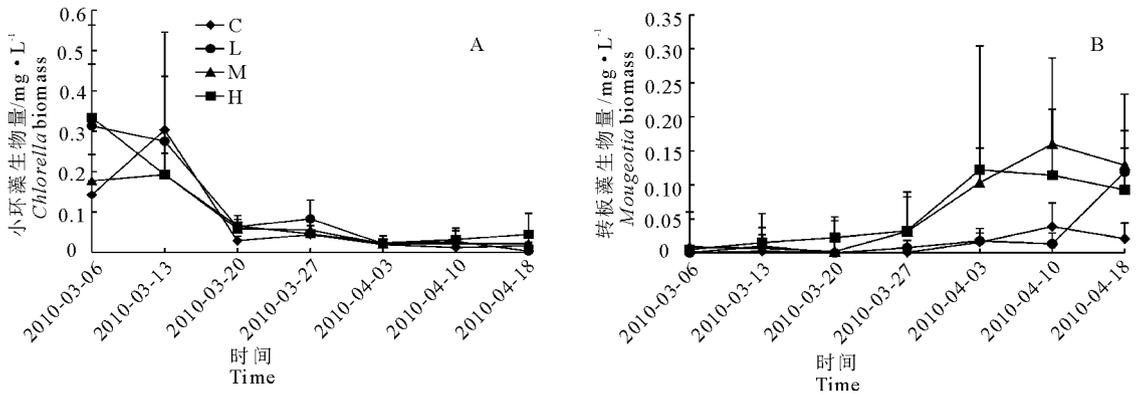


图4 试验围隔中小环藻和转板藻生物量的变化

Fig. 4 Dynamics of biomass of *Cyclotella* and *Mougeotia* in the experimental enclosures

表1 试验围隔内主要藻种形状及粒径大小

Tab. 1 Shape and volume of dominated phytoplankton species in the experimental enclosures

名称	小环藻	湖生卵囊藻	锥囊藻	微小多甲藻	转板藻
形状	圆柱体	椭球体	长柱状圆锥形	球形	长圆柱形
粒径/ $\mu\text{m}$	10~40	10~20	20~30	15~30	15~150

注: 粒径指浮游植物个体几何形状中的最大尺寸。

Note: Phytoplankton cell size means the biggest size of the cell.

将所有浮游植物种类依照粒径大小分为3组, a组  $< 20 \mu\text{m}$ , b组在  $20 \sim 30 \mu\text{m}$ , c组  $> 30 \mu\text{m}$ 。a、b

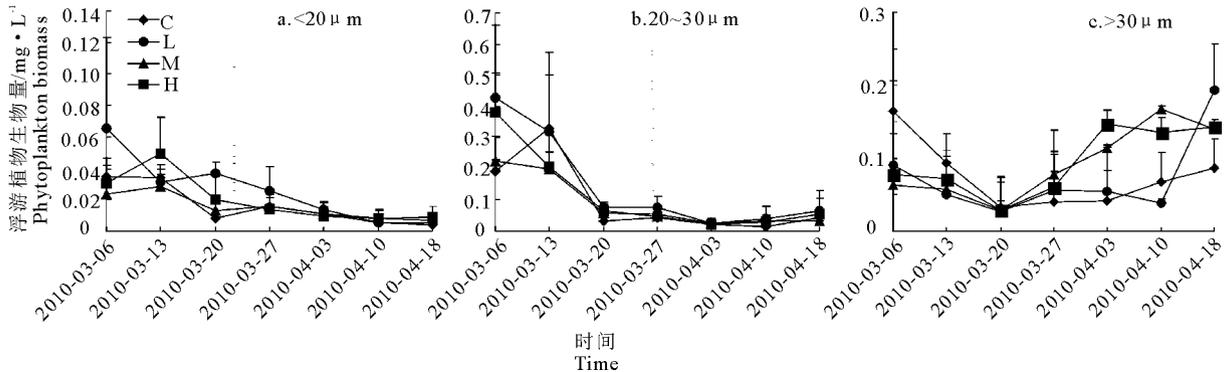


图5 不同粒径组浮游植物生物量的变化

Fig. 5 Dynamics of phytoplankton biomass in the different size classes

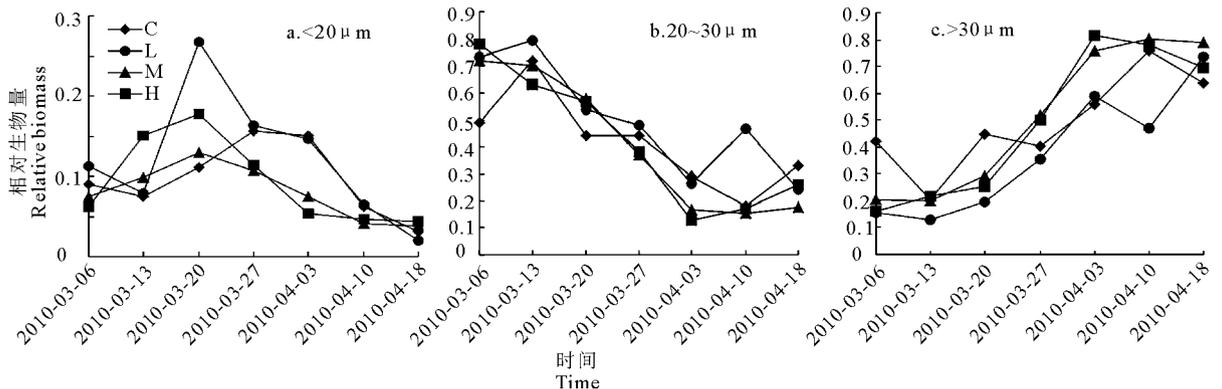


图6 按粒径分组浮游植物相对生物量的变化

Fig. 6 Dynamics of phytoplankton relative biomass in the different size classes

组的生物量变化相似, 前2周呈下降趋势, 后4周变化缓慢, 试验结束时4个组之间没有显著差异。c组前2周也呈下降趋势, 但后4周呈增加趋势; 在第4~5周时, C、L组与M、H组有较大的差别, 但试验结束时, L组中浮游植物 ( $> 30 \mu\text{m}$ ) 生物量有明显的增加(图5)。

图6给出了3组不同粒径浮游植物(a、b、c)的相对生物量。在试验初期, a组浮游植物生物量呈增加趋势, 而试验后期下降; b组前期呈下降趋势, 试验结束略有增加; c组整体上呈增加趋势。由粒

径分组的相对生物量可以看出,在试验初期,浮游植物以 b 组占优势;试验中期, a 组浮游植物生物量的比例有所提高;而在试验后期则以 c 组占优势,也就是以大细胞的浮游植物占优势。4 个试验组之间没有显著差异 ( $P > 0.05$ )。

### 3 讨论

#### 3.1 盃形溞密度梯度设置及其种群动态

由于在无鱼条件下,围隔中浮游动物本身的数量以及群落结构会发生变化,这种变化一方面受到试验开始所设置密度的影响,但随着试验的进行,浮游植物作为食物及浮游动物种间竞争等生物因素会影响浮游动物本身和浮游植物数量与群落的变化。滤食性的大型枝角类对浮游植物的滤食能力已在很多室内实验得到验证(肖利娟等,2008);本次试验的目的是为了解在实际水体中,如果控制鱼类后,盃形溞能否形成较高的种群数量并对浮游植物有明显的控制。结果表明,所有处理组中的浮游动物在初始阶段有一定的差别;随着实验的进行,由于盃形溞主要以无性生殖方式为主(蒋燮治和堵南山,1979),其密度快速增加,导致种群数量不依赖于初始密度,处理组间的种群无显著差异;即便是对照组中,试验中期大型枝角类的数量也快速增加,这是由于在围隔注水时带入了水库水体存在的大型枝角类幼体和卵,在无鱼条件下其种群快速增长。

由于盃形溞营孤雌生殖,种群能够在短时间内快速发展。这样的种群发育与 r 策略类似,容易导致种群数量的随机波动并对干扰因素的影响敏感。在整个试验期间,浮游动物总的生物量主要由盃形溞所贡献,对照组与处理组浮游动物具有相似的动态,即盃形溞在试验初始阶段快速增加,当种群密度达到最大值,其数量显著下降。与此相对应的是,试验前期浮游植物生物量与叶绿素 a 浓度呈下降趋势,试验后期浮游植物生物量呈回升趋势。综合浮游动物与浮游植物生物量的变化,可以推断以盃形溞为优势种的浮游动物群落对浮游植物密度有明显的抑制作用。对照组与处理组之间没明显的差异是由于浮游动物快速繁殖弱化了组间差别。当为浮游动物提供食物的浮游植物生物量下降后,浮游动物面临食物限制,导致种群下降。可以预测,在试验围隔中不出现新的捕食者时,浮游植物和浮游动物将呈现下一个此消彼长的阶段。需要指出的是,浮游动物对浮游植物的影响不仅是对其数量的影响,同时还会影响浮游植物的群落结构,也意味着浮游动

物的食物质量会发生较大变化(Brett et al,1994;Kagami et al,2002;Steiner,2002)。现有种群动态模型中,还没有很好地考虑食物质量的重要性,由于本次试验时间较短,还难以预测下一阶段中浮游动物种群的变化特征。

#### 3.2 盃形溞对浮游植物群落的影响

大型滤食性浮游动物对浮游植物的直接滤食具有一定的选择性,能够有选择性控制水体中浮游植物的种群数量,从而改变其群落结构(Brett et al,1994;Kagami et al,2002;Steiner,2002)。浮游动物对藻类的滤食选择主要是基于藻类细胞粒径的大小和种类(可食性)(Richman & Dodson,1983)。通常认为粒径为  $1 \sim 30 \mu\text{m}$  的浮游植物种类是滤食性枝角类盃形溞的主要食物(Gilbert,1985;肖利娟等,2008)。本试验围隔中出现的小环藻、卵囊藻、锥囊藻等均于前 2 周在盃形溞的滤食下大幅下降,第 2 周后生物量保持低值。曲壳藻粒径  $< 30 \mu\text{m}$ ,但生物量并不降低,可能是由于曲壳藻多由胶质丝将多个细胞连成群体。第 2 ~ 6 周各围隔叶绿素 a 的浓度为  $0.47 \sim 1.11 \mu\text{g/L}$ ,平均为  $0.84 \mu\text{g/L}$ 。盃形溞在  $20^\circ\text{C}$  时个体临界食物浓度为  $0.75 \sim 1.74 \mu\text{g/L}$ ,此浓度甚至不能满足盃形溞的生长需求(Kreutzer & Lampert,1999)。盃形溞在第 3 周生物量达到峰值后,继而因食物的匮乏,生长和繁殖速度都下降,生物量开始持续下降至最低值,此期间  $< 30 \mu\text{m}$  的浮游植物生物量较稳定地保持在  $0.022 \sim 0.111 \text{mg/L}$ ,均值为  $0.056 \text{mg/L}$ (望甜等,2007)。

在试验第 1 ~ 2 周,粒径为  $20 \sim 30 \mu\text{m}$  的浮游植物生物量下降比  $< 20 \mu\text{m}$  组幅度更大,而从第 2 周至试验结束,两组生物量变化幅度差异小,与此对应的是第 3 周盃形溞生物量达到峰值然后开始下降,而舌状叶镖水蚤(*Pyllodiptomus tunguidus*)的丰度则保持上升趋势;这意味着盃形溞能够对粒径在  $30 \mu\text{m}$  以下浮游植物进行有效的牧食,而粒径  $< 20 \mu\text{m}$  与  $20 \sim 30 \mu\text{m}$  浮游植物生物量的不同变化可能与浮游动物的种间竞争有关(Allan,1976;DeMott & Kerfoot,1982;DeMott,1986;肖利娟等,2008)。

粒径  $> 30 \mu\text{m}$  的浮游植物第 1 ~ 2 周生物量虽然降低,但降低幅度小于  $20 \sim 30 \mu\text{m}$  组,  $> 30 \mu\text{m}$  组生物量的降低主要归因于硅藻的减少;而从第 2 周至试验结束,  $< 30 \mu\text{m}$  的浮游植物生物量变化不大,  $> 30 \mu\text{m}$  组生物量增长使其相对生物量持续上升;  $> 30 \mu\text{m}$  组浮游植物增长主要归因于转板藻在第 4

~5周的增长,转板藻由多细胞连成带状,可以有效避免浮游动物的摄食。试验后期,其他藻类在浮游动物捕食下减少时,转板藻成为优势种。随着浮游动物密度下降,小型硅藻的生物量在第5~6周开始出现或多或少的增长,这是由于试验后期浮游植物总生物量的降低,能提供硅藻生长需要的资源增加。

### 参考文献

蒋燮治,堵南山. 1979. 中国动物志·节肢动物门·甲壳纲·淡水枝角类[M]. 北京:科学出版社.

林国恩. 2009. 广东流溪河水库湖沼学变量的时空动态特征[J]. 湖泊科学, 21(3):397-404.

林秋奇. 2007. 流溪河水库后生浮游动物多样性与群落结构的时空异质性[D]. 广州:暨南大学.

望甜,肖利娟,韩博平. 2007. 大型枝角类蚤状蚤对小型热带湖泊浮游植物群落影响的研究[J]. 生态科学, 26(2):103-106.

望甜. 2010. 捕食与竞争-流溪河水库浮游动物群落的种间关系研究[D]. 广州:暨南大学.

肖利娟,望甜,韩博平. 2008. 流溪河水库的盍形蚤和舌状叶镖水蚤对浮游植物的牧食影响研究[J]. 生态科学, 27(5):362-367.

谢平. 2003. 鲢、鳙与藻类水华控制[M]. 北京:科学出版社.

赵孟绪. 2007. 流溪河水库浮游植物群落结构与动态[D]. 广州:暨南大学.

赵帅营. 2009. 营养盐加富和鲢对南亚热带贫-中营养型水库浮游生物群落的影响:大型围隔实验[D]. 广州:暨南大学.

Allan J D. 1976. Life history patterns in zooplankton[J]. The American Naturalist, 110:165-180.

Benndorf J, Boing W, Koop J, et al. 2002. Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state[J]. Freshwater Biology, 47:2282-2295.

Brett M T, Wiackowski K, Lubnow F S, et al. 1994. Species-dependent effects of zooplankton on planktonic ecosystem

processes in castle lake, California[J]. Limnology and Oceanography, 75:2234-2254.

Brooks J L, Dodson S I. 1965. Predation, Body Size, and Composition of Plankton[J]. Science, 150:28-35.

DeMott W R, Kerfoot W C. 1982. Competition among cladocerans: nature of the interaction between *Bosmina* and *Daphnia*[J]. Ecology, 63:1949-1966.

DeMott W R. 1986. The role of taste in food selection by freshwater zooplankton[J]. Oecologia, 69:334-340.

Gilbert J J. 1985. Competition Between Rotifers and *Daphnia* [J]. Ecology, 66(6):1943-1950.

Kagami M, Yoshida T, Bahadur T G, et al. 2002. Direct and indirect effects of zooplankton on algal composition in in situ grazing experiments[J]. Oecologia, 133:356-363.

Kreutzer C, Lampert W. 1999. Exploitative competition in differently sized *Daphnia* species; a mechanistic explanation [J]. Ecology, 7:2348-2357.

McQueen D J, Post J R, Mills E L. 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 35:1571-1581.

Richman S, Dodson S. 1983. The effect of food quality on feeding and respiration by *Daphnia* and *Diatomus*[J]. Limnology and Oceanography, 28:948-956.

Shapiro J, Lamarra V, Lynch M. 1975. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In: Brezomik P L, Foxeds J L. Proceedings of a symposium on water quality management through biological control [D]. Gainesville: University of Florida: 85-89.

Shapiro J. 1990. Biomanipulation: The next phase-making it stable[J]. Hydrobiologia, 200/201:13-27.

Steiner C F. 2002. Context-dependent effects of *Daphnia pulex* on pond ecosystem function: observational and experiments evidence[J]. Oecologia, 131:549-555.

(责任编辑 万月华)

## An Enclosure Experiment Study of *Daphnia galeata* Grazing Effects on Phytoplankton in a Subtropical Reservoir

CHEN Xiao-ling, CHENG Dan, LI Hui-ming, HU Ren, HAN Bo-ping

(Institute of Hydrobiology, Jinan University, Guangzhou 510632, P. R. China)

**Abstract:** In order to understand the possibility of suppression of *Daphnia* on phytoplankton in tropical and subtropical reservoirs, we carried out a fish-free enclosure experiment in Liuxihe Reservoir, southern China from March 6 to April 18, 2010, lasting for 6 weeks. The experiment had one control (C) group without adding *D. galeata* and three treatment groups (L, M, H) with adding low, middle and high density of *D. galeata*. The adding density of *D. galeata* was 0 ind./L in C, 0.3 ind./L in L, 0.6 ind./L in M and 1.0 ind./L in H. Each treatment had 3 replicates. The results showed that the density of *D. galeata* increased rapidly in all the treatments, and there was no significant difference between the control and treatment groups. The density of *D. galeata* reached the peak in the third week and then decreased quickly. Correspondingly, the biomass of phytoplankton decreased in the first two weeks and had significant shift on community structure. The biomass of the size class with diameter  $< 30 \mu\text{m}$  decreased with the increased of *D. galeata*. The size class with diameter  $> 30 \mu\text{m}$  increased towards the end of the experiment. These results indicate that when *D. galeata* appears abundantly in the tropical and subtropical deep and oligotrophical reservoirs, it is possible to suppress phytoplankton by means of manipulating density of planktivorous fish.

**Key words:** phytoplankton; *Daphnia galeata*; enclosure experiment; reservoir