

溶解无机氮加富对海带养殖水体无机碳体系的影响

韩婷婷^{1,2,3} 蒋增杰³ 张继红³ 方建光^{3*} 李加琦³

毛玉泽³ 黄 瑶³ 刘光谋⁴

(¹ 中国科学院海洋研究所, 青岛 266071)

(² 中国科学院大学, 北京 100049)

(³ 农业部海洋渔业可持续发展重点实验室 中国水产科学研究院黄海水产研究所, 青岛 266071)

(⁴ 国家海产贝类工程技术研究中心, 荣成 264316)

摘 要 通过室内模拟实验,研究了在海带养殖水体中添加不同浓度的无机氮(NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N)对海水无机碳体系的影响。结果表明,无机碳体系各组分的变化趋势与无机氮添加浓度和无机氮形态有关。当 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 浓度范围分别在 $(4.73 \sim 52.78) \mu\text{mol/L}$ 和 $(2.56 \sim 34.66) \mu\text{mol/L}$ 时, DIC、 HCO_3^- 和 $p\text{CO}_2$ 均随着营养盐浓度的增加呈下降趋势,其中以 NO_3^- -3 和 NH_4^+ -3 组变化最为明显,均达到最低值,分别为 2.054 、 $2.112 \mu\text{mol/L}$ 、 1.776 、 $1.869 \mu\text{mol/L}$ 、 86 、 $114 \mu\text{atm}$;而当 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 浓度范围分别为 $(52.78 \sim 427.29) \mu\text{mol/L}$ 、 $(34.66 \sim 268.33) \mu\text{mol/L}$ 时, DIC、 HCO_3^- 和 $p\text{CO}_2$ 随着营养盐浓度的增加,其下降幅度逐渐减弱,但实验结束时 DIC、 HCO_3^- 和 $p\text{CO}_2$ 仍低于对照组。 NO_3^- -N 对海带养殖水体无机碳体系的影响较 NH_4^+ -N 明显,加 NO_3^- -N 组对水体的固碳能力显著高于加 NH_4^+ -N 组。当 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 浓度分别为 $52.78 \mu\text{mol/L}$ 、 $34.66 \mu\text{mol/L}$ 时,海带的光合固碳能力达到最大,过高或者过低均会降低海带对水体无机碳的吸收固定。

关键词 溶解无机氮;无机碳体系;固碳;海带

中图分类号 S967.9 文献标志码 A 文章编号 1000-7075(2014)01-0018-08

Effects of dissolved inorganic nitrogen enrichment on inorganic carbon system of *Saccharina japonica* culture water

HAN Ting-ting^{1,2,3} JIANG Zeng-jie³ ZHANG Ji-hong³ FANG Jian-guang^{3*}

LI Jia-qi³ MAO Yu-ze³ HUANG Yao³ LIU Guang-mou⁴

(¹ Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao 266071)

(² University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049)

(³ Key Laboratory of Sustainable Development of Marine Fisheries, Ministry of Agriculture, Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qingdao 266071)

(⁴ National Engineering Research Center for Marine Shellfish, Rongcheng 264316)

ABSTRACT Effects of dissolved inorganic nitrogen (NO_3^- -N and NH_4^+ -N) addition on the

国家重点基础研究发展计划(2011CB409805)、十二五支撑计划课题(2011BAD13B06)、国家自然科学基金(41276172)和国家海洋局海洋公益性行业科研经费专项(201205031)共同资助

* 通讯作者。E-mail:fangjg@ysfri.ac.cn

收稿日期:2012-12-22;接受日期:2013-04-22

作者简介:韩婷婷(1984-),女,博士研究生,主要从事海洋生态和海藻生物学研究。E-mail:hantingting99@sina.com

dissolved inorganic carbon (DIC) system of *Saccharina japonica* culture water were studied. The results indicated that the inorganic carbon system was correlated with the concentrations and forms of DIN. The concentrations of DIC, HCO_3^- and $p\text{CO}_2$ decreased with the increase nitrogen concentration in the range of 4.73-52.78 $\mu\text{mol/L}$ (NO_3^- -N) and 2.56-34.66 $\mu\text{mol/L}$ (NH_4^+ -N), and they were most remarkably affected by the NO_3^- -3 and NH_4^+ -3 treatments, corresponding with the lowest values of 2054 and 2112 $\mu\text{mol/L}$, 1776 and 1869 $\mu\text{mol/L}$, 86 and 114 μatm , respectively. However, when the concentration of nitrogen was in the range of 52.78-427.29 $\mu\text{mol/L}$ (NO_3^- -N) and 34.66-268.33 $\mu\text{mol/L}$ (NH_4^+ -N), the falling trends of DIC, HCO_3^- and $p\text{CO}_2$ were weakened with the increasing nitrogen, but the concentrations of DIC, HCO_3^- and $p\text{CO}_2$ were still lower than the control. Influence of NO_3^- -N addition on inorganic carbon system of seawater was larger than NH_4^+ -N addition, and the ability of carbon fixation in NO_3^- -N treatment was significantly higher than that in NH_4^+ -N treatment. The highest capability of photosynthetic carbon fixation by *S. japonica* appeared in 52.78 $\mu\text{mol/L}$ NO_3^- -N and 34.66 $\mu\text{mol/L}$ NH_4^+ -N. The DIC assimilation ability by *S. japonica* would decrease when NO_3^- -N and NH_4^+ -N deviated from the optimum values.

KEY WORDS Dissolved inorganic nitrogen; Inorganic carbon system; Carbon fixation; *Saccharina japonica*

由于人类活动的影响,大气 CO_2 浓度已由工业革命前约 280 $\mu\text{l/L}$ 增至目前约 380 $\mu\text{l/L}$ (Caldeira *et al.* 2003),若按此速度继续增长,预计二十一世纪末 CO_2 浓度将加倍 (Sabine *et al.* 2004)。大气 CO_2 浓度的升高将会导致一系列环境问题,如全球变暖、海洋酸化、海平面升高、水循环异常、海洋上部混合层浅化等 (徐智广等 2012)。因此,探讨有效的措施来缓解大气 CO_2 浓度的升高迫在眉睫。

大型海藻广泛分布于潮间带及潮下带区域,它们是近岸海域重要的初级生产者,不但能够降低海水中的 CO_2 分压,而且,通过利用重碳酸盐、硝酸盐以及磷酸盐提高海水的 pH 值和碱度,这两个过程促进大气 CO_2 向海水的扩散 (邹定辉等 2002)。由于大型海藻在不到海洋总面积 1% 的沿岸带构成海洋总初级生产力的 10% (Smith *et al.* 1981),因此,其对大气中 CO_2 吸收利用潜力巨大,在近岸碳循环中起着特别重要的作用。

近年来,大规模人工养殖的大型海藻已成为浅海生态系统的重要初级生产力,以黄海近岸的桑沟湾为例,人工养殖海带的年均碳生产量可达 9 750 t,占整个海湾总初级生产量的 37% (张继红等 2005)。大型海藻在光合固碳吸收海水中无机碳的同时,大量吸收海水中的 N、P 等生源要素,导致桑沟湾氮磷营养盐大量消耗而出现营养盐限制 (张继红等 2010),进而会影响藻类对 CO_2 的吸收利用。因此,本研究以桑沟湾重要的大型经济海藻——海带为材料,通过室内模拟向水体中添加不同浓度的 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 来研究营养盐对海带养殖区水体无机碳体系的影响,有助于了解海水富营养化对海带固碳功能的影响,以期为加强大型海藻固碳能力和缓解大气 CO_2 浓度的升高提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 材料

海带 *Saccharina japonica* 于 2012 年 4 月采自桑沟湾近湾养殖筏架上 (37°10'N、122°34'E) 的野生群体,长度 80 cm 左右的完整藻体,放于盛有少量海水的塑料袋中,用低温箱 (温度 4℃ 左右) 在 1 h 内运到实验室,在装有经 20 μm 筛绢过滤的桑沟湾自然海水的培养箱中暂养 7 d,然后用作实验材料。桑沟湾海水的背景值见表 1。

表 1 模拟实验所用海水的背景值

Table 1 Background values of the seawater in the experiment

| 参数 Parameters | 温度 Temperature(°C) | pH | 盐度 Salinity | 硝氮 NO ₃ ⁻ -N (μmol/L) | 氨氮 NH ₄ ⁺ -N (μmol/L) | 叶绿素-a Chl-a (μg/L) |
|----------------------|-----------------------|-----------|----------------|--|--|-----------------------|
| 背景值 Background value | 11.9±0.8 | 8.20±0.01 | 31.41±0.03 | 4.73±0.04 | 2.56±0.05 | 0.04±0.01 |

1.2 实验设计

实验材料在装有 30 L 海水的白色半透明塑料箱(长 55 cm、宽 40 cm、高 24 cm)中培养 7 d,实验用水为经 20 μm 筛绢过滤的桑沟湾自然海水,敞口放置 24 h,使箱内海水的 DIC 浓度与大气达到平衡。然后每个箱内放入外观基本一致的海带(14.62±0.24g)(干重 1.22 g)1 棵。将培养箱置于控温实验室内(12±1°C),光照为室内自然光加日光灯,并保持在约 100 μmol photons/m²·s,光暗周期为 12 h:12 h,培养周期为 7 d。参照 Zhang 等(2012)的方法,将实验设为对照组、KNO₃ 加富组和 NH₄Cl 加富组 3 种处理,其中营养盐加富组浓度分别为海水背景值的 2、5、10、50、100 倍(表 2),各 3 个重复,从表 2 可看出,实验结束时各培养水体仍处于加富状态。由于海水具有较高的缓冲容量(Stumm 1970),加富前后海水 pH 基本没有变化(P>0.05)。每天 14:00 测定 pH 和总碱度(TA)。实验开始和结束时测定水体 NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 浓度。

表 2 无机氮的实测初始浓度和结束浓度

Table 2 Initial and final concentrations of dissolved inorganic nitrogen (DIN) in the incubation experiments

| | 硝氮 NO ₃ ⁻ -N(μmol/L) | | 氨氮 NH ₄ ⁺ -N(μmol/L) | |
|-------------------|--|--------------|--|--------------|
| | 起始 Initial | 结束 Final | 起始 Initial | 结束 Final |
| 对照组 Control | 4.73±0.04 | 3.69±0.46 | 2.56±0.05 | 1.21±0.55 |
| 实验组 1 Treatment 1 | 8.38±0.11 | 6.71±0.33 | 5.13±0.62 | 3.01±0.56 |
| 实验组 2 Treatment 2 | 27.34±1.86 | 18.49±4.22 | 19.42±3.68 | 10.68±1.17 |
| 实验组 3 Treatment 3 | 52.78±6.10 | 34.49±2.49 | 34.66±3.47 | 21.51±4.14 |
| 实验组 4 Treatment 4 | 196.89±31.54 | 182.63±20.19 | 135.99±13.64 | 128.02±19.31 |
| 实验组 5 Treatment 5 | 427.29±40.04 | 422.50±33.54 | 268.33±26.53 | 263.27±31.63 |

1.3 测定方法与数据处理

TA 水样迅速用 GF/F 膜过滤,加入 0.02% 饱和 HgCl₂ 溶液于阴暗处密封冷藏保存(Dickson *et al.* 1994)。TA 使用电位滴定仪(万通 848MPT Titrino)直接测定,精度为 0.1%。pH 使用 Thermo 公司生产的 Orion 9107BNMD 酸度计测定,精密度±0.002(使用 NBS 标定)。Chl-a、NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 的测定参照《海洋监测规范》(2008)规定的方法。同时测定水体盐度 S 和温度 T(热力学温度 K)。海水无机碳体系中的各项参数,如溶解无机碳浓度(DIC)、溶解 CO₂、HCO₃⁻、CO₃²⁻ 浓度以及 pCO₂,由已知的 TA、pH、S 和 K 计算得到。

$$CA = TA - B_T \times \frac{K'_B}{a_H^+ + K'_B}$$

$$DIC = CA \times \left(\frac{a_H^+ + K'_2 + \frac{[a_H^+]^2}{K'_1}}{a_H^+ + 2 \times K'_2} \right)$$

$$[HCO_3^-] = CA \times \frac{a_H^+}{a_H^+ + 2 \times K'_2}$$

$$[\text{CO}_3^{2-}] = \text{CA} \times \frac{K'_2}{a_{\text{H}^+} + 2 \times K'_2}$$

$$[\text{CO}_2(\tau)] = \text{CA} \times \frac{[a_{\text{H}^+}]^2}{K'_1 \times (a_{\text{H}^+} + 2 \times K'_2)}$$

$$p\text{CO}_2 = \frac{[\text{CO}_2(\tau)]}{\alpha}$$

式中, CA 为海水中碳酸盐碱度; B_T 为总硼酸浓度, 可根据 Millero 等(1998)的公式算出; K'_B 为硼酸解离常数, 可根据 Dickson(1990)的公式求得; K'_1 、 K'_2 为碳酸的第一、二级解离常数, 可根据 Mehrbach 等(1973)的公式求得; α 为海水中 CO_2 的溶解度常数, 可根据 Weiss(1974)的公式求出; a_{H^+} 近似为海水中 H^+ 浓度。

1.4 相对生长率(RGR)的测定

分别测定实验初始时藻体的湿重(W_0)和结束时藻体的湿重(W_t), 通过公式:

$$\text{RGR}(\%/d) = \ln(W_t/W_0) \times t^{-1} \times 100, \text{其中, } t \text{ 为培养时间, 单位为 d.}$$

1.5 CO_2 通量(F)的计算

海-气界面的 CO_2 通量可通过公式 $F = k\alpha(p_w\text{CO}_2 - p_a\text{CO}_2)$ 计算得出, 式中, k 为海-气界面气体传输速度, 其值主要与风速有关; α 为 CO_2 在海水中的溶解度系数。 $p_w\text{CO}_2$ 为表层海水 CO_2 分压值, $p_a\text{CO}_2$ 为大气 CO_2 分压值。 本研究中将 $p_a\text{CO}_2$ 取值为 $361 \mu\text{atm}$, k 取值为 Raymond 等(2001)推荐的最小值与最大值之间的中间值, 即 5 cm/h 。

1.6 统计分析

所得数据用 SPSS 13.0 进行统计分析; 不同处理组间使用 LSD 法或 t -tests 法进行差异显著性分析, 以 $P < 0.05$ 作为差异显著性水平。

2 结果

2.1 海带生长的变化

营养盐组海带的日相对生长率(Relative growth rate, RGR)均比对照组的高, 加 NO_3^- -N 各组均显著高于对照组 ($P < 0.05$), 而加 NH_4^+ -N 组中, 仅 NH_4^+ -3 显著高于对照组 ($P < 0.05$), 其余组均与对照组没有显著性差异 ($P > 0.05$)。 在同一浓度倍数下, NH_4^+ -N 加富组海带的 RGR 比 NO_3^- -N 加富组的增加 $11.59\% \sim 18.25\%$ (图 1)。 这表明, 营养盐加富均能促进海带的生长, 但相对于 NH_4^+ -N 加富, NO_3^- -N 加富更能促进海带的生长。

2.2 水体 pH 的变化

随着培养时间的延长, 加 NO_3^- -N 组和加 NH_4^+ -N 组水体中的 pH 值逐渐上升, 实验结束时均达到最大值 (图 2)。 当 NO_3^- -N 浓度低于 $52.78 \mu\text{mol/L}$ 时, 随着 NO_3^- -N 浓度的增加, 水体 pH 值的增长速率逐渐增大, 而当 NO_3^- -N 浓度高于此浓度时, 水体 pH 的增长速率则明显下降。 加 NH_4^+ -N 组中, pH 的变化趋势与 NO_3^- -N 组的相似。 对比 NO_3^- -N 组和 NH_4^+ -N 组可以看出, 实验结束时, 加 NO_3^- -N 和加 NH_4^+ -N 各组中 pH 分别增加了 $0.47 \sim 0.57$ 和 $0.37 \sim 0.48$, 加 NO_3^- -N 各组中 pH 增加幅度均高于相对应倍数下的加 NH_4^+ -N 组, 而对照组至实验结束时仅增加了 0.35 个 pH 单位, 增幅明显低于营养盐组 ($P < 0.05$)。

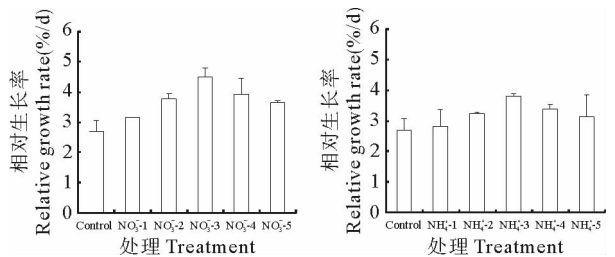


图 1 不同无机氮处理对海带生长的影响

Fig. 1 Effects of different DIN treatment on the growth of *S. japonica*

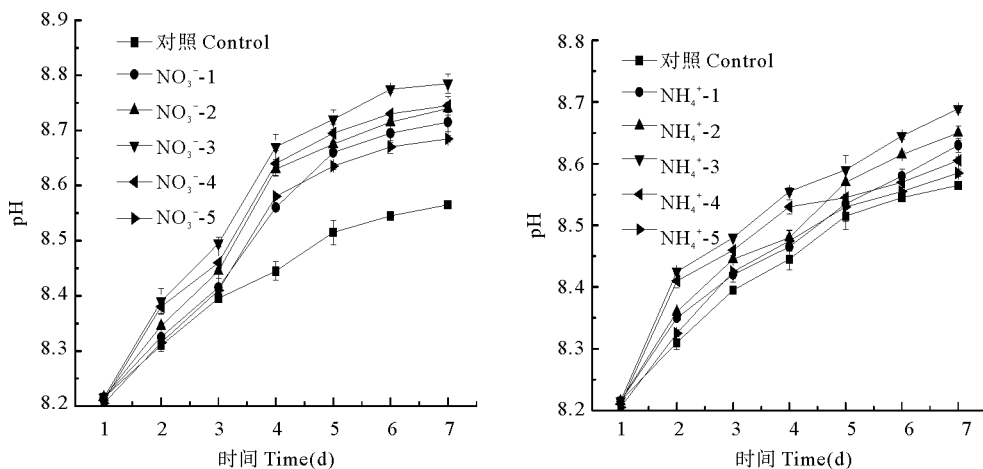


图 2 不同无机氮处理对 pH 的影响

Fig. 2 Effects of different DIN treatment on pH

2.3 水体无机碳体系的变化

如图 3 所示, 水体中无机碳体系各组分含量随培养时间的变化与营养盐种类和加富浓度有关。各组中 DIC、 HCO_3^- 和 $p\text{CO}_2$ 变化趋势相似, 均随培养时间的延长不断下降, 而 CO_3^{2-} 的变化趋势正相反, 其含量随着时间的延长逐渐增大。

与对照组相比, 加 NO_3^- -N 组和加 NH_4^+ -N 组的 DIC 下降趋势显著增大 ($P < 0.05$), 以 NO_3^- -3 和 NH_4^+ -3 的下降幅度最大, 分别为 217 、 $158 \mu\text{mol/L}$ 。对于在同一倍数水平下的 NO_3^- -N 组和 NH_4^+ -N 组, NO_3^- -N 组的 DIC 的下降幅度均明显高于 NH_4^+ -N 组 ($P < 0.05$)。可见 NO_3^- -N 比 NH_4^+ -N 更有利于促进海带对水体中 DIC 的吸收。

在各实验组中, HCO_3^- 随着培养时间的延长逐渐下降, 其中以 NO_3^- -3 和 NH_4^+ -3 下降幅度最大。在 NO_3^- -3 组中, HCO_3^- 在整个实验过程中下降了 $398 \mu\text{mol/L}$, 降幅达 18.33% ; 而 NH_4^+ -3 组中的 HCO_3^- 在实验中下降了 $305 \mu\text{mol/L}$, 降幅达 14.04% 。对照组在实验期间 HCO_3^- 仅下降了 $205 \mu\text{mol/L}$, 除了与 NH_4^+ -5 差异不显著外 ($P > 0.05$), 与其他各组差异明显 ($P < 0.05$)。

对于 CO_3^{2-} , 在培养期间加 NO_3^- -N 组、 NH_4^+ -N 组及对照组随培养时间的延长均表现出不断增加的趋势, 其中营养盐组的增加幅度明显高于对照组 ($P < 0.05$)。在 NO_3^- -N 组和 NH_4^+ -N 组中, 也是以 NO_3^- -3 和 NH_4^+ -3 组的增加幅度最大, 明显高于其他浓度组 ($P < 0.05$)。对照组 CO_3^{2-} 的增长幅度最小, 至实验结束仅增长了 $95 \mu\text{mol/L}$ 。

对于 $p\text{CO}_2$ 的变化, 实验前期下降速率较快, 到后期随着时间的延长其下降速率逐渐变缓, 在 NO_3^- -N 组中这种变化更明显。在加富组中, 以 NO_3^- -3 和 NH_4^+ -3 下降幅度最大, 较初始 $p\text{CO}_2$ 降幅分别达 78.49% 和 71.59% 。对照组在实验过程中也一直处于下降趋势, 但下降幅度明显低于各营养盐添加组 ($P < 0.05$), 至实验结束时仅下降了 59.75% 。

2.4 海-气界面的 CO_2 通量 (F) 的变化

随着培养时间的延长, 各组的海-气界面的 CO_2 通量 (F) 均逐渐降低, 营养盐组的下降幅度均明显高于对照组 ($P < 0.05$) (图 4)。各营养盐加富组中水体的固碳量也明显不同, 其中 NO_3^- -3 和 NH_4^+ -3 组中的 F 降幅最大, 明显高于其他浓度组 ($P < 0.05$)。对比 NO_3^- -N 组和 NH_4^+ -N 组可以看出, 实验结束时, 两组的 F 分别下降 ($13.35 \sim 14.74$) $\text{mmol/m}^2 \cdot \text{d}$ 和 ($11.60 \sim 13.38$) $\text{mmol/m}^2 \cdot \text{d}$, 并且在同一倍数浓度下, 加 NO_3^- -N 组中的 F 均明显低于加 NH_4^+ -N 组 ($P < 0.05$), 而对照组的 F 降低了 $10.76 \text{mmol/m}^2 \cdot \text{d}$, 其降幅明显低于营养盐组 ($P < 0.05$), 表现为弱的固碳能力。

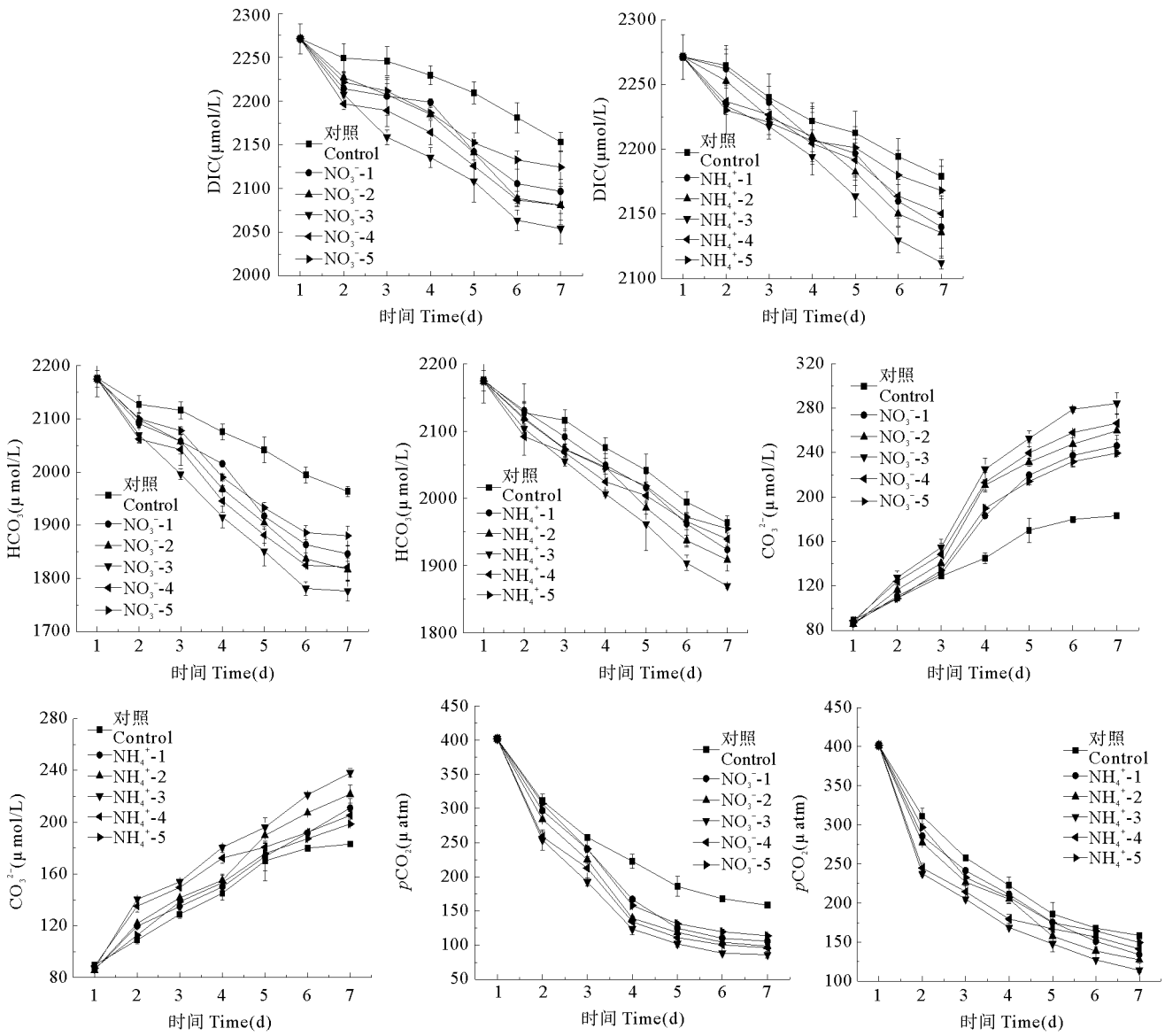


图 3 不同无机氮处理对无机碳体系参数的影响

Fig. 3 Effects of different DIN treatment on inorganic carbon system

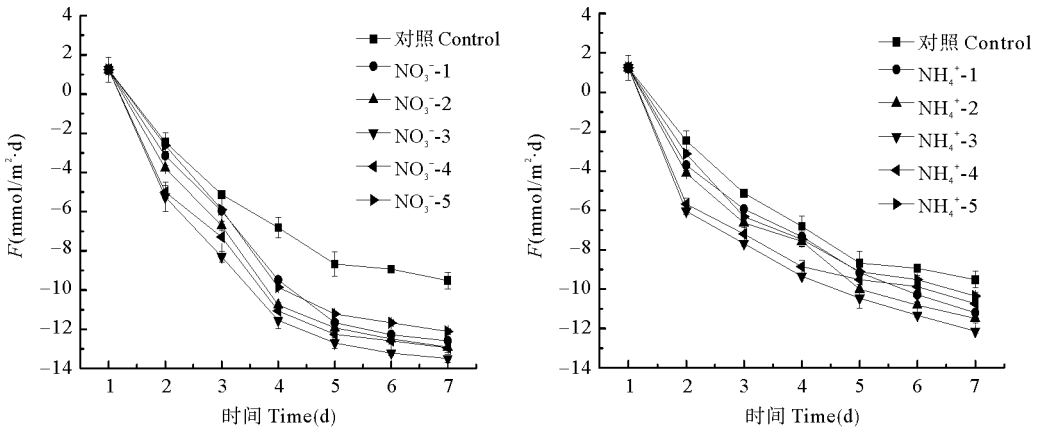


图 4 不同无机氮处理对海-气 CO₂ 通量 (F) 的影响

Fig. 4 Effects of different DIN treatment on air-sea CO₂ flux (F)

3 讨论

大型海藻高的光合生产力只有在通过对无机碳和氮磷营养盐的吸收和利用的基础上才能发挥和维持。营养盐供应少会降低海藻对无机营养盐的吸收,并减少藻体的各种营养库,进而限制其光合生长(Geider *et al.* 1993)。在自然海水条件下,海藻的生长一般处于氮限制,若加入一些无机氮和无机磷将有利于光合作用底物无机营养盐的供应,从而提高了藻体的光合速率(李枫等 2009;Beer *et al.* 1997)。氮是海藻光合器官的重要组成部分,光合作用是对藻体的氮供给最敏感的反应之一,氮浓度的适当提高有利于海藻的光合作用(程丽巍 2010)。虽然海水中无机碳的含量大,但 90% 以上是以 HCO_3^- 形式存在,只有不到 1% 的无机碳是 CO_2 ,因此,海藻吸收的无机碳主要是 HCO_3^- ,但其中只有 CO_2 可以被海藻直接利用(邹定辉等 2001), HCO_3^- 则需转化成 CO_2 才能被利用。同样,海带在光合固碳过程中除了利用 CO_2 作为无机碳源外,也能吸收利用 HCO_3^- (岳国峰等 2001)。从本研究结果可以看出,随着水体中无机氮浓度增加,海藻对无机氮的吸收量也增加(表 2),促进藻体生长,使得水体中 HCO_3^- 和 $p\text{CO}_2$ 下降, CO_3^{2-} 上升;当 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 浓度分别高于 $52.78 \mu\text{mol/L}$ 和 $34.66 \mu\text{mol/L}$ 时,随着无机氮浓度的增高,海藻对无机氮的吸收量减少,生长减慢,对水体中 CO_2 和 HCO_3^- 吸收量也减少,从而引起 $p\text{CO}_2$ 下降幅度和 CO_3^{2-} 上升幅度降低。吴荣军等(2006)研究发现,14.4℃下,当 NO_3^- -N 为(6.3~28.3) $\mu\text{mol/L}$ 时,海带的最大光合速率 P_{max} 随着营养盐浓度的增加显著增大,但在此浓度范围内海带的光合作用能力没有达到饱和。从本研究还可以看出,当 NO_3^- -N 为 $52.78 \mu\text{mol/L}$, NH_4^+ -N 为 $34.66 \mu\text{mol/L}$ 时,海带对水体无机碳的吸收和生长速率达到最大,而当营养盐浓度低于和高于此浓度时,海带对水体无机碳的吸收和生长速率均受到限制。所以, NO_3^- -N 为 $52.78 \mu\text{mol/L}$, NH_4^+ -N 为 $34.66 \mu\text{mol/L}$ 是否为海带光合作用能力的饱和浓度还有待于进一步的研究。在水体 HCO_3^- 被海带吸收同化成有机碳而减少的同时,伴随着 pH 升高,促使 HCO_3^- 向 CO_3^{2-} 转化,其中 HCO_3^- 吸收利用速率远低于 HCO_3^- 转化速率(张乃星等 2009),最终导致水体 CO_3^{2-} 不断上升。同时,实验结果表明,在实验初期, $p\text{CO}_2$ 迅速下降,后期的下降速率减慢,其原因可能是 CO_2 分子可通过扩散作用轻易地进入藻类细胞而被吸收利用(邹定辉等 2001),使得海藻通常优先吸收利用水体中 CO_2 ,导致实验初期 $p\text{CO}_2$ 急剧下降,并且随着水体 pH 升高, CO_2 浓度降低到海带吸收的阈值,这时藻体转化为以吸收 HCO_3^- 为主,导致 CO_2 浓度下降速率降低。这一变化规律与张乃星等(2009)的研究结果相似。

海藻的光合固碳不仅仅由氮浓度的高低决定,不同化合态的氮源对海藻光合固碳的促进作用也不尽相同。许多大型海藻主要以 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 的形式吸收环境中的氮,藻体对 NO_3^- -N 的吸收利用的途径主要是通过硝酸还原酶(NR)将 NO_3^- 还原成 NO_2^- , NO_2^- 经亚硝酸还原酶的作用还原成 NH_4^+ 才能为藻体所吸收同化,在此过程中需要消耗较多的能量,因此藻体对 NH_4^+ -N 的吸收速率大大高于对 NO_3^- -N 的吸收速率,且一般情况下会优先利用 NH_4^+ -N(Gao *et al.* 1994)。张乃星等(2009)对孔石莼 *Ulva pertusa* 的研究结果表明, NH_4^+ -N 比 NO_3^- -N 更有利于促进孔石莼的光合作用和对水体 DIC 的吸收。而在本研究中,比较同一倍数浓度下的两种化合态氮,加 NO_3^- -N 组的藻体对无机氮的吸收量大于加 NH_4^+ -N 组,从而使加 NO_3^- -N 组的藻体生长速率明显高于加 NH_4^+ -N 组。这说明添加 NO_3^- -N 对海带的同化吸收无机碳的促进作用大于添加 NH_4^+ -N,使得添加 NO_3^- -N 更能加快海带的光合固碳过程。有研究表明,在某些绿藻和红藻中, NH_4^+ -N 的存在能抑制藻体对 NO_3^- -N 的吸收(Brenchley *et al.* 1997),而对于许多褐藻来说, NH_4^+ -N 的存在并不一定能够抑制 NO_3^- -N 的吸收(Wheeler *et al.* 1984),从而使海带对 NO_3^- -N 的吸收速率大于对 NH_4^+ -N 的吸收速率(毛玉泽等 2008;Xu *et al.* 2011)。并且张鑫等(2007)研究认为,大量的 NH_4^+ -N 加富使得 NH_4^+ -N 在藻体内积累产生了毒害作用,但 NO_3^- -N 加富能够抑制 NR 的活性,从而降低了 NO_3^- -N 向 NH_4^+ -N 的转化对藻体带来的损害。

本研究是在封闭、静态的条件下进行的,封闭水体与外界不发生水-气界面的气体交换,因此,可以定量地研究添加营养盐条件下封闭水体中 $p\text{CO}_2$ 的变化,并将实验结果与自然界水-气系统联系起来研究无机氮加富对海-气 CO_2 交换的影响。当 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 范围分别为(4.73~52.78) $\mu\text{mol/L}$ 和(2.56~34.66) $\mu\text{mol/L}$

时,无机氮浓度的增加会使海带养殖水体的固碳能力增强。而当 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 浓度范围分别为(52.78~427.29) $\mu\text{mol/L}$ 和(34.66~268.33) $\mu\text{mol/L}$ 时,无机氮浓度的增加也能增强水体的固碳能力,但是增强的幅度下降。此外,各组水体的固碳能力也因添加氮盐的种类不同而有差异。在同一浓度倍数下,加 NO_3^- -N 组的固碳能力要大于加 NH_4^+ -N 组。这同样应归因于海带对不同氮源的吸收和同化的差异。由于海带对 NO_3^- -N 的吸收速率较快,当 NO_3^- -N 添加组水体中的无机碳含量显著下降时, NH_4^+ -N 添加组中的海带却可能因为 NH_4^+ -N 吸收的抑制使得海带的光合固碳减弱,水体中的无机碳含量下降速度相对较慢。

参 考 文 献

- 毛玉泽,叶乃好,王金叶,李 琦,崔现军,邹 健,方建光. 2008. 海带藻片对氮营养盐吸收特性研究. 见:2008年中国水产学会学术年会论文摘要集,1-8
- 吴荣军,朱明远,李瑞香,张学雷,郑有飞,孙丕喜, Jean-Marc Deslous-Paoli, Isabelle Aubry. 2006. 海带 (*Laminaria japonica*) 幼孢子体生长和光合作用的 N 需求. 海洋通报, 25(5):36-42
- 张乃星,宋金明,郭明克,曹从华,任荣珠,吴凤丛,王正文. 2009. 过量无机氮造成的富营养化对孔石莼存在下海水无机碳体系的影响. 环境科学, 30(7):1906-1913
- 张继红,方建光,唐启升. 2005. 中国浅海贝藻养殖对海洋碳循环的贡献. 地球科学进展, 20(3):359-365
- 张继红,王 巍,韩婷婷,刘顶海,方建光,蒋增杰,刘新杰,张新军,连 岩. 2012. 桑沟湾春季营养盐分布特征及赤潮暴发诱因. 水产学报, 32(1):132-139
- 张 鑫,邹定辉,徐智广,刘树霞. 2007. 大气 CO_2 浓度升高和氮加富对羊栖菜生理生化特征的影响. 南方水产, 3(3):35-40
- 李 枫,邹定辉,刘兆普,赵耕毛,程丽巍,朱喜锋,陈伟洲. 2009. 氮磷水平对龙须菜生长和光合特性的影响. 植物生态学报, 33(6):1140-1147
- 邹定辉,高坤山. 2001. 大型海藻类光合无机碳利用研究进展. 海洋通报, 20(5):83-90
- 邹定辉,高坤山. 2002. 高 CO_2 浓度对大型海藻光合作用及有关过程的影响. 生态学报, 22(10):1750-1757
- 国家海洋标准计量中心,国家海洋局第二海洋研究所,国家海洋局第一海洋研究所. 2008. GB 17378-2007 海洋监测规范. 北京:中国标准出版社
- 岳国峰,王金霞,王建飞,周百成,曾呈奎. 2001. 海带幼孢子体的光合碳利用. 海洋与湖沼, 32(6):647-652
- 徐智广,李美真,霍传林,于道德,张振冬,邵雁群. 2012. 高浓度 CO_2 引起的海水酸化对小珊瑚藻光合作用和钙化作用的影响. 生态学报, 32(3):699-705
- 程丽巍. 2010. 三种大型海藻对海水中营养盐供应变化的生理响应研究. 见:南京农业大学硕士研究生学位论文 12
- Beer S, Rehnberg J. 2007. The acquisition of inorganic carbon by the seagrass *Zostera marina*. Aquat Bot 56(3-4):277-283
- Brenchley JL, Raven JA, Johnston AM. 1997. Resource acquisition in two intertidal fucoid seaweeds, *Fucus serratus* and *Himantalia elongata*: seasonal variation and effects of reproductive development. Mar Biol 129(2):367-375
- Caldeira K, Wickett ME. 2003. Anthropogenic carbon and ocean pH. Nature 425:365
- Dickson AG, Goyet C. 1994. Handbook of methods for the analysis of the various parameters of the carbon dioxide system in sea water,4-26
- Dickson AG. 1990. Thermodynamics of the dissociation of boric acid in synthetic seawater from 273.15 to 318.15 K. Deep-Sea Res PT I 37(5):755-766
- Gao KS, McKinley KR. 1994. Use of macroalgae for marine biomass production and CO_2 remediation: a review. J Appl Phycol 6(1):45-60
- Geider RJ, Roche JL, Greene RM and 1 other. 1993. Response of the photosynthetic apparatus of *Phaeodactylum tricornutum* (Bacillariophyceae) to nitrate, phosphate, or iron starvation. J Phycol 29(6):755-766
- Mehrbach C, Culbertson CH, Hawley JE and 1 other. 1973. Measurement of the apparent dissociation constants of carbonic acid in seawater at atmospheric pressure. Limnol Oceanogr 18(6):897-907
- Millero FJ, Degler EA, O'Sullivan DW and 2 others. 1998. The carbon dioxide system in the Arabian Sea. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 45(10-11):2225-2252
- Raymond PA, Cole JJ. 2001. Gas exchange in rivers and estuaries: choosing a gas transfer velocity. Estuar Coast 24(2):312-317
- Sabine CL, Feely RA, Gruber N and 13 others. 2004. The oceanic sink for anthropogenic CO_2 . Science 305(5682):367-371
- Smith SV. 1981. Marine macrophytes as a global carbon sink. Science 211(4484):838-840
- Stumm W. 1970. Aquatic chemistry: An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. New York, Wiley Press
- Weiss RF. 1974. Carbon dioxide in water and seawater: the solubility of a non-ideal gas. Mar Chem 2(3):203-215
- Wheeler WN, Srivastava LM. 1984. Seasonal nitrate physiology of *Macrocystis integrifolia* Bory. J Exp Mar Biol Ecol 76(1):35-50
- Xu D, Gao ZQ, Zhang XW and 4 others. 2011. Evaluation of the potential role of the macroalga *Laminaria japonica* for alleviating coastal eutrophication. Bioresource Technol 102(21):9912-9918
- Zhang NX, Song JM, Cao CH and 4 others. 2012. The influence of macronitrogen (NO_3^- and NH_4^+) addition with *Ulva pertusa* on dissolved inorganic carbon system. Acta Oceanol Sin 31(1):73-82