

DOI: 10.19663/j.issn2095-9869.20221116001

http://www.yykxjz.cn/

孙怡茹, 张继红, 吴文广, 杜彦秋, 孙威, 冯旭, 康秦梓, 孔杰. 凡纳滨对虾大水面高盐养殖水体叶绿素 *a* 的变化及与环境因子的关系. 渔业科学进展, 2024, 45(1): 118–127

SUN Y R, ZHANG J H, WU W G, DU Y Q, SUN W, FENG X, KANG Q Z, KONG J. Characteristics and influencing factors of size-fractionated chlorophyll-*a* in *Litopenaeus vannamei* mariculture ponds. Progress in Fishery Sciences, 2024, 45(1): 118–127

凡纳滨对虾大水面高盐养殖水体叶绿素 *a* 的变化及与环境因子的关系*

孙怡茹^{1,3} 张继红^{1,2①} 吴文广¹ 杜彦秋¹ 孙威¹
冯旭¹ 康秦梓¹ 孔杰¹

(1. 中国水产科学研究院黄海水产研究所 农业农村部海洋渔业与可持续发展重点实验室 山东 青岛 266071;
2. 海洋渔业科学与食物产出过程功能实验室 山东 青岛 266071; 3. 中国农业科学院研究生院 北京 100081)

摘要 “渔盐一体化”是山东省滨州市凡纳滨对虾(*Litopenaeus vannamei*)盐田养殖的重要模式。为了解该模式下养殖水体浮游植物的叶绿素 *a* (Chl-*a*)浓度、粒径结构的变化特征及主要影响因子,于2021年5—7月分别在养殖的初期、中期和收获期,测定高盐组(S=54)和对照组(S=32)养殖水体的分级 Chl-*a* 浓度[小型浮游植物(micro Chl-*a*)、微型浮游植物(nano Chl-*a*)、微微型浮游植物(pico Chl-*a*)、总 Chl-*a* 浓度]及相关环境参数的日变化和月变化。结果显示,日变化:对于总 Chl-*a* 浓度,高盐组无显著日变化($P>0.05$),对照组在5月和6月存在显著的日差异($P<0.05$)。对于浮游植物粒径结构,高盐组7月的pico Chl-*a*日变化显著($P<0.05$);对照组7月的micro Chl-*a*和6月的nano Chl-*a*日变化显著($P<0.05$)。月变化:两盐度组pico Chl-*a*、nano Chl-*a*和total Chl-*a*最低值和最高值都分别出现在6月和7月。且7月的总 Chl-*a*显著高于5月和6月($P<0.05$)。高盐组水体中nano Chl-*a*占主要优势,随着养殖的进行粒径结构特性出现了演替,其中,pico Chl-*a*对总 Chl-*a*贡献率由5月的6.43%提高至7月的16.81%,超过了micro Chl-*a*的贡献率。对照组5月和6月以micro Chl-*a*占主要优势,分别占59.64%和57.49%,其次是nano Chl-*a*,分别占35.46%和36.90%,7月以nano Chl-*a*占主要优势,贡献率达53.09%。冗余分析(RDA)显示,Chl-*a*浓度与水温显著正相关,nano Chl-*a*的贡献率随温度升高而增加。高盐组总 Chl-*a*浓度与硅酸盐浓度呈显著正相关,与磷酸盐、溶解有机氮、溶解有机磷浓度呈显著负相关;对照组总 Chl-*a*与溶解有机氮显著正相关,与硅酸盐、亚硝酸盐浓度呈显著负相关。总体来讲,高盐组水体 Chl-*a*浓度日变化较小,浮游植物粒径随养殖进行逐渐趋于小型化,可能与温度升高和较高的有机氮水平有关。

关键词 凡纳滨对虾; 叶绿素 *a*; 粒径结构; 营养盐; 海水养殖池塘

中图分类号 S967.4 文献标识码 A 文章编号 2095-9869(2024)01-0118-10

凡纳滨对虾(*Litopenaeus vannamei*)具有营养丰富、养殖周期短、盐度适应范围广和抗病性强等特点

* 国家虾蟹产业技术体系(CARS-48)资助。孙怡茹, E-mail: 3202127573@qq.com

① 通信作者: 张继红, 研究员, E-mail: zhangjh@ysfri.ac.cn

收稿日期: 2022-11-16, 收修改稿日期: 2023-01-12

(冯旭等, 2023), 已成为目前国内外主要的对虾养殖品种。2021 年我国凡纳滨对虾海水养殖产量达 127.36 万 t, 占甲壳类海水养殖总产量的 68.66% (农业农村部渔业渔政管理局等, 2022)。近年来, 在山东地区出现新兴的“渔盐一体化”养殖模式, 将凡纳滨对虾养殖与盐业生产相结合, 海水经养虾后再蒸发晒盐。这种“一水多用”的养殖模式整个生产过程实现了废水零排放, 有效利用了海水资源(刘振鲁等, 2022)。通过控制养殖密度和投喂鲜活动物饵料等措施, 高盐水体养殖的凡纳滨对虾肉质紧实, 味道鲜美。但该养殖模式目前生产工艺滞后、饵料利用率低、水体环境不稳定等导致的高死亡率问题制约了产业可持续发展。因此, 亟待了解养殖水环境的变化特性及其与养殖生产活动的关系, 为大水面凡纳滨对虾高盐养殖提供技术支持。

浮游植物在水产养殖生态系统中具有不可替代的生态功能, 除了作为养殖系统的生产者, 同时也是对虾养殖前期的直接饵料和中后期的间接饵料, 为浮游动物、无脊椎动物和对虾提供食物(Zebek *et al.*, 2017)。浮游植物会对水体环境的变化做出迅速反应, 因此可作为评价水体营养健康状况的生物学指标(阎喜武等, 1997; Bosak *et al.*, 2012; 柴然等, 2020)。De la Rey 等(2004)研究表明, 当浮游植物的种类、数量和组成结构发生改变时, 对水生态系统中其他生物也会产生影响, 甚至可影响到整个生态系统的平衡。不同粒级的浮游植物因被摄食压力和生理功能的不同, 对池塘食物链具有不同的生态学意义(Brewin *et al.*, 2019)。目前, 国内外对 Chl-*a* 的粒径结构和影响因素的研究多集中于海域(吴文广等, 2015; 孙越峰等, 2020; Delgadillo-Hinojosa *et al.*, 2020; Ađirbas *et al.*, 2022; Wei *et al.*, 2022), 而对大水面养殖水体中浮游植物 Chl-*a* 的变化特征报道较少(Montecino *et al.*, 2000; Iriarte *et al.*, 2004)。由于池塘水体面积相对较小, 缓冲能力弱, 其水体理化性质会因降雨、光照、水温、进水和排水等因素在一天内变化剧烈, 浮游植物生物量也会随之变化, 因此, 研究池塘水体中分级 Chl-*a* 的日变化特性具有一定的意义。国内对加州鲈(*Micropterus salmoides*) (卫鹏等, 2022)、轮虫(Rotifer) (赵文等, 2004)、三疣梭子蟹(*Portunus trituberculatus*) (孙忠等, 2012)、刺参(*Apostichopus japonicus*) (张义伟等, 2009; 姜森颖等, 2014)和对虾(刘国才等, 2001)养殖池塘的分级 Chl-*a* 进行过报道, 但对凡纳滨对虾高盐养殖水体分级 Chl-*a* 浓度的变化特性研究未见报道。

本研究选取滨州不同盐度的凡纳滨对虾大水面养殖池塘, 在养殖的初期、中期和收获期测定水体的 Chl-*a* 浓度、粒径结构及其他生态环境因子, 分析大水面对对虾养殖水体中 Chl-*a* 的变化规律及其影响因素, 以为凡纳滨对虾大水面养殖的健康可持续发展提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究池塘概况

实验点位于山东省滨州市, 取样时间为 2021 年 5、6、7 月, 即从放苗到收获的一个养殖周期。选取 6 口养殖池塘, 于每月的 26—30 日进行取样。池塘分为高盐组(39.89~62.29)和对照组(29.40~34.60), 每组 3 个平行。2 个盐度组在“渔盐一体化”养殖模式下自然形成。实验虾池面积约为 20 hm², 养殖池塘为泥底, 水深在 0.5~1.5 m 之间。5 月 1 日开始投放虾苗, 7 月 15 日开始收获, 放苗密度约为 30 万尾/hm², 虾苗体长在 1.2 cm 以上。养殖初期投喂卤虫(*Artemia*) 作为对虾的开口饵料, 凡纳滨对虾长到 6~7 cm 后, 只投喂对虾配合饲料, 投喂量为对虾体重的 5%~6%。

1.2 采样及测定方法

1.2.1 Chl-*a* 样品的采集与测定 每次分别在 08:00、12:00、15:00 和 17:00 共 4 个时间点按五点取样法进行取样。使用有机玻璃采水器采集上层 0.5 m 海水样品各 1 L, 充分混匀, 经 100 目的筛网过滤去除大型浮游生物。按照 Cermeño 等(2006)的方法, 取 500 mL 采集并处理过的水样, 经 20 μm 筛绢过滤, 分离大于 20 μm 的小型浮游植物(micro Chl-*a*), 再经过 2 μm 的玻璃纤维滤膜, 分离 2~20 μm 的微型浮游植物(nano Chl-*a*), 最后, 通过 0.45 μm 的玻璃纤维滤膜, 截留 0.45~2 μm 的微微型浮游植物(pico Chl-*a*)。滤膜置于-20 °C 冷冻保存, 带回实验室后使用美国 Turner-Designs Trilogy 荧光仪测定 Chl-*a* 浓度(Agawin *et al.*, 2000)。总 Chl-*a* 浓度为 3 个粒级 Chl-*a* 浓度的和。同时采取水样, 用于营养盐含量的测定。

1.2.2 理化环境因子的测定 使用多参数水质分析仪(美国 YSI 6600)测定池塘的水温、溶氧、盐度和 pH。使用全自动营养盐分析仪(QuAAtro 型, SEAL, 德国)测定水体中的氮、磷、硅营养盐浓度。其中, 硝酸盐(NO₃-N)和总氮(TN)采用铈还原法, 亚硝酸盐(NO₂-N)采用盐酸萘乙二胺比色法, 氨盐(NH₄⁺-N)采用次氯酸钠氧化法、磷酸盐(PO₄³⁻-P)采用抗坏血酸还原磷钼蓝法, 总磷(TP)采用钼酸铵分光光度法, 硅

酸盐($\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$)采用硅钼黄法。溶解无机氮(DIN)浓度为 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4\text{-N}$ 浓度之和, 溶解有机氮(DON)浓度为 TN 与 DIN 的差值。溶解有机磷(DOP)浓度为 TP 与 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的差值。

1.3 数据处理与统计分析

实验数据采用平均值±标准差(Mean±SD)表示, 符合正态分布后采用 R 语言进行单因素方差分析(one-way ANOVA)和皮尔逊相关性分析, 设置显著性水平为 $P<0.05$ 。使用 Canoco5 软件进行冗余分析(redundancy analysis, RDA)。

2 结果与分析

2.1 池塘环境因子的变化特性

高盐组和对照组水体环境指标变化见图 1。高盐组和对照组的水温无显著性差异($P>0.05$)。高

盐组 5 月和 6 月的溶解氧浓度均显著低于对照组($P<0.05$), 6 月溶解氧出现最低值, 其平均浓度仅为 (4.77 ± 0.11) mg/L。高盐组的硅酸盐、硝酸盐、亚硝酸盐及 DIN 浓度均显著低于对照组($P<0.05$)。活性磷酸盐浓度的峰值都出现在 5 月, 高盐组浓度逐渐降低, 在 7 月浓度为 (0.34 ± 0.04) $\mu\text{mol/L}$, 而对照组 6 月最低。2 个盐度组的氨盐都呈倒 V 型变化, 6 月份浓度最高。高盐组的 DON 浓度 3 个月均显著高于对照组($P<0.05$), 高盐组 5 月和 6 月 DOP 浓度显著高于对照组($P<0.05$), 7 月 2 个盐度组无显著性差异($P>0.05$)。

温度、盐度和 pH 的日变化较小, 无显著性差异($P>0.05$)。对照组的活性硅酸盐浓度 3 个月的日变化均较显著($P<0.05$), 而高盐组波动较平稳, 无显著性差异($P<0.05$)。5 月活性磷酸盐浓度日变化显著($P<0.05$), 6 月只有高盐组差异显著($P<0.05$)。两组 3 个月的氨盐和硝酸盐浓度均具有显著日变化($P<0.05$)。对照组的亚硝酸盐浓度日变化差异显著($P<0.05$), 高盐组仅

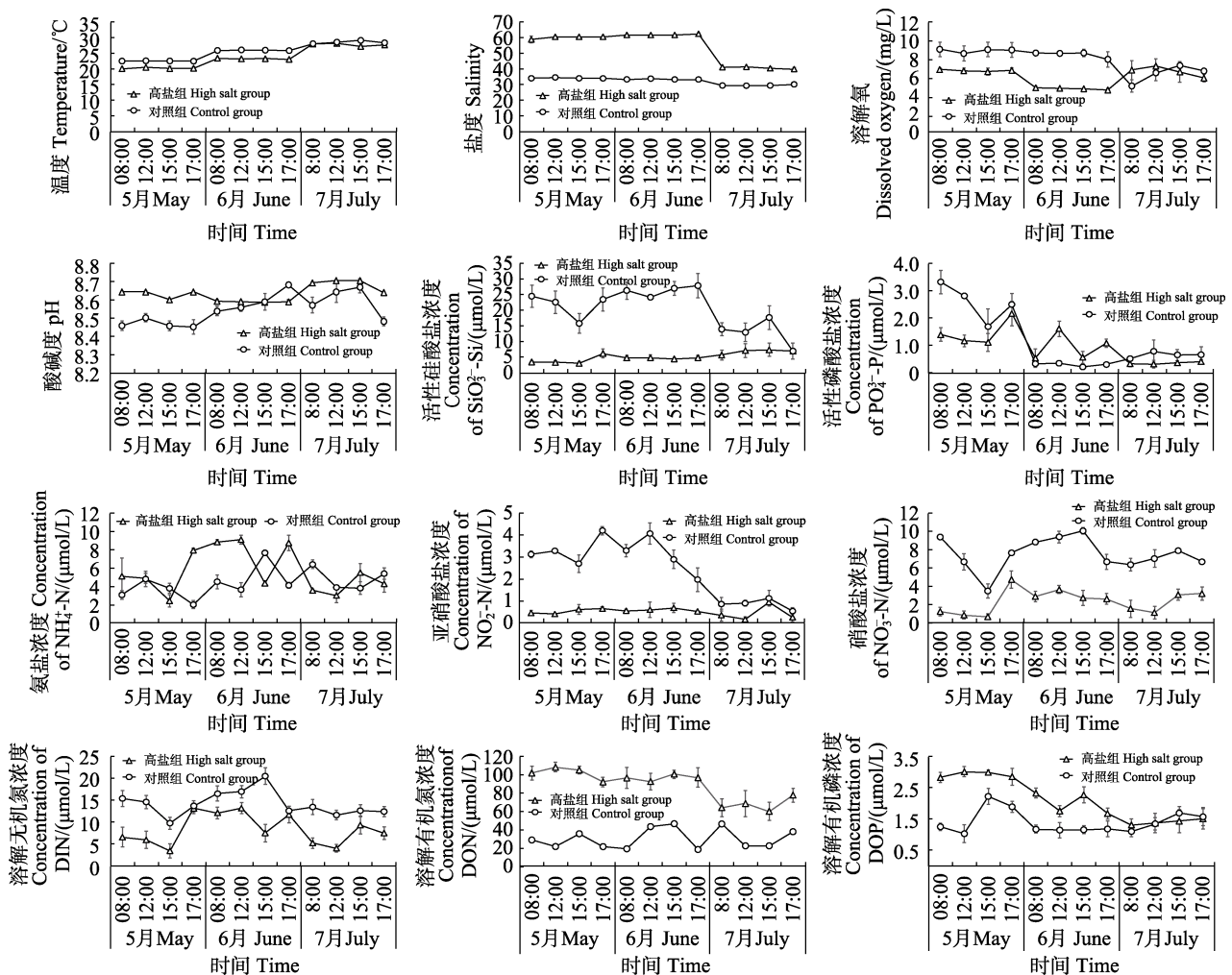


图 1 养殖水体环境因子的变化

Fig.1 Variation of pond environmental factors

在 7 月波动较大, 存在显著性差异($P<0.05$)。

2.2 Chl-*a* 浓度的变化

池塘总 Chl-*a* 浓度和分级叶绿素的日变化和月变化情况见图 2。高盐池塘 3 个月的总 Chl-*a* 浓度分别为 11.11、7.13 和 35.60 $\mu\text{g/L}$, 对照组的总 Chl-*a* 浓度分别为 5.79、5.28 和 45.01 $\mu\text{g/L}$ 。2 个盐度组总 Chl-*a* 浓度在 7 月存在显著性差异($P<0.05$)。

Chl-*a* 浓度的日变化情况: 高盐组总 Chl-*a* 浓度无显著日变化($P>0.05$), 而对照组的总 Chl-*a* 浓度在 5 月和 6 月均存在显著的日变化($P<0.05$), 5 月的最高值出现在 15:00 点, 6 月的高值出现在 08:00。对于分级叶绿素, 在 7 月, 高盐组的 pico Chl-*a* 浓度存在显著的日变化($P<0.05$), 高值出现在 12:00; 对照组的 micro

Chl-*a* 浓度在 5、6、7 月均存在显著的日变化($P<0.05$), 6 月对照组 nano Chl-*a* 浓度的日变化显著($P<0.05$)。

Chl-*a* 浓度的月变化情况: 2 个盐度组的总 Chl-*a* 浓度最低值和最高值都分别出现在 6 月和 7 月, 且 7 月的总 Chl-*a* 浓度显著高于 5 月和 6 月($P<0.05$)。对于分级叶绿素, 高盐组的 pico Chl-*a* 和 nano Chl-*a* 浓度 7 月显著高于 5 月和 6 月($P<0.05$), 且 5 月和 6 月之间无显著性差异($P>0.05$); 对照组 7 月的 pico Chl-*a*、nano Chl-*a* 和 micro Chl-*a* 浓度均显著高于 5 月和 6 月($P<0.05$), 且 5 月和 6 月之间无显著性差异($P>0.05$)。

2.3 分级 Chl-*a* 贡献率

高盐组和对照组池塘浮游植物不同粒径的贡献率如图 3 所示。高盐组 micro Chl-*a*、nano Chl-*a* 和 pico

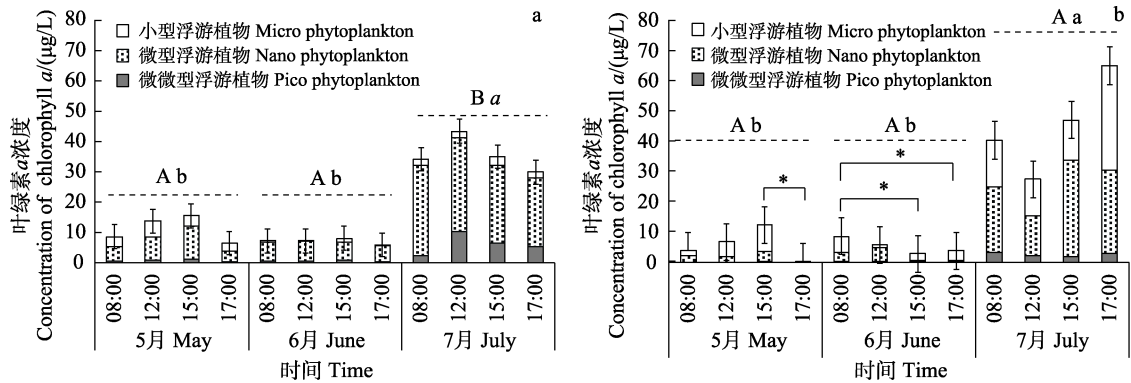


图 2 实验池塘中 Chl-*a* 浓度的月份变化

Fig.2 Monthly variation of chlorophyll-*a* concentration in experimental ponds

a: 高盐组; b: 对照组; *表示日变化差异显著,

不同大写字母表示不同盐度间差异显著, 不同小写字母表示不同月份间差异显著($P<0.05$)。

a: High salt group; b: Control group; * indicates significant diurnal variation, different capital letters indicate significant differences between salinities, and different lowercase letters indicate significant differences between months ($P<0.05$).

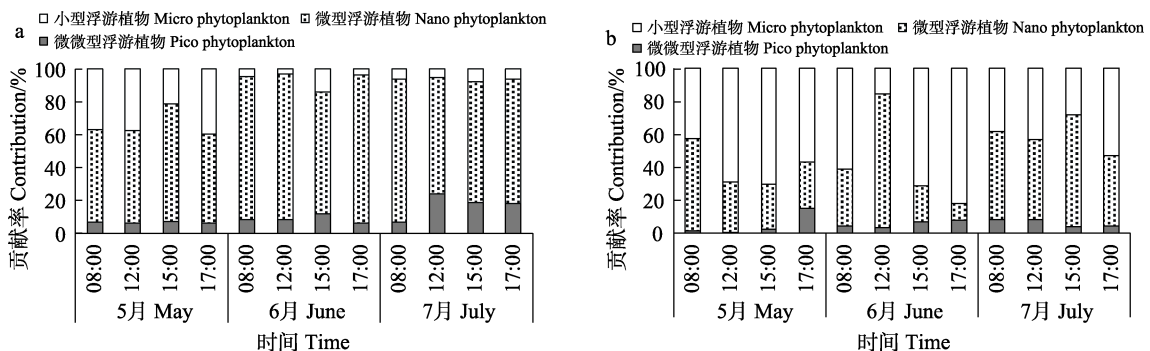


图 3 实验池塘不同粒径 Chl-*a* 的贡献率

Fig.3 The contribution of size-fractionated Chl-*a* of pico, nano and micro to total Chl-*a* in experimental pond

a: 高盐组; b: 对照组

a: High salt group; b: Control group

Chl-*a* 对总 Chl-*a* 的贡献率分别为(15.64±0.16)%、(73.81±0.13)%和(10.55±0.06)%，5、6、7月均以 nano Chl-*a* 占主要优势，7月份 pico Chl-*a* 贡献率由5月的6.43%提高至7月的16.81%，并超过 micro Chl-*a* 的贡献率。

对照组 micro Chl-*a*、nano Chl-*a* 和 pico Chl-*a* 对总 Chl-*a* 的贡献率分别为(52.29±0.10)%、(41.82±0.10)%和(5.59±0.01)%。5月和6月 micro Chl-*a* 占主要优势，分别占59.64%和57.49%，其次是 nano Chl-*a*，分别占35.46%和36.90%，7月 nano Chl-*a* 占主要优势，贡献率达53.09%。

2.4 Chl-*a* 浓度变化与环境因子相关性分析

2.4.1 Chl-*a* 浓度日变化与环境因子的关系 将环境因子(包括 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、水温、盐度、DON 和 DOP)与总 Chl-*a* 浓度和分级 Chl-*a* 浓度进行皮尔逊相关性分析。结果显示，对于高盐池塘，5月和6月，Chl-*a* 浓度日变化与这9个环境因子均无显著性关系，仅在养殖的末期(7月)，nano Chl-*a* 和总 Chl-*a* 浓度与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度显著负相关，micro Chl-*a* 和总 Chl-*a* 浓度与 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 显著正相关($P<0.05$)(表1)。对照组，5月 nano Chl-*a* 与水温显著正相关，总 Chl-*a* 浓度和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 显著负相关；7月份 pico Chl-*a* 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度显著负相关($P<0.05$)(表2)。

2.4.2 Chl-*a* 浓度月变化与环境因子的关系 将总 Chl-*a*、micro Chl-*a*、nano Chl-*a*、pico Chl-*a* 作为响应变量，9个环境因子(包括 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、水温、盐度、DON 和 DOP)作为解释变量进行 RDA 分析。当夹角为锐角时为正相关，当夹角大于 90° 时为负相关，夹角越小，相关性越强。RDA 排序图显示(图4)，高盐组的 pico Chl-*a*、nano Chl-*a*、总 Chl-*a* 与 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 、水温显著正相关，与 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、盐度、DON、DOP 显著负相关，micro Chl-*a* 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 显著负相关。对照组所有粒径浮游植物 Chl-*a* 浓度与水温、DON 显著正相关，与 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、盐度显著负相关。

3 讨论

浮游植物的生长和繁殖通常受温度、营养盐和光照等环境因子的影响，另外，还受次级生长者(如浮游动物、滤食性贝类等)的摄食调控(Liu *et al*, 2003; Popovich *et al*, 2008)。在一定温度范围内，通常随着水温的升高，浮游植物的光合作用增强，生长速度加快。本研究发现，2种类型的水体，不论是总 Chl-*a* 浓度还是各分级 Chl-*a* 浓度(高盐组 micro Chl-*a* 除外)，都与水温显著正相关(见图4)。可见，水温是池塘中浮游植物生长的关键控制因子。

表1 高盐组 Chl-*a* 浓度与环境因子的相关系数

Tab.1 Correlation coefficient between chlorophyll-*a* concentration and environmental factors in high salt group

月份 Month	叶绿素 <i>a</i> Chl- <i>a</i>	硅酸盐 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$	磷酸盐 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	氨氮 $\text{NH}_4^+\text{-N}$	亚硝酸盐氮 $\text{NO}_2^-\text{-N}$	硝酸盐氮 $\text{NO}_3^-\text{-N}$	水温 Water temperature	盐度 Salinity	溶解有机氮 DON	溶解有机磷 DOP
5月 May	Pico Chl- <i>a</i>	-0.50	-0.55	-0.54	-0.19	-0.57	0.04	0.06	0.49	0.16
	Nano Chl- <i>a</i>	-0.38	-0.23	-0.30	-0.36	-0.24	-0.09	-0.17	0.18	0.26
	Micro Chl- <i>a</i>	-0.03	-0.24	-0.03	-0.21	-0.35	0.53	-0.27	0.36	0.39
	Total Chl- <i>a</i>	-0.33	-0.29	-0.27	-0.37	-0.34	0.12	-0.23	0.30	0.36
6月 June	Pico Chl- <i>a</i>	-0.04	-0.10	-0.08	0.16	0.04	0.38	-0.45	0.28	0.28
	Nano Chl- <i>a</i>	-0.30	0.13	0.38	0.21	0.14	0.16	0.11	-0.27	-0.16
	Micro Chl- <i>a</i>	-0.13	-0.17	-0.14	0.55	-0.38	0.07	-0.16	0.37	0.28
	Total Chl- <i>a</i>	-0.36	0.05	0.32	0.46	0.00	0.25	-0.01	-0.09	-0.01
7月 July	Pico Chl- <i>a</i>	0.23	-0.25	0.08	-0.25	-0.26	-0.11	0.08	-0.04	0.15
	Nano Chl- <i>a</i>	0.55	0.18	-0.07	-0.29	-0.64*	0.01	0.17	0.28	0.52
	Micro Chl- <i>a</i>	0.76**	0.17	0.47	0.33	-0.19	-0.28	-0.04	-0.24	0.04
	Total Chl- <i>a</i>	0.59*	0.10	-0.02	-0.31	-0.64*	-0.04	0.17	0.23	0.50

注：*：显著相关($P<0.05$)，**：极显著相关($P<0.01$)。下同。

Note: *: Significant at 0.05 level ($P<0.05$); **: Highly significant at 0.01 level ($P<0.01$). The same below.

表 2 对照组 Chl-*a* 浓度与环境因子的相关系数

Tab.2 Correlation coefficient between chlorophyll-*a* concentration and environmental factors in control group

月份 Month	分级 叶绿素 <i>a</i> Chl- <i>a</i>	硅酸盐 SiO ₃ ²⁻ -Si	磷酸盐 PO ₄ ³⁻ -P	氨氮 NH ₄ ⁺ -N	亚硝酸盐氮 NO ₂ ⁻ -N	硝酸盐氮 NO ₃ ⁻ -N	水温 Water temperature	盐度 Salinity	溶解有 机氮 DON	溶解有 机磷 DOP
5 月 May	Pico Chl- <i>a</i>	-0.16	-0.52	0.55	-0.16	-0.41	0.53	0.40	0.18	0.09
	Nano Chl- <i>a</i>	-0.08	-0.47	0.05	-0.21	-0.45	0.65*	0.53	0.37	-0.36
	Micro Chl- <i>a</i>	-0.46	-0.54	0.18	0.18	-0.18	0.04	0.03	0.17	-0.11
	Total Chl- <i>a</i>	-0.39	-0.58*	0.17	0.07	-0.29	0.24	0.20	0.25	-0.20
6 月 June	Pico Chl- <i>a</i>	0.02	0.32	-0.20	-0.16	-0.43	0.10	0.21	0.22	0.13
	Nano Chl- <i>a</i>	-0.26	0.23	-0.23	0.18	0.22	0.44	0.37	-0.03	-0.14
	Micro Chl- <i>a</i>	0.44	-0.16	-0.07	-0.31	-0.49	-0.32	0.01	0.40	0.36
	Total Chl- <i>a</i>	0.15	0.06	-0.23	-0.12	-0.24	0.07	0.28	0.30	0.18
7 月 July	Pico Chl- <i>a</i>	0.03	0.36	-0.03	-0.54	0.59*	-0.19	-0.21	0.28	0.14
	Nano Chl- <i>a</i>	0.27	0.27	-0.36	-0.41	-0.42	0.29	-0.20	0.26	0.23
	Micro Chl- <i>a</i>	-0.50	0.24	0.19	-0.56	-0.25	-0.08	-0.11	-0.11	0.26
	Total Chl- <i>a</i>	-0.08	0.31	-0.13	-0.57	-0.42	0.13	-0.19	0.12	0.28

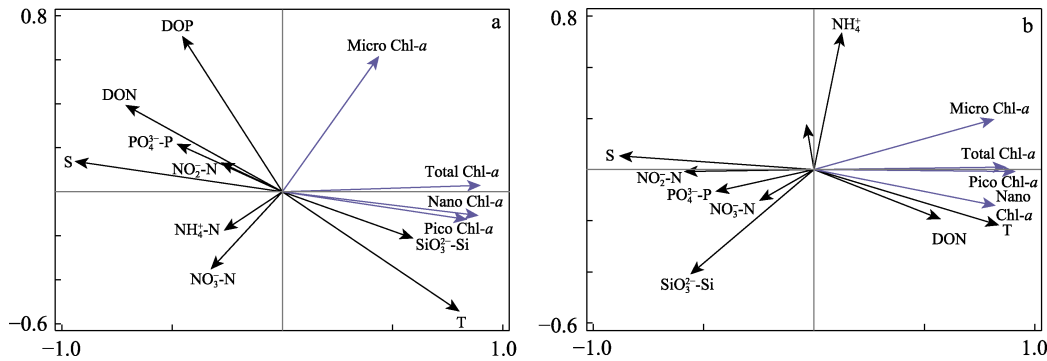


图 4 Chl-*a* 浓度与环境因子 RDA 排序图

Fig.4 RDA ordination of chlorophyll-*a* and environmental factors

a: 高盐组; b: 对照组

S: 盐度; T: 温度; NO₂⁻-N: 亚硝酸盐; NO₃⁻-N: 硝酸盐; PO₄³⁻-P: 活性磷酸盐; SiO₃²⁻-Si: 活性硅酸盐; NH₄⁺-N: 氨盐; DOP: 溶解有机磷; DON: 溶解有机氮。

a: High salt group; b: Control group

S: Salinity; T: Temperature; NO₂⁻-N: Nitrite; NO₃⁻-N: Nitrate; PO₄³⁻-P: Active phosphate; SiO₃²⁻-Si: Active silicate; NH₄⁺-N: Ammonia nitrogen nutrient; DOP: Dissolved organic phosphorus; DON: Dissolved organic nitrogen.

营养盐是浮游植物生长所必须的基础物质。浮游植物的生长不仅受营养盐绝对浓度的影响,而且,受不同营养盐比值即相对浓度的影响。虽然水体营养盐浓度较高,处于富营养化状态,但是从 N、P、Si 的比值来看,存在营养盐相对限制的情况。根据营养盐相对限制法计算 N、P、Si 之间的比例关系,若 Si/P>22 和 N/P>22,则 PO₄³⁻-P 为浮游植物生长限制因子,若 N/P<10 和 Si/N>1,则为 DIN 为限制因子,若 Si/P<10 和 Si/N<1,则 Si 为限制因子(Justic *et al*, 1995)。据此来评估,5 月和 6 月高盐组的浮游植物生长属于 Si 相对限制状态。冗余分析结果也显示,高盐组的 pico

Chl-*a*、nano Chl-*a* 和总 Chl-*a* 浓度与 SiO₃²⁻-Si 呈显著正相关,这说明高盐组水体浮游植物生长受 SiO₃²⁻-Si 的限制。而对照组从养殖开始至收获, SiO₃²⁻-Si 一直处于较高的浓度(12.95~26.47 μmol/L),显著高于高盐组(见图 1)。SiO₃²⁻-Si 不是对照组浮游植物生长的限制因子,对照组水体浮游植物生长受 DON 含量的影响较大(Chl-*a* 浓度与 DON 含量显著正相关,见图 4b)。是否是由于高盐限制了沉积物中 SiO₃²⁻-Si 的溶出释放导致了高盐组与对照组的 SiO₃²⁻-Si 含量显著不同,还有待进一步的研究。

本研究发现,2 种类型水体 Chl-*a* 的粒径结构是

不同的,在养殖初期(5月),高盐组以 nano Chl-*a* 为主[占(73.81±0.13)%],对照组以 micro Chl-*a* 为主[占(52.29±0.10)%],水体浮游植物粒级结构的变化可能与水体中 NH₄-N 含量的差异有关。高盐组因养殖前的肥水(投入有机肥),使得 DON 浓度显著高于对照组。张建乐等(2020)研究显示,在 DON 含量较高的水体中,对有机氮营养物质利用能力强的微型及微微型浮游植物更有可能成为优势种,从而导致浮游植物群落结构发生变化,水体中的小型浮游植物向微型和微微型浮游植物演替。据报道, DON 能直接被浮游植物利用 12%~72% (Stepanauskas *et al.*, 1999)。有机氮(如尿素)往往能刺激微型浮游植物的暴发,如近些年我国海域微小原甲藻(*Prorocentrum minimum*)和抑食金球藻(*Aureococcus anophagefferens*)赤潮与 DON 浓度过高有关(Mulholland *et al.*, 2009; Gobler *et al.*, 2012)。其次, SiO₃²⁻-Si 是硅藻类浮游植物必需的营养元素。本研究镜检结果显示,小型浮游植物中硅藻占主导地位(待发表数据)。在 5 月和 6 月高盐组都出现 SiO₃²⁻-Si 限制,这将影响粒径大于 20 μm 的硅藻的生长。另外,高盐组浮游植物粒径小于对照组,也可能与投喂的卤虫摄食压力有关。通常卤虫在高盐水体中的摄食行为更为活跃(Sura *et al.*, 2017)。虽然高盐组和对照组水体浮游植物的粒径结构不同,但本研究发现,随着养殖的进行(5—7 月),2 个实验组的浮游植物都有小型化的趋势(见图 2),这种变化特性可能与水温升高促进微型和微微型浮游植物生长有关。Mousing 等(2014)研究发现,小粒径的浮游植物细胞在群落中的重要性随着温度的增加而增加,较大细胞的贡献率随温度升高而降低,产生这种现象与养分独立效应和养分共享效应有关(Moran *et al.*, 2010)。夏滨等(2001)研究发现,冷水中较大粒级的浮游植物占比较高。也有研究表明,随着温度的升高,群落结构向较小细胞占主要优势转变(Sin *et al.*, 2000; Coello-Camba *et al.*, 2014)。

高盐组和对照组的产量分别为 870 和 675 kg/hm²,产值分别为 34 950 和 27 000 元/hm²。从 Chl-*a* 浓度和粒径结构来看,高盐组的日变化较小(总 Chl-*a*、micro Chl-*a*、nano Chl-*a* 浓度在 5—7 月的 3 次调查中均无显著的日变化)(表 1),即高盐水体浮游植物相对稳定,有利于凡纳滨对虾的存活和生长。

浮游植物对水质调控具有重要作用,能够调节池塘水体透明度、酸碱度、溶解氧和营养盐水平(乔玲等, 2022)。细胞的粒径大小也是影响藻类新陈代谢的关键因素,有研究表明,不同细胞大小的藻类生长

速率和对营养物质的吸收效率都不同,微型浮游植物在大多数水域中占主要优势是因为中等细胞大小的藻类代谢率最快(李胜男等, 2020)。所以,浮游植物群落粒级结构的变化在一定程度上也反映了水质营养的变化状况,可作为调节水环境的重要指示参数。

4 结 论

综上所述,高盐组相较于对照组 Chl-*a* 浓度日变化较小,水体中浮游植物生物量相对稳定。且随着养殖进行,高盐组 5、6、7 月 nano Chl-*a* 占主要优势,对照组 5 月和 6 月 micro Chl-*a* 为主,7 月 nano Chl-*a* 占主要优势。高盐组和对照组浮游植物粒级结构都具有小型化趋势,这一现象可能与较高的温度和 DON 浓度有关。

参 考 文 献

- AGAWIN N S R, DUARTE C M, AGUSTÍ S. Nutrient and temperature control of the contribution of picoplankton to phytoplankton biomass and production. *Limnology and Oceanography*, 2000, 45(3): 591–600
- AĞIRBAS E, BAKIRCI M. Size-fractionated primary production in the south-eastern Black Sea. *Oceanologia*, 2022, 64(2): 244–266
- BOSAK S, ŠILOVIĆ T, LJUBEŠIĆ Z, *et al.* Phytoplankton size structure and species composition as an indicator of trophic status in transitional ecosystems: The case study of a Mediterranean fjord-like karstic bay. *Oceanologia*, 2012, 54(2): 255–286
- BREWIN R J W, MORAN X A G, RAITOSOS D E, *et al.* Factors regulating the relationship between total and size-fractionated chlorophyll-*a* in coastal waters of the Red Sea. *Frontiers in Microbiology*, 2019, 10: 1964
- Bureau of Fisheries, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, National Fisheries Technology Extension Center, China Society of Fisheries. China fishery statistical yearbook 2022. Beijing: China Agriculture Press, 2022 [农业农村部渔业渔政管理局, 全国水产技术推广总站, 中国水产学会. 2022 中国渔业统计年鉴. 北京: 中国农业出版社, 2022]
- CERMEÑO P, MARAÑÓN E, PÉREZ V, *et al.* Phytoplankton size structure and primary production in a highly dynamic coastal ecosystem (Ría de Vigo, NW-Spain): Seasonal and short-time scale variability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2006, 67(1/2): 251–266
- CHAI R, FENG J, CHEN B J, *et al.* Seasonal variations in the phytoplankton community structure and their environmental impact factors in the offshore area of Laoshan, Qingdao. *Progress in Fishery Sciences*, 2020, 41(1): 21–30 [柴然, 冯娟, 陈碧鹃, 等. 崂山近岸浮游植物群落结构季节变化及

- 其环境影响因素. 渔业科学进展, 2020, 41(1): 21–30]
- COELLO-CAMBA A, AGUSTÍ S, HOLDING J, *et al.* Interactive effect of temperature and CO₂ increase in Arctic phytoplankton. *Frontiers in Marine Science*, 2014, 1: 49
- DE LA REY P A, TAYLOR J C, LAAS A, *et al.* Determining the possible application value of diatoms as indicators of general water quality: A comparison with SASS 5. *Water SA*, 2004, 30(3): 325–332
- DELGADILLO-HINOJOSA F, FÉLIX-BERMÚDEZ A, TORRES-DELGADO E V, *et al.* Impacts of the 2014–2015 warm-water anomalies on nutrients, chlorophyll-*a* and hydrographic conditions in the coastal zone of Northern Baja California. *Journal of Geophysical Research-Oceans*, 2020, 125(12): e2020JC016473
- FENG X, WU W G, LIU Y, *et al.* Effect of temperature on individual energy budget of *Litopenaeus vannamei* families. *Progress in Fishery Sciences*, 2023, 44(3): 133–143 [冯旭, 吴文广, 刘毅, 等. 温度对不同家系凡纳滨对虾个体能量收支的影响. 渔业科学进展, 2023, 44(3): 133–143]
- GOBLER C J, SUNDA W G. Ecosystem disruptive algal blooms of the brown tide species, *Aureococcus anophagefferens* and *Aureoumbra lagunensis*. *Harmful Algae*, 2012, 14: 36–45
- IRIARTE J L, GONZÁLEZ H E. Phytoplankton size structure during and after the 1997/98 El Niño in a coastal upwelling area of the northern Humboldt Current System. *Marine Ecology Progress Series*, 2004, 269: 83–90
- JIANG S H, ZHOU Y B, TANG B P, *et al.* Annual variations of the primary productivity and its size-fractionated structure in culture ponds of *Apostichopus japonicus* Selenka. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(7): 1698–1706 [姜森颢, 周一兵, 唐伯平, 等. 刺参养殖池塘初级生产力及其粒级结构周年变化. 生态学报, 2014, 34(7): 1698–1706]
- JUSTIC D, RABALAIS N N, TURNER R E, *et al.* Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: Stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1995, 40(3): 339–356
- LI S N, XIONG L P, PENG H, *et al.* Size-structure of phytoplankton biomass and driving factors in east Lake Dongting. *Journal of Lake Sciences*, 2020, 32(5): 1508–1518 [李胜男, 熊丽萍, 彭华, 等. 东洞庭湖浮游藻类粒级结构组成及其关键影响因子. 湖泊科学, 2020, 32(5): 1508–1518]
- LIU G C, LI D S, DONG S L. Size-fractionated plankton respiration and phytoplankton production rates in shrimp culture ecosystems. *Acta Oceanologica Sinica*, 2001, 23(6): 101–107 [刘国才, 李德尚, 董双林. 对虾养殖生态系不同粒级浮游生物呼吸率和初级生产率测定. 海洋学报, 2001, 23(6): 101–107]
- LIU H B, DAGG M. Interactions between nutrients, phytoplankton growth, and micro-and mesozooplankton grazing in the plume of the Mississippi River. *Marine Ecology Progress Series*, 2003, 258: 31–42
- LIU Z L, GAO Z M, ZHAO Y J, *et al.* Explore the path of green and efficient development of *Penaeus* shrimp industry in Binzhou. *China Fisheries*, 2022(6): 69–71 [刘振鲁, 高兆明, 赵玉静, 等. 探索滨州对虾产业绿色高效发展的路径. 中国水产, 2022(6): 69–71]
- MONTECINO V, QUIROZ D. Specific primary production and phytoplankton cell size structure in an upwelling area off the coast of Chile (30°S). *Aquatic Sciences*, 2000, 62(4): 364–380
- MORAN X A G, LÓPEZ-URRUTIA Á, CALVO-DÍAZ A, *et al.* Increasing importance of small phytoplankton in a warmer ocean. *Global Change Biology*, 2010, 16(3): 1137–1144
- MOUSING E A, ELLEGAARD M, RICHARDSON K. Global patterns in phytoplankton community size structure—evidence for a direct temperature effect. *Marine Ecology Progress Series*, 2014, 497: 25–38
- MULHOLLAND M R, BONEILLO G E, BERNHARDT P W, *et al.* Comparison of nutrient and microbial dynamics over a seasonal cycle in a mid-Atlantic coastal lagoon prone to *Aureococcus anophagefferens* (brown tide) blooms. *Estuaries and Coasts*, 2009, 32(6): 1176–1194
- POPOVICH C A, MARCOVECCHIO J E. Spatial and temporal variability of phytoplankton and environmental factors in a temperate estuary of South America (Atlantic coast, Argentina). *Continental Shelf Research*, 2008, 28(2): 236–244
- QIAO L, CHANG Z Q, LI J, *et al.* Comparison of phytoplankton community diversity in the ecological aquaculture system of a marine pond using morphological analysis and high-throughput sequencing. *Progress in Fishery Sciences*, 2022, 43(2): 32–43 [乔玲, 常志强, 李健, 等. 基于形态学和高通量测序的海水池塘生态养殖系统中浮游植物多样性比较. 渔业科学进展, 2022, 43(2): 32–43]
- SIN Y, WETZEL R L, ANDERSON I C. Seasonal variations of size-fractionated phytoplankton along the salinity gradient in the York River estuary, Virginia (USA). *Journal of Plankton Research*, 2000, 22(10): 1945–1960
- STEPANAUSKAS R, EDLING H, TRANVIK L J. Differential dissolved organic nitrogen availability and bacterial aminopeptidase activity in limnic and marine waters. *Microbial Ecology*, 1999, 38(3): 264–272
- SUN Y F, QIN Y J, LI H B, *et al.* Spatial and temporal distribution characteristics and influencing factors of chlorophyll *a* in the Liaohe Estuary. *Environmental Protection Science*, 2020, 46(2): 44–48 [孙越峰, 秦艳杰, 李洪波, 等. 辽河口海域叶绿素 *a* 的时空分布特征及其影响因素. 环境保护科学, 2020, 46(2): 44–48]
- SUN Z, WANG Y B, LU J X. On the variation and size-fractionated chlorophyll *a* in ponds with *Portunus trituberculatus* cultured in different models. *Marine Fisheries*, 2012, 34(2): 177–182 [孙忠, 王跃斌, 陆建学. 三疣梭子蟹不同养殖模式池塘叶绿素 *a* 的变化特征及粒级结构. 海洋渔业, 2012, 34(2): 177–182]

- SURA S A, HERLIHY N S, MAHON H K, *et al.* Environmental impacts on grazing of different brine shrimp (*Artemia franciscana*) life stages. *Hydrobiologia*, 2017, 792(1): 97–104
- WEI P, BI X D, DAI W, *et al.* Community structure composition of nanophytoplankton and picophytoplankton in freshwater culture ponds. *Journal of Dalian Ocean University*, 2022, 37(1): 113–119 [卫鹏, 毕相东, 戴伟, 等. 淡水养殖池塘微型和超微型浮游植物的群落结构组成. *大连海洋大学学报*, 2022, 37(1): 113–119]
- WEI Y Q, CUI Z G, WANG X Z, *et al.* Comparative analysis of total and size-fractionated chlorophyll a in the Yellow Sea and Western Pacific. *Frontiers in Microbiology*, 2022, 13: 903159
- WU W G, ZHANG J H, WANG W, *et al.* Variation of Chl.a concentration and its control factors pre-and-post-the-harvest of kelp in Sanggou Bay. *Journal of Fisheries of China*, 2015, 39(8): 1178–1186 [吴文广, 张继红, 王巍, 等. 桑沟湾水域叶绿素 a 在海带收获前后的变化及其影响因素. *水产学报*, 2015, 39(8): 1178–1186]
- XIA B, LÜ R H, SUN P X. Spatial distributions and size compositions of chlorophyll-a in the typical areas of the Yellow Sea and East China Sea in the autumn of 2000. *Journal of Oceanography of Huanghai & Bohai Seas*, 2001, 19(4): 37–42 [夏滨, 吕瑞华, 孙丕喜. 2000 年秋季黄、东海典型海区叶绿素 a 的时空分布及其粒径组成特征. *黄渤海海洋*, 2001, 19(4): 37–42]
- YAN X W, HE Z H. Studies on primary production of phytoplankton in shrimp ponds. *Journal of Fisheries of China*, 1997, 21(3): 288–295 [阎喜武, 何志辉. 虾池浮游植物初级生产力的研究. *水产学报*, 1997, 21(3): 288–295]
- ZEBEK E, SZYMANSKA U. Abundance, biomass and community structure of pond phytoplankton related to the catchment characteristics. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 2017, 418: 45
- ZHANG J L, WANG Q Y, ZHANG Y F, *et al.* Characteristics of seawater nutrients during the occurrence of brown tide in the coastal area of Qinhuangdao. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2020, 31(1): 282–292 [张建乐, 王全颖, 张永丰, 等. 秦皇岛海域褐潮生消过程中营养盐特征. *应用生态学报*, 2020, 31(1): 282–292]
- ZHANG Y W, ZHAO W, YU X H. Respiration and production of size-fractionated plankton in ponds with sea cucumber *Apostichopus japonicus*. *Journal of Dalian Fisheries University*, 2009, 24(Suppl): 103–106 [张义伟, 赵文, 于晓辉. 刺参养殖池塘不同粒级浮游生物呼吸率和初级生产率的研究. *大连水产学院学报*, 2009, 24(Suppl): 103–106]
- ZHAO W, LI X D, XU J J. The contribution of size fractionated algae to biomass and primary production of phytoplankton in rotifer culturing ponds. *Journal of Fisheries of China*, 2004, 28(2): 167–174 [赵文, 李晓东, 徐纪军. 轮虫培育池不同粒级藻类对浮游植物生物量和生产量的贡献. *水产学报*, 2004, 28(2): 167–174]

(编辑 马瑾艳)

Characteristics and Influencing Factors of Size-Fractionated Chlorophyll-a in *Litopenaeus vannamei* Mariculture Ponds

SUN Yiru^{1,3}, ZHANG Jihong^{1,2}Ⓛ, WU Wenguang¹, DU Yanqiu¹,
SUN Wei¹, FENG Xu¹, KANG Qinzi¹, KONG Jie¹

(1. Key Laboratory of Marine Fisheries and Sustainable Development, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qingdao 266071, China;
2. Laboratory for Marine Fisheries Science and Food Production Processes, Qingdao 266071, China;
3. Graduate school of Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

Abstract Aquaculture in large water bodies has become an important culture mode of *Litopenaeus vannamei* in coastal waters. Fractionated chlorophyll-a (Chl-a) and environmental factors of the large water ponds with high salinity (54, $n=3$) and the control ponds (32, $n=3$) were investigated from May to July 2020 to explore the variations in Chl-a, phytoplankton particle size, and the response to environmental factors during the aquaculture season. Pearson correlation analysis was performed to analyze the relationship between the environmental factors and the

① Corresponding author: ZHANG Jihong, E-mail: zhangjh@ysfri.ac.cn

size-fractionated Chl-*a* concentration. Partial redundancy analysis (RDA) was applied to assess the effects of environmental factors (including silicate, active phosphate, ammonia salt, nitrite, nitrate, water temperature, salinity, dissolved organic nitrogen, and dissolved organophosphorus) on total Chl-*a*, Chl-*a* of micro phytoplankton (micro Chl-*a*), Chl-*a* of nano phytoplankton (nano Chl-*a*), and Chl-*a* of pico phytoplankton (pico Chl-*a*). The following results were obtained:

1) Diurnal variation of Chl-*a*: Total Chl-*a* of the high-salinity group showed no significant diurnal variation ($P>0.05$). Total Chl-*a* of the control group showed significant diurnal change in May and June ($P<0.05$). The highest value of total Chl-*a* in May occurred at 15:00, while the highest value of that in June was at 08:00. For size-fractionated Chl-*a*, pico Chl-*a* in the high-salinity group showed significant diurnal variation in July ($P<0.05$), with the highest value appearing at 12:00. Micro Chl-*a* in the control group showed significant diurnal changes in May, June, and July ($P<0.05$), and nano Chl-*a* in the control group showed significant diurnal changes in June ($P<0.05$).

2) Monthly changes of Chl-*a*: The lowest and highest values of total Chl-*a* occurred in June and July, respectively. Total Chl-*a* in July was significantly higher than that in May and June ($P<0.05$). For size-fractionated Chl-*a*, the pico Chl-*a* and nano Chl-*a* of the high-salinity group in July were significantly higher than those in May and June ($P<0.05$) and showed no significant difference between May and June ($P>0.05$). Pico Chl-*a*, nano Chl-*a*, and micro Chl-*a* of the control group in July were significantly higher than those in May and June ($P<0.05$) and showed no significant difference between May and June ($P>0.05$).

3) Contribution of size-fractionated phytoplankton in high-salinity and control groups: The contribution of micro Chl-*a*, nano Chl-*a*, and pico Chl-*a* to total Chl-*a* in the high-salinity group were (15.64±0.16)%, (73.81±0.13)%, and (10.55±0.06)%, respectively. Nano Chl-*a* was dominant in May, June, and July. The contribution of pico Chl-*a* increased from 6.43% in May to 16.81% in July, and exceeded that of micro Chl-*a*. The contributions of micro Chl-*a*, nano Chl-*a*, and pico Chl-*a* to total Chl-*a* in the control group were (52.29±0.10)%, (41.82±0.10)%, and (5.59±0.01)%, respectively. Micro Chl-*a* concentration had a major advantage in May and June, accounting for 59.64% and 57.49%, respectively. Nano Chl-*a* concentration accounted for 35.46% and 36.90%, respectively. By July, nano Chl-*a* had a major advantage, contributing to 53.09%.

4) Pearson correlation analysis showed no significant correlation between the diurnal variation of Chl-*a* and the environmental factors of the high-salinity group in May and June ($P<0.05$). Yet, the concentrations of nano Chl-*a* and total Chl-*a* were negatively correlated with the concentration of nitrate in July ($P<0.05$). The concentrations of micro Chl-*a* and total Chl-*a* were positively correlated with those of silicate ($P<0.05$). For the control group, Pearson correlation analysis showed a significant positive correlation between nano Chl-*a* and water temperature ($P<0.05$). Total Chl-*a* and phosphate were negatively correlated in May ($P<0.05$). There was a significant negative correlation between pico Chl-*a* and nitrate in July ($P<0.05$).

5) For the high-salinity group, RDA revealed a significant positive correlation between Chl-*a* and water temperature, and the contribution of nano Chl-*a* increased with the increase in temperature. Total Chl-*a* was positively correlated with silicate and negatively correlated with phosphate, dissolved organic nitrogen, and dissolved organophosphorus in the high-salinity group. For the control group, RDA showed that total Chl-*a* was positively correlated with dissolved organic nitrogen and negatively correlated with silicate and nitrite. In general, Chl-*a* in high-salinity ponds has a small diurnal variation, and the phytoplankton particle size gradually decreased with cultivation, which may be caused by the increasing temperature and high organic nitrogen concentration.

Key words *Litopenaeus vannamei*; Chlorophyll-*a*; Size fraction; Nutrient; Mariculture pond