

文章编号: 1674-5566(2019)01-0084-09

DOI:10.12024/jsou.20180402273

光照条件下生物絮凝养殖调控的措施

樊利鹏¹, 刘文畅^{1,2}, 谭洪新^{1,2,3}, 罗国芝^{1,2,3}, 孙大川^{1,2,3}, 张南南¹, 曹宝鑫¹

(1. 上海海洋大学 上海水产养殖工程技术研究中心, 上海 201306; 2. 上海海洋大学 农业部淡水水产种质资源重点实验室, 上海 201306; 3. 上海海洋大学 水产科学国家级实验教学示范中心, 上海 201306)

摘要: 运用实验生态学的方法, 以阳光工厂化生物絮凝养殖前期水为实验材料, 分别探究去细菌捕食者(原生动物的, AC 组)、带虾序批添加葡萄糖(GS 组)和一次性添加葡萄糖(G 组)对水中微食物环的细菌及浮游生物的影响。结果表明, GS 组在 120 h 的轮虫生物量、浮游植物生物量和叶绿素 a 含量都显著高于对照组($P < 0.05$) 和而 G 组的轮虫生物量、浮游植物生物量在整个实验过程中与对照组无显著性差异($P > 0.05$), 因此序批式添加葡萄糖的上行效应比一次性添加更加明显, 并且添加大型捕食者的 GS 组的下行效应不明显。实验组和对照组细菌总数都大于 5×10^5 个/mL, AC 组的细菌总数峰值最高 [$(13.10 \pm 3.79) \times 10^5$ 个/mL], 去细菌捕食者后降低了对细菌的捕食压力从而促进了细菌生长。AC 组的溶解性有机碳浓度和溶解性总氮浓度一直高于其他组, GS 组、G 组和对照组的溶解性有机碳、溶解性总氮和磷酸盐浓度的变化趋势基本一致, 杀死细菌捕食者释放了大量溶解性有机物, 添加适量葡萄糖、投放虾对养殖水质无明显影响。研究结果为阳光型生物絮凝养殖在生产应用上的调控手段提供基础依据。

关键词: 上行效应; 下行效应; 有机碳源; 细菌捕食者; 生物絮凝; 浮游生物; 水质

中图分类号: S 912 **文献标志码:** A

随着集约化水产养殖的规模不断扩大, 水产养殖带来的环境压力也越来越大, 因此需要一种可持续健康养殖技术替代传统换水养殖技术, 生物絮凝技术(biofloc technology, BFT)是一种健康可持续的脱氮技术, 不仅可以净化水质还可以给养殖对象提供饵料^[1]。生物絮凝技术应用于工厂化养殖为主, 工厂化生物絮凝养殖大多为避光型菌相系统, 分为以异养细菌为主的异养型生物絮凝系统和以硝化细菌为主的硝化型生物絮凝系统^[2-3]。透光温棚和生物絮凝技术相结合的阳光工厂化生物絮凝养殖, 即阳光型生物絮凝养殖系统是一种藻菌共生的养殖模式, 不仅在白天节约了曝气充氧成本, 微藻的生长也给养殖对象提供了更加丰富的饵料^[4]。因此, 阳光型生物絮凝养殖需要构建一个稳定的菌藻共生系统。为了研究出最佳的人工调控手段来维持一个稳定的

菌藻共生系统, 需了解此养殖模式下微食物环中各个环节之间的关系。

本文运用实验生态学的方法, 以阳光型生物絮凝养殖前期水为实验材料, 分别探究去细菌捕食者(原生动物的)、带虾序批添加葡萄糖和一次性添加葡萄糖对养殖水微食物环中细菌及浮游生物的影响, 这也对应着下行效应、上行下行双重效应和上行效应对此养殖水环境的影响。

1 材料与方法

1.1 实验材料

实验用水和实验用虾都取自上海市崇明县某凡纳滨对虾养殖场的生物絮凝跑道式养殖池, 该池放养密度为 200 尾/ m^3 , 养殖第 15 天, 用 40 目网筛去除杂质和大型捕食者后作为最终实验用水。该生物絮凝跑道式养殖池理化指标和浮

收稿日期: 2018-04-12 修回日期: 2018-09-21

基金项目: 上海水产养殖工程技术研究中心能力提升项目(16DZ2281200); 国家重点研发计划(2017YFD0701700)

作者简介: 樊利鹏(1993—), 男, 硕士研究生, 研究方向为循环水养殖工程和技术。E-mail: Lpfancn@163.com

通信作者: 谭洪新, E-mail: hxtan@shou.edu.cn

游生物分析列于表 1。该养殖池共检测到浮游动物 6 种(轮虫 2 种,原生动物 2 种,枝角类 1 种,桡足类 1 种),浮游植物 3 门 11 属 11 种。葡萄糖选自该场养殖生产上所用的食品级一水葡萄糖(西

王药业有限公司邹平分公司,山东滨州),有机碳含量为 33.6%。放线菌酮(*Cycloheximide*, $C_{15}H_{23}NO_4$)纯度 $\geq 95\%$,且有抑制真核生物生长的作用,对细菌无明显抑制作用。

表 1 养殖池水质和浮游生物测定结果

Tab. 1 Results of water quality and plankton in aquaculture ponds

养殖池理化指标和浮游生物分析 Physical and chemical index and plankton analysis in the aquaculture pond	
水温 Water temperature/℃	28.1
溶解氧 Dissolved oxygen/(mg/L)	8.34
pH	8.627
盐度 Salinity	3.7
总氨氮 Total ammonia nitrogen/(mg/L)	0.13
亚硝氮 Nitrite nitrogen/(mg/L)	0
硝氮 Nitrate nitrogen/(mg/L)	0.72
总磷 Total phosphorus/(mg/L)	0.25
磷酸盐 Phosphate/(mg/L)	0.07
溶解性有机碳 Dissolved Organic Carbon/(mg/L)	50.07
细菌数 Total bacteria number/(10^5 个/L)	9.73
叶绿素 a Chlorophyll-a/($\mu\text{g/L}$)	52.104
总浮游植物生物量 Total phytoplankton biomass/(10^{-4} mg/L)	4 820.77
总浮游动物生物量 Total zooplankton biomass/(mg/L)	550.64

1.2 实验设计

实验采用 12 个 1 000 mL 的锥形瓶,分别装入 900 mL 实验用水。实验设有 3 个实验组(AC 组、GS 组、G 组)和 1 个对照组,各 3 个平行。其中:AC 组加入 50 mg/L 放线菌酮(Actidione)杀死真核生物,包括细菌捕食者、部分微藻等;GS 组分别放入 3 只 2 cm 左右的凡纳滨对虾(Shrimp),并模拟取水养殖场生产上的碳源添加量,从 0 h 起每 24 h 添加 1.68 mg·C/L 的葡萄糖(Glucose);G 组分别一次性添加 8.4 mg·C/L 的葡萄糖,是 GS 实验过程中序批添加量的总和,且 G 组一次性添加量仍在碳氮比的理论添加值内;

对照组不做任何处理。将所有锥形瓶放入全自动恒温摇床(New Brunswick Innova 43, eppendorf 公司,美国)。摇床顶部均匀放置 6 个 LED 光源模组(36 W,子弹头电器有限公司,中山)提供实验光照,光暗比是 12 h:12 h,补充光照强度(定时器设定为每天 7:00 开灯,晚 19:00 关灯)。摇床设置温度 28 ℃,转速 180 r/min。

1.3 实验方法

实验周期共 120 h,实验前 48 h 每 12 h 取样 1 次,实验后 72 h 每 24 h 取样 1 次,具体取样时间见表 2。浮游生物的取样时间为第 1 天 19 点、第 3 天 19 点、第 6 天 19 点。

表 2 取样时间

Tab. 2 Sampling time

第 1 天 First day	第 2 天 Second day	第 3 天 Third day	第 4 天 Fourth day	第 5 天 Fifth day	第 6 天 Sixth day
19 点	7 点;19 点	7 点;19 点	19 点	19 点	19 点

1.3.1 水质指标测定方法

水样经 0.45 μm 混合纤维微孔滤膜(上海兴亚)抽滤后,测定溶解性有机碳(dissolved organic carbon, DOC)、溶解性有机氮(dissolved total nitrogen, DTN)、磷酸盐(phosphate, PO_4^{3+})、叶

绿素 a(chlorophyll-a, *Chl. a*)^[5-6]。DOC 采用专用分析仪(型号 Multi N/C 2100,德国耶拿)测定,DTN 测定采用碱性过硫酸钾消解分光光度法, PO_4^{3+} 测定采用钼锑抗分光光度法,*Chl. a* 采用丙酮分光光度法。

1.3.2 细菌计数方法

细菌计数采用 AODC 法,先取 1 mL 水样用 0.9% 生理盐水分别稀释 10 倍、100 倍、1 000 倍,再取稀释好的 1 mL 经 0.2 μm 聚碳酸酯滤膜 ($\varphi 25$ mm, Nuclepore 公司) 过滤后,将滤膜用 1 g/L 吡啶橙溶液(经 0.2 μm 无菌滤器过滤)染色 5 min,制成切片后直接在落射荧光显微镜 (BX50, 日本奥林巴斯) 计数^[7-8]。水样细菌总数按下列公式计算:

$$E = \bar{x} \cdot \frac{S_1}{S_2} \cdot \frac{1}{V} \cdot T \quad (1)$$

式中: E 为样品中细菌含量,个/mL; \bar{x} 为各计数视野细菌总数的平均值,个; S_1 为滤膜的有效面积, mm^2 ; S_2 为显微镜油镜视野面积, mm^2 ; V 为取样体积, mL; T 为稀释倍数。

1.3.3 浮游生物计数和鉴定方法

浮游植物:取 10 mL 水样直接经鲁哥氏碘液和 4% 的甲醛固定,用倒置显微镜法(即 Utermöhl 计数法),选择 10 mL 沉淀杯,静置沉淀 3 h,通过静置沉淀浓缩后,移去沉降管及上清液,将浓缩在计数框底座载玻片上的浮游植物在倒置显微镜下进行计数^[9],种类鉴定参照《中国淡水藻类:系统、分类及生态》^[10]。浮游动物:取 10 mL 水样直接用 4% 甲醛固定,轮虫与原生动物计数方法同浮游植物,种类鉴定参照《中国淡水生物图谱》^[11] 和《中国动物志》^[12]; 枝角类和桡足类不进行计数和鉴定。浮游生物密度计算公式:

$$N = \frac{C \cdot D^2}{V \cdot n \cdot d^2} \quad (2)$$

式中: N 为水样的浮游植物或浮游动物密度,个/mL; V 为沉降水样的体积, mL; D 为载玻片直径, mm; d 为计数镜头直径, mm; n 为计数镜头数,个; C 为计数个体数,个。浮游植物、原生动物和轮虫生物量按体积法统计^[13-14]。

1.3.4 数据分析方法

使用 SPSS 17.0 软件对相关结果进行分析,采用单因素方差分析(One-way ANOVA),并对各样本平均数进行 Duncan 氏多重比较,显著水平取 $P < 0.05$ 。

2 结果

2.1 细菌总数和叶绿素 a 的变化

由图 1a 可知,实验过程中对照组和实验组细

菌总数都大于 5×10^5 个/mL。其中:对照组细菌总数呈先减少后增多的变化趋势,且在第 36 小时降到最低,第 60 小时后趋于稳定,总体细菌总数保持稳定;3 个实验组细菌总数呈波动变化且变化趋势基本一致。AC 组的细菌总数峰值最高,反映了去除细菌捕食者和部分微藻之后,降低了对细菌的捕食压力和藻菌的竞争压力;第 72 小时后,AC 组和 GS 组的细菌总数都低于 G 组和对照组,可能和下行效应有关,因为 AC 组是去细菌捕食者(浮游动物等),GS 组是添加了大型捕食者(凡纳滨对虾),浮游动物被杀死或被捕食对细菌下行压力的减少会使细菌总数在前期偏高,而后期(72 h 后)偏低有可能与微食物环的稳定性有关。

由图 1b 可知,在实验末期 GS 组的叶绿素 a 含量显著高于其他实验组和对照组 ($P < 0.05$),而 AC 组、G 组和对照组无显著性差异 ($P > 0.05$),说明了牧食链的大型捕食者对于微藻生长有明显的促进作用;G 组的叶绿素 a 含量变化趋势与对照组基本一致,说明葡萄糖的添加对于微藻无明显影响;第 36 小时后,AC 组和 GS 组的叶绿素 a 含量都高于 G 组和对照组,可能与微藻直接被捕食压力降低有关,这也和 72 h 后细菌总数的变化趋势一同体现了菌藻竞争机制。总体上,各组叶绿素 a 含量前 48 h 变化幅度较小,48 h 后变化幅度较大,这可能与水中营养盐变化有关。

2.2 浮游植物和浮游动物生物量的变化

由图 2a 可知,各实验组与对照组相比,只有 GS 组在第 120 小时总浮游植物生物量显著高于对照组 ($P < 0.05$),这和图 1b 的叶绿素 a 含量变化相符合。对照组的总浮游植物生物量先升高后降低,而细菌总数先降低后升高,这可能和菌藻竞争关系有关。AC 组和 GS 组的总浮游植物生物量都呈升高趋势,说明微藻直接被捕食压力的降低有利于微藻的生长,而 GS 组总浮游植物生物量在第 120 小时最高可能是因为大型捕食者排泄溶解性有机物(dissolved organic matter, DOM)提供了微藻生长所需要的营养盐元素。G 组的总浮游植物生物量呈下降趋势且在 48 ~ 120 h 期间下降幅度较大,总体上这也和 G 组的细菌总数变化呈负相关。

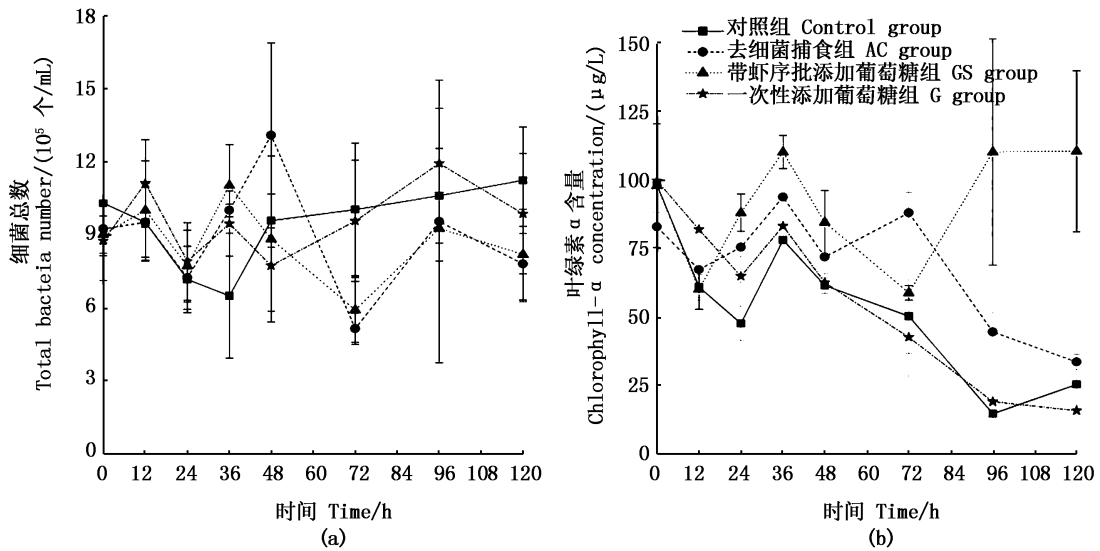


图1 实验组和对照组的细菌总数(a)和叶绿素a(b)的变化

Fig. 1 Changes of total bacterial numbers and chlorophyll-a in experimental and control groups

由图2b可知,在第48小时,AC组的轮虫生物量分别显著低于对照组的轮虫生物量($P < 0.05$),由此可见放线菌酮抑制轮虫生长效果显著。G组轮虫生物量的变化趋势相似于对照组,且数量上无显著性差异($P > 0.05$),说明一次性添加葡萄糖对于轮虫生物量影响不显著。GS组轮虫生物量在48~120 h期间增长迅速,且在第120小时极显著高于对照组和其他实验组($P < 0.01$),与同样添加葡萄糖的G组比较可见,凡纳滨对虾的添加对于轮虫的生长有促进作用。

由图2c可知,实验过程中各实验组的原生动物生物量与对照组无显著性差异($P > 0.05$)。实验组和对照组原生动物生物量的变化趋势总体上呈升高趋势,但从数量关系上看,AC组和GS组在实验开始后的原生动物生物量略低于对照组和G组,只是无显著性差异($P > 0.05$),所以放线菌酮对原生动物生长有抑制作用但不明显,南美白对虾作为大型捕食者的捕食压力对原生动物生物量也有抑制作用但不明显。

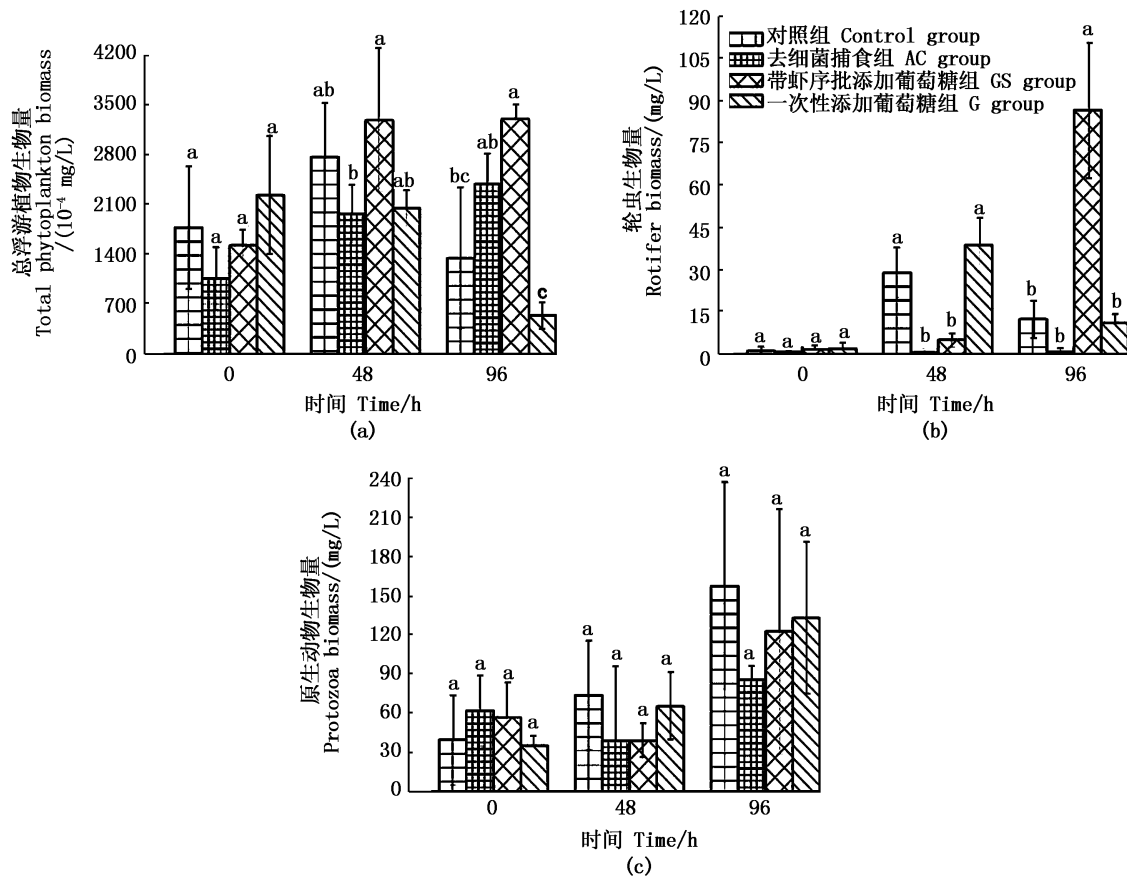
2.3 水质变化

由图3可知,除AC组外,GS组、G组和对照组DOC、DTN、 PO_4^{3-} 浓度变化趋势基本一致。AC组、GS组、G组和对照组的溶解性有机碳浓度变

化范围分别为57~63 mg/L、25~31 mg/L、27~33 mg/L和20~35 mg/L(图3a),由此可见AC组的溶解性有机碳浓度始终高于对照组和其他实验组,这和放线菌酮杀死部分细菌捕食者(浮游动物)和部分微藻从而释放溶解性有机碳有关。同样,由图3b可知,AC组的溶解性总氮浓度在实验过程中总体上高于对照组和实验组(AC组3~6 mg/L、GS组1.0~1.5 mg/L、G组1.0~3.4 mg/L、对照组1.2~5 mg/L),这也和放线菌酮的作用有关。由图3c可知,实验组和对照组的磷酸盐浓度总体上呈下降趋势,为微藻生长提供了必要的营养盐。

3 讨论

目前,基于生物絮凝技术的水产养殖模式主要以有机碳源为原料进行人工操控来影响养殖水体中的同化反应和硝化反应,从而达到净化水质的目的^[15]。本文中GS组和G组添加葡萄糖就是通过上行效应进行有机碳源人工操控,AC组添加放线菌酮、GS组添加大型捕食者凡纳滨对虾就是抑制浮游动物生长通过下行效应来进行生物操纵。



图中同一时间上不同小写字母组合表示两两之间差异显著 ($P < 0.05$), 相同小写字母组合表示两两之间差异不显著 ($P > 0.05$)

At the same time, different lowercase letter combinations indicate significant difference between pairwise ($P < 0.05$) and the same lowercase letter combination indicates that the difference between pairwise is not significant ($P > 0.05$)

图2 总浮游植物生物量(a)、轮虫生物量(b)和原生动物生物量(c)的变化

Fig. 2 Changes of total phytoplankton biomass (a), rotifer biomass (b) and protozoan biomass (c)

3.1 上行效应对阳光型生物絮凝养殖水中微食物环的影响

碳、氮、磷都是影响细菌与微藻生长的关键营养元素,对于异养细菌的生长来说,溶解性有机物尤其重要^[16],葡萄糖作为优质的溶解性有机碳源通过上行效应对细菌生长起到很好的促进作用,从而影响整个微食物环。

G组一次性添加的葡萄糖量相当于GS组序批式添加的葡萄糖量的总和。G组的总浮游植物生物量、轮虫生物量、原生动物生物量和对照组并无显著性差异 ($P > 0.05$);实验前36 h, G组的细菌总数高于对照组,尤其是在前12 h, G组细菌总数增长较其他组快,但在实验后期, G组的细菌总数及叶绿素a含量的变化趋势与对照组基本一致。因此,一次性添加葡萄糖在初期可以促进细菌生长,但在整个实验过程中对微食物环无明显影响。

孙欢等^[17]通过¹³C标记外源性葡萄糖,发现溶解性有机碳首先被细菌利用,而后经过微食物环被浮游动物所利用;黄邦钦等^[18]通过初步研究台湾海峡初级生产的碳流动途径,发现微食物环在有机碳转换过程中,起到了至关重要的作用,即通过异养细菌进入微食物环。由此可见,有机碳源可以促进微食物环的物质流动,最直接的影响就是促进细菌生长。G组一次性添加葡萄糖后只在前期短时间内促进了细菌生长,但整个实验过程中对浮游生物的生物量并无明显影响,这可能和有机碳源添加量或其他碳源策略有关。细菌从外界吸收碳源和氮源的比例主要取决于菌体自身的C/N组成比例^[19];王娇等^[20]通过在不同盐度养殖水体中每天添加葡萄糖(即序批式添加)发现这显著地增加了生物絮团体积,并有效提高了卤虫生物量。因此,一次性添加较多的葡萄糖提高水中C/N并不能长期促进细菌的生长,

水中 C/N 只要达到符合细菌自身 C、N 组成比例就可以促进细菌生长,从而将碳源通过微食物环流向浮游生物。也就是说,序批式添加合适的葡萄糖可以不断促进细菌生长,从而通过上行效应促进浮游动物的生长。序批式添加葡萄糖的 GS 组最终的轮虫、浮游植物生物量都显著高于对照组 ($P < 0.05$),这与王娇等^[20]研究序批式添加葡

萄糖对卤虫的生长影响相符合;其中浮游植物生物量和叶绿素 a 浓度的提高是因为藻菌的共生关系相互促进,再者大型捕食者凡纳滨对虾又不断代谢后排泄营养盐,给微藻生长提供营养源,浮游动物对微藻的摄食有大小的选择^[21],因此体型较大的微藻可不断生长不受抑制。

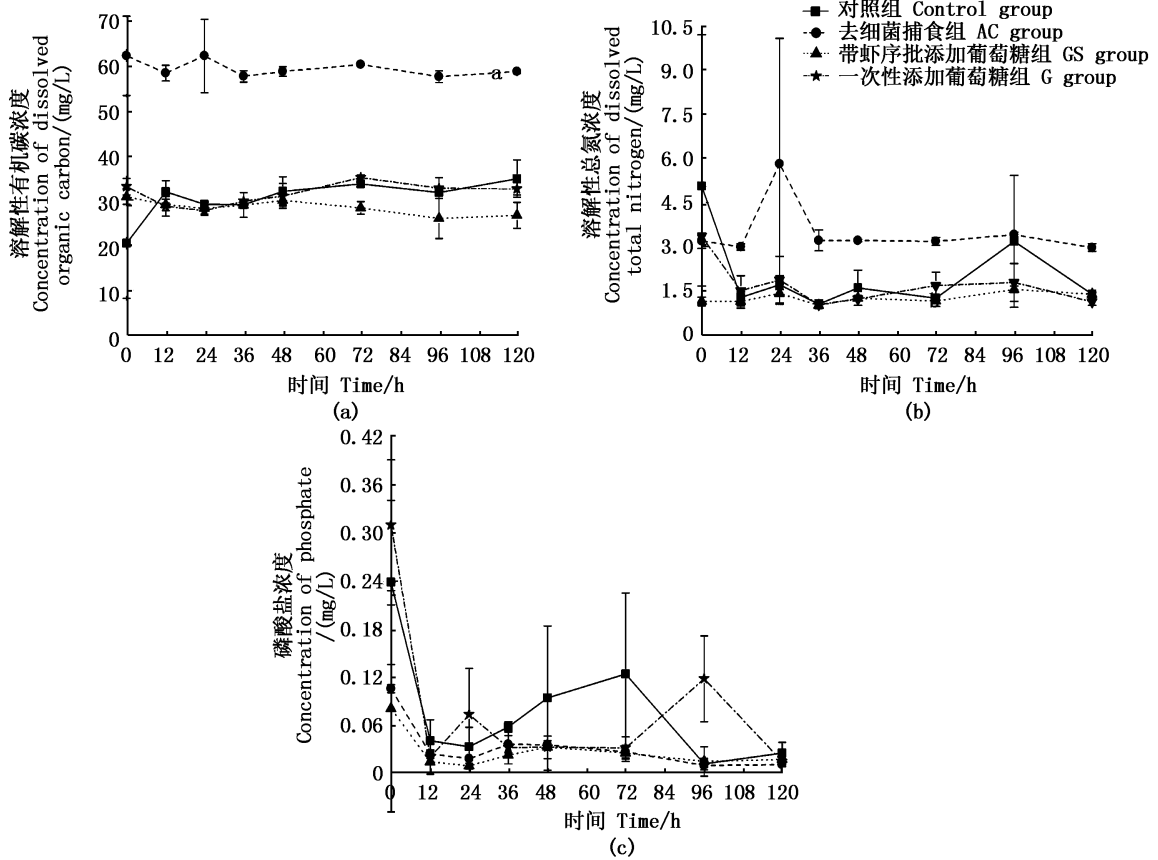


图3 溶解性有机碳(a)、溶解性总氮(b)和磷酸盐(c)的浓度变化

Fig.3 Concentration change of dissolved organic carbon(a), dissolved total nitrogen(b) and phosphate(c)

3.2 下行效应对阳光型生物絮凝养殖水中微食物环的影响

AC 组抑制细菌捕食者(原生动物等)和部分真核藻类生长后对细菌生长的影响即下行效应,GS 组添加大型捕食者(凡纳滨对虾)后对浮游生物和细菌的影响也为下行效应。放线菌酮对轮虫的抑制作用非常明显,AC 组之所以保持较高水平的 C、N 含量,是因为放线菌酮的作用杀死部分真核生物而释放大量溶解性有机物,但没有显示一个持续的利用效率(即溶解性有机碳和溶解性有机氮没有呈明显下降趋势);AC 组细菌总数

出现较高峰值是由于原生动捕食压力降低的下行效应。GS 组的大型捕食者并没有通过捕食压力有效地抑制浮游生物的生长,因此 GS 组的微食物环中上行效应导致的浮游生物生物量积累大于下行效应导致的浮游生物生物量减少,也就是说在阳光型生物絮团对虾养殖中避免不了微食物环各级生物量的积累。

谢萍等^[22]通过研究得出以下结论:当轮虫潜在捕食者密度较低时,在调控湖泊轮虫群落结构上,“上行效应”占主导因素;而当轮虫潜在捕食者密度较高时,则“下行效应”主导着湖泊轮虫群

落结构。黄丹青^[23]研究发现,“上行效应”和“下行效应”同时调控着微食物环,细菌和硅藻的多样性同时受螺类捕食和营养输入影响,且上行效应的影响程度大于下行效应,而底栖微藻的密度和生物量在螺类捕食作用中,上行效应占据主导地位。林涛等^[24]研究发现能有效抑制水蚤孳生的鲢、鳙放养生物量比为7:3,这是通过鲢鳙捕食的下行效应控制水蚤孳生,说明今后生物操纵的研究还要更加量化。结合本文研究结果可知,微食物环各营养级受上行效应和下行效应共同影响,两者效应谁占优势取决于上行动力和下行压力的平衡点。

4 结论

(1)葡萄糖的添加可以促进细菌生长,一次性添加较多葡萄糖只能短时间促进细菌生长,序批式添加葡萄糖可以不断促进细菌生长,促进浮游动物生物量的积累和微藻的生长;(2)去细菌捕食者有利于细菌生长,单一的下行压力一定会有明显的下行效应,即合理抑制细菌捕食者生长,才能对细菌生长产生有利作用,进而更好地净化水质;(3)序批式添加葡萄糖产生的上行效应影响大于添加凡纳滨对虾产生的下行效应影响。

参考文献:

- [1] CRAB R, AVNIMELECH Y, DEFOIRDT T, et al. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production[J]. *Aquaculture*, 2007, 270(1/4): 1-14.
- [2] DAUDA A B, ROMANO N, EBRAHIMI M, et al. Influence of carbon/nitrogen ratios on biofloc production and biochemical composition and subsequent effects on the growth, physiological status and disease resistance of African catfish (*Clarias gariepinus*) cultured in glycerol-based biofloc systems[J]. *Aquaculture*, 2018, 483: 120-130.
- [3] 谭洪新, 庞云, 王潮辉, 等. 驯化硝化型生物絮体养殖南美白对虾的初步研究[J]. *上海海洋大学学报*, 2017, 26(4): 490-500.
TAN H X, PANG Y, WANG C H, et al. Preliminary study on domesticating nitrifying bioflocs to rear *Litopenaeus vannamei*[J]. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2017, 26(4): 490-500.
- [4] BALOI M, ARANTES R, SCHVEITZER R, et al. Performance of Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei* raised in biofloc systems with varying levels of light exposure [J]. *Aquacultural Engineering*, 2013, 52: 39-44.
- [5] 国家环境保护总局, 水和废水监测分析方法编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 836.
State Environmental Protection Administration of China, Editorial Board of Monitoring and Analysis Methods for Water and Wastewater. *Methods of monitoring and analyzing for water and wastewater* [M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002: 836.
- [6] 国家海洋环境监测中心. 海洋监测规范 第4部分: 海水分析[M]. 北京: 中国标准出版社, 2004.
National Marine Environment Monitoring Center. *The specification for marine monitoring part 4: seawater analysis* [M]. Beijing: Standards Press of China, 2004.
- [7] 国家海洋局第三海洋研究所. 海洋监测规范 第7部分: 近海污染生态调查和生物监测[M]. 北京: 中国标准出版社, 1998.
The Third Ocean Research Institute of the State Oceanic Administration. *The specification for marine monitoring part 7: ecological survey of offshore pollution and biological monitoring* [M]. Beijing: Standards Press of China, 1998.
- [8] 谭洪新, 胡煜昂, 梅志平. 鱼池生态系统中影响浮游细菌生长制约因素的研究[J]. *应用生态学报*, 2002, 13(1): 95-100.
TAN H X, HU Y A, MEI Z P. Main factors influencing the growth of planktonic bacteria in fish pond ecosystem [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(1): 95-100.
- [9] 牛海玉, 肖利娟, 韩博平. 采用倒置显微镜法定量浮游植物的数据稳定性[J]. *湖泊科学*, 2016, 28(1): 141-148.
NIU H Y, XIAO L J, HAN B P. Data quality analysis of phytoplankton counted with the inverted microscopy-based method[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2016, 28(1): 141-148.
- [10] 胡鸿钧, 魏印心. 中国淡水藻类系统、分类及生态[M]. 北京: 科学出版社, 2006: 1023.
HU H J, WEI Y X. *Freshwater algae of China systematics, taxonomy and ecology* [M]. Beijing: Science Press, 2006: 1023.
- [11] 韩茂森, 东蕴芳. 中国淡水生物图谱[M]. 北京: 海洋出版社, 1995: 375.
HAN M S, DONG Y F. *Freshwater biological map of China* [M]. Beijing: Maritime Press, 1995: 375.
- [12] 蒋燮治, 堵南山. 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, 1979: 297.
JIANG X Z, DU N S. *Chinese fauna arthropoda, crustacea, freshwater cladocera* [M]. Beijing: Science Press, 1979: 297.
- [13] 孙军, 刘东艳, 钱树本. 浮游植物生物量研究 I. 浮游植物生物量细胞体积转化法[J]. *海洋学报*, 1999, 21(2): 75-85.
SUN J, LIU D Y, QIAN S B. Study on phytoplankton biomass I. Phytoplankton measurement biomass from cell volume or plasma volume [J]. *Acta Oceanologica Sinica*,

- 1999, 21(2): 75-85.
- [14] 左涛, 王荣. 海洋浮游动物生物量测定方法概述[J]. 生态学杂志, 2003, 22(3): 79-83.
ZUO T, WANG R. Measuring methods of marine zooplankton biomass[J]. Chinese Journal of Ecology, 2003, 22(3): 75-83.
- [15] 史明明, 刘晃, 龙丽娜, 等. 碳源供给策略对水产养殖废水生物絮团处理效果的影响[J]. 农业机械学报, 2016, 47(6): 317-323.
SHI M M, LIU H, LONG L N, et al. Effect of carbon source supply tactics on treatment of aquaculture wastewater with biofloc technology[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2016, 47(6): 317-323.
- [16] 白洁, 张昊飞, 李岩然, 等. 海洋异养浮游细菌生物量及生产力的制约因素[J]. 中国海洋大学学报, 2004, 34(4): 594-602.
BAI J, ZHANG H F, LI K R, et al. Limiting factors of biomass and production of marine heterotrophic bacterioplankton [J]. Periodical of Ocean University of China, 2004, 34(4): 594-602.
- [17] 孙欢, 张永东, 于谨磊, 等. 外源溶解性有机碳对抚仙湖甲壳类浮游动物碳源的贡献[J]. 湖泊科学, 2017, 29(4): 887-895.
SUN H, ZHANG Y D, YU J L, et al. Contribution of allochthonous dissolved organic carbon to the carbon source of planktonic crustaceans in Lake Fuxian[J]. Journal of Lake Sciences, 2017, 29(4): 887-895.
- [18] 黄邦钦, 洪华生, 王大志, 等. 台湾海峡浮游植物生物量和初级生产力的粒级结构及碳流途径[J]. 应用海洋学学报, 2002, 21(1): 23-30.
HUANG B Q, HONG H S, WANG D Z, et al. Size-fraction of phytoplankton biomass and productivity and photosynthetic carbon flow in Taiwan Strait [J]. Journal of Applied Oceanography, 2002, 21(1): 23-30.
- [19] 罗国芝, 柳泽锋, 谭洪新. 养殖用水重复利用过程中的C/N[J]. 水产科技情报, 2018, 45(1): 34-41.
LUO G Z, LIU Z F, TAN H X. C/N in the process of reuse of aquaculture water [J]. Fisheries Science & Technology Information, 2018, 45(1): 34-41.
- [20] 王娇, 马灌楠, 邓元告, 等. 葡萄糖和盐度对卤虫生长、养殖系统生物絮团形成及其微生物多样性的影响[J]. 海洋与湖沼, 2015, 46(2): 372-380.
WANG J, MA G N, DENG Y G, et al. Effects of glucose and salinity on *Artemia* growth, biofloc formation, and microbial diversity in culture[J]. Oceanologia et Limnologia Sinica, 2015, 46(2): 372-380.
- [21] 王小冬, 孙军, 刘东艳, 等. 海洋中型浮游动物的选择性摄食对浮游植物群落控制[J]. 海洋科学进展, 2005, 23(4): 524-535.
WANG X D, SUN J, LIU D Y, et al. Control of phytoplankton community by marine mesozooplankton selective grazing[J]. Advances in Marine Science, 2005, 23(4): 524-535.
- [22] 谢萍, 席贻龙, 温新利, 等. 两湖泊轮虫群落结构的时空动态对水体氮磷含量及“下行效应”的响应[J]. 生态学报, 2015, 35(14): 4763-4776.
XIE P, XI Y L, WEN X L, et al. Responses of the spatio-temporal dynamics of rotifer community structure to the concentrations of N and P, and the effect of top-down in two lakes[J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(14): 4763-4776.
- [23] 黄丹青. 营养输入与捕食作用对不同底栖生物群的影响[D]. 上海: 复旦大学, 2011.
HUANG D Q. Nutrient and grazing effects on different benthic prey assemblages[D]. Shanghai: Fudan University, 2011.
- [24] 林涛, 崔福义, 陈卫, 等. 鱼类控制水蚤类浮游动物孳生的下行效应试验[J]. 南京理工大学学报(自然科学版), 2008, 32(5): 646-650.
LIN T, CUI F Y, CHEN W, et al. Top-down effect control of fish experiment for excess propagation of cyclops[J]. Journal of Nanjing University of Science and Technology (Natural Science), 2008, 32(5): 646-650.

Control measures of biofloc-technology aquaculture under light condition

FAN Lipeng¹, LIU Wenchang^{1,2}, TAN Hongxin^{1,2,3}, LUO Guozhi^{1,2,3}, SUN Dachuan^{1,2,3}, ZHNAG Nannan¹, CAO Baoxin¹

(1. Shanghai Engineering Research Center of Aquaculture, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 2. Key Laboratory of Freshwater Aquatic Genetic Resources, Shanghai Ocean University, Ministry of Agriculture, Shanghai 201306, China; 3. National Demonstration Center for Experimental Fisheries Science Education, Shanghai Ocean University, Ministry of Education, Shanghai 201306, China)

Abstract: By using the method of experimental ecology, the water in the early stage of BFT aquaculture was used as the experimental material. The effects of bacteria free predators (protozoa etc., group AC), group with shrimp order supplemented with glucose (group GS) and single dose of glucose (group G) on bacteria and plankton in water were investigated. The results show that the biomass of rotifer, phytoplankton and concentration of chlorophyll-a in group GS were significantly higher than those in control group ($P < 0.05$) in 120 h, while the biomass of rotifer and the phytoplankton in the group G had no significant difference from the control group ($P > 0.05$) during the whole experiment ($P > 0.05$), so the bottom-up effect of the sequential batch addition of glucose was more obvious than that of the one-off addition, and the top-down effect of group GS with large predators was not obvious. The total number of bacteria in the experimental group and the control group was higher than 5×10^5 cells / mL. The highest peak number of bacteria was $(13.10 \pm 3.79) \times 10^5$ cells / mL in group AC, which reduced the predation pressure on the bacteria and promoted the growth of the bacteria after removing the bacterial predator. The dissolved organic carbon concentration and dissolved total nitrogen concentration in the group AC were always higher than those of other groups. In the group GS, group G and the control group, the concentrations of dissolved organic carbon, total dissolved nitrogen and phosphate were basically consistent. Killing bacterial predator released a large amount of dissolved organic matter, adding appropriate amount of glucose, and adding shrimp had no obvious effect on the water quality of culture. Killing bacterial predator released a large amount of dissolved organic matter. Adding appropriate amount of glucose and adding shrimp had no obvious effect on the water quality of culture. The results provide the basis for control measures on sunshine biofloc-technology aquaculture in production.

Key words: bottom-up effect; top-down effect; organic carbon source; bacterial predator; biofloc-technology; plankton; water quality