

三种主养草鱼池塘沉积物-水界面碳通量的研究

熊莹槐¹, 王芳^{1*}, 陈燕¹, 董双林¹, 刘峰²

(1. 中国海洋大学教育部海水养殖重点实验室, 山东 青岛 266003;

2. 山东省淡水渔业研究院, 山东 济南 250000)

摘要: 为了探讨环境因子和底栖配养生物对碳通量的影响, 采用实验室培养方法, 测定并比较了不同混养模式下沉积物-水界面各形态碳的通量, 监测了 8 月沉积物-水界面上覆水中各形态碳含量的昼夜变化。3 种主养草鱼池塘的养殖模式为草鱼、鲢和鳙混养(GSB), 草鱼、鲢、鳙和凡纳滨对虾混养(GSBL), 草鱼、鲢、鳙和鲤混养(GSBC)。主要实验结果如下:(1) 在养殖周期内, 3 种混养模式沉积物-水界面可溶性无机碳(DIC)通量范围为 0.65~16.90 mg/(m²·d), 可溶性有机碳(DOC)通量范围为 0.16~13.49 mg/(m²·d), 颗粒性有机碳(POC)通量范围为 -2.29~3.32 mg/(m²·d); GSB 和 GSBC 模式各形态碳通量均以 8 月最高, GSBL 模式则以 7 月最高。(2) 在养殖周期内, 3 种混养模式沉积物对 DIC 和 DOC 均表现为释放, 而对 POC 在 4-6 月以吸收为主, 其余时间表现为释放。(3) 在养殖的中后期, 3 种混养模式的 DIC、DOC 和 POC 通量存在一定差异。其中, GSBL 和 GSBC 模式中各形态碳通量值显著高于 GSB 模式($P < 0.05$)。(4) 8 月上覆水中 DIC 和 DOC 的含量在 4:00 达到最大值, POC 含量则表现为 GSBL 模式在 4:00 达到最大值, 12:00 达到最小值, 而 GSBC 模式在 4:00 达到最小值, 12:00 达到最大值。(5) 各形态碳通量的变化与上覆水中的 DO、pH 呈显著负相关关系, 而与水温呈显著正相关关系。

关键词: 主养草鱼池塘; 沉积物-水界面; 碳通量; 上覆水; DO; pH; 水温

中图分类号: Q 178.1; S 917

文献标志码: A

全球气候变暖已成为 21 世纪人类面临的最大环境问题之一, 大气中 CO₂、CH₄ 等温室气体含量增加导致的温室效应愈发严重^[1]。因此, 有关海洋碳循环的研究已成为科学家们关注的热点。目前的研究报道主要集中在碳循环过程^[2-3]、模型应用^[4]、大洋及近海碳循环^[5-10]等方面。近几年, 随着唐启升院士^[11]创新性地提出发展“碳汇渔业”的理念, 人们开始关注养殖水域温室效应的相关研究^[12-17]。

池塘养殖是我国淡水渔业的重要组成部分, 据 2010 年中国渔业年鉴统计, 我国淡水池塘的养殖产量和面积分别占总淡水养殖的 69.88% 和 42.99%^[18], 可见淡水池塘养殖在为人民提供优质蛋白质方面起到举足轻重的作用。而与海洋碳

循环的基础研究相比, 池塘碳循环的研究起步晚, 研究基础相对薄弱。因此, 迫切需要开展有关养殖池塘碳循环方面的相关研究。

沉积物-水界面是池塘水体物质的物理、化学和生物作用耦合的主要场所^[19]。界面表面存在的自养和异养微生物影响着营养物质的短暂储存和释放, 进而影响整个水体和沉积物间的物质平衡^[20]。开展养殖池塘沉积物-水界面碳通量的研究, 分析碳通量与环境因子的关系, 对于了解池塘养殖系统的碳循环过程有着十分重要的意义。

目前, 关于沉积物-水界面碳通量的研究在刺参^[21]和贝类养殖池塘^[22]方面有少量报道, 而有关淡水养殖池塘沉积物-水界面碳通量的研究还未见报道。本研究以我国淡水池塘养殖规模最

收稿日期:2014-09-01 修回日期:2015-04-15

资助项目:国家“九七三”重点基础研究发展计划(2009CB118706);山东省自然科学基金(ZR2014CM042)

通信作者:王芳, E-mail:wangfang249@ouc.edu.cn

大的草鱼 (*Ctenopharyngodon idella*) 混养模式为研究对象,采用实验室培养方法测定并比较了不同混养模式下沉积物-水界面各形态碳的通量,探讨了环境因子和底栖配养生物对碳通量的影响,以期为今后开展淡水养殖池塘碳循环的相关研究积累资料,也为全面评价养殖模式提供参考。

1 材料与方 法

1.1 实验池塘与设计

实验于 2013 年 4—9 月在山东省淄博市高青

县水产局示范养殖池塘进行。9 口池塘规格基本一致,面积为 0.25 hm²,深度为 (1.8 ± 0.5) m。

实验样品取自草鱼 3 种混养系统:草鱼、鲢 (*Hypophthalmichthys molitrix*)、鳙 (*Aristichthys nobilis*)-GSB 模式;草鱼、鲢、鳙、凡纳滨对虾 (*Litopenaeus vannamei*)-GSBL 模式;草鱼、鲢、鳙、鲤 (*Cyprinus carpio*)-GSBC 模式。每种养殖模式分别在上述选取的 3 口池塘中进行。草鱼、鲢、鳙和鲤于 2013 年 4 月中旬放入池塘,凡纳滨对虾于 6 月中旬放入(表 1)。

表 1 不同养殖模式下养殖生物放养情况
Tab. 1 Stocking information of different cultivation models

养殖生物 fish species	指标 parameter	GSB	GSBL	GSBC
草鱼 <i>Ctenopharyngodon idella</i>	密度/(ind/hm ²) density	17 645	17 645	17 645
	规格/(g/ind) individual weight	296.0 ± 9.5	298.3 ± 13.1	294 ± 6.5
鲢 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	密度/(ind/hm ²) density	1 445	1 445	1 445
	规格/(g/ind) individual weight	195.0 ± 8.7	197.3 ± 6.0	194.0 ± 6.1
鳙 <i>Aristichthys nobilis</i>	密度/(ind/hm ²) density	360	360	360
	规格/(g/ind) individual weight	196.0 ± 7.9	197.3 ± 6.7	195.7 ± 4.6
凡纳滨对虾 <i>Litopenaeus vannamei</i>	密度/(ind/hm ²) density	—	555 100	—
	规格/(cm/ind) individual weight	—	1 ± 0.2	—
鲤 <i>Cyprinus carpio</i>	密度/(ind/hm ²) density	—	—	4579
	规格/(g/ind) individual weight	—	—	60.6 ± 4.7

注:字母 G、S、B、L、C 依次代表草鱼、鲢、鳙、凡纳滨对虾和鲤,下同;其规格均用平均值 ± 标准差表示

Notes: The letters G, S, B, L and C represent *Ctenopharyngodon idella*, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Aristichthys nobilis*, *Litopenaeus vannamei* and *Cyprinus carpio*, respectively, the same below; sizes are given as means ± SD

1.2 实验方法

整个实验过程中,共采集 6 次样品,每 30 天为一个采样周期。采集 3 种混养模式的无扰动沉积物样品(采用王友绍等^[23]设计的无扰动沉积物采集器,采样管可在采样完成之后,卸下作为培养管使用。直径 $D = 5$ cm,高度 $H = 33$ cm),同时,用有机玻璃采水器采集上覆水水样。采样点为池塘一条对角线上的 3 个点,每次采样点固定不变。

采集的沉积物样和底层水样快速带回实验室,同时将沉积物样品的深度调整至 10 cm。将采样管在实验室静置 2 h,使其充分沉降,再用虹吸法小心地用采集的底层水(用医用纱布过滤)置换上覆水,培养管内的水柱约 20 cm。用橡胶塞密封培养管的上下管口,其中上管口橡胶塞配有磁力搅拌子。

培养管置于水浴培养箱中,开始培养实验,在黑暗条件下培养 4 h。位于培养箱中央的磁力搅

拌器带动每个培养管内的磁力搅拌子(位于沉积物上方 7 cm 处),缓慢匀速地搅动(1 r/s),使得培养管内 DO 和各形态碳均匀分布。培养时以不含沉积物的底层水样作空白对照。培养过程均在黑暗条件下进行,水浴温度与采样点底层水温保持一致。

培养前后的水样及 8 月昼夜采集的水样中各形态碳测定方法:可溶性无机碳(DIC)和可溶性有机碳(DOC)使用 TOC 分析仪(Multi 2100S 耶拿,德国)测定,颗粒性有机碳(POC)使用元素分析仪(Vario EL III,德国)测定。底层水的溶解氧(DO)和水温使用 YSI 6000 型溶氧仪(YSI,美国)测定,pH 使用 033(ATC)型 pH 仪(衡欣,台湾)测定。

1.3 计算方法及数据处理

沉积物-水界面各形态碳通量计算公式如下:

$$F = \frac{\Delta C \times V}{A \times t}$$

式中, F [$\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$] 表示各形态碳通量; ΔC (mg/L) 表示培养前后培养管中上覆水各形态碳的变化(同时用空白对照校正); $V(\text{m}^3)$ 表示培养器中上覆水的体积; $A(\text{m}^2)$ 表示培养管的横截面积; $t(\text{d})$ 表示培养时间。

计算结果若为正值,表示各形态碳由沉积物向上覆水释放;若为负值,表示各形态碳被沉积物吸收。

采用 SPSS 19.0 软件进行数据统计分析。不同养殖模式各形态碳通量做单因素方差分析(One-Way ANOVA),通过 Duncan 氏比对以比较单个月内不同养殖模式间的差异,方差分析前先进行方差齐性检验。以 $P < 0.05$ 作为差异显著水平。所得数据以平均数 \pm 标准差(mean \pm SD)表示。用 Pearson 相关分析法,得到各月份 DIC、DOC、POC 通量与理化因子的相关系数,以 $P < 0.01$ 作为极显著相关, $P < 0.05$ 作为显著相关。

2 结果

2.1 草鱼不同混养模式沉积物-水界面各形态碳的通量

DIC 通量 实验期间不同混养模式下沉积物-水界面的 DIC 通量变化范围为 $0.65 \sim 16.90 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,均表现为由沉积物向上覆水释放(图 1)。

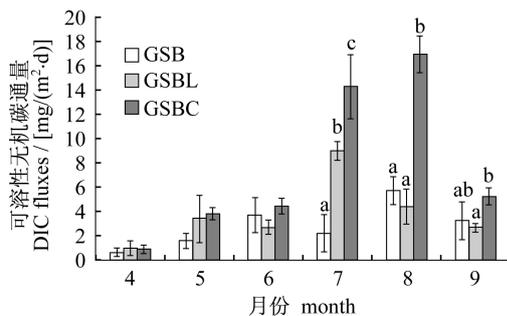


图 1 各月不同养殖模式沉积物-水界面的可溶性无机碳(DIC)通量

柱图上方不同字母表示同一个月不同组间的差异达到显著水平($P < 0.05$),下同

Fig. 1 Sediment dissolved inorganic carbon fluxes at different models in different sampling months

Different letters on the columns mean significant difference in DIC fluxes among groups for every month($P < 0.05$), the same as the following

在实验前期(4-6月)不同养殖模式间的 DIC 通量无显著性差异($P > 0.05$);7月,GSBL 和 GSBC 模式的 DIC 通量较 6 月均有所升高,且都显著高于 GSB 模式($P < 0.05$),GSBL 模式达到了实验周期的最高值 $8.95 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,但 GSBC 模式的 DIC 通量仍显著高于 GSBL 模式($P < 0.05$);8月,GSB 和 GSBC 模式的 DIC 通量仍升高,分别达到了实验周期的最高值 $5.71 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 和 $16.90 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,而 GSBL 模式则呈下降趋势,同时 GSBC 模式的 DIC 通量显著高于 GSB 和 GSBL 模式($P < 0.05$);9月,各养殖模式 DIC 通量较上月均有所下降,GSBL 和 GSBC 模式的 DIC 通量与 GSB 模式已无显著差异($P > 0.05$),仅 GSBC 模式的 DIC 通量显著高于 GSBL 模式($P < 0.05$)(图 1)。

DOC 通量 实验期间不同养殖模式下沉积物-水界面的 DOC 通量变化范围为 $0.16 \sim 13.49 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,均表现为由沉积物向上覆水释放。在实验前中期(4-6月)各养殖模式的 DOC 通量均较低,范围在 $0.16 \sim 1.58 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,但 GSBC 模式的 DOC 通量仍显著高于 GSB 和 GSBL 模式($P < 0.05$);7月,各养殖模式的 DOC 通量较 6 月有所升高,GSBL 和 GSBC 模式的 DOC 通量均显著高于 GSB 模式($P < 0.05$),且 GSBC 模式的 DOC 通量显著高于 GSBL 模式($P < 0.05$),GSBL 组达到了实验周期的最高值 $3.12 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$;在 8 月时,GSB 和 GSBC 模式的 DOC 通量仍升高,分别达到了实验周期的最高值 $2.21 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 和 $13.49 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,而 GSBL 模式则呈下降趋势,同时 GSBC 模式的 DOC 通量显著高于 GSB 和 GSBL 模式($P < 0.05$);在 9 月时,各不同养殖模式 DOC 通量较上月都有所下降,各养殖模式的 DOC 通量已无显著差异($P > 0.05$)(图 2)。

POC 通量 实验期间不同养殖模式下沉积物-水界面的 POC 通量波动不大,其变化范围为 $-2.29 \sim 3.32 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,GSB 模式的 POC 通量在实验前中期(4-6月)表现为由沉积物吸收,其余月份均表现为由沉积物释放;而 GSBL 和 GSBC 模式的 POC 通量仅在实验开始时(4月)表现为由沉积物吸收,其余月份均表现为由沉积物释放。

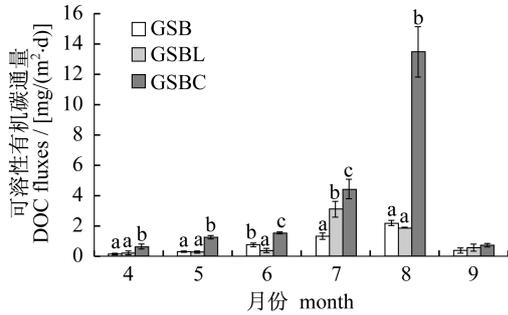


图2 各月不同养殖模式沉积物-水界面的可溶性有机碳(DOC) 通量

Fig. 2 Sediment dissolved organic carbon fluxes at different models in different sampling months

在实验开始时(4月),GSB模式的POC通量显著高于GSBC模式($P < 0.05$),而GSBL模式的POC通量与GSB、GSBC模式均无显著差异($P > 0.05$);5-6月,GSBL和GSBC模式的POC通量较4月有所升高,通量均为正值,而GSB模式的POC通量仍为负值,故GSBL和GSBC模式的POC通量均显著高于GSB模式($P < 0.05$),而GSBL和GSBC模式间无显著差异($P > 0.05$);7月,各养殖模式的POC通量较6月显著升高($P < 0.05$),GSBL和GSBC模式的POC通量均显著高于GSB模式($P < 0.05$),且GSBC模式的POC通量显著高于GSBL模式($P < 0.05$),GSBL模式达到了实验周期的最高值 $2.06 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$;8月,GSB和GSBC模式的POC通量仍升高,分别达到了实验周期的最高值 $1.38 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 和 $3.32 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,而GSBL模式则呈下降趋势,且GSBC模式的POC通量显著高于GSB和GSBL模式($P < 0.05$);9月,各不同养殖模式POC通量较上月都有所下降,GSB和GSBC模式的POC通量与GSBL模式已无显著差异($P > 0.05$),仅GSBC模式的POC通量显著高于GSB模式($P < 0.05$)(图3)。

2.2 草鱼不同混养模式上覆水各形态碳含量、DO、pH和水温的变化

8月DIC含量的昼夜变化 8月不同混养模式下上覆水中DIC含量普遍较高,其范围为 $34.03 \sim 96.72 \text{ mg/L}$ (图4)。

在16:00时,GSB和GSBC模式的DIC含量接近,且都显著高于GSBL模式($P < 0.05$);在20:00时,GSBC模式的DIC含量较16:00明显升高,且显著高于GSB和GSBL模式($P <$

0.05),同时GSB模式显著高于GSBL模式($P < 0.05$);在0:00时,各养殖模式下的DIC含量都有所下降,但差异性与20:00时一致;在4:00时,GSB、GSBL和GSBC模式的DIC含量都显著升高($P < 0.05$),分别达到一天中的最大值 66.20 mg/L 、 65.50 mg/L 和 96.72 mg/L ,且GSBC模式的DIC含量显著高于GSB和GSBL模式($P < 0.05$),而GSB和GSBL模式的DIC含量接近,无显著性差异($P > 0.05$);在8:00时,各养殖模式下的DIC含量都有所降低,但GSBC模式的DIC含量显著高于GSB和GSBL模式($P < 0.05$),同时GSB模式显著高于GSBL模式($P < 0.05$);在12:00时,GSB和GSBL模式的DIC含量都有所上升,而GSBC模式仍下降,因此GSB模式的DIC含量显著高于GSBC模式($P < 0.05$),但GSBC模式的DIC含量仍显著高于GSBL模式($P < 0.05$)(图4)。

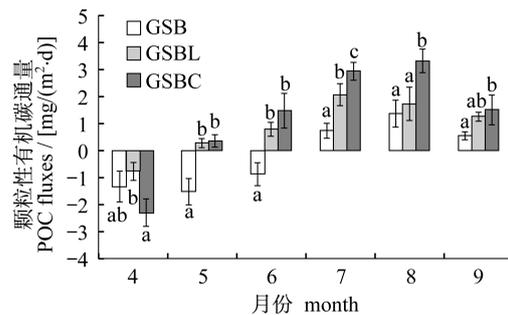


图3 各月不同养殖模式沉积物-水界面的颗粒性有机碳(POC) 通量

Fig. 3 Sediment particulate organic carbon fluxes at different models in different sampling months

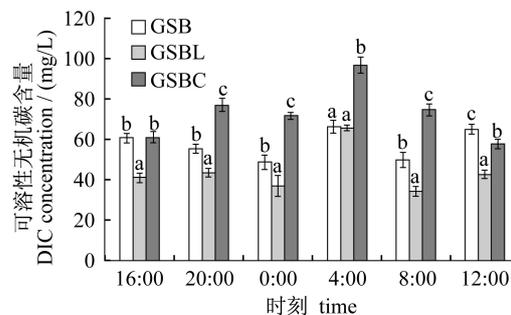


图4 8月不同养殖模式上覆水中可溶性无机碳(DIC) 昼夜变化

Fig. 4 Overlying water dissolved inorganic carbon diurnal variation at different models in August

8 月 DOC 含量的昼夜变化 8 月不同混养模式下上覆水中 DOC 含量普遍较高,其范围为 1.09 ~ 9.48 mg/L。

在 16:00 时,GSB 和 GSBC 模式的 DOC 含量接近,且都显著高于 GSBL 模式($P < 0.05$);在 20:00 时,GSBL 和 GSBC 模式的 DOC 含量较 16:00 时都有所升高,而 GSB 模式有所下降,但 GSB 和 GSBC 模式的 DOC 含量仍显著高于 GSBL 模式($P < 0.05$),同时 GSBC 模式的 DOC 含量显著高于 GSB 模式($P < 0.05$);在 0:00 时,各养殖模式的 DOC 含量都大幅降低,GSB 和 GSBC 模式的 DOC 含量接近,且都显著高于 GSBL 模式($P < 0.05$);在 4:00 时,GSB、GSBL 和 GSBC 模式的 DOC 含量都明显升高,分别达到一天中的最大值 9.48 mg/L、4.89 mg/L 和 7.76 mg/L,且 GSB 模式的 DOC 含量显著高于 GSBL 和 GSBC 模式($P < 0.05$),GSBC 模式的 DOC 含量显著高于 GSBL 模式($P < 0.05$);在 8:00 时,各养殖模式的 DOC 含量都有所下降,GSB 和 GSBC 模式的 DOC 含量显著高于 GSBL 模式($P < 0.05$),而 GSBL 和 GSBC 模式的 DOC 含量接近,无显著性差异($P > 0.05$);在 12:00 时,各养殖模式的 DOC 含量又有所上升,但其差异性与 8:00 时一致(图 5)。

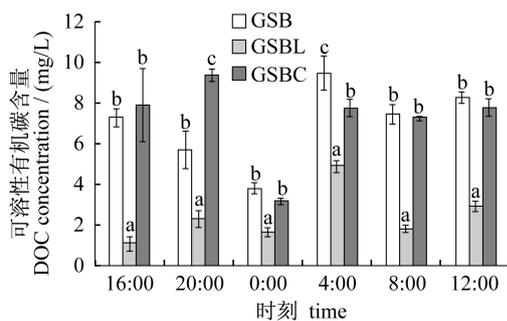


图 5 8 月不同养殖模式上覆水中可溶性有机碳 (DOC) 昼夜变化

Fig. 5 Overlying water dissolved organic carbon diurnal variation at different models in August

8 月 POC 含量的昼夜变化 8 月 3 种混养模式下上覆水中 POC 含量普遍较高,其范围为 1.79 ~ 6.52 mg/L。

在实验期间,GSB 模式的 POC 未出现较大的波动,趋势相对较平缓,其范围为 3.07 ~ 4.40 mg/L;在 16:00 时,GSB 和 GSBC 模式的 POC 含

量显著高于 GSBL 模式($P < 0.05$),GSB 和 GSBC 模式的 POC 含量无显著性差异($P > 0.05$);在 20:00 时,GSB 和 GSBC 模式的 POC 含量都有所上升,而 GSBL 模式的 POC 含量无明显变化,各养殖模式间的 POC 含量差异性与 16:00 时一致;在 0:00 时,GSB 和 GSBC 模式的 POC 含量都有所下降,而 GSBL 模式的 POC 含量有所上升,各养殖模式间的 POC 含量差异性与 20:00 时一致;在 4:00 时,GSBL 模式的 POC 含量明显升高($P < 0.05$),并达到一天中的最大值 3.90 mg/L,GSBC 模式的 POC 含量明显下降($P < 0.05$),并达到一天中的最小值 2.12 mg/L,GSB 模式的 POC 含量无明显变化,与 GSBL 模式接近,因此 GSB 和 GSBL 模式的 POC 含量显著高于 GSBC 模式($P < 0.05$);在 8:00 时 GSBL 模式的 POC 含量明显下降($P < 0.05$),而 GSBC 模式的 POC 含量明显升高($P < 0.05$),且 GSB 和 GSBC 模式的 POC 含量显著高于 GSBL 模式($P < 0.05$),GSB 和 GSBC 模式的 POC 含量接近,无显著差异($P > 0.05$);在 12:00 时,GSBC 模式的 POC 含量仍升高,并达到了一天中的最大值 6.52 mg/L,而 GSBL 模式的 POC 含量仍下降,且 GSBC 和 GSB 模式的 POC 含量显著高于 GSBL 模式($P < 0.05$),GSBC 模式的 POC 含量显著高于 GSB 模式($P < 0.05$)(图 6)。

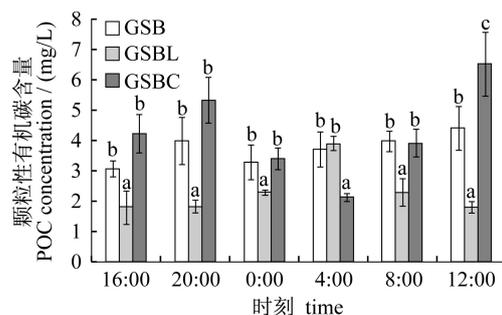


图 6 8 月不同养殖模式上覆水中颗粒性有机碳 (POC) 昼夜变化

Fig. 6 Overlying water particulate organic carbon diurnal variation at different models in August

上覆水 DO、pH 和水温随养殖时间的变化

养殖期间不同混养模式下上覆水溶氧呈先下降后升高的趋势,4 - 6 月溶氧充足,DO 值在 5.61 ~ 8.31 mg/L,养殖中期(7 - 8 月)下降至 3.26 ~ 4.31 mg/L,到 9 月养殖结束 DO 值上升至

4.93 ~ 5.63 mg/L。溶氧整体表现为 GSB > GSBL > GSBC 的规律(表 2)。

养殖期间 pH 与溶氧变化趋势类似,亦呈先下降后升高的趋势,4 月达到最大值,pH 值在 8.46 ~ 8.77,不断下降,至 8 月达到最小值,pH 值在 7.96 ~ 8.13,到 9 月养殖结束 pH 值上升至

8.37 ~ 8.52。pH 整体表现为 GSB > GSBL > GSBC 的规律。

养殖期间不同混养模式间水温差异较小,变化趋势一致。但各月之间的温差较大,从 4 月的 21 °C,升高至 7、8 月的 33 °C,而到 9 月又降至 25 °C 左右。

表 2 不同养殖模式上覆水中溶解氧、pH 及水温

Tab.2 Dissolved oxygen,pH and water temperature of overlying water at different models

养殖模式 cultivation model	指标 parameter	4 月 April	5 月 May	6 月 June	7 月 July	8 月 August	9 月 September
GSB	溶解氧/(mg/L) dissolved oxygen	8.13	6.94	5.63	4.31	4.05	5.63
	pH	8.77	8.59	8.48	8.29	8.13	8.52
	水温/°C water temperature	21.0	25.4	28.2	32.1	34.3	25.0
GSBL	溶解氧/(mg/L) dissolved oxygen	8.31	7.29	5.79	3.47	3.64	5.34
	pH	8.46	8.38	8.31	8.17	8.04	8.41
	水温/°C water temperature	21.3	25.6	28.3	32.5	34.6	25.1
GSBC	溶解氧/(mg/L) dissolved oxygen	7.19	5.74	5.61	3.93	3.26	4.93
	pH	8.56	8.31	8.26	8.05	7.96	8.37
	水温/°C water temperature	21.5	25.4	28.5	32.2	34.1	25.5

注:溶解氧、pH 和水温数值以平均值表示($n=3$)

Notes: Values of dissolved oxygen,pH and water temperature are given as means($n=3$)

2.3 各形态碳通量与上覆水 DO、pH 及水温的相关性分析

采用 Pearson 相关分析法,得到各形态碳通量与上覆水 DO、pH 和水温的相关系数(表 3)。

结果显示,DIC、DOC、POC 通量与上覆水 DO、pH 呈显著负相关关系($P < 0.05$),而与水温则呈显著正相关关系($P < 0.05$)。

表 3 Pearson 相关系数

Tab.3 Pearson correlation coefficient

相关分析项目 analysis item		DIC 通量 DIC fluxes	DOC 通量 DOC fluxes	POC 通量 POC fluxes
溶解氧 dissolved oxygen	相关系数 correlation coefficient	-0.712 **	-0.587 *	-0.839 **
pH	相关系数 correlation coefficient	-0.773 **	-0.669 **	-0.875 **
水温 water temperature	相关系数 correlation coefficient	0.662 **	0.572 *	0.764 **

注:** $P < 0.01$ 极显著相关,* $P < 0.05$ 显著相关

Notes:** $P < 0.01$ extremely significant correlation,* $P < 0.05$ significant correlation

3 讨论

3.1 不同养殖模式下各形态碳通量的变化分析

本研究中,草鱼 3 种养殖模式沉积物-水界面 DIC 通量变化与 DO、pH 及水温显示一定关联:在养殖初期,DO 值为 7.19 ~ 8.13 mg/L,pH 值为 8.46 ~ 8.77,水温较低(21 °C),DIC 通量较低;而在 7-8 月,DO 值下降至 3.26 ~ 4.31 mg/L,pH 值下降至 7.96 ~ 8.29,水温升高至 32.1 ~ 34.6 °C,DIC 通量较大。其原因可能是 DIC 在水

体中以 HCO_3^- 为最主要的存在形式^[24],而水体 pH 的降低易导致 CO_3^{2-} 向 HCO_3^- 的转化^[25]。据李学刚^[26]报道,在碱性环境下,沉积物中无机碳的 $\text{NH}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 相和 NaOH 相可被溶出。由此推测,在养殖池塘弱碱性的环境下, NaCl 相和 $\text{NH}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 相无机碳的溶出促进 DIC 向上覆水的释放,尤其在高温的 7-8 月尤为明显。另外,从 8 月上覆水中 DIC 昼夜变化也可以看出:在 4:00 时,DIC 含量最大,此时 DO 仅为 3.54 ~ 3.94 mg/L,达到一天中的最小值,这表明在实验期间

当水温变化范围在 30.5 ~ 34.0 °C 时,DO 对 DIC 的含量影响较大。

草鱼 3 种养殖模式沉积物-水界面 DOC 通量在 7-8 月达到较大值,而其余月相对较小,这可能是以下原因造成的:表层沉积物有机碳含量不断积累^[27],在高温、低溶解氧的条件下促进了微生物对有机碳的分解^[28];在高温的 7-8 月,浮游植物的光合作用及各生物的代谢活动也能使 DOC 通量升高^[29-30]。另外,8 月上覆水中 DOC 昼夜变化结果也显示了其与环境因子之间的关系:在 12:00 和 4:00 时的含量相对较高,其原因可能是 12:00 时水温较高,浮游植物的光合作用及各生物的代谢活动较强烈;而 4:00 时 DO 值较低^[31],厌氧微生物代谢活动强烈,以及氧化分解反应较剧烈,因此产生的 DOC 含量达到一天中的最大值。

草鱼 3 种养殖模式沉积物-水界面 POC 通量在 4-6 月均出现负值,而从 7-8 月开始均为正值,且此时达到较大值,而其余月份相对较小,其原因可能是在高温月人工投喂产生的残饵、养殖生物的粪便、浮游生物及其新陈代谢产物和死亡残体均增多^[27,32-34],从而导致碎屑沉降增多。

3.2 不同混养模式下沉积物-水界面碳通量的差异探讨

研究表明,生物扰动引起沉积物再悬浮,而再悬浮中由于再矿化率增高、间隙水与上覆水混合,大部分生源要素的浓度提高^[32];再悬浮改变了底层的理化因子,影响底栖生物的分布、丰度等及其食物网,尤其是微食物网。另外,这些变化也将反作用于底层物质再悬浮及其矿化作用,影响沉积物中各形态碳的变化以及释放^[3]。已有研究发现,在主养草鱼池塘中,凡纳滨对虾对沉积物表层物质的迁移与转化有一定影响,其扰动深度在 0 ~ 2 cm 左右^[35-36],而鲤对沉积物的扰动深度主要集中在 1 ~ 5 cm 左右^[37]。因此,凡纳滨对虾和鲤的扰动作用对主养草鱼池塘沉积物-水界面各形态碳通量产生不同的影响。在本实验中,GSBC 模式在整个实验周期 DIC、DOC 和 POC 通量都显著高于 GSBL 和 GSB 模式,尤其在 7-8 月,这与鲤和凡纳滨对虾的扰动深度及水温有关。由此可见,水温和底栖生物的扰动作用对沉积物-水界面碳通量产生重要的影响。

从 8 月上覆水各形态碳含量的昼夜变化可以

看出,不同混养模式间 DIC 和 DOC 含量变化趋势相似,基本在 4:00 时达到最大值。而不同混养模式间 POC 含量的变化有所不同,GSBL 模式在 4:00 时达到最大值,这可能与凡纳滨对虾昼伏夜出的习性有关;GSBC 模式则在 4:00 时达到最小值,12:00 时达到最大值,这可能与鲤白天的活动较夜间活跃有关;而 GSB 模式 POC 含量则无明显变化。从 8 月各形态碳含量达到一天中最大值的时间点可以看出,DOC 和 DIC 含量受水温和 DO 的影响更大,而 POC 则受生物扰动作用的影响更大,这与在不同养殖模式下各形态碳通量的变化分析结果一致,也表明底栖生物的生活习性不同,其扰动时间也不同。

综上所述,3 种主养草鱼池塘各形态碳通量的变化与上覆水中的 DO、pH 呈显著负相关关系,而与水温呈显著正相关关系。配养凡纳滨对虾和鲤的池塘沉积物-水界面 DIC、DOC 和 POC 的通量显著增加,但前者低于后者,这与两者的扰动能力有关。

参考文献:

- [1] Solomon S, Qin D, Manning M, *et al.* Climate change 2007-the physical science basis: Working group I contribution to the fourth assessment report of the IPCC [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
- [2] Song J M. Biogeochemistry of China seas [M]. Jinan: Shandong Science & Technology Press, 2004. [宋金明. 中国近海生物地球化学. 济南: 山东科技出版社, 2004.]
- [3] Song J M. Carbon cycling processes and carbon fixed by organisms in China marginal seas [J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2011, 18(3): 703-711. [宋金明. 中国近海生态系统碳循环与生物固. 中国水产科学, 2011, 18(3): 703-711.]
- [4] Kantha L H. A general ecosystem model for applications to primary productivity and carbon cycle studies in the global oceans [J]. Ocean Modelling, 2004, 6(34): 285-334.
- [5] Huang J J, Wang S M, Chen Y L. Biogeochemical controls on distributions and fluxes of dissolved and particulate carbon in the Northern South China Sea [J]. Deep-Sea Research II, 2007, 54(14): 1486-1503.
- [6] Song J. Biogeochemical processes of biogenic elements in China marginal seas [M]. Hangzhou:

- Zhejiang University Press, 2010.
- [7] Li X, Song J, Niu L, *et al.* Role of the Jiaozhou Bay as a source/sink of CO₂ over a seasonal cycle [J]. *Scientia Marina*, 2007, 71 (3): 441 - 450.
- [8] Gao X, Song J. Dissolved oxygen and CO₂ flux across water-air interface of the Changjiang Estuary in May 2003 [J]. *Journal of Marine Systems*, 2008, 74 (1): 343 - 350.
- [9] Gao X, Song J, Li X, *et al.* pCO₂ and carbon fluxes across sea-air interface in the Changjiang Estuary and Hangzhou Bay [J]. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 2008, 26 (3): 289 - 295.
- [10] Gao X, Song J, Li X, *et al.* Spatial and temporal variations in pH and total alkalinity at the beginning of the rainy season in the Changjiang Estuary, China [J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2005, 24 (5): 68 - 77.
- [11] Tang Q S. Carbon sink fishery and sound and rapid development of modern fisheries [J]. *Jiangxi Fishery Sciences and Technology*, 2011 (2): 5 - 7. [唐启升. 碳汇渔业与又好又快发展现代渔业. 江西水产科技, 2011 (2): 5 - 7.]
- [12] Dong S L. High efficiency with low carbon: The only way for China aquaculture to develop [J]. *Journal of Fisheries of China*, 2011, 35 (10): 1595 - 1600. [董双林. 高效低碳 - 中国水产养殖业发展的必由之路. 水产学报, 2011, 35 (10): 1595 - 1600.]
- [13] Liu H, Tang Q S. Review on worldwide study of ocean biological carbon sink [J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2011, 18 (3): 695 - 702. [刘慧, 唐启升. 国际海洋生物碳汇研究进展. 中国水产科学, 2011, 18 (3): 695 - 702.]
- [14] Zhang J H, Fang J G, Tang Q S. The contribution of shellfish and seaweed mariculture in China to the carbon cycle of coastal ecosystem [J]. *Advance in Earth Sciences*, 2005, 20 (3): 359 - 365. [张继红, 方建光, 唐启升. 中国浅海贝藻养殖对海洋碳循环的贡献. 地球科学进展, 2005, 20 (3): 359 - 365.]
- [15] Huang Y. Study on carbon budget in terrestrial and marginal sea ecosystems of China [J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2002, 17 (2): 104 - 107. [黄耀. 中国陆地和近海生态系统碳收支研究. 中国科学院院刊, 2002, 17 (2): 104 - 107.]
- [16] Pauly D, Christensen V, Guénette S, *et al.* Towards sustainability in world fisheries [J]. *Nature*, 2002, 418 (6898): 689 - 695.
- [17] Boyd C E, Wood C W, Chaney P L, *et al.* Role of aquaculture pond sediments in sequestration of annual global carbon emissions [J]. *Environmental Pollution*, 2010, 158 (8): 2537 - 2540.
- [18] Fisheries Bureau of Ministry of Agriculture. China fisheries yearbook 2010 [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2010. [农业部渔业局. 中国渔业年鉴 2010. 北京: 中国农业出版社, 2010.]
- [19] Anderson N A, Rubin A J. Adsorption of inorganics at solid-liquid interfaces [M]. Michigan: Ann Arbor Science Publishers, 1981.
- [20] Wu F C, Wan G J, Cai Y R. Biogeochemical processes at the sediment-water interface [J]. *Advance in Earth Sciences*, 1996, 11 (2): 191 - 197. [吴丰昌, 万国江, 蔡玉蓉. 沉积物 - 水界面的生物地球化学作用. 地球科学进展, 1996, 11 (2): 191 - 197.]
- [21] Zheng Z, Dong S, Tian X, *et al.* Sediment-water fluxes of nutrients and dissolved organic carbon in extensive sea cucumber culture ponds [J]. *Clean-Soil, Air, Water*, 2009, 37 (3): 218 - 224.
- [22] Zheng Z, Lv J, Lu K, *et al.* The impact of snail (*Bellamya aeruginosa*) bioturbation on sediment characteristics and organic carbon fluxes in an eutrophic pond [J]. *Clean-Soil, Air, Water*, 2011, 39 (6): 566 - 571.
- [23] Wang Y S, Xu J R. A single pipe sediment sampler with noboundary perturbation: China, 200410026847. 3 [P]. 2004 - 04 - 13. [王友绍, 徐继荣. 一种无边界扰动的单管沉积物采样器: 中国, 200410026847. 3. 2004 - 04 - 13.]
- [24] DeFries R S, Malone T F. Global change and our common future: Papers from a forum [M]. Washington, DC: National Academy Press, 1989.
- [25] Lei Y B, Yao T D, Zhang E L. Characteristics of δ¹³C_{DIC} value in lakes on Qiangtang Plateau and its affected factors [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2011 (5): 673 - 680. [类延斌, 姚檀栋, 张恩楼. 羌塘高原湖水 δ¹³C_{DIC}值特征及影响因素分析. 湖泊科学, 2011 (5): 673 - 680.]
- [26] Li X G. Studies on inorganic carbon in offshore environments [D]. Qingdao: Institute of Marine Research, Chinese Academy of Sciences, 2004: 32 - 73. [李学刚. 近海环境中无机碳的研究. 青岛: 中国科学院海洋研究所, 2004: 32 - 73.]
- [27] Huang H H, Lin Q, Jia X P, *et al.* Relationship between the seasonal dynamic of organic pollution and carrying capacity limit in marine net cage fish farm [J]. *Journal of Jimei University: Natural Science*, 2003, 8 (2): 101 - 105. [黄洪辉, 林钦, 贾

- 晓平,等. 海水鱼类网箱养殖场有机污染季节动态与养殖容量限制关系. 集美大学学报:自然科学版,2003,8(2):101-105.]
- [28] Schrier-Uijl A P, Veraart A J, Leffelaar P A, *et al.* Release of CO₂ and CH₄ from lakes and drainage ditches in temperate wetlands [J]. Biogeochemistry, 2011, 102(1-3):265-279.
- [29] Hope D, Billett M F, Cresser M S. A review of the export of carbon in river water: Fluxes and processes [J]. Environmental Pollution, 1994, 84 (3): 301-324.
- [30] Li H M, Shi X Y, Shang R N. Distribution of dissolved organic carbon and its influence factors in the Bohai Sea and Yellow Sea in autumn [J]. Marine Environmental Science, 2013, 32(2):161-164. [李鸿妹,石晓勇,商容宁. 秋季黄渤海溶解有机碳的分布特征及影响因素. 海洋环境科学, 2013, 32(2):161-164.]
- [31] Huang L J, Chang X X, Liu J, *et al.* The distribution characteristics of nitrogen across water-sediment interface and its significance for controlling algal blooms in Dianchi Lake [J]. Journal of Yunnan University, 2005, 27(3):256-260. [黄丽娟,常学秀,刘洁,等. 滇池水-沉积物界面氮分布特点及其对控制蓝藻水华的意义. 云南大学学报, 2005, 27(3):256-260.]
- [32] Han W Y, Wang M B, Wang H K. The vertical carbon flux of epipelagic water in the Nansha area of the South China Sea [J]. Oceanologia et Limnologia Sinica, 1994, 25(3):345-348. [韩舞鹰,王明彪,王汉奎. 南沙海域上层海水碳垂直通量的初步研究. 海洋与湖沼, 1994, 25(3):345-348.]
- [33] Hibachi Y, Katsuyuki A, Yuka I. Quantifying aquaculture derived organic matter in the sediment in and around a coastal fish farm using stable carbon and nitrogen isotope ratios [J]. Aquaculture, 2006, 254(1-4):411-425.
- [34] Jiménez-Montealegre R, Verdegem M C J, Van Dam A A, *et al.* Effect of organic nitrogen and carbon mineralization on sediment organic matter accumulation in fish ponds [J]. Aquaculture Research, 2005, 36(10):1001-1014.
- [35] Guo Y J. Study on Dynamics of Nutrients Across sediment-water interface in composite culture pond of grass carp (*Ctenopharyngodon idellus*) and shrimp (*Litopenaeus vannamei*) [D]. Qingdao: Ocean University of China, 2011. [郭永坚. 草鱼与凡纳滨对虾复合养殖池塘沉积物-水界面营养盐动态研究. 青岛:中国海洋大学. 2011:50-65.]
- [36] Zhong D, Wang F, Dong S, *et al.* Impact of *Litopenaeus vannamei* bioturbation on nitrogen dynamics and benthic fluxes at the sediment-water interface in pond aquaculture [J]. Aquaculture International, 1-14.
- [37] Zhong D S, Wang F, Wang C S, *et al.* Effect on the bioturbation of carps in different density on denitrification, nitrification and nitrate ammonification rates on sediment-water interface [J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2013, 37(6):1103-1110. [钟大森,王芳,王春生,等. 不同密度下的鲤鱼扰动作用对沉积物-水界面硝化、反硝化和氨化速率的影响. 水生生物学报, 2013, 37(6):1103-1110.]

Carbon fluxes across sediment-water interface in different grass carp poly-culture models

XIONG Yinghui¹, WANG Fang^{1*}, CHEN Yan¹, DONG Shuanglin¹, LIU Feng²

(1. The Key Laboratory of Mariculture, Ministry of Education, Ocean University of China, Qingdao 266003, China;

2. Freshwater Fisheries Research Institute of Shandong Province, Jinan 250000, China)

Abstract: To investigate the seasonal variance of carbonic exchange in different grass carp ponds and explore the relationship between carbonic fluxes and environment factors of overlying water, three poly-culture systems, *i. e.* (1) GSB group: grass carp *Ctenopharyngodon idellus*, silver carp *Hypophthalmichthys molitrix* and big head carp *Aristichthys nobilis*, (2) GSBL group: grass carp, silver carp, big head carp and *Litopenaeus vannamei*, (3) GSBC group: grass carp, silver carp, big head carp and carp *Cyprinus carpio*, were studied by simulation in the laboratory from April to September, 2013. The changes of benthic fluxes of carbon across the sediment-water interface with time were studied, as well as the diurnal variation of carbon in the overlying water in August. The results showed that dissolved inorganic carbons (DIC) fluxes ranged from 0.65 mg/(m² · d) to 16.90 mg/(m² · d), while dissolved organic carbons (DOC) fluxes and particulate organic carbon (POC) fluxes ranged from 0.16 mg/(m² · d) to 3.49 mg/(m² · d), -2.29 mg/(m² · d) to 3.32 mg/(m² · d), respectively. Different carbon fluxes were all maximum in August for GSB and GSBC groups, but in July for GSBL group. During our experiments, the ex-fluxes of DIC and DOC were observed in every month. POC was up-taken by the sediments from April to June, but released from the sediments in other months. In the mid-to-late cultivation time, the benthic fluxes of DIC, DOC and POC in GSBL and GSBC groups were significantly higher than those in GSB group ($P < 0.05$). The diurnal variation of carbons had obvious characters in August, with the content of DIC and DOC being maximum at 4:00 am. The content of POC in the GSBL got the maximum value at 4:00 am and the minimum value at 12:00 am, which was opposite to that of GSBC group. The results demonstrated a significantly negative correlation of carbon fluxes with DO and pH in overlying water, but a significantly positive correlation with overlying water temperature.

Key words: grass carp poly-culture pond; sediment-water interface; carbon fluxes; overlying water; dissolved oxygen; pH; water temperature

Corresponding author: WANG Fang. E-mail: wangfang249@ouc.edu.cn