

## 枸杞岛贻贝养殖水域碳氮磷分布格局

王 旭, 赵 旭, 章守宇\*, 周曦杰

(上海海洋大学海洋科学学院, 上海 201306)

**摘要:**于 2013 年贻贝成熟期和幼苗期对枸杞岛贻贝筏式养殖水域营养分布和碳分布格局开展相关实验。结果表明:从生态健康角度,夏季成熟期的贻贝养殖造成养殖海域氮、磷营养盐浓度升高,尤其是无机氮浓度显著高于非养殖区( $P < 0.05$ ),养殖区处于受磷限制性的重富营养化,对其水体健康产生一定压力;秋季幼苗期贻贝养殖使养殖海域氮、磷浓度均降低,尤其是无机氮浓度显著低于非养殖区( $P < 0.05$ ),与夏季分布格局相反,对水体有净化作用。从生态效应看,贻贝养殖使表层水体中溶解无机碳浓度显著低于非养殖区( $P < 0.05$ ),产生碳汇效应;同时,贻贝养殖使水体中溶解有机碳浓度显著高于非养殖区( $P < 0.05$ ),由于丰富的氮营养盐,溶解有机碳处于不稳定态,为碳源。因此,成熟期与幼苗期贻贝养殖对其水域健康产生不同作用,养殖的碳汇、碳源还有待进一步的系统研究。

**关键词:**富营养化;生态健康;溶解碳;生态效应;贻贝养殖

**中图分类号:**S 968.3

**文献标志码:**A

在贝类养殖面积逐年增加的背景下,贝类养殖对其所在水域生态影响的研究逐渐成为国内外热点。一方面,主要围绕海水养殖的可持续发展展开:贝类滤食代谢<sup>[1-2]</sup>、生物沉积<sup>[3]</sup>等行为均会对水环境中营养盐浓度产生影响,伴随着养殖规模和密度的不断扩大,极易造成水体富营养化,给养殖环境带来巨大压力<sup>[4-7]</sup>;另一方面,伴随着贻贝的钙化呼吸、生物沉积,带来养殖水域中碳浓度格局的变化<sup>[8-9]</sup>。国内外对贻贝养殖的研究多是围绕单方面展开,鲜见将两者结合的相关报道。

基于海水养殖可持续发展及“碳汇渔业”的研究,可将贝类养殖区看成一个典型的生态系统,综合考虑其水域健康状况以及潜在的碳汇效应是十分必要的<sup>[10]</sup>。本研究选取枸杞岛后头湾贻贝养殖区的营养盐及溶解碳为研究对象,拟通过探明不同生长阶段贻贝养殖水域营养盐水平状况,分析养殖水域健康水平<sup>[11-12]</sup>及其成因;通过探明不同生长阶段水域溶解碳分布格局,初步分析养殖水域碳体系状况及其形成原因。通过探讨不同

生长阶段贻贝养殖带来的生态健康与生态碳效应,为可持续性海水养殖及“碳汇渔业”背景下建立贻贝养殖生态体系评价提供基础依据。

### 1 材料与方法

#### 1.1 研究区域概况

枸杞岛海域地处长江口外,常年水质较为清澈<sup>[13-14]</sup>,远离大陆,岛上无工业,陆源污染少,营养物质来源主要为内部能流循环。目前,该海域贻贝养殖方式为筏式养殖,养殖规模和密度均较高:年养殖面积已达近 2.5 万亩,产量近 8 万吨;养殖海区内由近 2 000 个 100 m × 50 m 的养殖单元组成,每个养殖单元由大量的主绳、锚绳和将近 400 个浮筏及近 2 000 条附有贻贝的苗绳构成。贻贝每年 8 月开始包苗投放,次年 7 月进行收割。近年来受市场需求,其养殖规模不断扩大,年增长率约为 12.90%,其养殖水域内逐渐出现了春、夏季水体富营养化、赤潮高发、因水体更新慢等引起的饵料短缺等现象,这些现象在我国众多养殖区也常有发生<sup>[15-17]</sup>。

收稿日期:2015-03-06 修回日期:2015-06-24

资助项目:公益性行业(农业)科研专项(201003068);国家自然科学基金(41176110)

通信作者:章守宇,E-mail:sy Zhang@shou.edu.cn

## 1.2 站点设置与样品采集处理

2013年7月贻贝成熟期(夏季)、10月幼苗期(秋季),于大潮日间涨潮期间在贻贝场内外21个采样点7个断面进行养殖水层(水面下3米)及底层水样(底部上1米)样本采集。基于多年对枸杞岛海域紫贻贝养殖情况进行社会调查的结果设立采样站点:在枸杞岛后头湾海域紫贻贝养殖区(30°42'46.15"N~30°44'21.05"N;122°43'53.37"E~122°46'29.90"E)内沿潮流方向结合离岸远近程度不同在北侧、中间和南侧设置4个断面。各断面相互交错处周围随机设立采样站点共12个。而在贻贝养殖区外围平行于各断面设置了9个站点(图1)。各站点以英文字母缩写命名,分别为S1~S21。其中S4~S6、S13~S15为贻贝场外围采样点,S7~S12为贻贝场内部采样点(图1)。

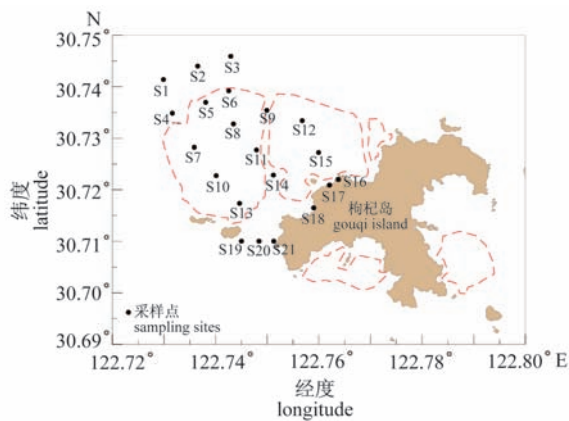


图1 后头湾采样点分布图

红色虚线为筏架贻贝养殖区,下同

Fig.1 Sampling sites of Houtou Bay

The red dashedline is the mussel culture area, the same as the following

现场用梅特勒SG2 pH计测定水体pH值。用于分析硝酸盐( $\text{NO}_3^- - \text{N}$ )、亚硝酸盐( $\text{NO}_2^- - \text{N}$ )、铵盐( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ )、活性磷酸盐(DIP)、COD的水样的采集与室内实验均严格按照《海洋调查规范》进行<sup>[18]</sup>,硝酸盐、亚硝酸盐、铵盐测定分别采

用铈-镉还原法、重氮-偶氮法及溴酸钠氧化法,其中:

$$c(\text{DIN}) = c(\text{NH}_4^+ - \text{N}) + c(\text{NO}_3^- - \text{N}) + c(\text{NO}_2^- - \text{N})$$

用于测定溶解碳的水样低温运至实验室后经事先在450℃下灼烧过的0.45 μm玻璃纤维滤膜在全玻滤器上过滤,取滤液经Elementar Liqui TOCII检测。

## 1.3 评价指标及计算公式

富营养化指数法 海水营养水平采用富营养化指数<sup>[19]</sup>法来进行评价(表1)。营养水平指数(E)计算如下:

$$E = \frac{C_{\text{COD}} \times C_{\text{DIN}} \times C_{\text{DIP}}}{4500} \times 10^6$$

式中 $C_{\text{COD}}$ 、 $C_{\text{DIN}}$ 、 $C_{\text{DIP}}$ 分别为化学需氧量、无机氮、磷酸盐的实测值,单位为mg/L。

潜在富营养化程度评价 研究区域受到陆地冲淡水输运营养盐的影响,潜在富营养化主要受到无机氮(DIN)、DIP影响,选择郭卫东等<sup>[20]</sup>提出的潜在性富营养化程度评价模式。该评价将氮(N)、磷(P)浓度计N:P值作为评价分类(表2)。先根据氮磷的浓度,将营养级划分为贫营养、中度营养及富营养,再根据氮、磷比值,将N:P>30划为磷限制海区,将N:P<8划分为氮限制海区。对于每一种营养级的氮磷限制,根据氮或磷及氮、磷比值进行细分。

### (3) 碳酸氢根浓度计算公式

碳酸氢根浓度计算公式如下<sup>[21-22]</sup>:

$$[\text{HCO}_3^-] = \frac{[\text{DIC}]}{1 + \frac{[\text{H}^+]}{K_1^1} + \frac{K_2^1}{[\text{H}^+]}}$$

式中 $[\text{HCO}_3^-]$ 为碳酸氢盐浓度,单位为mg/L; $[\text{DIC}]$ 为溶解无机碳浓度,单位为mg/L; $[\text{H}^+]$ 为氢离子浓度,单位为mol/L; $K_1^1$ 为碳酸一级电离平衡常数,单位为mol/L; $K_2^1$ 为碳酸二级电离平衡常数,单位为mol/L。

表1 海水营养水平分级

Tab.1 The division standard of eutrophication grade

营养等级 eutrophication grade	贫营养 pool eutrophication	轻度富营养 mild eutrophication	中度富营养 medium eutrophication	重富营养 heavy eutrophication	严重富营养 serious eutrophication
E	$E < 1$	$1 \leq E < 2$	$2 \leq E < 5$	$5 \leq E < 15$	$E \geq 15$

表 2 营养级划分原则  
Tab. 2 Classification of nutrient levels

级别 grade	营养级 nutrient level	DIN/( $\mu\text{mol/L}$ )	DIP/( $\mu\text{mol/L}$ )	N:P
I	贫营养	< 14.28	< 0.97	8 ~ 30
II	中度营养	14.28 ~ 21.41	0.97 ~ 1.45	8 ~ 30
III	富营养	> 21.41	> 1.45	8 ~ 30
IV <sub>p</sub>	磷限制中度营养	14.28 ~ 21.41	—	> 30
V <sub>p</sub>	磷中等限制潜在性富营养	> 21.41	—	30 ~ 60
VI <sub>p</sub>	磷限制潜在性富营养	> 21.41	—	> 60
IV <sub>n</sub>	氮限制中度营养	—	0.97 ~ 1.45	< 8
V <sub>n</sub>	氮限制潜在性富营养	—	> 1.45	4 ~ 8
VI <sub>n</sub>	氮中等限制潜在性富营养	—	> 1.45	< 4

#### 1.4 数据处理

采用 Primer 6.0 选取磷酸盐、DIN( $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ )、溶解无机碳(DIC, dissolved inorganic carbon)、溶解有机碳(DOC, dissolved organic carbon)作为参数,对 21 个站点进行群组聚类分析处理,为研究海域营养盐及碳分布空间格局的趋同性及异质性研究提供依据。同时应用 SPSS 19.0 软件,采用单因素方差分析(One-Way ANOVA)对无机氮、活性磷酸盐、溶解无机碳、溶解有机碳等参数进行组间差异显著性比较,以  $P < 0.05$  表示组间差异显著,以  $P < 0.01$  表示组间差异极显著。用 Excel 2013 绘制图表和数据处理, GRI 绘制各参数浓度分布图。

## 2 结果与分析

### 2.1 群组聚类

选取无机氮、活性磷酸盐、DIC 和 DOC 4 个参数用 Primer 6.0 对 21 个站点进行聚类分析, nMDS 聚类图显示:夏季,养殖区内围 S7、S8、S9、S10、S11、S12 为群组 Q1,养殖区外围 S4、S5、S6、S13、S14、S15 为群组 Q2,藻场 S16、S17、S18 为群组 Q3,进出口 S1、S2、S3、S19、S20、S21 为群组 Q4(图 2);秋季,养殖区 S7 - S15 为群组 q1,藻场 S16 - S18 为群组 q3,进出口 S1 - S21 为群组 q4(图 3)。贻贝养殖区在夏季内围外围分为 2 个群组,而在秋季贻贝养殖区为整体群组。为了方便进行夏、秋季比较,藻场均设置为第 3 群组,进出口均设置为第 4 群组。贻贝养殖使其养殖空间水域环境出现差异性,且不同生长阶段,出现不同的空间聚类结果。后续分析均按照空间聚类划分的群组进行。

### 2.2 营养盐分布特征

无机氮(DIN) DIN 浓度在空间尺度上,夏季成熟期 DIN 浓度范围为 13.17 ~ 61.19  $\mu\text{mol/L}$ ,平均浓度为  $(39.42 \pm 18.68) \mu\text{mol/L}$ 。最高值集中在养殖区内围 Q1 群组  $(56.36 \pm 2.98) \mu\text{mol/L}$ ,最低值集中在藻场 Q3 群组  $(14.92 \pm 1.19) \mu\text{mol/L}$ ,差异显著( $P < 0.01$ )(图 4)。参照水质划分中 DIN 质量标准<sup>[21]</sup>,养殖区 Q1、Q2 群组属于超四类海水,藻场 Q3 群组属于一类海水,进出口 Q4 群组属于二类海水。养殖区 Q1、Q2 群组极显著高于进出口端( $P < 0.01$ )。藻场群组 Q3 显著低于进出口端( $P < 0.01$ )。秋季幼苗期,DIN 浓度范围为 0.57 ~ 3.64  $\mu\text{mol/L}$ ,平均浓度为  $(1.95 \pm 0.88) \mu\text{mol/L}$ 。研究海域均为一类水。低值集中在养殖区 q1 群组  $(0.63 \pm 0.08) \mu\text{mol/L}$ ,高值集中在进出口 q4 群组  $(3.52 \pm 0.18) \mu\text{mol/L}$ 。养殖区 q1 群组极显著低于进出口 q4 群组( $P < 0.01$ )(图 4)。时间尺度上,夏、秋季分布格局呈现相反格局(图 4):夏季从养殖区中心向外降低,秋季则自养殖区向外升高。夏季养殖区 Q1 群组较进出口 Q4 群组 DIN 浓度升高幅度(157.40%)大于秋季养殖区降低幅度(82.10%)。

DIN 组成在空间尺度上,夏季成熟期三态氮浓度均呈现自养殖区内围向外降低格局(表 3),其所占比例发展趋势相同(表 4)。且养殖区 Q1、Q2 群组与进出口差异性极显著( $P < 0.01$ )。秋季幼苗期,三态氮浓度分布格局与夏季相反,自养殖区中心向外升高(表 3), $\text{NO}_3^- - \text{N}$  所占比例同为此格局,而  $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  所占比例自养殖区中心向外降低(表 4),养殖区 q1 群组与进出口差异性

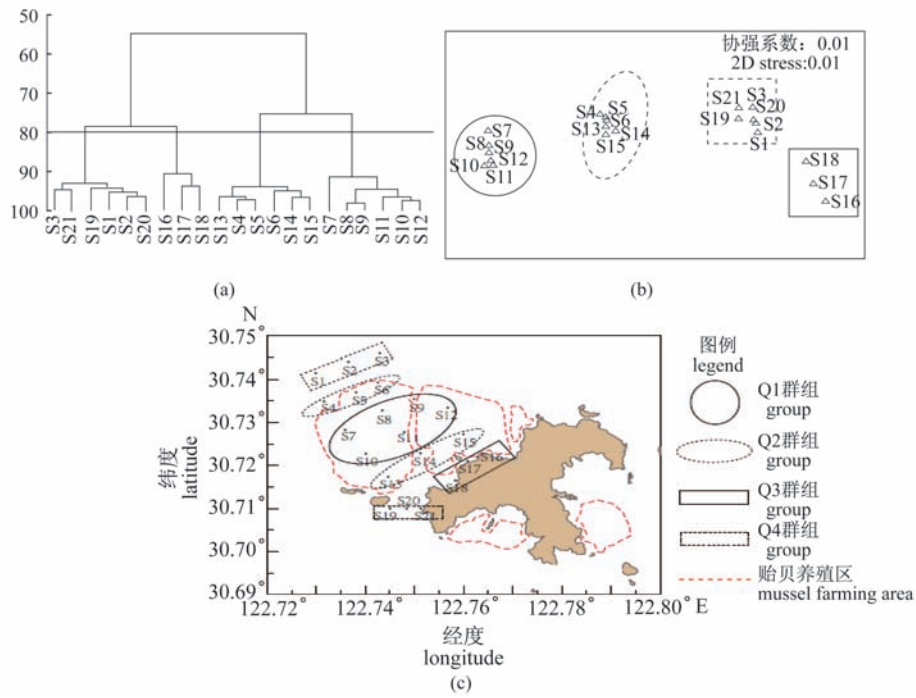


图 2 DIN 夏季聚类结果

(a) 树状聚类图; (b) nMDS 图; (c) 站点聚类划分图

Fig. 2 The cluster results of sampling stations in summer for DIN

(a) cluster tree graph; (b) nMDS graph; (c) site clustering partition graph

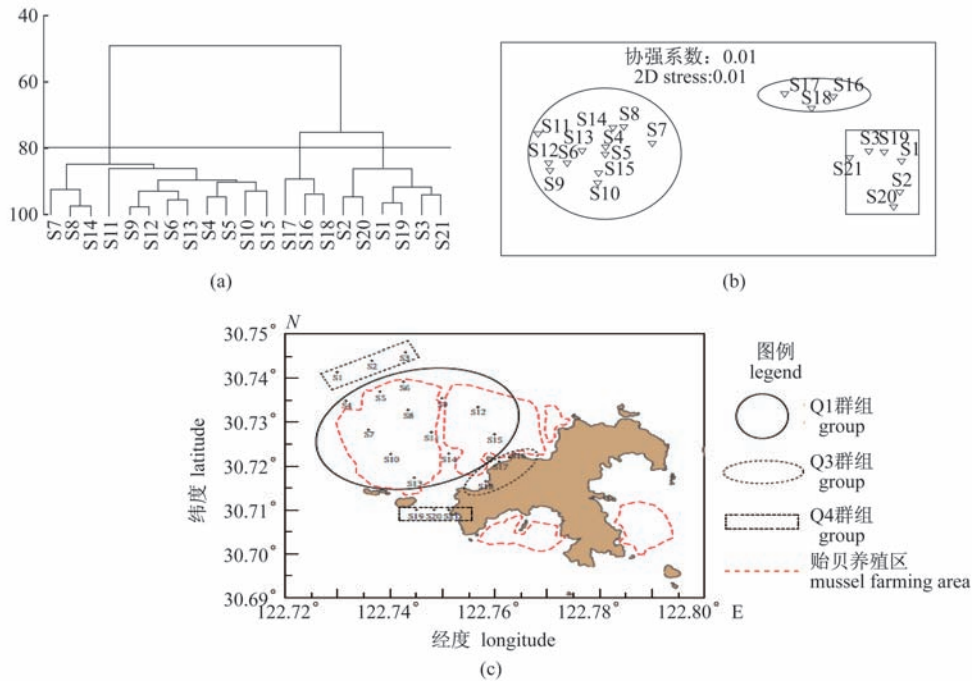


图 3 DIN 秋季聚类结果

(a) 树状聚类图; (b) nMDS 图; (c) 站点聚类划分图

Fig. 3 The cluster results of sampling stations in autumn for DIN

(a) Cluster tree graph; (b) nMDS graph; (c) site clustering partition graph

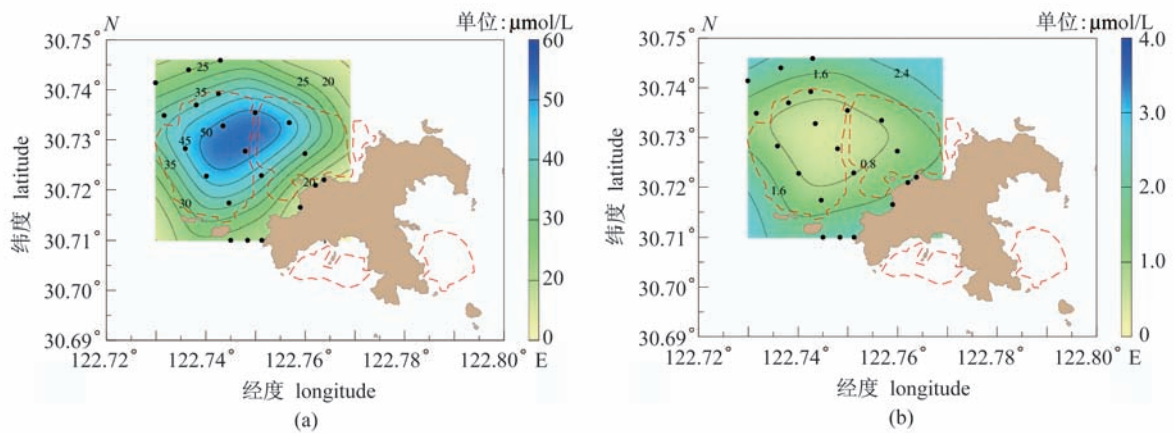


图4 DIN 分布图

(a) 夏季成熟期; (b) 秋季幼苗

Fig. 4 The distribution of inorganic nitrogen

(a) summer maturity; (b) autumn seedling

极显著 ( $P < 0.01$ )。时间尺度上, 夏季养殖区 Q1、Q2 群组的  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  所占比 (8.76%、3.32%) 极显著低于秋季养殖区 q1 (36.92%) ( $P < 0.01$ ), 而  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  所占比为夏季养殖区 (23.53%、19.83%)

极显著高于秋季养殖区 (8.88%) ( $P < 0.01$ ),  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  组分比的季节性变动不明显。另外, 夏季藻场 Q3 群组无机氮及三态氮浓度均极显著低于养殖区 Q1、Q2 群组 ( $P < 0.01$ )。

表3 无机氮各组分浓度

Tab. 3 The concentration of nitrate nitrogen, ammonium nitrogen and nitrite nitrogen

	夏季 summer				秋季 autumn		
	养殖区内围 Q1 culture center Q1	养殖区外围 Q2 cultured peripheral Q2	藻场 Q3 seaweed field Q3	进出口 Q4 import and export Q4	进出口 q4 import and export q4	养殖区 q1 culture area q1	藻场 q3 seaweed field q3
硝酸盐 nitrate nitrogen	36.37 ± 0.49	30.72 ± 0.02	13.28 ± 0.83	19.42 ± 0.18	0.33 ± 0.01	1.35 ± 0.23	2.72 ± 0.23
亚硝酸盐 nitrite	4.70 ± 0.26	1.33 ± 0.19	0.19 ± 0.01	0.15 ± 0.008	0.22 ± 0.02	0.34 ± 0.02	0.66 ± 0.05
铵盐 ammonium nitrogen	12.64 ± 0.81	7.93 ± 0.61	0.67 ± 0.12	1.30 ± 0.03	0.05 ± 0.01	0.10 ± 0.01	0.14 ± 0.01

磷酸盐 (DIP) 研究海域 DIP 的浓度值较低 (图 5), 参照水质划分中  $\text{PO}_4^{3-}$  质量标准, 海域属于一类海水<sup>[21]</sup>。空间尺度上, 夏季成熟期浓度分布范围为 0.13 ~ 0.30  $\mu\text{mol/L}$ , 平均值为 (0.22 ± 0.06)  $\mu\text{mol/L}$ 。高值集中在养殖区 Q1 群组 (0.27  $\mu\text{mol/L}$ ), 低值集中在藻场 (0.13 ± 0.07)  $\mu\text{mol/L}$ , 呈现“里高外低”格局。养殖区 Q1、Q2 群组分别极显著和显著高于进出口 Q4 群

组 ( $P < 0.01$ ,  $P < 0.05$ )。秋季幼苗期浓度分布范围为 (0.046 ~ 0.125)  $\mu\text{mol/L}$ , 平均值为 (0.077 ± 0.029)  $\mu\text{mol/L}$ 。高值集中在进出口 (0.13  $\mu\text{mol/L}$ ), 低值集中在养殖区 q1 群组 (0.05 ± 0.01)  $\mu\text{mol/L}$ , 呈现“里低外高”格局。养殖区极显著低于进出口 ( $P < 0.01$ )。时间尺度上, 夏季分布格局与秋季相反, 夏季养殖区极显著高于秋季养殖区 ( $P < 0.01$ ) (图 5)。

表 4 无机氮组分比  
Tab. 4 Component ratio of inorganic nitrogen

	夏季 summer				秋季 autumn		
	养殖区内围 Q1 culture center Q1	养殖区外围 Q2 cultured peripheral Q2	藻场 Q3 seaweed field Q3	进出口 Q4 import and export Q4	养殖区 q1 culture area q1	藻场 q3 seaweed field q3	进出口 q4 import and export q4
硝酸盐 nitrate nitrogen	67.71	76.85	93.51	93.08	54.20	75.25	77.21
亚硝酸盐 ammonium nitrogen	8.76	3.32	1.36	0.70	36.92	19.30	18.86
铵盐 nitrite	23.53	19.83	5.13	6.22	8.88	5.45	3.93

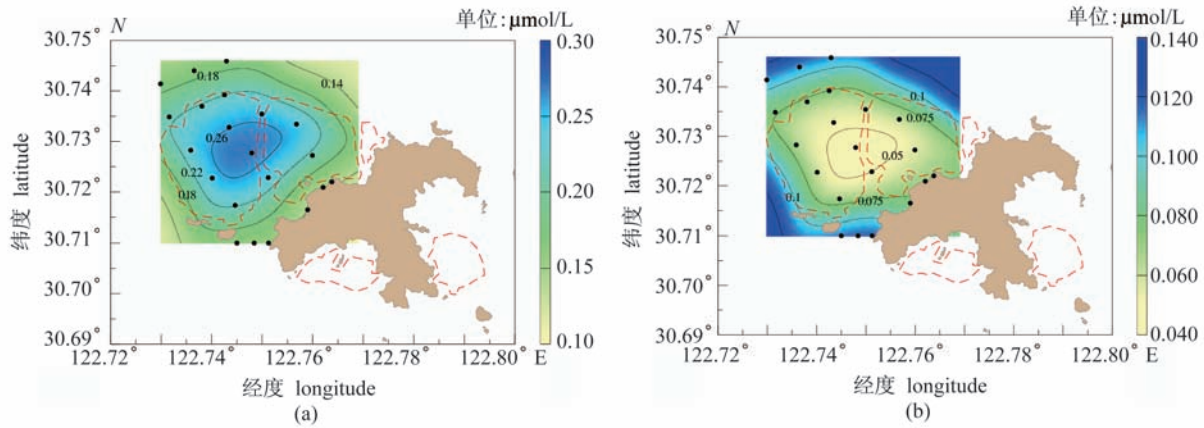


图 5 DIP 分布图

(a) 夏季成熟期; (b) 秋季幼苗

Fig. 5 The distribution of phosphate

(a) summer maturity; (b) autumn seedling

2.3 海水营养评价

富营养化水平 研究海域海水富营养化指数变化范围为 0.07 ~ 9.94, 均值为 2.31 (表 5, 图 6)。在时间尺度上, 夏季成熟期, 养殖区 Q1、Q2 群组为重富营养(9.94)和中度富营养(4.47), 其余群组为贫营养。秋季幼苗期, 研究海域均为贫营养, 低值出现在养殖区 q1 群组(0.08)和藻场 q3 群组(0.07), 高值出现在进出口端(0.15)。富营养化指数的空间分布特征为夏季自养殖区内围向外递减, 藻场出现最低值; 秋季, 由养殖区向外递增, 养殖区最低值。富营养化指数分布格局与 DIN、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P 浓度分布格局一致。

潜在富营养化程度 因为存在较高的无机氮营养盐浓度与 DIN/PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 比值, 若存在营养盐对植物生长的限制作用, 则应以磷限制为主。夏

季研究海域均属于磷限制, 夏季养殖区 Q1、Q2 群组均是磷限制潜在性富营养, 其余为磷限制中度营养。秋季均为贫营养, 与富营养化指数分布特征一致(表 6)。

2.4 溶解碳分布特征

化学需氧量(COD) 研究海域海水 COD 分布范围为 2.66 ~ 6.64 mg/L, 均值为 (2.78 ± 1.48) mg/L。高值集中于养殖区, 尤其以夏季成熟期养殖区 Q1 群组 (6.64 ± 0.22) mg/L 极显著高于非养殖区 (2.90 ± 0.09) mg/L (表 7)。秋季幼苗期呈现与成熟期相同空间分布趋势。时间尺度上, 夏季成熟期养殖区 (6.08 ± 1.06) mg/L 与秋季幼苗期 (5.42 ± 0.41) mg/L 差异不显著 (P > 0.05)。但夏季成熟期仍高于秋季幼苗期。

表 5 研究区域海水富营养化指数  
Tab. 5 The eutrophication index of sea water

	夏季 summer				秋季 autumn		
	进出口 Q4 import and export Q4	养殖区内围 Q1 culture center Q1	养殖区外围 Q2 cultured peripheral Q2	藻场 Q3 seaweed field Q3	养殖区 q1 culture area q1	藻场 q3 seaweed field q3	进出口 q4 import and export q4
富营养化 指数 <i>E</i> eutrophication index	9.94	4.47	0.59	0.89	0.08	0.07	0.15
富营养 化等级 eutrophication grade	重富营养	中度富营养	贫营养	贫营养	贫营养	贫营养	贫营养

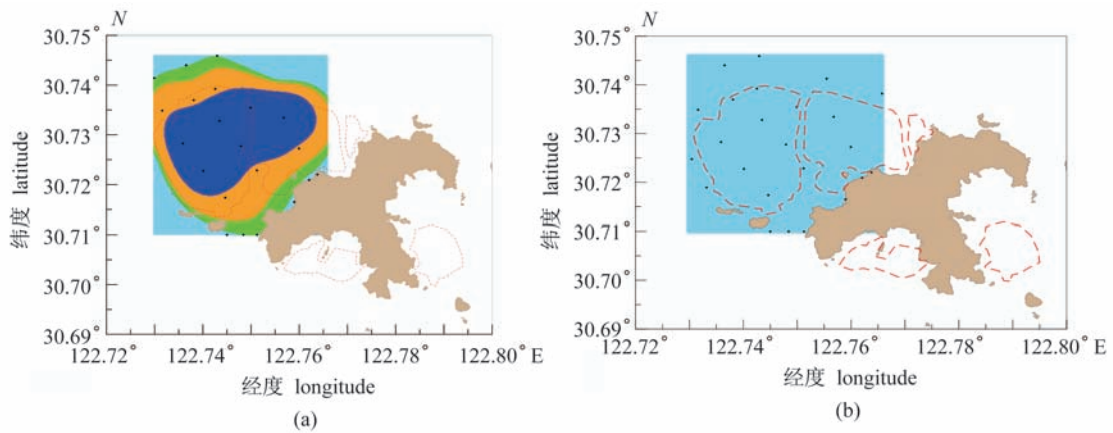


图 6 富营养化分布图

(a) 夏季成熟期; (b) 秋季幼苗; 图中深蓝色: 重度营养; 黄色: 中度营养; 绿色: 轻度营养; 淡蓝色: 贫营养

Fig. 6 The distribution of eutrophication index

(a) summer maturity; (b) autumn seedling; navy blue: heavy nutrition; yellow: moderate nutrition; green: mild nutrition; light blue: poor nutrition

表 6 研究海域营养类型划分  
Table 6 The nutrient level of study area

	夏季 summer				秋季 autumn		
	养殖区内围 Q1 culture center Q1	养殖区外围 Q2 cultured peripheral Q2	藻场 Q3 seaweed field Q3	进出口 Q4 import and export Q4	养殖区 q1 culture area q1	藻场 q3 seaweed field q3	进出口 q4 import and export q4
DIN/( $\mu\text{mol/L}$ )	56.28	44.07	14.92	20.67	1.54	1.91	2.83
DIP/( $\mu\text{mol/L}$ )	0.28	0.24	0.13	0.15	0.08	0.10	0.24
N:P	204.20	184.45	114.39	133.42	11.73	23.65	28.53
级别 grade	VIp	VIp	IVp	IVp	I	I	I
营养级 nutrient level	磷限制 潜在性 富营养	磷限制 潜在性 富营养	磷限制中 度营养	磷限制中 度营养	贫营养	贫营养	贫营养

表 7 化学需氧量分布  
Tab. 7 The values of COD

	夏季 summer				秋季 autumn		
	养殖区内围 Q1 culture center Q1	养殖区外围 Q2 cultured peripheral Q2	藻场 Q3 seaweed field Q3	进出口端 Q4 import and export Q4	养殖区 q1 culture area q1	藻场 q3 seaweed field q3	进出口端 q4 import and export q4
COD/(mg/L)	6.64 ± 0.22	4.39 ± 0.07	3.14 ± 0.07	2.90 ± 0.09	5.42 ± 0.41	3.43 ± 0.04	2.66 ± 0.07

溶解无机碳(DIC) 研究海域表层 DIC 在空间尺度上的变化,夏季成熟期研究海域浓度分布范围为 11.63 ~ 22.91 mg/L,平均值为 (15.67 ± 4.14) mg/L。溶解无机碳低值集中在养殖区 Q1、Q2 群组 (12.00 ± 0.27) mg/L,高值集中于进出口 Q4 群组 (22.62 ± 0.41) mg/L,呈现从养殖区内围往外升高分布格局。养殖区 Q1、Q2 群组分别极显著、显著低于进出口 Q4 群组 ( $P < 0.01, P < 0.05$ ) (图 7)。秋季幼苗期, DIC 浓度分布范围为 21.88 ~ 33.18 mg/L,平均值为 (26.15

± 4.37) mg/L。低值集中在养殖区 q1 群组 (22.53 ± 0.68) mg/L,高值集中在藻场 q3 群组 (26.35 ± 1.09) mg/L,空间分布格局与夏季一致。养殖区 q1 群组极显著低于进出口 q4 群组 (33.09 ± 0.13) mg/L ( $P < 0.01$ ) (图 7)。时间尺度上,夏季养殖区极显著低于秋季养殖区 ( $P < 0.01$ ) (图 7)。且夏季养殖区 Q1 群组较进出口 Q4 群组的 DIC 降低百分比 (46.97%) 大于秋季养殖区 q1 群组较进出口 q4 群组降低百分比 (31.91%)。

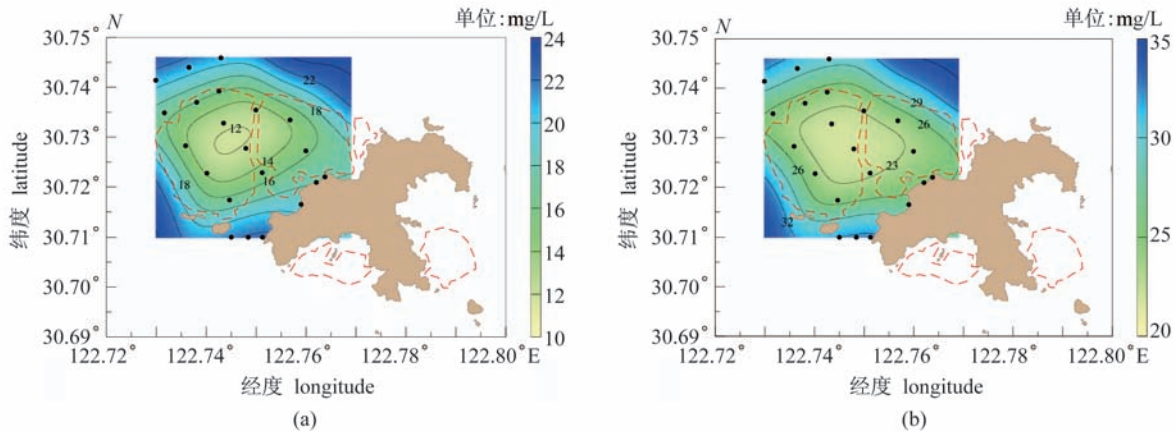


图 7 溶解无机碳(DIC)分布图

(a) 夏季成熟期; (b) 秋季幼苗

Fig. 7 The distribution of dissolved inorganic carbon

(a) summer maturity; (b) autumn seedling

碳酸氢根 ( $\text{HCO}_3^-$ ) 根据公式计算出个站点各个站点碳酸氢根浓度碳酸氢根浓度分布格局与 DIC 分布一致。夏季养殖区内 Q1、Q2 群组分别极显著和显著低于进出口 Q4 群组 ( $P < 0.01, P$

$< 0.05$ )。秋季 q1 群组极显著低于进出口 q4 群组 ( $P < 0.01$ )。时间尺度上,夏季养殖区 Q1、Q2 群组均极显著低于秋季养殖区 q1 群组 ( $P < 0.01, P < 0.01$ )。

表 8 碳酸氢根浓度分布  
Table 8 The distribution of hydrogen-carbonate

	夏季 summer				秋季 autumn		
	养殖区内围 Q1 culture center Q1	养殖区外围 Q2 cultured peripheral Q2	藻场 Q3 seaweed field Q3	进出口 Q4 import and export Q4	养殖区 q1 culture area q1	藻场 q3 seaweed field q3	进出口 q4 import and export q4
C[ $\text{HCO}_3^-$ ]/(mg/L)	11.60	14.81	17.98	21.63	21.96	17.25	32.28



溶解有机碳 (DOC) 研究海域溶解有机碳在空间尺度上,夏季 DOC 质量浓度分布范围为 2.83 ~ 6.94 mg/L,平均值为 (4.91 ± 1.74) mg/L。高值集中于养殖区 Q1 群组 (6.64 ± 0.22) mg/L,低值集中于进出口 Q4 群组 (2.90 ± 0.092) mg/L,呈现从养殖区内围向外降低分布格局。养殖区 Q1、Q2 群组分别极显著、显著高于进出口 Q4 群组 ( $P < 0.01$ ,  $P < 0.05$ ) (图 8)。秋季研究海域 DOC 浓度分布范围为 2.61 ~ 5.59 mg/L,平均值为 (4.14 ± 1.24) mg/L。高值集中于养

殖区 q1 群组 (5.40 ± 0.21) mg/L,低值集中于进出口 q4 群组 (2.66 ± 0.07) mg/L,呈现从养殖区内围向外降低格局。养殖区 q1 极显著高于进出口 q4 群组 ( $P < 0.01$ ) (图 8)。时间尺度上,夏季养殖区 Q1、Q2 群组分别极显著显著高于秋季养殖区 q1 群组 ( $P < 0.01$ ,  $P < 0.05$ ) (图 8)。且夏季养殖区 Q1 群组较进出口 Q4 群组 DOC 升高百分比 (129.27%) 大于秋季养殖区 q1 较进出口 q4 升高百分比 (103.00%)。

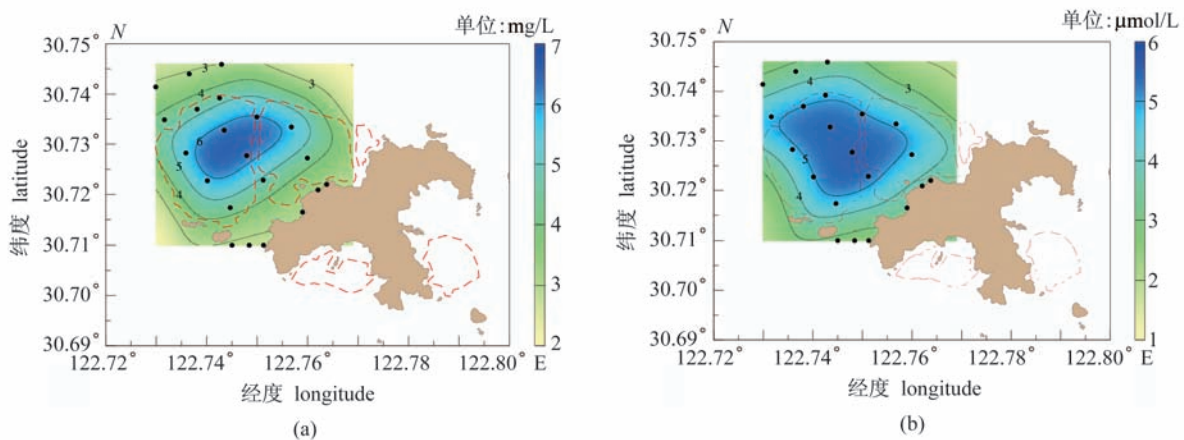


图 8 溶解有机碳 (DOC) 分布图

(a) 夏季成熟期; (b) 秋季幼苗

Fig. 8 The distribution of dissolved organic carbon

(a) summer maturity; (b) autumn seedling

### 3 讨论

#### 3.1 贻贝生长关键时期对氮、磷分布的影响

贻贝在消化分解过程中,适宜条件下向水体排放大量无机营养盐<sup>[1]</sup>,同时将生成的粪和假粪沉降到底沉积中,造成营养物质在底沉积中富集<sup>[3]</sup>,其经过矿化和再悬浮作用,营养物质重新进入水体进行物质循环。因此,贻贝生长过程对水体中营养物质产生重要影响。

养殖海域的富营养状况在时空分布上存在较大差异,不同区域在不同季节呈现出不同类型营养状况。空间尺度上,夏季显现“内高外低”营养格局,秋季“内低外高”营养格局。时间尺度上,呈现“夏季富营养秋季贫营养”格局。根据公式可知,富营养化程度由水域中的 DIN、DIP、COD 共同决定。

研究区域内,养殖区与非养殖区的 DIN、DIP

差异显著 ( $P < 0.05$ ) 是富营养指数在空间分布上差异显著 ( $P < 0.05$ ) 的直接原因。从 DIN 浓度分析,夏季养殖区 DIN 浓度高于舟山海区 DIN 参照浓度,氮仍在同一数量级,非养殖区 DIN 浓度则在其浓度范围内<sup>[23]</sup>。秋季,研究海域 DIN 浓度则在其浓度范围内。从 DIP 浓度分析,研究海域浓度分布与大亚湾海域相近<sup>[24]</sup>。夏季,养殖区  $PO_4^{3-}$  浓度高于非养殖区,与长沙湾、桑沟湾养殖海域<sup>[25]</sup> 呈现相同的趋势。秋季,养殖区  $PO_4^{3-}$  浓度低于非养殖区趋势与夏季相反。

近海海域 DIN、DIP 的来源主要有陆源性径流输入及海洋生物体分解转化 2 种<sup>[26]</sup>。枸杞岛海域远离大陆,且无工业、生活废水等大量外源性污染物输入,故驱动其富营养化时空格局的主要原因来自于养殖系统内海洋生物体分解转化。枸杞岛养殖区贻贝养殖规模较大,双壳贝类排泄的氮主要以铵态氮和偏磷酸盐为主<sup>[27]</sup>,加之贻贝极

强的滤水能力<sup>[27-28]</sup>,在滤食过程中会向周围排泄氨、活性磷酸盐等可溶物;本研究养殖区铵盐浓度夏季能够达到非养殖区的 10 倍以上,秋季也能达到 3 倍,与加拿大纽芬兰海湾贻贝养殖区的氨氮释放率是非养殖区的 5~10 倍相近<sup>[29]</sup>。贻贝不能滤食的部分被打包形成生物沉积物至其下层底泥中,使底泥中有机质浓度升高,有机质在微生物的作用下进行脱氮和硫还原反应<sup>[30]</sup>再次生成硝酸盐、亚硝酸盐及铵盐,大量无机营养盐再次释放至上层水体中是导致富营养指数“内高外低”的直接原因。

在研究区域内,养殖区内贻贝个体及其代谢活动的差异是造成时间尺度上“夏季富营养秋季贫营养”格局的主要原因。枸杞岛主要贻贝养殖种——紫贻贝为一年一收,一般在 8 月份进行收割,在 9 月份放新苗,固本研究 7 月(夏季)与 10 月(秋季)采样时处于贻贝收割期前后,夏季收割前的紫贻贝为成熟期,此时水温高,贻贝个体大,新陈代谢更加旺盛<sup>[31]</sup>,无论是代谢速率,抑或是生物沉积释放率都远高于秋季新放养的幼苗。成熟期贻贝较幼苗具有的较高代谢速率会导致水体中铵盐及磷酸盐的升高;而成熟期较高的生物沉积释放率不仅使得硝酸盐、亚硝酸盐远高于幼苗期,其沉积速率结合水域环境还会改变氮盐在水域中的组成:夏季贻贝养殖区产生大量生物沉积导致底沉积环境有利于反硝化的还原态<sup>[30]</sup>,养殖区亚硝酸盐占比极显著高于非养殖区( $P < 0.01$ )。随着沉积增加,底质中出现硫化物,还原条件减弱或转向氧化条件,反硝化作用降低<sup>[32]</sup>,秋季底沉积经过夏季积累,底质环境趋向氧化条件,反硝化作用降低,导致养殖区与非养殖区亚硝酸盐所占比差异不显著( $P > 0.05$ )。

上述研究表明,成熟期贻贝养殖带来高富营养化,给养殖水域带来巨大环境负荷。幼苗期氮磷分布格局与夏季相反,相对于非养殖区带来水体净化效果。有研究表明,控制规模的贻贝养殖,会带来降低营养负荷的效果<sup>[33]</sup>。本研究贻贝养殖规模在夏、秋季无变化,而不同生长阶段的贻贝对水体营养物质产生不同影响。同时,夏、秋季藻场的 DIN、DIP 均显著低于养殖区和进出口端( $P < 0.05$ ,  $P < 0.05$ ),且限制性营养盐为磷,这与原先藻场限制营养盐研究结果<sup>[34]</sup>不同,随着近几年养殖规模从 2008 年的 667hm<sup>2</sup> 增至 2011 年的

800 hm<sup>2</sup><sup>[35]</sup>,藻场与贻贝养殖区距离不断缩短,本研究藻场距离贻贝养殖区较近,藻场的氮营养盐得到来自于贻贝养殖区高氮水的补充,促进了藻体生长,而磷得不到外源性补充,出现氮限制转变为磷限制现象。藻类具有净化作用<sup>[34-35]</sup>,能够吸收利用营养盐,使水体中营养盐浓度降低,因此,研究海域可以有针对性地在贻贝不同生长阶段选用贝藻混养缓解富营养化状况。

### 3.2 溶解碳分布格局成因及生态效应

现有揭示贻贝养殖与海洋吸收大气 CO<sub>2</sub> 已知机制[“溶解度泵(solubility pump)”、“碳酸盐泵(carbonate pump)”和“生物泵(biological pump)”]<sup>[36]</sup>存在着不同程度的关系。因此,贻贝养殖对水体中溶解碳分布产生重要影响。

研究海域水体碳在时空分布上变化较大,夏秋季(成熟期与幼苗期)不同站点区域呈现不同分布格局。溶解无机碳 DIC 在空间上呈现“内低外高”的格局,这与营养化分布趋势相反,营养浓度越高,其 DIC 浓度越低;其次在时间尺度上呈现出“夏季差异性大于秋季”的格局,这与营养季节变动趋势相同。溶解有机碳在空间上呈现“里高外低”,与营养化分布呈现相同趋势,营养浓度越高,其 DOC 浓度越高;在时间尺度上呈现“夏季浓度高于秋季浓度”格局。

研究区域内,养殖区 DIC 浓度分布结果与桑沟湾结果一致<sup>[37]</sup>。参考相关研究<sup>[38]</sup>,认为 DIC 在养殖区与非养殖区出现差异的原因是由养殖区内的“生物泵”造成的。一方面,浮游植物通过光合作用不断地将海水中的游离 CO<sub>2</sub> 转化为有机碳<sup>[38]</sup>。贝类的大量滤食使其水域产生大量营养又促进了浮游藻类生长<sup>[39]</sup>,浮游藻类大量繁殖,进一步使海水中 DIC 浓度降低。贻贝的滤食与浮游植物的大量繁殖两个互馈机制促使表层海水中 DIC 浓度减少。另一方面, DIC 在海水存在形式以占 90% 的 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> 为主<sup>[40]</sup>。紫贻贝在钙化过程中,通过吸收水体中形成其贝壳<sup>[40]</sup>,其反应式为  $\text{Ca}^{2+} + 2\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{CaCO}_3 + \text{CO}_2 \uparrow + \text{H}_2\text{O}$ ,贝壳生产过程中吸收 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>,属于“生物泵”,从而使水体中 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> 浓度降低, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> 的主要来源为“溶解度泵”<sup>[42]</sup>,水体中 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> 浓度降低使“溶解度泵”向正向进行。夏秋季内外差异程度不同,因为 7 月份是成熟期贻贝生长最快的阶段<sup>[31]</sup>,此时,无论是浮游植物的滤食量<sup>[31]</sup>抑或是生长率都

达到全年最大值,秋季贻贝是放苗阶段,此时个体及滤食量都较小,这是夏、秋季养殖区 DIC 差异不同的原因。从生态效应分析,贻贝滤食带来了溶解无机碳与碳酸氢盐浓度的降低,进而使表层水体  $\text{CO}_2$  分压的降低,促使海气界面  $\text{CO}_2$  从大气中溶入海水,碳酸盐泵向正向进行,贻贝养殖区为碳汇区。

研究海域养殖区溶解有机碳高值集中在养殖区,尤其是底层水,其浓度高于东海区调查结果,而非养殖区则在东海区浓度范围内<sup>[43]</sup>。海水中溶解有机碳的来源分为 2 种:其一是陆源输入及底沉积物输入等;其二是浮游植物的光合作用、细菌活动和生物的新陈代谢产生等的内部来源<sup>[45]</sup>,本研究非养殖区与东海区 DOC 浓度不存在显著梯度,区域中无明显陆源输入及底沉积输入,因此结合相关研究<sup>[45-46]</sup>,认为养殖区贻贝高摄食率导致富营养化,爆发的大量浮游植物代谢过程中产生大量 DOC。尽管 DOC 是碳汇过程重要部分<sup>[47]</sup>,但是高浓度的 DOC 并不意味着具有碳汇潜力,固碳并不等于具有碳汇能力<sup>[36]</sup>。且根据相关文献可知:DOC 的活性关键在于水体中有机碳、有机氮和有机磷,当 C/N 比值小于 199:20,则 DOC 不稳定,易降解<sup>[47]</sup>。研究海域氮丰富,C/N 比值 142:483 ~ 153:102 均小于 199:20,尤其成熟期养殖区 C/N 比值为 142:483 ~ 135:352 显著低于非养殖区 662:469 ~ 603:209 ( $P < 0.05$ )。贻贝养殖区虽然有高浓度 DOC,但高浓度的氮营养导致 DOC 处于活性状态,因此,从 DOC 角度剖析其生态效应,贻贝养殖区碳汇碳源还有待进一步商榷。

#### 4 结论

(1) 成熟期与幼苗期贻贝对水体健康与溶解碳分布格局产生不同作用。成熟期贻贝对水体环境产生一定压力的同时使水体中溶解无机碳浓度显著降低,溶解有机碳显著升高。幼苗期贻贝对水体产生了净化作用,水体中溶解无机碳浓度依然显著降低,溶解有机碳浓度显著升高。贻贝养殖对水体中营养盐和溶解碳的影响具有趋同性。

(2) 成熟期贻贝养殖水域处于富营养化状态,水体健康状况不容乐观。但同时养殖区域处于半开阔水域,水交换情况相对于湾内养殖好,赤潮爆发持续时间短,对养殖安全与生态健康未产

生较大影响。且贻贝养殖给附近近岸藻场补充大量氮盐,促使其生长,海藻具有净化水质,缓解富营养作用,建议贻贝养殖选址时考虑在较为开阔水域,采用贝藻混养模式,将养殖风险与水域健康代价降至最低。

(3) 贻贝养殖带来的生态效应:从溶解无机碳考虑,贻贝养殖带来了碳汇效应,但从溶解有机碳考虑,贻贝养殖带来的丰富氮营养盐不利于稳定 DOC 的生成,为碳源区。因此,贻贝养殖碳汇碳源问题,还需进一步研究。

数据作图得到了上海海洋大学林军、邓明星等的大量帮助,在此表示感谢!

#### 参考文献:

- [1] Zhang J H, Wu T, Gao Y P, et al. Feeding behavior of 5 species filter-feeding bivalves on *Paralichthys olivaceus* feed, fecal and sediment particulates in cage farming area [J]. Journal of Fisheries of China, 2013, 37(5): 727-734. [张继红, 吴桃, 高亚平, 等. 5 种滤食性贝类对牙鲆的粪便、残饵及网箱养殖区沉降物的摄食行为. 水产学报, 2013, 37(5): 727-734.]
- [2] Wang J Q, Yu X M, Hao Y B, et al. Determination of clearance rate in four filtering mussel species [J]. Fisheries Science, 2006, 25(5): 217-221. [王吉桥, 于晓明, 郝玉冰, 等. 4 种滤食性贝类滤水率的测定. 水产科学, 2006, 25(5): 217-221.]
- [3] Hartstein N D, Rowden A A. Effect of biodeposits from mussel culture on macroinvertebrate assemblages at sites of different hydrodynamic regime [J]. Marine Environmental Research, 2004, 57(5): 339-357.
- [4] Nizzoli D, Welsh D T, Viaroli P. Seasonal nitrogen and phosphorus dynamics during benthic clam and suspended mussel cultivation [J]. Marine Pollution Bulletin, 2011, 62(6): 1267-1287.
- [5] Henrice M J, Strand P, Verdegem M, et al. Accumulation release and turnover of nutrients (C-N-P-Si) by the blue mussel *Mytilus edulis* under oligotrophic conditions [J]. Journal of Experimental Marine Biology & Ecology, 2012, 416-417: 185-196.
- [6] Halldórsson H P, Svavarsson J, Granmo M. The effect of pollution on scope for growth of the mussel (*Mytilus edulis* L.) in Iceland [J]. Marine

- Environmental Research, 2005, 59(1):47-64.
- [7] Chisholm S W. Stirring times in the Southern Ocean [J]. Nature, 2000, 407(6805):685-687.
- [8] Golléty C, Gentil F, Davoult D. Secondary production, calcification and CO<sub>2</sub> fluxes in the cirripedes *Chthamalus montagui* and *Elminius modestus* [J]. Oecologia, 2008, 155(1):133-142.
- [9] Orr J C, Fabry V J, Aumont O, et al. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms [J]. Nature, 2005, 437(7059):681-686.
- [10] Tang Q S, Ding X M, Liu S L, et al. Strategy and task for green and sustainable development of Chinese aquaculture [J]. Chinese Fisheries Economics, 2014, 32(1):6-14. [唐启升, 丁晓明, 刘世禄, 等. 我国水产养殖业绿色、可持续发展战略与任务. 中国渔业经济, 2014, 32(1):6-14.]
- [11] Lin J, Zhang S Y. A numerical simulation of environment improvement in the aquaculture sea area of Gouqi Island [J]. Journal of Shanghai Fisheries University, 2003, 12(2):140-145. [林军, 章守宇. 枸杞岛养殖海域流场环境改造的数值模拟. 上海水产大学学报, 2003, 12(2):140-145.]
- [12] Zhang S Y, Wang Z H, Lin J, et al. Variation of fisheries resources in summer and autumn in seaweed beds of Gouqi Island [J]. Marine Fisheries Research, 2007, 28(1):45-52. [章守宇, 汪振华, 林军, 等. 枸杞岛海藻场夏、秋季的渔业资源变化. 海洋水产研究, 2007, 28(1):45-52.]
- [13] Wang Y L, Li M Z, Qiu Z X, et al. On the cause of large scale death of the cultured scallop and its counter-measure [J]. Chinese Journal of Oceanology and Limnology, 2001, (3):63-69. [王远隆, 李美真, 邱兆星, 等. 养殖扇贝大面积死亡的原因及对策. 海洋湖沼通报, 2001, (3):63-69.]
- [14] Guo F, Zhao J, Chen J F, et al. Nitrogen and phosphorous pollution in shellfish culture areas of Jiaozhou Bay [J]. Fisheries Science Progress, 2012, 33(5):116-122. [过锋, 赵俊, 陈聚法, 等. 胶州湾贝类养殖区氮、磷污染现状及动态变化. 渔业科学进展, 2012, 33(5):116-122.]
- [15] Huang X P, Guo F, Huang D J. Nutrients diffusion fluxes in sediment. water interface in mariculture area of Daya Bay and its environmental significance [J]. Marine Environmental Sciences, 2008, 27(2):6-12. [黄小平, 郭芳, 黄道建. 大亚湾典型养殖区沉积物—海水界面营养盐扩散通量及其环境意义. 海洋环境科学, 2008, 27(2):6-12.]
- [16] Fu M Z, Pu X M, Wang Z L, et al. Integrated assessment of mariculture ecosystem health in Sanggou Bay [J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(1):238-248. [傅明珠, 蒲新明, 王宗灵, 等. 桑沟湾养殖生态系统健康综合评价. 生态学报, 2013, 33(1):238-248.]
- [17] Xie L, Li H Y, Xu H B, et al. Health assessment of mariculture ecosystem in Shen'ao Bay [J]. Journal of Ecology, 2014, 33(5):1233-1242. [谢玲, 李海燕, 徐华兵, 等. 深澳湾海水养殖生态系统健康评价. 生态学杂志, 2014, 33(5):1233-1242.]
- [18] General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China (AQSIQ), Standardization Administration of the People's Republic of China (SAC). GB/T 12763.4-2007 Specifications for oceanographic survey—Part 4: Survey of chemical parameters in sea water [S]. Beijing: Standards Press of China, 2007. [中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. GB/T 12763.4—2007 海洋调查规范 第4部分: 海水化学要素调查. 北京: 中国标准出版社, 2007.]
- [19] Lai J X, Ke K, Jiang F J, et al. Nutrient distribution and eutrophication assessment in Qinzhou Bay and its adjacent areas, Guangxi, China [J]. Marine Environmental Sciences, 2013, 32(6):860-866. [赖俊翔, 柯珂, 姜发军, 等. 广西钦州湾及邻近海域营养盐特征与富营养化评价. 海洋环境科学, 2013, 32(6):860-866.]
- [20] Guo W D, Zhang X M, Yang Y P, et al. Potential eutrophication assessment for Chinese coastal waters [J]. Taiwan Strait, 1998, 17(1):64-70. [郭卫东, 章小明, 杨逸萍, 等. 中国近岸海域潜在性富营养化程度的评价. 台湾海峡, 1998, 17(1):64-70.]
- [21] Gao X L, Song J M, Li X G, et al. Distribution characteristics of dissolved inorganic carbon in southern Yellow Sea in autumn [J]. Marine Environmental Sciences, 2009, 28(1):17-21. [高学鲁, 宋金明, 李学刚, 等. 南黄海秋季溶解无机碳的分布特征. 海洋环境科学, 2009, 28(1):17-21.]
- [22] Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. GB 3097-1997, Sea water quality standard [S]. Beijing: Standards Press of China, 1998. [国家环境保护局. GB 3097-1997, 海水水质标准. 北京: 中国标准出版社, 1998.]
- [23] Zheng B H, Zhou J, Liu L S, et al. The reference condition for eutrophication Indicator in the Yangtze

- River Estuary and adjacent waters-Causal Variables. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33 (9): 2780 - 2789. [郑丙辉, 周娟, 刘录三, 等. 长江口及邻近海域富营养化指标原因变量参照状态的确定. *生态学报*, 2013, 33 (9): 2780 - 2789. ]
- [24] Shi Z, Huang X P. Structure of N, P, Si and their temporal - spatial distribution in Daya Bay, South China [J]. *Marine Environmental Sciences*, 2013, 32 (6): 916 - 921. [施震, 黄小平. 大亚湾海域氮磷硅结构及其时空分布特征. *海洋环境科学*, 2013, 32(6): 916 - 921. ]
- [25] Jia X P, Lin Q, Gan J L, *et al.* Spatial variation trend and assessment of sea water quality of mariculture zone in Honghai Bay, Guangdong Province, China [J]. *Zhanjiang Ocean University Journal*, 2002, 22 (4): 37 - 43. [贾晓平, 林钦, 甘居利, 等. 红海湾水产养殖示范区水质综合评价. *湛江海洋大学学报*, 2002, 22(4): 37 - 43. ]
- [26] Sun P X, Wang Z L, Zhan R, *et al.* Study on dissolved inorganic nitrogen distributions and eutrophication in the Jiaozhou Bay [J]. *Marine science progress*, 2005, 23(4): 466 - 471. [孙丕喜, 王宗灵, 战闰, 等. 胶州湾海水中无机氮的分布与富营养化研究. *海洋科学进展*, 2005, 23(4): 466 - 471. ]
- [27] Zhou Y, Yang H S, He Y C, *et al.* Nitrogen and phosphorus excretion and its ecological effect by several bivalves and fouling animals [J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2002, 33 (4): 424 - 431. [周毅, 杨红生, 何义朝, 等. 四十里湾几种双壳贝类及污损动物的氮、磷排泄及其生态效应. *海洋与湖沼*, 2002, 33(4): 424 - 431. ]
- [28] Zhou Y, Yang H S, Zhang F S. Nitrogen and phosphorus excretions by marine bivalves and the ecological effects [J]. *China Aquatic Science*, 2003, 10(2): 165 - 168. [周毅, 杨红生, 张福绥. 海水双壳贝类的 N、P 排泄及其生态效应. *中国水产科学*, 2003, 10(2): 165 - 168. ]
- [29] Zhang J H. Effect of filter feeding shellfish mariculture on the ecosystem and the evaluation of ecology carrying capacity [D]. Qingdao: Chinese Academy of Sciences, Institute of Oceanography, 2008. [张继红. 滤食性贝类养殖活动对海域生态系统的影响及生态容量评估. 青岛: 中国科学院海洋研究所, 2008. ]
- [30] Kaspar H F, Gillespie P A, Boyer I C, *et al.* Effects of mussel aquaculture on the nitrogen cycle and benthic communities in Kenepuru Sound [J]. *Marlborough Sounds, New Zealand. Marine Biology*, 1985, 85(2): 127 - 136.
- [31] Chen Q M, Zhang S Y, Lin J, *et al.* Growth conditions of *Mytilus edulis* Linnaeus and its relationship with environmental factors in Gouqi Island [J]. *Shanghai Ocean University Journal*, 2012, 21(5): 809 - 815. [陈清满, 章守宇, 林军, 等. 枸杞岛紫贻贝生长状况及其与环境因子关系. *上海海洋大学学报*, 2012, 21(5): 809 - 815. ]
- [32] Christensen P B, Glud R N, Dalsgaard T, *et al.* Impacts of longline mussel farming on oxygen and nitrogen dynamics and biological communities of coastal sediments [J]. *Aquaculture*, 2003, 218 (1): 567 - 588.
- [33] Odd L, Rob H, Bodil H, *et al.* Improving marine water quality by mussel farming: A profitable solution for Swedish Society [J]. *A Journal of the Human Environment*, 2005, 34(2): 131 - 138.
- [34] Zhang S Y, Wang L, Wang W D. Algal communities at Gouqi Island in the Zhoushan archipelago, China [J]. *Journal of Applied Phycology*, 2008, 20(5): 853 - 861.
- [35] Chai Z Y, Huo Y Z, Yu K F, *et al.* Assessment of *Sargassum vachellianum* bed ecosystem health in Gouqi Island [J]. *Marine Environmental Sciences*, 2013, 32(3): 386 - 389. [柴召阳, 霍元子, 于克锋, 等. 枸杞岛瓦氏马尾藻藻场生态系统健康评价. *海洋环境科学*, 2013, 32(3): 386 - 389. ]
- [36] Jiao N Z. Carbon fixation and sequestration in the ocean, with special reference to the microbial carbon pump (in Chinese) [J]. *Science China: Earth Sciences*, 2012, 42(10): 1473 - 1486. [焦念志. 海洋固碳与储碳——并论微生物在其中的重要作用. *中国科学: 地球科学*, 2012, 42(10): 1473 - 1486.
- [37] Zhang J H, Wu W G, Ren L H, *et al.* Seasonal variation of  $p\text{CO}_2$  and its potential influencing factors in aquaculture areas of Sanggou Bay [J]. *Progress in Fisheries sciences*, 2013, 34(1): 57 - 64. [张继红, 吴文广, 任黎华, 等. 桑沟湾表层水  $p\text{CO}_2$  的季节变化及影响因素分析. *渔业科学进展*, 2013, 34(1): 57 - 64. ]
- [38] Huang D J, Yu X J, Guo Z R, *et al.* Spatial - temporal distribution of dissolved inorganic carbon in surface waters of Daya Bay, China [J]. *Ecological Science*, 2013, 32(3): 331 - 337. [黄道建, 于锡军, 郭振仁, 等. 大亚湾表层水中溶解无机碳的时空分布. *生态科学*, 2013, 32(3): 331 - 337. ]

- [39] Qiu S, Gong X B, Zhang J H, *et al.* Distribution and affecting factors of  $p\text{CO}_2$  in aquaculture areas of Sanggou Bay during spring [J]. *Progress in Fisheries sciences*, 2013, 34(1): 31 – 37. [邱爽, 龚信宝, 张继红, 等. 桑沟湾养殖区春季  $p\text{CO}_2$  分布特征及影响机制. *渔业科学进展*, 2013, 34(1): 31 – 37.]
- [40] Zhang Z B, Zhang C, Liu L S, *et al.* Multilayer – distribution of dissolved inorganic carbon (DIC) in surface sea water of the Yellow Sea in spring [J]. *Marine Science*, 2008, 32(11): 36 – 43. [张正斌, 张闯, 刘莲生, 等. 黄海春季表面海水溶解无机碳的分层研究. *海洋科学*, 2008, 32(11): 36 – 43.]
- [41] Zhang J H, Fanf J G, Tang Q S. The contribution of shellfish and seaweed mariculture in China to the carbon cycle of coastal ecosystem [J]. *Advances in Earth Science*, 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.]
- [42] Chisholm S W. Stirring times in the Southern Ocean [J]. *Nature*, 2000, 407(6805): 685 – 687.
- [43] Zhang S W, Wang J T, Li N, *et al.* Dissolved organic carbon and nitrogen in Changjiang Estuary and adjacent sea areas in spring [J]. *Marine Environmental Sciences*, 2013, 32(1): 33 – 38. [张述伟, 王江涛, 李宁, 等. 2010年春季长江口邻近海区水体中溶解有机碳、氮的分布特征及其影响因素. *海洋环境科学*, 2013, 32(1): 33 – 38.]
- [44] Shi X Y, Li H M, Zhang C S, *et al.* Distribution of dissolved organic carbon in Yellow Sea and the East China Sea in summer, 2006 [J]. *Advance in Marine science*, 2013, 31(3): 391 – 397. [石晓勇, 李鸿妹, 张传松, 等. 2006年夏季黄、东海溶解有机碳的分布特征. *海洋科学进展*, 2013, 31(3): 391 – 397.]
- [45] Azam F, Malfatti F. Microbial structuring of marine ecosystems [J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2007, 5: 782 – 791.
- [46] Azam F, Smith D C, Steward G F, *et al.* Bacteria – organic matter coupling and its significance for oceanic carbon cycling [J]. *Microbial Ecology*, 1994, 28(2): 167 – 179.
- [47] Hopkinson C S, Vallino J J. Efficient export of carbon to the deep ocean through dissolved organic matter [J]. *Nature*, 2005, 433(7022): 142 – 145.

## Distribution pattern of dissolved carbon, nitrogen and phosphorus in mussel culture areas of Gouqi Island

WANG Xu, ZHAO Xu, ZHANG Shouyu\*, ZHOU Xijie

(College of Marine Science, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China)

**Abstract:** Shellfish provide an important environmental service by filtering a large amount of suspended organic matter, which could otherwise lead to the organic enrichment of sediments and the related impact. The impact of shellfish on the water column nutrient concentration (nitrogen, phosphorus) and dissolved carbon distribution was investigated during maturity and seedling period at a mussel farm (*Mytilus edulis*) of Gouqi Island. In order to understand the effect of mussel culture on water health and dissolved carbon pattern during the maturity and seedling periods, we studied the concentration of dissolved carbon, nitrogen and phosphorus on the spatial scales and the change in distribution pattern on time scales. The result illustrates that the concentrations of nitrogen and phosphorus in zones are higher than those in controls in maturity stage, in particular the nitrogen ( $P < 0.05$ ). The emissions and filter-feeding of mussel lead to the damage of the water health. On spatial scales, the distribution pattern of nitrogen, phosphorus in summer is contrary to the autumn. The water was purified by the emissions and filter-feeding of mussel. From the perspective of ecological effects, the concentrations of dissolved inorganic carbon in culture zone surface water are significantly lower than in control zones ( $P < 0.05$ ). Nitrogen-rich resulted in dissolved organic carbon in an unstable state. Therefore, from the perspective of dissolved organic carbon, the mussel culture was regarded as carbon source. Based on the above, mussel culture has a different effect on water health in maturity and seedling periods, and it needs further discussion about whether the mussel culture has carbon sink function or not.

**Key words:** eutrophication; ecological health; dissolved carbon; ecological effect; mussel culture

**Corresponding author:** ZHANG Shouyu. E-mail: syzhang@shou.edu.cn

**Funding projects:** National Special Research Fund for Non-Profit Sector (Agriculture) (201003068); National Natural Science Foundation of China (41176110)