

doi: 10. 3969/j. issn. 2095 - 0780. 2016. 02. 002

大鹏澳不同区域尿素浓度与浮游植物脲酶活性的研究

韩婷婷, 齐占会, 戴 明, 廖秀丽, 吴风霞, 巩秀玉, 付贵权, 黄洪辉

( 中国水产科学研究院南海水产研究所, 广东省渔业生态环境重点实验室, 农业部南海渔业资源  
开发利用重点实验室, 广东 广州 510300)

摘要: 2014 年 8 月对大鹏澳的核电温排区、人工鱼礁区和水产养殖区, 以及连接大鹏澳的南涌河口、龙岐河口和王母河口等 6 个区域的尿素浓度(以氮浓度表示, Urea-N)和浮游植物脲酶活性开展调查研究, 结合其他环境因子, 对比分析不同区域的尿素分布特征及其与脲酶活性的相关性。结果表明, 夏季大鹏澳湾内和河口 Urea-N 浓度相差较大, 范围分别为 0.28 ~1.21  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 0.38 ~3.50  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ , 相当于溶解无机氮(DIN)的 6.30% ~24.31%和 3.13% ~6.77%, 氮源以 DIN为主。龙岐河口和王母河口的尿素浓度最高, 养殖区次之。湾内和河口的脲酶活性(以  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 表示)范围分别为 0.61 ~1.03  $\mu\text{mol}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 0.82 ~1.07  $\mu\text{mol}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ , 其活性除了与尿素浓度呈正相关外, 还受无机营养盐和浮游植物量的影响。在氮、磷没有限制的鱼礁区、养殖区和南涌河口, 叶绿素 a(Chl-a)浓度高可促进脲酶的诱导调节。尿素为养殖区的重要氮源, 脲酶活性与 Chl-a呈极显著正相关。温排区、龙岐河口和王母河口存在磷限制, 抑制脲酶的诱导调节。

关键词: 大鹏澳; 尿素; 脲酶; 夏季; 相关性分析

中图分类号: X 834                      文献标志码: A                      文章编号: 2095 - 0780 - (2016) 02 - 0007 - 06

Study on urea concentration and urease activity of  
phytoplankton in different areas of Dapeng Cove

HAN Tingting, QI Zhanhui, DAI Min, LIAO Xiuli, WU Fengxia,  
GONG Xiuyu, FU Guiquan, HUANG Honghui

( Guangdong Provincial Key Lab of Fishery Ecology Environment, Key Lab of South China Sea Fishery  
Resource Exploitation & Utilization, Ministry of Agriculture; South China Sea Fisheries  
Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Guangzhou 510300, China)

**Abstract:** Based on the data of the cruise that was carried out in Dapeng Cove, mainly including thermal discharge area from nuclear power plant, artificial reef area, aquaculture area and three main estuarine areas into Dapeng Cove, Nanyong River, Longqi River and Wangmu River in Aug. , 2014 ( summer) , we investigated the urea concentration ( expressed by nitrogen, Urea-N) and urease activity of phytoplankton together with the other environmental parameters to discuss the bioavailability of urea for phytoplankton. Obvious difference between the bay and the estuary with average urea concentrations ranging from 0.28 to 1.21  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  and 0.38 to 3.50  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ , respectively, and the urea concentration was 6.30% ~24.31% of DIN in the bay and 3.13% ~6.77% of DIN in the estuary, resulting in inorganic nitrogen source for phytoplankton in Dapeng Cove. Urea concentration reached the maximum at Longqi estuary and Wangmu estuary, followed by aquaculture area. The urease activity of phytoplankton in the bay and the

收稿日期: 2015-05-03; 修回日期: 2015-06-26

资助项目: 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金(中国水产科学研究院南海水产研究所)资助项目(2014A01YY03, 2014TS01); 广东省自然科学基金项目(2014A030310331); 国家科技支撑计划项目(2011BAD13B02); 农业部南海渔业资源开发利用重点实验室开放基金(LSF2014-05)

作者简介: 韩婷婷(1984-),女,助理研究员,从事海洋生态环境修复研究。E-mail: hantingting99@sina.com

通信作者: 黄洪辉(1972-),男,博士,研究员,从事海洋渔业生态环境保护研究。E-mail: huanghh@scsfri.ac.cn

estuary ranged from  $0.61$  to  $1.03 \mu\text{mol} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$  and  $0.82$  to  $1.07 \mu\text{mol} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ , respectively. Urease activity was positively related with urea concentration, and was also affected by inorganic nutrient and phytoplankton biomass. In the artificial reef area, aquaculture area and Nanyong estuary without N and P limitation, high Chl-a concentration could promote urease activity; in the aquaculture area, urea was the main nitrogen source for phytoplankton, and Chl-a had very significant positive correlation with urease activity; in the thermal discharge area (Longqi estuary and Wangmu estuary), P limitation resulted in inhibitory regulation of urease activity.

**Key words:** Dapeng Cove; urea; urease activity; summer; correlation analysis

近年来, 近岸和河口水体中尿素(urea)浓度不断升高, 主要输入途径包括: 1) 种植农业施用的尿素经陆地径流带入海中。在过去的几十年全球尿素的施用量增加了100倍, 未被吸收利用的尿素在施肥后通过径流等方式流入沿海<sup>[1]</sup>。2) 近海养殖动物代谢废物直接排入水体<sup>[2]</sup>。在夏季, 烟台四十里湾养殖的双壳贝类每天排泄尿素量氮(N)为  $0.2 \text{ t}^{[3]}$ 。3) 沿海城镇化和经济的发展导致大量工业和生活污水入海<sup>[4]</sup>。黄凯旋等<sup>[5]</sup>于2011年春季调查海南岛近海尿素(以氮浓度表示, Urea-N)浓度范围为  $2.07 \sim 3.30 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ , 较高浓度的尿素主要分布在排污口、养殖区或旅游区的近岸海域。以上因素均直接或间接使近海尿素浓度不断升高。

大亚湾是典型的亚热带海湾, 2008年大亚湾东北部澳头海域 Urea-N 的平均浓度为  $2.01 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ , 10月高达  $20.50 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ <sup>[6]</sup>; 张云等<sup>[7]</sup>在2010年~2011年调查大亚湾海域 Urea-N 浓度变化范围为  $0.81 \sim 8.54 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ , 高于珠江口、长江口和秦皇岛海域。大鹏澳位于大亚湾的西南部, 人类活动频繁, 由于受陆源污染物输入、海水养殖自身污染和周边滨海旅游活动的影响, 大鹏澳水体富养化较严重<sup>[8-11]</sup>。虽然目前对大亚湾的尿素与浮游植物脲酶的分布已进行了调查, 但是关于大鹏澳水域的尿素浓度和浮游植物的脲酶活性分布特征及其影响因素尚不明确。笔者对大鹏澳的核电温排区、人工鱼礁区和水产养殖区以及内陆排污河口的尿素浓度和浮游植物脲酶进行调查, 并结合相关理化环境因子, 对比分析影响不同区域脲酶活性的主要因素, 这对查明尿素的来源及其生物可利用性, 深入探讨大鹏澳海域富营养化形成机制具有重要意义。

## 1 材料与方法

### 1.1 采样时间与采样站位

2014年8月在大鹏澳湾内人类活动区域及内

陆排污河口进行现场调查, 调查区域包括核电温排区( )、人工鱼礁区( )、水产养殖区( ), 以及陆地排污河口——南涌河口( )、龙岐河口( )和王母河口( ), 在每个区域设置3个采样点, 站位设置见图1。

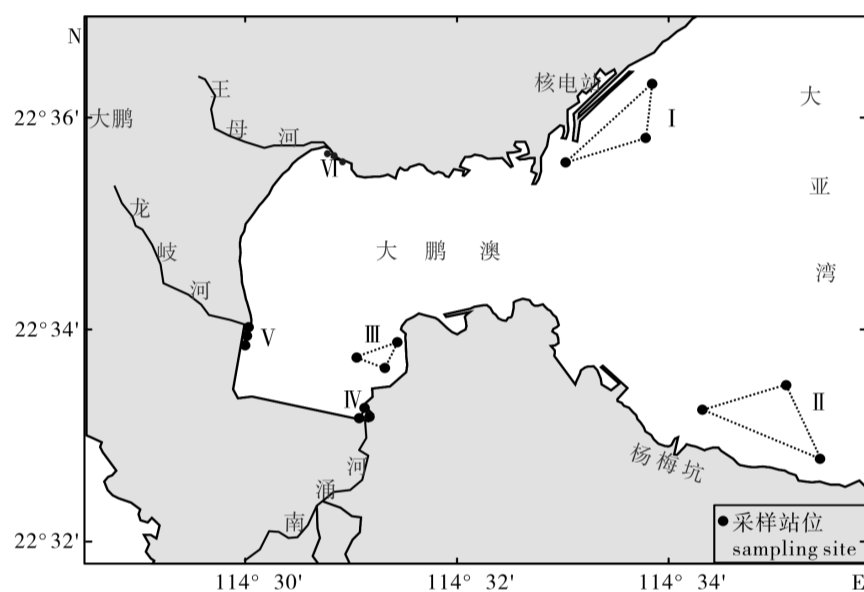


图1 大鹏澳调查区域的站位设置

Fig. 1 Location of sampling areas in Dapeng Cove

### 1.2 调查项目及方法

现场利用美国 YSI Professional Plus 便携式水质分析仪测定表层水体温度(T)和盐度(S), 利用5L的有机玻璃采水器采集表层(水下0.5m)水样, 一部分水样经  $0.45 \mu\text{m}$  醋酸纤维滤膜过滤, 滤膜低温保存( $-20^\circ\text{C}$ )用于测定叶绿素a(Chl-a)浓度, 过滤后的水样用于测定营养盐, 另一部分水样经孔径  $100 \mu\text{m}$  筛绢过滤后, 用GF/F滤膜收集浮游植物颗粒, 滤膜液氮保存用于测定脲酶活性(以  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  表示)。

硝酸盐( $\text{NO}_3^--\text{N}$ )、铵盐( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ )、亚硝酸盐( $\text{NO}_2^--\text{N}$ )、磷酸盐( $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ )参考《海洋监测规范》(GB 17378.4—2007)的方法进行测定, 溶解无机氮( $\text{DIN} = \text{NO}_3^--\text{N} + \text{NH}_4^+-\text{N} + \text{NO}_2^--\text{N}$ ), Chl-a采用荧光法(Turner 10型荧光计)测定, 尿素浓度采用二乙酰一肟法测定<sup>[4]</sup>, 脲酶活性的测定参考黄凯旋等<sup>[5]</sup>的方法。

1.3 数据分析处理

使用 SPSS 13.0 软件进行数据分析，不同区域间理化环境因子的差异性采用单因素方差分析方法 (ANOVA)，浮游植物脲酶活性与理化环境因子的相关性采用皮尔逊 (Pearson) 相关系数法分析。

2 结果

2.1 不同区域理化环境因子的分布

大鹏澳不同区域的理化环境因子的分布见表 1。湾内区域和河口区域的温度变化范围分别为 28.7 ~30.0 和 28.6 ~30.6，王母河口的温度显著高于鱼礁区和龙岐河口 ( $P<0.05$ )；湾内区域和河口区域的盐度变化范围分别为 32.7 ~33.8 和 27.4 ~30.9，湾内区域的盐度显著高于河口区域 ( $P<0.05$ )。湾内区域的  $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NH}_4^+$ -N、DIN、 $\text{PO}_4^{3-}$ -P 浓度变化范围分别为 0.42 ~1.01  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 、3.60 ~3.65  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 、4.24 ~4.95  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 、0.06 ~0.56  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ，各区域间的  $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NH}_4^+$ -N、DIN 浓度无显著差异 ( $P>0.05$ )，温排区的  $\text{PO}_4^{3-}$ -P 浓度最低，导致  $\alpha(\text{DIN})/\alpha(\text{PO}_4^{3-})$  显著高于其他区域 ( $P<0.05$ )。河口区域的  $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NH}_4^+$ -N、DIN、 $\text{PO}_4^{3-}$ -P 浓度变化范围分别为 3.10 ~86.65  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 、6.76 ~25.36  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 、10.18 ~106.44  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 、0.39 ~2.04  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ，南涌河口无机营养盐浓度与湾内各区域之间无显著差异 ( $P>0.05$ )，而龙岐河口和王母河口的无机营养盐浓度均显著高于其他区域 ( $P<0.05$ )。湾内各区域 Chl-a 质量浓度的变化范围为 2.40 ~7.82  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ，河口区域的变化范围为 2.28 ~5.77  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ，鱼礁区的 Chl-a 质量浓度最高，显著高于温排区、龙岐河口和王母河口 ( $P<0.05$ )。

2.2 不同区域尿素浓度与浮游植物脲酶活性的分布

大鹏澳水域的尿素浓度与脲酶活性的分布见图 2。湾内区域和河口区域的尿素浓度变化趋势与 DIN 相似，变化范围分别为 0.28 ~1.21  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  和 0.38 ~3.50  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ，龙岐河口和王母河口的尿素浓度显著高于其他区域 ( $P<0.05$ )，养殖区的尿素浓度显著高于温排区、鱼礁区和南涌河口 ( $P<0.05$ )，湾内区域和河口区域的尿素浓度分别相当于 DIN 浓度的 6.30% ~24.31% 和 3.13% ~6.77%，其中养殖区的  $\alpha(\text{Urea-N})/\alpha(\text{DIN})$  显著高于其他区

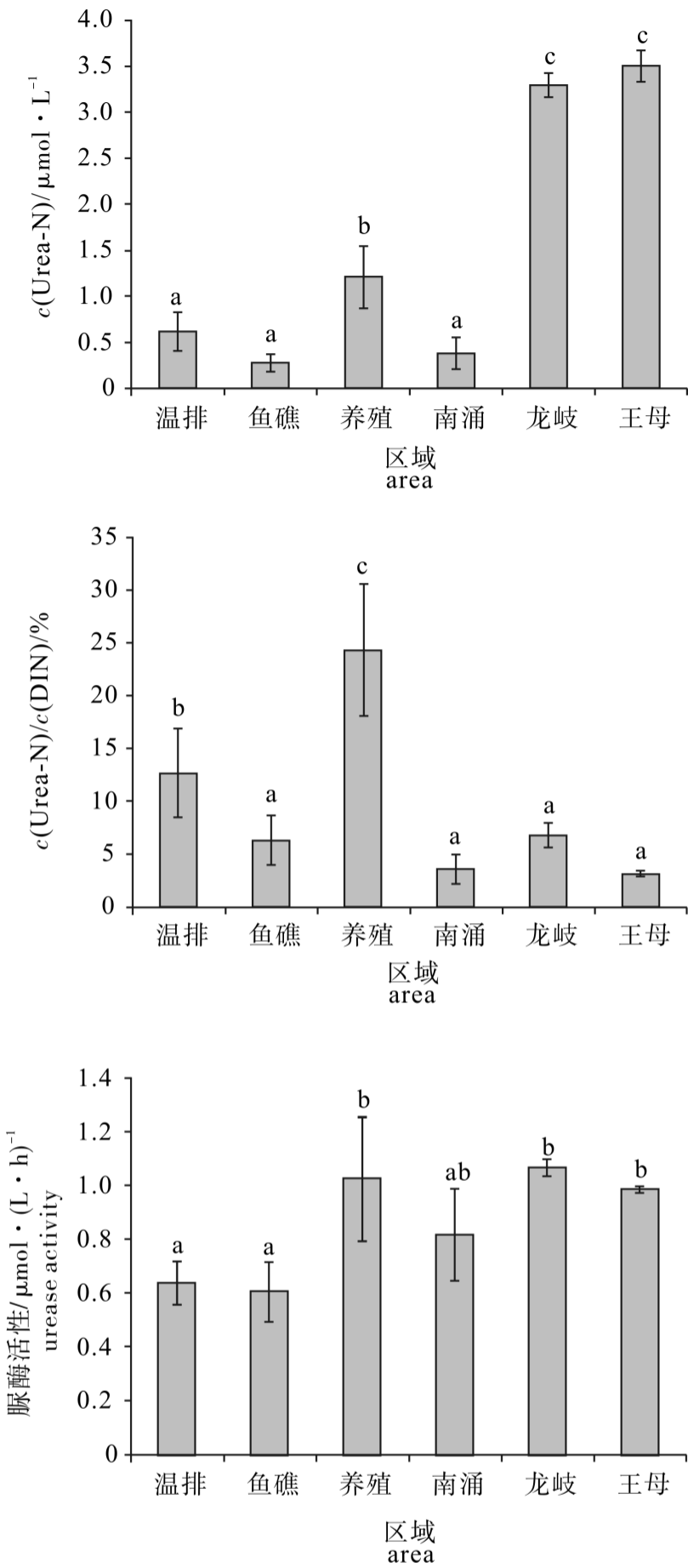


图 2 夏季大鹏澳不同区域的尿素浓度、尿氮/溶解无机氮和脲酶活性的分布  
不同字母表示差异显著 ( $P<0.05$ )

Fig 2 Distribution of urea concentrations, Urea-N/DIN and urease activity in Dapeng Cove during summer  
Different letters indicate significant difference ( $P < 0.05$ ).

域 ( $P<0.05$ )。湾内区域和河口区域的浮游植物脲酶活性的变化范围分别为 0.61 ~1.03  $\mu\text{mol}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$  和 0.82 ~1.07  $\mu\text{mol}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ ，养殖区、龙岐河口和王母河口的较高，温排区和鱼礁区的脲酶活性较低，并且养殖区的脲酶活性显著高于温排区和鱼礁区 ( $P<0.05$ )。

表 1 夏季大鹏澳水域理化环境因子

Tab. 1 Physical and chemical factors of different areas around Dapeng Cove during summer

区域 area	水温 / water temperature	盐度 salinity	c(硝酸盐) / μmol·L <sup>-1</sup> NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	c(铵盐) / μmol·L <sup>-1</sup> NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	c(溶解无机氮) / μmol·L <sup>-1</sup> DIN	c(活性磷酸盐) / μmol·L <sup>-1</sup> PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P	c(溶解无机氮) / c(活性磷酸盐) c( DIN) /c( PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	(叶绿素 a) / μg·L <sup>-1</sup> Chl-a
温排区 thermal discharge area	30.0 ±0.9 <sup>ab</sup>	33.8 ±0.2 <sup>a</sup>	1.01 ±0.84 <sup>a</sup>	3.63 ±0.12 <sup>a</sup>	4.95 ±0.79 <sup>a</sup>	0.06 ±0.03 <sup>a</sup>	93.5 ±30.4 <sup>a</sup>	2.40 ±0.83 <sup>a</sup>
鱼礁区 artificial reef area	28.7 ±0.3 <sup>a</sup>	33.5 ±0.1 <sup>a</sup>	0.71 ±0.30 <sup>a</sup>	3.60 ±0.08 <sup>a</sup>	4.49 ±0.37 <sup>a</sup>	0.29 ±0.02 <sup>ab</sup>	15.4 ±0.7 <sup>bc</sup>	7.82 ±2.83 <sup>b</sup>
养殖区 aquaculture area	29.4 ±0.1 <sup>ab</sup>	32.7 ±0.4 <sup>a</sup>	0.42 ±0.15 <sup>a</sup>	3.65 ±0.02 <sup>a</sup>	4.24 ±0.14 <sup>a</sup>	0.56 ±0.09 <sup>b</sup>	7.7 ±1.1 <sup>b</sup>	4.99 ±2.31 <sup>ab</sup>
南涌河口 Nanyong estuary	29.5 ±0.8 <sup>ab</sup>	30.9 ±1.4 <sup>b</sup>	3.10 ±0.61 <sup>a</sup>	6.76 ±0.54 <sup>a</sup>	10.18 ±1.12 <sup>a</sup>	0.39 ±0.07 <sup>ab</sup>	27.1 ±8.3 <sup>bc</sup>	5.77 ±1.94 <sup>ab</sup>
龙岐河口 Longqi estuary	28.6 ±0.5 <sup>a</sup>	29.4 ±0.5 <sup>b</sup>	25.29 ±3.56 <sup>b</sup>	25.36 ±3.51 <sup>b</sup>	52.91 ±7.38 <sup>b</sup>	1.45 ±0.42 <sup>c</sup>	40.0 ±15.5 <sup>bc</sup>	2.48 ±0.54 <sup>a</sup>
王母河口 Wangmu estuary	30.6 ±0.6 <sup>b</sup>	27.4 ±0.5 <sup>c</sup>	86.65 ±4.20 <sup>c</sup>	16.21 ±4.18 <sup>c</sup>	106.44 ±9.06 <sup>c</sup>	2.04 ±0.06 <sup>d</sup>	52.2 ±3.7 <sup>c</sup>	2.28 ±0.71 <sup>a</sup>

注：同一列数据中标有不同小写字母表示不同区域间的理化环境因子具有显著性差异(  $P < 0.05$ )

Note: The different letters in the same column indicate significant difference among the physical and chemical factors of different areas (  $P < 0.05$  ).

2.3 浮游植物脲酶活性与理化环境因子的相关性分析

通过相关性分析，各区域的脲酶活性与温度、盐度均无显著相关性(  $P > 0.05$ ) (表 2)。养殖区的脲酶活性与尿素浓度呈显著正相关关系(  $P < 0.05$ )，在鱼礁区、养殖区和南涌河口，无机营养盐是脲酶活性的关键影响因子(  $P < 0.05$ )，其中在南涌河口， $c(\text{DIN})/c(\text{PO}_4^{3-})$  与脲酶活性

呈显著负相关关系(  $P < 0.05$ )，而温排区、龙岐河口和王母河口的脲酶活性与无机营养盐和尿素均不存在显著相关性(  $P > 0.05$ )。鱼礁区、养殖区和南涌河口的脲酶活性与 Chl-a 浓度呈正相关关系，其中养殖区为极显著相关关系(  $P < 0.01$ )，而温排区、龙岐河口和王母河口的脲酶活性与 Chl-a 浓度呈负相关关系，但无显著相关性(  $P > 0.05$ )。

表 2 大鹏澳不同区域脲酶与理化环境因子的相关关系

Tab. 2 Pearson correlation coefficients between urease activities and environmental factors in Dapeng Cove

区域 area	变异来源 source of variability	温度 temperature	盐度 salinity	溶解无机氮 DIN	活性磷酸盐 PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P	溶解无机氮 / 活性磷酸盐 DIN/ PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	尿素 Urea	叶绿素 a Chl-a
温排区 thermal discharge area	脲酶活性	- 0.207	- 0.461	- 0.164	- 0.024	- 0.252	0.392	- 0.220
鱼礁区 artificial reef area		- 0.310	- 0.551	- 0.918 <sup>*</sup>	- 0.672	- 0.697	0.667	0.736
养殖区 aquaculture area		- 0.713	- 0.369	0.605	0.897 <sup>*</sup>	- 0.806	0.859 <sup>*</sup>	0.922 <sup>**</sup>
南涌河口 Nanyong estuary		0.774	- 0.765	0.906 <sup>*</sup>	- 0.905 <sup>*</sup>	- 0.897 <sup>*</sup>	0.802	0.683
龙岐河口 Longqi estuary		0.560	- 0.660	- 0.440	0.664	- 0.466	0.562	- 0.204
王母河口 Wangmu estuary		0.332	- 0.190	0.450	0.717	0.232	0.680	- 0.541

注：\* . 在 0.05 水平上显著相关；\*\* . 在 0.01 水平上极显著相关

Note: \* . significant at 0.05 level; \*\* . very significant at 0.01 level

3 讨论

氮源是海洋浮游植物生长必不可少的大量元素。过去，海洋生态学家主要关注无机氮源 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>，而对于海水中有有机氮源尿素的分布及其生物可利用性知之甚少。大亚湾是中国南方受人类活动影响最典型的亚热带海湾，自 20 世纪 80 年代

以来，其营养盐结构发生了巨大的变化<sup>[12]</sup>。张云等<sup>[7]</sup>于 2011 年调查显示，大亚湾夏季的尿素浓度为(4.32 ±1.65) μmol·L<sup>-1</sup>，并且多数调查区域的尿素浓度高于 DIN。而该研究发现，大鹏澳水域夏季的尿素浓度为(1.55 ±1.46) μmol·L<sup>-1</sup>，较张云等<sup>[7]</sup>的调查结果偏低，并且各区域尿素浓度均低于 DIN，这种差异可能是由于调查区域和调查时间

不同所致。夏季的大亚湾海域处于丰水期，沿岸径流输入量增大，DIN 浓度增加<sup>[12]</sup>，尤其是大鹏澳周边入海河水中 DIN 浓度贡献最大<sup>[8]</sup>，因此，相对于整个大亚湾水域而言，大鹏澳区域的氮源仍是以 DIN 为主。在龙岐河口和王母河口的尿素浓度显著高于其他区域，龙岐河和王母河的流经区域主要为人口密集的城镇生活区和工业区，南涌河流经区域主要为农田区和果园区，人口较少<sup>[8]</sup>，同时对比大鹏澳内的 3 个区域的尿素分布，养殖区显著高于温排区和鱼礁区，说明大鹏澳水域的尿素主要来自于陆地径流，其次为水产养殖生物排泄和养殖区的生活排污。

浮游植物能吸收利用不同种类的氮源，但都必须以  $\text{NH}_4^+$  的形式与浮游植物细胞内的碳水化合物衍生的酮酸相作用生成氨基酸而被利用<sup>[13]</sup>。尿素分子量小，结构简单，很容易被浮游植物吸收利用<sup>[14-15]</sup>，但是大部分浮游植物需通过脲酶将尿素分解成  $\text{NH}_4^+$  和二氧化碳 ( $\text{CO}_2$ ) 才能被同化<sup>[16]</sup>。该研究中各区域浮游植物的脲酶活性与尿素浓度呈正相关关系，表明浮游植物的脲酶是组成型调节而不是组成型表达<sup>[17]</sup>，尿素可诱导调节尿酶活性。通常水体中尿素浓度超过  $1 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  时就会成为浮游植物的重要氮源<sup>[1, 18-21]</sup>。在所调查的区域内，养殖区、龙岐河口和王母河口的尿素浓度均超过了  $1 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ ，但只有养殖区浮游植物的脲酶活性与尿素浓度呈显著的正相关关系，在养殖区浮游植物的生物量是氮磷营养盐的主要控制因素之一<sup>[22]</sup>，同时海水中的 Chl-a 浓度是反映浮游植物现存量的重要指标，大亚湾的 Chl-a 浓度变化与藻类细胞密度的变化趋势一致，可表征浮游植物的生物量<sup>[12, 23-24]</sup>。相对于龙岐河口和王母河口，养殖区的 Chl-a 浓度较高，浮游植物的快速生长增加了对氮源的需求量，进而也增强了尿素的可利用性，起到诱导脲酶的作用。

研究显示，大鹏澳浮游植物的脲酶活性为  $(0.86 \pm 0.20) \mu\text{mol} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ ，高于整个大亚湾的脲酶活性  $(0.029 \pm 0.047) \mu\text{mol} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ <sup>[7]</sup>，这与尿素浓度的分布正好相反，原因可能是尿素不是影响脲酶活性的唯一因素。浮游植物脲酶活性的调控机制非常复杂，不仅与尿素浓度有关，还受多种因子(包括温度、盐度、营养盐浓度与比例、浮游植物群落结构与丰度等)的影响。一般而言，外海海域的浮游植物对氮和磷的吸收大致按照 16 : 1 的

Redfield 定律<sup>[25-26]</sup>，而近岸海域的  $\alpha(\text{DIN}) / \alpha(\text{PO}_4^{3-})$  在 5 ~15 时最适合浮游植物的生长<sup>[9]</sup>。通常脲酶活性与浮游植物的生物量呈正相关关系<sup>[18]</sup>。在笔者研究中鱼礁区、养殖区和南涌河口的  $\alpha(\text{DIN}) / \alpha(\text{PO}_4^{3-})$  分别为 15.4/1、7.7/1 和 27.1/1，有利于浮游植物的生长，Chl-a 浓度较高，但是只有养殖区的脲酶活性与 Chl-a 浓度呈极显著正相关关系，养殖区的尿素浓度相当于 DIN 的 24.31%，显著高于其他区域，对该区域的氮源贡献率最高，可作为重要氮源促进浮游植物的生长。温排区、龙岐河口和王母河口的  $\alpha(\text{DIN}) / \alpha(\text{PO}_4^{3-})$  分别为 93.5/1、40.0/1 和 52.2/1，这 3 个区域浮游植物的生长繁殖受到  $\text{PO}_4^{3-}$  限制，Chl-a 浓度较低，因此，即使这 3 个区域的尿素浓度较高(分别为  $0.62 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $3.29 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  和  $3.50 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ )，也会限制尿素的可利用性。

从生理角度讲， $\text{NH}_4^+$  的吸收利用比  $\text{NO}_3^-$  消耗较少能量，是浮游植物优先吸收的氮源<sup>[27]</sup>。因此，浮游植物体内脲酶活性表现出受  $\text{NH}_4^+$  的抑制调节，受  $\text{NO}_3^-$  的诱导作用<sup>[17]</sup>。虽然龙岐河口和王母河口的尿素浓度显著高于南涌河口，但是 3 个河口区域浮游植物的脲酶活性均较高，并无显著差异。相对于南涌河口，龙岐河口和王母河口的  $\text{NH}_4^+$  浓度过高可抑制浮游植物体内脲酶的诱导调节。同时，营养盐浓度对浮游植物的生物量影响也较大。一般来说，浮游植物生长速率随着营养盐浓度的增加而增大，但过高的营养盐浓度可抑制浮游植物的生长<sup>[28-30]</sup>。在龙岐河口和王母河口，DIN 浓度显著高于南涌河口，不仅造成  $\alpha(\text{DIN}) / \alpha(\text{PO}_4^{3-})$  偏高，限制了浮游植物对氮源的吸收利用，而且过高的营养盐浓度会对浮游植物产生毒副作用，不利于浮游植物的生长繁殖，进而限制了对脲酶的诱导调节。

## 4 结论

1) 夏季大鹏澳的尿素浓度较低，尿素相当于 DIN 浓度的 3.13% ~24.31%，氮源仍是以 DIN 为主；大鹏澳湾内和河口的尿素浓度相差较大，湾内和河口尿素浓度范围分别为  $0.28 \sim 1.21 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  和  $0.38 \sim 3.50 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ ，靠近生活区和工业区的龙岐河口和王母河口的尿素浓度最高，养殖区次之，温排区、鱼礁区和南涌河口最低，人类活动对大鹏澳的尿素分布影响较大。

2) 总体来说，不同类型的人类活动对尿素可

利用性影响亦不尽相同。大鹏澳夏季浮游植物脲酶活性为  $0.61 \sim 1.07 \mu\text{mol} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ ，除了与尿素浓度正相关外，还受营养盐的浓度与比例以及浮游植物生物量的影响。合理的营养条件可促进浮游植物生长繁殖，表现出脲酶的诱导调节，增强尿素的可利用性，同时在养殖区尿素可作为浮游植物的重要氮源而被吸收利用。

参考文献:

[1] LIBERT P M, HARRISON J, HEI C A, et al. Escalating world-wide use of urea: a global change contributing to coastal eutrophication[ J]. Biogeochemistry, 2006, 77(3): 441-463.

[2] SINHA A K, RASOLONIRIANA R, DASAN A F, et al. Interactive effect of high environmental ammonia and nutritional status on ecophysiological performance of European sea bass ( *Dicentrarchus labrax*) acclimated to reduced seawater salinities[ J]. Aquat Toxicol, 2015, 160: 39-56.

[3] 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[ J]. 海洋与湖沼, 2002, 33(4): 424-431.

[4] 黄爽, 石晓勇, 张传松, 等. 2010 年春季杭州湾邻近海域尿素浓度及平面分布[ J]. 海洋环境科学, 2012, 31(1): 58-61.

[5] 黄凯旋, 张云, 欧林坚, 等. 春季海南岛近岸海域尿素与浮游生物的脲酶活性[ J]. 生态学报, 2013, 33(15): 4575-4582.

[6] 赖海燕, 徐宁, 段舜山. 大亚湾裸甲藻种群动态及其关键调控因子[ J]. 生态环境学报, 2011, 31(2): 307-315.

[7] 张云, 黄凯旋, 欧林坚, 等. 大亚湾海域尿素与浮游生物脲酶活性研究[ J]. 热带海洋学报, 2014, 33(1): 90-96.

[8] 孙丽华, 陈浩如, 彭云辉, 等. 大亚湾大鹏澳周边河流中营养盐的分布及入海通量的估算[ J]. 台湾海峡, 2003, 22(2): 211-217.

[9] 黄洪辉, 林钦, 王文质, 等. 大鹏澳海水鱼类网箱养殖对水环境的影响[ J]. 南方水产, 2005, 1(3): 9-17.

[10] 黄洪辉, 林钦, 甘居利, 等. 大鹏澳海水鱼类网箱养殖对沉积环境的影响[ J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(1): 75-80.

[11] 陈丕茂, 袁华荣, 贾晓平, 等. 大亚湾杨梅坑人工鱼礁区渔业资源变动初步研究[ J]. 南方水产科学, 2013, 9(5): 100-108.

[12] 丘耀文, 王肇鼎, 朱良生. 大亚湾海域营养盐与叶绿素浓度的变化趋势及其对生态环境的影响[ J]. 台湾海峡, 2005, 24(2): 131-139.

[13] TURNER M F. Nutrition of some marine microalgae with special reference to vitamin requirements and utilization of nitrogen and carbon sources[ J]. J Mar Biol Assoc UK, 1979, 59(3): 535-552.

[14] KILLBERG-THORESON L, MULHOLLAND M R, HEIL C A, et al. Nitrogen uptake kinetics in field populations and cultured

strains of *Karenia brevis*[ J]. Harmful Algae, 2014, 38: 73-85.

[15] LINDEHOFF E, GRAN LI E, GLIBERT P M. Nitrogen uptake kinetics of *Pyramnesium parvum* ( Haptophyte) [ J]. Harmful Algae, 2011, 12: 70-76.

[16] SOLOMON C M, ALEXANDER J A, GLIBERT P M. Measuring urease activity in aquatic environmental samples[ J]. Limnol Oceanogr-Meth, 2007, 5(9): 280-288.

[17] SOLOMON C M, GLIBERT P M. Urease activity in five phytoplankton species[ J]. Aquat Microb Ecol, 2008, 52(2): 149-157.

[18] FAN C, GLIBERT P M, BURKHOLDE J M. Characterization of the affinity for nitrogen, uptake kinetics, and environmental relationships for *Prorocentrum minimum* in natural blooms and laboratory cultures[ J]. Harmful Algae, 2003, 2(4): 283-299.

[19] GOBLER C J, BURSON A, KOCH F, et al. The role of nitrogenous nutrients in the occurrence of harmful algal blooms caused by *Cochlodinium polykrikoides* in New York estuaries ( USA) [ J]. Harmful Algae, 2012, 17: 64-74.

[20] 蒋汉明, 高坤山. 氮源及其浓度对三角褐指藻生长和脂肪酸组成的影响[ J]. 水生生物学报, 2004, 28(5): 545-551.

[21] 胡章喜, 徐宁, 段舜山, 等. 尿素对中国近海 3 种典型赤潮藻生长的影响[ J]. 环境科学学报, 2010, 30(6): 1265-1270.

[22] 孙耀, 宋云利. 虾塘养殖水环境中氮磷营养盐的存在特征与行为[ J]. 水产学报, 1998, 22(2): 117-123.

[23] 于锡军, 黄道建, 郭振仁, 等. 大亚湾大棘甲水域叶绿素 a 及营养盐的垂直分布与季节变化[ J]. 生态科学, 2013, 32(1): 78-83.

[24] 李柱, 郭伟杰, 成水平, 等. 南淝河叶绿素 a 时空分布特征及环境因子影响分析[ J]. 水生生物学报, 2014, 38(2): 342-350.

[25] JUSTIC D, RABALAIS N N, TURNER R E. Coupling between climate variability and coastal eutrophication: evidence and outlook for the northern Gulf of Mexico[ J]. J Sea Res, 2005, 54(1): 25-35.

[26] YUAN M L, WANG Z H, LI Y F. Effects of nitrogen and phosphorus limitation on the growth of *Chattonella marina*[ J]. Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(1): 430-436.

[27] DORTCH Q. The interaction between ammonium and nitrate uptake in phytoplankton[ J]. Mar Ecol Progr Ser, 1990, 61(1/2): 183-201.

[28] 彭欣, 宁修仁, 孙军, 等. 南海北部浮游植物生长对营养盐的响应[ J]. 生态学报, 2006, 26(12): 3959-3968.

[29] 郭永坚, 罗昭林, 朱长波, 等. 水产养殖对流沙湾浮游植物群落特征的影响[ J]. 南方水产科学, 2015, 11(2): 57-65.

[30] LIU J Z, VYVERMAN W. Differences in nutrient uptake capacity of the benthic filamentous algae *Cladophora* sp., *Klebsormidium* sp. and *Pseudanabaena* sp. under varying N/P conditions[ J]. Bioresour Technol, 2015, 179: 234-242.