

DOI: 10.5846/stxb201305101009

林峰 陈敏 杨伟锋 张润 曹建平 邱雨生 郑敏芳.夏季台湾海峡南部海域上层水体的生物固氮作用.生态学报 2013, 33(19): 6354-6362.

Lin F, Chen M, Yang W F, Zhang R, Cao J P, Qiu Y S, Zheng M F. Biological nitrogen fixation in the upper water column in the south Taiwan Strait during summer 2011. Acta Ecologica Sinica 2013, 33(19): 6354-6362.

夏季台湾海峡南部海域上层水体的生物固氮作用

林 峰¹ 陈 敏^{1,2,*} 杨伟锋^{1,2} 张 润¹ 曹建平¹ 邱雨生^{1,2} 郑敏芳¹

(1. 厦门大学海洋与地球学院 厦门 361005; 2. 近海海洋环境科学国家重点实验室 厦门 361005)

摘要: 2011年6—7月,利用¹⁵N₂示踪法实测了台湾海峡南部海域的生物固氮速率,结合温度、盐度、天然颗粒物氮同位素组成的分布,分析并讨论了影响研究海域生物固氮速率的环境因素。结果表明,夏季台湾海峡南部海域的生物固氮速率介于168—1080 nmol m⁻³ d⁻¹之间,平均为537 nmol m⁻³ d⁻¹,较高的生物固氮速率大多出现在次表层水体中。研究站位的积分固氮速率变化范围为11—40 μmol m⁻² d⁻¹,平均为23 μmol m⁻² d⁻¹。积分固氮速率的空间变化与不同水团的影响有关,在受黑潮水影响的海域,生物固氮速率较高,而在上升流和受河流冲淡水影响的海域,生物固氮速率较低,说明较低的水温及较高的无机氮营养盐可能会抑制研究海域的生物固氮作用。研究海域天然颗粒物δ¹⁵N与生物固氮速率之间呈现良好的负相关关系,表明天然颗粒物氮同位素组成可定性指征研究海域生物固氮作用的强弱。

关键词: 生物固氮速率; ¹⁵N₂示踪; 颗粒物 δ¹⁵N; 台湾海峡

Biological nitrogen fixation in the upper water column in the south Taiwan Strait during summer 2011

LIN Feng¹, CHEN Min^{1,2,*}, YANG Weifeng^{1,2}, ZHANG Run¹, CAO Jianping¹, QIU Yusheng^{1,2}, ZHENG Minfang¹

1 College of Ocean and Earth Sciences, Xiamen University, Xiamen 361005, China

2 State Key Laboratory of Marine Environmental Science, Xiamen University, Xiamen 361005, China

Abstract: Biological N₂ fixation in marine environments is a major component in the ocean nitrogen budget and plays an important role in global carbon cycles through the sequestration of atmospheric carbon dioxide and production of marine organic matter. N₂ fixation could be regulated by the abundance and chemical speciation of nutrients and many trace elements in seawater. Recent studies have revealed that N₂ fixation is much more widespread in marine environments than previously thought. However, little is known about the N₂ fixation in the Taiwan Strait, especially on N₂ fixation rates, and their relationship with environmental parameters. The major objectives of this study were to determine the N₂ fixation rates and their spatial distributions and to explore major physicochemical controlling factors in the south Taiwan Strait. During June and July 2011, seawater samples were collected from ten stations at two transects in the south Taiwan Strait for the measurements of N₂ fixation rate using the ¹⁵N₂ tracer assay. Particulate nitrogen and its isotopic composition were measured with an elemental analyzer (Carlo Erba NC 2500) coupled with a Finnigan MAT Delta^{plus} XP isotope ratio mass spectrometer. Reproducibility of nitrogen isotope measurements (in terms of δ¹⁵N) was within 0.2‰. Our results showed that N₂ fixation rates in the south Taiwan Strait ranged from 168—1080 nmol m⁻³ d⁻¹ with an average of 537 nmol m⁻³ d⁻¹. Most of the high rates were observed at subsurface layers. The depth-integrated N₂ fixation rates were 11—40 μmol m⁻² d⁻¹ with an average of (23±10) μmol m⁻² d⁻¹. The distribution of the N₂ fixation rates showed regional variations with influence from water masses with distinctive temperature and salinity. Higher N₂ fixation rates were mostly observed in the regions influenced by the Kuroshio, with an average of 31 μmol m⁻² d⁻¹, while lower rates occurred in the upwelling and river

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(41125020, 41076043, 41206062); 国际海域资源调查与开发“十二五”项目(DY125-13-E-01)

收稿日期: 2013-04-10; 修订日期: 2013-07-15

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: mchen@xmu.edu.cn

plume regions with an average of $15 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$. This spatial distribution pattern indicated that biological N_2 fixation was largely impeded by the low temperature and the high concentration of dissolved inorganic nitrogen in the south Taiwan Strait. The contribution of N_2 fixation in the study area could be further quantified based on the $\delta^{15}\text{N}$ signatures of suspended particles which could be significantly depleted during N_2 fixation. Indeed, a negative correlation between the $\delta^{15}\text{N}$ signatures of suspended particles and N_2 fixation rates was observed regardless of using all data points or depth-averaged values within the water column. This indicated that ^{15}N -depleted particles were largely derived from the enhanced N_2 fixation, supporting the use of nitrogen isotopic composition ($\delta^{15}\text{N}$) of suspended particles as a potential indicator of N_2 fixation in the south Taiwan Strait. Further studies are needed to better elucidate the relationship between N_2 fixation rates and limiting elements and their chemical speciation, and thus the physical and biogeochemical controls on N_2 fixation in the south Taiwan Strait.

Key Words: biological N_2 fixation rate; nitrogen isotopic composition; particulate matter $\delta^{15}\text{N}$; Taiwan Strait

台湾海峡地理位置特殊，是东海和南海水交换的重要通道，海底地形变化复杂，多种性质和来源的水系交汇于此。海峡内的水文环境主要受3个流系所控制，分别是闽浙或者粤东沿岸流、南海暖水和黑潮入侵水^[1-2]。该海域受季风影响明显，在季风控制下，不同性质的海流自东海和南海进入。冬季东北季风驱动低温闽浙沿岸水自东海南下，同时还有一支暖水自南海北上，而在夏季西南季风和地形作用下，形成沿岸上升流和浅滩上升流^[3-5]。

在热带和亚热带海域，束毛藻和其他蓝藻固氮所支持的生产力可占总初级生产力很大的比例^[6-8]，固氮生物通过新氮的补充加强海域吸收大气 CO_2 的能力，并对海洋碳循环、营养盐循环等产生明显影响^[9-10]。台湾海峡受黑潮、南海暖流等的影响，已有研究表明黑潮水中束毛藻丰度较高，可作为黑潮水的指示种^[11-16]。但至今为止有关受黑潮影响的台湾海峡的生物固氮作用仍了解很少，实测的生物固氮速率仍然是空白。仅在台湾海峡东北部海域借助硝酸盐氮同位素组成的变化间接指示出该海域的生物固氮作用^[17]。本研究于夏季期间利用 $^{15}\text{N}_2$ 示踪法实测了台湾海峡南部海域两个断面共10个站位的生物固氮速率，旨在揭示生物固氮速率的空间变化特征，分析其与水团等环境因素之间的关系，探讨天然悬浮颗粒物氮同位素组成指征研究海域生物固氮作用强弱的可行性。

1 材料与方法

1.1 样品采集

2011年夏季，在台湾海峡南部海域开展了生物固氮作用的研究。采样时间为2011年6月27日至2011年7月4日，调查船为福建省海洋研究所的“延平二号”科考船。共采集了2条断面10个站位不同深度的样品，分别是位于A断面的A1、A3、A5、A7和A9站，以及位于C断面的C1、C5、C7、C9和C10站（图1）。两个断面都位于台湾海峡南部海域，从闽粤沿岸向东南延伸至台湾岛南部海域陆架坡折，其中A断面跨越台湾浅滩，站位平均水深较浅（41 m），仅A9站的水深达到76 m。C断面由近岸向外海水深逐渐增加，至C10站水深达到1920 m。

1.2 测量方法

1.2.1 生物固氮速率的测定

生物固氮速率通过 $^{15}\text{N}_2$ 示踪法^[18-19] 测得，主要流程简述如下：每层取 500 dm^3 水样两份，将水样注入样品瓶至满溢，塞上内衬硅胶垫的橡皮塞，在橡皮塞上插入一根针头用以排除瓶中的气泡，平衡瓶内外压力。待瓶内气泡排空后，用气密性气体注射针抽取 1 cm^3 丰度为 99.14% 的 $^{15}\text{N}_2$ ，针头插入橡皮塞，缓缓注入 $^{15}\text{N}_2$ ，与此同时，相应体积的海水从另一个针头流出。注气完成后迅速拔出两个针头，混合均匀后，放置于甲板上由表层流动水控制温度的水槽中培养 24 h。培养结束后，用预先高温灼烧（450 °C 2 h）的玻璃纤维滤膜（Whatman GF/F）过滤水样，收集颗粒物。含有颗粒物的滤膜置于 60 °C 下烘干，折叠放入滤膜盒中，冷冻保存，带回陆上实验室进行后续处理和 ^{15}N 测量。在实验室内，将滤膜置于 60 °C 下烘干过夜，然后进行颗粒物氮含量及其同位素组成的分析。

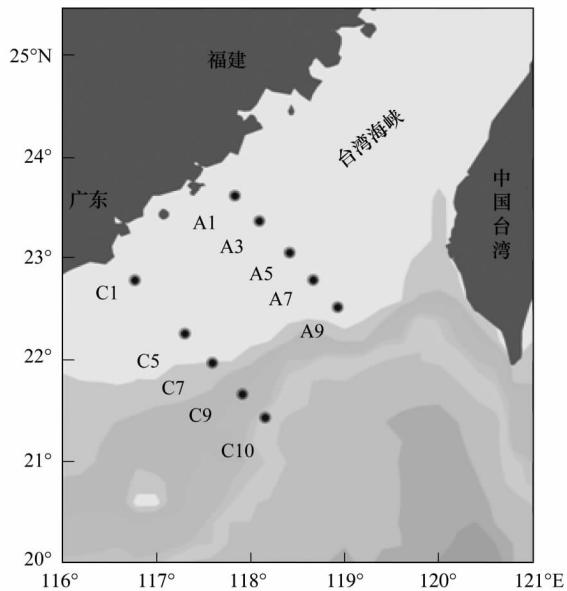


图1 夏季台湾海峡南部海域生物固氮作用研究的采样站位

Fig. 1 Sampling locations of N_2 fixation in the south Taiwan Strait in summer

生物固氮速率按 Montoya 等^[18]给出的公式进行计算。培养开始时 体系中 N₂底物的¹⁵N 丰度为:

$$A_{N_2} = \left(\frac{A_s \times V_s + A_{atm} \times C \times V_b}{V_s + C \times V_b} \right)$$

式中 A_s 是所添加¹⁵N₂示踪剂中¹⁵N 的丰度(99.14%) ; A_{atm} 为大气 N₂的¹⁵N 丰度(0.0366%) ; V_s 为所添加¹⁵N₂示踪剂的体积(cm³) ; V_b 是培养水样的体积(cm³) ; C 是现场温度、盐度和压力下海水中 N₂的溶解度(cm³/dm³) 。

培养过程中 N₂被固氮生物转化为颗粒物的速率可由下式计算获得:

$$V_{N_2fix} = \frac{1}{\Delta T} \times \left(\frac{A_{PN_f} + A_{PN_0}}{A_{N_2} - A_{PN_0}} \right)$$

式中 A_{PN_f} 是培养结束时样品中颗粒氮(PN) 的¹⁵N 丰度; A_{PN_0} 是培养开始时样品中 PN 的¹⁵N 丰度; t 为样品的培养时间。

据此,生物固氮速率(NFR) 可由下式计算获得:

$$NFR = V_{N_2fix} \times \left(\frac{PN_f + PN_0}{2} \right)$$

式中 PN_0 为培养起始时刻样品的颗粒氮含量(μmol/dm³) ; PN_f 为培养结束时样品的颗粒氮含量(μmol/dm³) 。

将以上所获得的水柱各层位的生物固氮速率(NFR) 进行梯形积分 就可得到(深度) 积分固氮速率(INF) ,以表示每平方米水柱内固氮生物每天将 N₂转化为颗粒有机氮的量。

1.2.2 天然颗粒物的采集

海水样品(约 5 dm³) 采集后立即用预先于 450 °C 下灼烧过 2 h 的 Whatman GF/F 滤膜过滤,用蒸馏水洗涤滤膜。将含有颗粒物的滤膜在 60 °C 下烘干后,用镊子小心撕下整张滤膜表层,将其包裹入锡杯内,压制制成小球,送入元素分析仪的自动进样装置中,通过元素分析仪(EA) -同位素比值质谱仪(IRMS) 联机测定颗粒物中的氮含量及其同位素组成。

1.2.3 颗粒氮含量及其同位素组成的测定

生物固氮速率培养实验所得到的颗粒物和天然颗粒物中的氮含量及其同位素组成由元素分析仪(Carlo Erba NC 2500) -同位素比值质谱仪(DELTA^{plus} XP) 联用进行测量。EA-IRMS 测量条件如下: 氧化炉温度为 1000 °C, 还原炉温度为 650 °C; 色谱柱(Porapak Q) 温度为 50 °C; He 载气流量为 80 cm³/min; O₂ 流量为 120 cm³/min。样品氮含量根据实测的峰面积与预先获得的工作曲线计算获得。氮含量工作曲线按如下流程绘制: 用百万分之一天平准确称量 19.41, 69.93 μg 和 159 μg 的尿素, 其对应的 N 含量分别为 4.36, 9.41, 15.83, 21.33 μg 和 36.47 μg。将其封装于锡杯中, 送入 EA-IRMS 进行测量, 获得氮含量与测量峰面积之间的关系:

$$y = 1.784x - 0.2401 \quad (R^2 = 0.999, n = 5)$$

式中 y 为 N 含量(μg) , x 为实测 N 峰面积(mV) 。实际样品的氮含量由实测的 N 峰面积 结合上述方程计算获得。所用元素分析仪测量颗粒氮含量的相对精度优于 0.2% ,检测限为 0.1 μmol。

在氮含量及其同位素组成的测定过程中, 为确保测量过程中仪器的稳定性及所得 δ¹⁵N 测值的准确性, 每间隔 10 个待测样品穿插一个 IAEA-N3 标准物质(δ¹⁵N = 4.7‰) 进行测量。本研究所用同位素比值质谱仪测定 IAEA-N3 标准物质的相对标准偏差<0.2‰。

1.2.4 温度、盐度的测定

温度和盐度由自容式 CTD(美国 Sea-Bird 公司 SBE 25-01 型) 测得, 温度、电导率的测量精度分别为 ±0.004 °C 和 ±0.0003 s/m。

2 结果

2.1 温度和盐度

在 A 断面, 温度从近岸站位向离岸站位逐渐增加, 但 A7 站温度有所降低, 至 A9 站温度达到最高值(表 1)。除 A9 站温度从表层至 50 m 层有明显降低外, 其余站位由于水深较浅, 温度的垂向变化较小, A5 站整个水柱的温度较高, 而盐度较低(图 2)。在 C 断面, 温度从近岸向外海呈逐渐增加的态势, 垂向上则随着水深的增加而降低, 温度层化作用较为明显。C 断面的盐度由近岸往外海亦呈增加态势, 最低值位于近岸 C1 站, C5 站表层水的盐度也较低, 但总体上看, 该断面盐度的变化不大, 垂向分层作用不明显(图 3)。

研究海域夏季的海流、水团情况较为复杂, 受到粤东沿岸水、珠江/韩江冲淡水、南海暖流、黑潮水以及涌升的低温高盐水的共同影响^[2, 20-23]。根据温、盐特征, 研究站位分别隶属于近岸上升流区(A1 站和 A3 站) 、珠江/韩江冲淡水影响区(C1 站) 、台湾浅滩上升流区(A7 站) , 以及陆架外缘区(A9 站和 C10 站) 等 4 个区域。近岸上升流区的水团具有低温、高盐且整个水柱温盐均匀的特征, 以 A1 站为代表, 平均温度为 22.81 °C, 平均盐度为 33.92。珠江/韩江冲淡水影响区为高温、低盐水体, 主要位于南澳至东山沿岸, 对 C1 站的影响可深至 7 m。台湾浅滩上升流区的水体则以低温、高盐为特征, A7 站的平均温度为 25.09 °C,

平均盐度为 33.97; 在浅滩西北部则存在高温、低盐水体(A5 站, 平均温度为 27.99 °C, 平均盐度为 32.55)。根据 Hu 等^[2]对台湾海峡南部海域夏季连续的 4 年观测, 该水体应属于上层暖水团。陆架外缘区的水体受到黑潮和南海暖流的影响, 趋于高温和高盐, 以 A9 和 C10 站为代表, 上层水体平均温度为 28.66 °C, 平均盐度为 33.55。

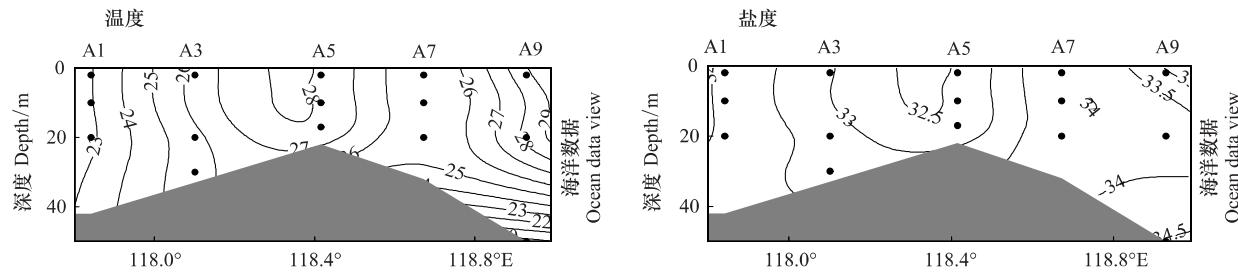


图 2 台湾海峡南部海域 A 断面温度和盐度的分布

Fig.2 The distribution of temperature and salinity at section A in the south Taiwan Strait

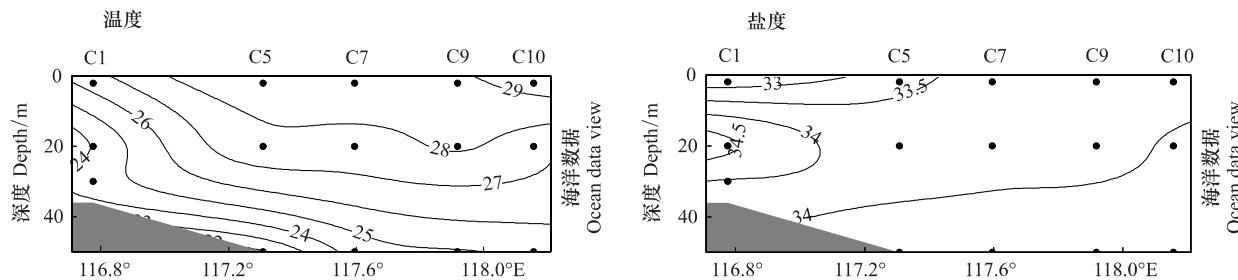


图 3 台湾海峡南部海域 C 断面温度和盐度的分布

Fig.3 The distribution of temperature and salinity at section C in the south Taiwan Strait

2.2 天然颗粒物氮同位素组成

A 断面天然颗粒物 $\delta^{15}\text{N}$ 的变化范围为 $-1.2\text{\textperthousand}$ — $8.1\text{\textperthousand}$, 平均为 $(4.0 \pm 2.3)\text{\textperthousand}$ ($n = 15$) ; 最高值位于断面中部 A5 站的表层, 最低值位于离岸最远 A9 站的 50 m 层(表 1)。从断面分布看, 颗粒物 $\delta^{15}\text{N}$ 表现为由 A5 站向南北方向降低的趋势(图 4)。C 断面颗粒物 $\delta^{15}\text{N}$ 的变化范围为 $-8.1\text{\textperthousand}$ — $7.8\text{\textperthousand}$, 平均为 $(-0.4 \pm 4.5)\text{\textperthousand}$ ($n = 15$) ; 最高值位于断面中部 C5 站的表层, 最低值位于 C5 站的 50 m 层(表 1)。颗粒物 $\delta^{15}\text{N}$ 总体表现为由近岸向离岸降低的趋势(图 4)。

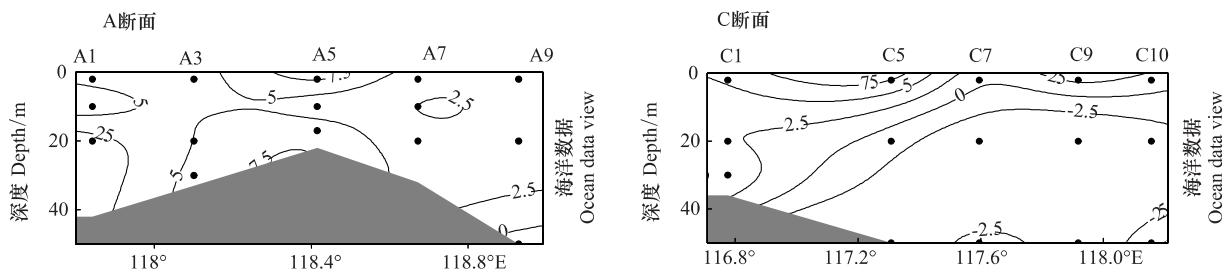


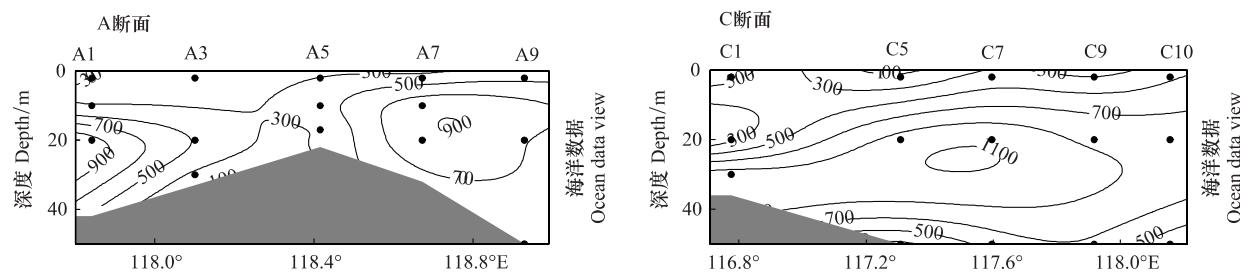
图 4 台湾海峡南部海域天然颗粒物 $\delta^{15}\text{N}$ (%) 的分布

Fig.4 The distribution of $\delta^{15}\text{N}$ (%) in natural particles in the south Taiwan Strait

2.3 生物固氮速率

研究海域的生物固氮速率介于 168 — $1080 \text{ nmol m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 之间, 平均为 $537 \text{ nmol m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ (表 1)。在 A 断面, 较高的生物固氮速率基本位于 10 — 20 m 层, 其中 A3 和 A5 两个站的生物固氮速率由表及底均较低。在 C 断面, 生物固氮速率往往在 20 — 30 m 的次表层出现极大值, 其中 C7 站 20 m 的生物固氮速率高达 $1080 \text{ nmol m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ (图 5)。

研究海域积分固氮速率的变化范围为 11 — $40 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, 平均为 $(23 \pm 10) \mu\text{mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($n = 10$) ; 最高值位于 C7 站, 最低值位于 A5 站(表 1)。在 A 断面, 积分固氮速率由断面两端向中部呈降低趋势, 而在 C 断面, 积分固氮速率则由近岸向外海逐渐增加(图 6)。

图5 台湾海峡南部海域生物固氮速率($\text{nmol m}^{-3} \text{ d}^{-1}$)的断面分布Fig.5 The sectional distribution of N_2 fixation rates ($\text{nmol m}^{-3} \text{ d}^{-1}$) in the south Taiwan Strait表1 夏季台湾海峡南部海域的温度、盐度、天然颗粒物 $\delta^{15}\text{N}$ 和生物固氮速率Table 1 The temperature, salinity, $\delta^{15}\text{N}$ in natural particles and nitrogen fixation rates in the south Taiwan Strait in summer

站位 Station	经度 Longitude /(°E)	纬度 Latitude /(°N)	水深 Depth /m	层位 Position /m	温度 Temperature /°C	盐度 Salinity	颗粒氮 $\delta^{15}\text{N}$ PN $\delta^{15}\text{N}$ /‰	固氮速率 N_2 fixation rate /($\text{nmol m}^{-3} \text{ d}^{-1}$)
A9	118.93	22.53	76	2	28.80	33.04	3.9	456
				20	28.40	33.16	4.0	696
				50	25.72	34.08	-1.2	648
A7	118.67	22.80	32	2	25.22	34.00	3.4	360
				10	25.16	33.97	2.4	864
				28	25.04	33.97	3.1	888
A5	118.42	23.07	22	2	27.98	32.52	8.1	312
				10	27.98	32.55	3.2	432
				17	27.99	32.56	7.2	288
A3	118.10	23.38	33	2	26.29	33.06	4.0	168
				10	25.94	33.19	5.0	504
				30	25.64	33.31	5.7	240
A1	117.84	23.63	42	2	22.93	33.91	4.4	312
				10	22.91	33.91	6.0	288
				30	22.78	33.92	1.4	984
C10	118.16	21.44	1920	2	29.37	33.80	1.3	480
				20	27.30	34.08	-3.5	816
				50	25.18	34.27	-0.6	360
C9	117.92	21.67	900	2	28.75	33.74	3.2	288
				20	28.26	33.83	-5.6	840
				50	24.88	34.14	-5.0	672
C7	117.60	21.98	128	2	28.60	33.81	0.1	408
				20	27.26	34.04	-5.0	1080
				50	24.41	34.29	-0.6	576
C5	117.31	22.27	60	2	28.78	33.32	7.8	120
				20	27.83	33.73	-1.3	984
				44	21.84	34.46	-8.1	240
C1	116.78	22.80	36	2	26.39	32.80	5.3	552
				20	23.99	34.62	2.6	240
				36	24.53	33.94	4.3	1008

3 讨论

3.1 水团对生物固氮作用的影响

研究海域积分固氮速率介于 $11\text{--}40 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ 之间, 平均为 $23 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$, 与中国其他边缘海相比, 台湾海峡南部海域的生物固氮速率较低(表2)。除 A 断面受沿岸上升流和台湾浅滩上升流影响的 4 个站位(A1、A3、A5 和 A7)外, 其余站位的积分固氮速率与水柱密度梯度之间存在显著的负相关关系($P=0.01$) (图7)。此研究结果与以往的认识相左, 一般认为, 水体较强的层化作用有利于生物固氮作用^[12, 14, 19]。本研究观察到的生物固氮速率与水柱密度梯度之间的负相关关系表明, 位于上升流影响区外的生物固氮速率除受水体层化作用影响外, 更有可能是受到营养盐水平等因素的影响, 相对适宜的水温和营养盐条件可能有效地促进了这些海域生物的固氮作用, 也可能是导致生物固氮速率出现次表层极大值的重要原因。

A1 站和 A7 站分别位于沿岸上升流区和台湾浅滩上升流区核心, 与未受上升流影响的 C7 站相比, 其积分生物固氮速率较低(图6)。在上升流核心区, 中深层低温水体向上涌升的同时, 将中深层丰富的营养盐输送至表层, 导致上层水体无机氮营养盐含量的显著增加。较低的水温和较高的无机氮营养盐可能抑制了生物的固氮作用, 导致 A1 和 A7 站的生物固氮速率处于相对较低的水平。实验室的培养实验结果显示, 束毛藻能够在 NO_3^- 、 NH_4^+ 或者尿素作为结合态氮源的基质上生长^[26]; 束毛藻(NIBB1067)对 NH_4^+ 、尿素和谷氨酸盐有较高的吸收能力, 而对 NO_3^- 的吸收能力较弱, 但它们可以在只有 NO_3^- 作为氮源的培养基中生长^[27]。对 *Trichodesmium* spp.(IMS101)的研究表明, 当其生长在存在 NO_3^- 的基质中时, 固氮速率明显低于其在无氨基基中的固氮速率^[28]。A1 和 A7 站较低的生物固氮速率与其较低的水体温度与较高的无机氮营养盐相对应, 显然与上述结果是吻合的。比较而言, A1 站的生物固氮速率低于 A7 站(图7), 原因可能与 A7 站受南海黑潮分支的影响有关。A7 站平均温度为 25.09°C , 高于 A1 站(22.81°C)。已有研究证实, 黑潮水中存在较高丰度的束毛藻^[11-15, 29], 因而受黑潮水影响的区域, 生物固氮作用一般比较强。本研究中受黑潮影响的站位包括 C7、C9、C10、A7 和 A9 站。除去受浅滩上升流影响的 A7 站, 其余站位的积分固氮速率均较高, 平均为 $31 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ 。A3 和 A5 站位于上升流影响的边缘, 因受上升流的影响, 也具有较低的生物固氮速率。此外, 这两个站水深较浅, 也造成积分固氮速率较低。

表2 中国边缘海的积分生物固氮速率
Table 2 The depth-integrated nitrogen fixation rates in China marginal seas

海域 Sea area	积分固氮速率 Integrated N_2 fixation rate/ ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	参考文献 Reference
东海和南黄海 The east China sea and the south yellow sea	59	[8]
东海南部海域 The south east China sea	59.4	[14]
台湾东北部海域 The northeast sea of Taiwan	35.7	[17]
南海北部海域 The north south China sea	54.8	[24]
南海南部越南沿岸上升流区 The upwelling region off Vietnam, South China Sea	50	[25]
台湾海峡南部海域 The south Taiwan Strait	23	本研究

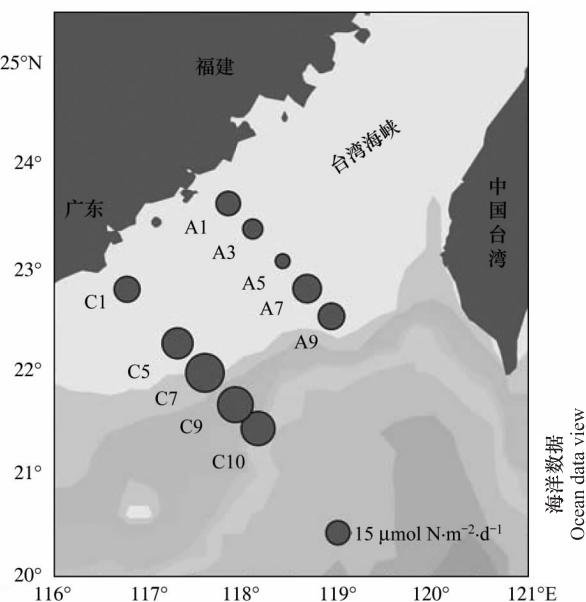


图6 夏季台湾海峡南部海域积分固氮速率的分布

Fig.6 The distribution of integrated N_2 fixation rates in the south Taiwan Strait in summer

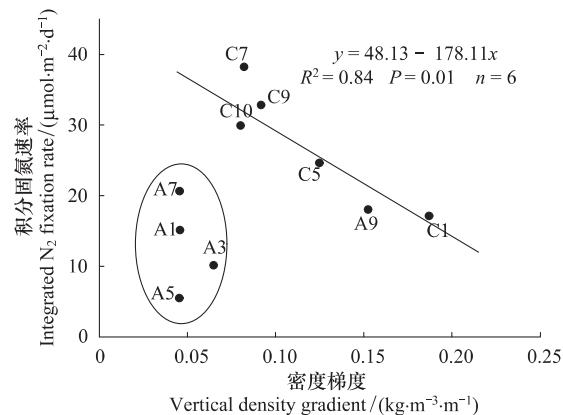


图7 夏季台湾海峡南部海域积分固氮速率与水柱密度梯度的关系

Fig.7 The relationship between the integral N_2 fixation rates and the vertical density gradients in the south Taiwan Strait in summer

C1 站受到珠江和韩江冲淡水的影响 在珠江河口区 DIN 浓度可高达 $83.6 \mu\text{mol}/\text{dm}^3$ ^[30] 冲淡水携带的高 DIN 浓度可能抑制了生物的固氮作用 导致 C1 站的生物固氮速率较低。

3.2 天然颗粒物 $\delta^{15}\text{N}$ 对生物固氮作用的指示

海水中天然颗粒有机物的 $\delta^{15}\text{N}$ 通常被用以揭示海洋氮循环过程的信息。这是由于氮在海洋各储库间进行生物、化学转化时,伴随着氮同位素的分馏,由此导致各储库的 $\delta^{15}\text{N}$ 发生变化。颗粒有机物 $\delta^{15}\text{N}$ 的特征往往可指征氮所经历的生物地球化学过程^[31-33]。对于寡营养的热带和亚热带上层海洋,生物固氮作用的强弱可以通过悬浮颗粒有机物的 $\delta^{15}\text{N}$ 来识别,因为这些海域悬浮颗粒有机物的 $\delta^{15}\text{N}$ 主要受控于两个因素:其一是浮游植物所吸收氮营养盐的 $\delta^{15}\text{N}$,其二是浮游生物吸收和同化氮营养盐过程中产生的同位素分馏^[34-36]。对于开阔大洋,浮游植物生长所需的新氮主要通过水体的垂直交换由下层海洋输送进入上层,中深层海洋硝酸盐 $\delta^{15}\text{N}$ 一般在 5‰附近,并且比较稳定^[17,37]。与大部分浮游植物不同,固氮生物可以利用 N_2 作为其氮营养的来源。海水中溶解 N_2 的 $\delta^{15}\text{N}$ 约为 0.6‰,且在生物固氮过程中仅发生很小的同位素分馏^[38],因而其引入的新氮的 $\delta^{15}\text{N}$ 约为 -2‰—0‰^[39-41]。在浮游植物对氮源的吸收和同化过程中,较轻的氮同位素优先被利用,导致同位素分馏,但是在寡营养海域,水体中的氮源被全部耗竭,此时产物的 $\delta^{15}\text{N}$ 接近于氮营养来源的数值^[42-43]。显然,生物固氮作用是海洋上层“轻”氮颗粒有机物的重要来源,由此可应用颗粒有机物的 $\delta^{15}\text{N}$ 来定性表征海域生物固氮作用的强弱。

对台湾海峡南部海域浮游植物生长的营养盐限制研究表明,夏季台湾海峡南部海域浮游植物的生长主要受氮所限制,且与上升流存在与否无关^[44-46]。因此,在台湾海峡南部海域,天然颗粒有机物 $\delta^{15}\text{N}$ 有可能可以反映出生物固氮作用的强弱。将研究海域固氮速率对天然颗粒物 $\delta^{15}\text{N}$ 作图可发现,无论是各层位生物固氮速率与颗粒物 $\delta^{15}\text{N}$ 值之间(图 8),亦或是水柱平均生物固氮速率与水柱颗粒物 $\delta^{15}\text{N}$ 平均值之间(图 8)均存在显著的负相关关系,即较低的颗粒物 $\delta^{15}\text{N}$ 对应于较高的生物固氮速率,较高的颗粒物 $\delta^{15}\text{N}$ 对应于较低的生物固氮速率。因此,在台湾海峡南部海域,颗粒物 $\delta^{15}\text{N}$ 可作为固氮速率强弱的良好指标。

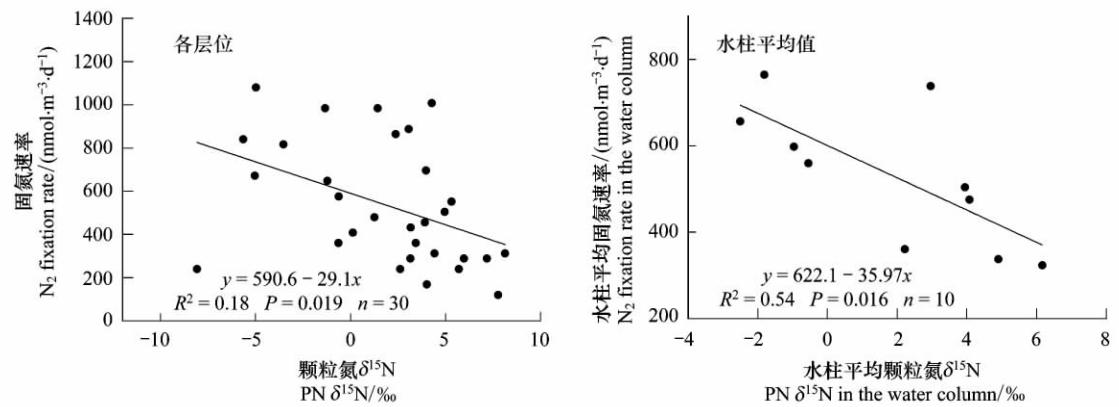


图 8 夏季台湾海峡南部海域生物固氮速率与天然颗粒物 $\delta^{15}\text{N}$ 的关系

Fig.8 The relationship between the N_2 fixation rates and $\delta^{15}\text{N}_{\text{PN}}$ in the water column in the south Taiwan Strait in summer

4 结论

夏季台湾海峡南部海域的积分生物固氮速率介于 $11\text{--}40 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ 之间,平均为 $(23\pm 10) \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ 其空间分布受不同水团的影响,在黑潮水影响的海域,生物固氮速率较高,而在上升流和受河流冲淡水影响的海域,生物固氮速率较低。生物固氮速率的空间变化与水温与无机氮营养盐的变化有关,较低的水温及较高的无机氮营养盐可能抑制了生物的固氮作用,由此导致上升流区和河流冲淡水影响区的生物固氮速率较低,而高温、寡营养的黑潮影响区的生物固氮速率较高。研究表明,夏季台湾海峡南部海域天然颗粒物 $\delta^{15}\text{N}$ 与固氮速率之间具有显著的负相关关系,说明研究海域天然颗粒物的氮同位素组成可用于指征生物固氮作用的强弱变化。

References:

- [1] Hu J Y, Liu M S. The current structure during summer in southern Taiwan Strait. *Journal of Tropic Oceanography*, 1992, 11(4): 42-47.
- [2] Hu J Y, Hong H S, Li Y, Jiang Y W, Chen Z Z, Zhu J, Wan Z W, Sun Z Y, Liang H X. Variable temperature, salinity and water mass structures in the southwestern Taiwan Strait in summer. *Continental Shelf Research*, 2011, 31(6): S13-S23.
- [3] Xiao H. Studies of coastal upwelling in western Taiwan Strait. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait*, 1988, 7(2): 135-142.
- [4] Weng X C, Zhang Q L, Yan T Z, Wang C M, Liang H X. Analysis of water masses in the middle and northern Taiwan Strait in spring and summer. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 1992, 23(3): 235-243.

- [5] Chen S T , Ruan W Q. The geochemical behavior and transport flux of nitrogen , phosphorus and silica in the upwelling zone of the Taiwan Strait. *Acta Oceanologica Sinica* , 1996 , 18(3) : 36–44.
- [6] Capone D G , Burns J A , Montoya J P , Subramaniam A , Mahaffey C , Gunderson T , Michaels A F , Carpenter E J. Nitrogen fixation by *Trichodesmium* spp.: an important source of new nitrogen to the tropical and subtropical North Atlantic Ocean. *Global Biogeochemical Cycles* , 2005 , 19(2) : GB2024 , doi: 10.1029/2004GB002331.
- [7] Mahaffey C , Michaels A F , Capone D G. The conundrum of marine N₂ fixation. *American Journal of Science* , 2005 , 305(6/8) : 546–595.
- [8] Zhang R , Chen M. Advances in marine biological nitrogen fixation studies. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait* , 2010 , 29(3) : 428–433.
- [9] Karl D M , Michaels A F , Bergman B , Capone D G , Carpenter E C , Letelier R , Lipschultz F , Paerl H , Sigma D M , Stal L. Dinitrogen fixation in the world's oceans. *Biogeochemistry* , 2002 , 57–58(1) : 47–98.
- [10] Arrigo K R. Marine microorganisms and global nutrient cycles. *Nature* , 2005 , 437(7057) : 349–355.
- [11] Nagasawa S , Marumo R. Taxonomy and distribution of *Trichodesmium* (Cyanophyceae) in the Kuroshio Water. *Information Bulletin on Planktology in Japan* , Commemoration number of Dr Y Matsue , 1967: 139–144.
- [12] Marumo R , Asaoka O. *Trichodesmium* in the East China Sea. *Journal of Oceanography Society of Japan* , 1974 , 30(6) : 298–303.
- [13] Marumo R , Nagasawa S. Seasonal variation of the standing crop of a pelagic blue-green alga , *Trichodesmium* in the Kuroshio water. *Bulletin of Plankton Society of Japan* , 1976 , 23(1) : 19–25.
- [14] Chang J , Chiang K P , Gong G C. Seasonal variation and cross-shelf distribution of the nitrogen-fixing cyanobacterium , *Trichodesmium* , in southern East China Sea. *Continental Shelf Research* , 2000 , 20(4/5) : 479–492.
- [15] Chen Y L , Chen H Y , Lin Y H. Distribution and downward flux of *Trichodesmium* in the South China Sea as influenced by the transport from the Kuroshio Current. *Marine Ecology Progress Series* , 2003 , 259: 47–57.
- [16] Suzuki T , Mori H , Ishizaka J , Katayama K. Biomass and distribution of filamentous cyanobacteria , *Trichodesmium* spp. , in spring in the East China Sea. *Plankton and Benthos Research* , 2007 , 2(4) : 175–183.
- [17] Liu K K , Su M J , Hsueh C R , Gong G C. The nitrogen isotopic composition of nitrate in the Kuroshio Water northeast of Taiwan: evidence for nitrogen fixation as a source of isotopically light nitrate. *Marine Chemistry* , 1996 , 54(3/4) : 273–292.
- [18] Montoya J P , Voss M , Kahler P , Capone D G. A simple , high-precision , high-sensitivity tracer assay for N₂ fixation. *Applied and Environmental Microbiology* , 1996 , 62(3) : 986–993.
- [19] Zhang R , Chen M , Cao J P , Ma Q , Yang J H , Qiu Y S. Nitrogen fixation in the East China Sea and southern Yellow Sea during summer 2006. *Marine Ecology Progress Series* , 2012 , 447: 77–86.
- [20] Chen Z Z , Hu J Y , Zhu J , Zun Z Y. Observation of upwelling and diluted water in southern Taiwan Strait during July , 2005. *Journal of Tropical Oceanography* , 2008 , 27(4) : 19–22.
- [21] Hong H S , Zhang C Y , Shang S L , Huang B Q , Li Y H , Li X D , Zhang S M. Interannual variability of summer coastal upwelling in the Taiwan Strait. *Continental Shelf Research* , 2009 , 29(2) : 479–484.
- [22] Hu J Y , Kawamura H , Li C Y , Hong H S , Jiang Y W. Review on current and seawater volume transport through the Taiwan Strait. *Journal of Oceanography* , 2010 , 66(5) : 591–610.
- [23] Lin P G , Chen Z Z , Hu J Y , Zhu J , Sun Z Y. Variation characteristics of upwelling in Taiwan Strait and its relationship with wind in summer 2011. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait* , 2012 , 31(3) : 307–316.
- [24] Kao S J , Yang J Y , Liu K K , Dai M H , Chou W C , Lin H L , Ren H J. Isotope constraints on particulate nitrogen source and dynamics in the upper water column of the oligotrophic South China Sea. *Global Biogeochemical Cycles* , 2012 , 26(2) , doi: 10.1029/2011GB004091.
- [25] Voss M , Bombar D , Loick N , Dippner J W. Riverine influence on nitrogen fixation in the upwelling region off Vietnam , South China Sea. *Geophysical Research Letters* , 2006 , 33(7) , doi: 10.1029/2005GL025569.
- [26] Ohki K , Zehr J P , Falkowski P G , Fujita Y. Regulation of nitrogen-fixation by different nitrogen sources in the marine non-heterocystous cyanobacterium *Trichodesmium* sp. NIBB1067. *Archives of Microbiology* , 1991 , 156(5) : 335–337.
- [27] Mulholland M R , Ohki K , Capone D G. Nitrogen utilization and metabolism relative to patterns of N₂ fixation in cultures of *Trichodesmium* NIBB1067. *Journal of Phycology* , 1999 , 35(5) : 977–988.
- [28] Knapp A N , Dekaezemacker J , Bonnet S , Sohm J A , Capone D G. Sensitivity of *Trichodesmium erythraeum* and *Crocospaera watsonii* abundance and N₂ fixation rates to varying NO₃⁻ and PO₄³⁻ concentrations in batch cultures. *Aquatic Microbial Ecology* , 2012 , 66(3) : 223–236.
- [29] Saino T , Hattori A. Nitrogen Fixation by *Trichodesmium* and Its Significance in Nitrogen Cycling in the Kuroshio Area and Adjacent Waters. Tokyo: Kuroshio Saikou , 1980: 697–709.
- [30] Zhang J. Nutrient elements in large Chinese estuaries. *Continental Shelf Research* , 1996 , 16(8) : 1023–1045.
- [31] Mino Y , Saino T , Suzuki K , Maranon E. Isotopic composition of suspended particulate nitrogen ($\delta^{15}\text{N}_{\text{sus}}$) in surface waters of the Atlantic Ocean from 50°N to 50°S. *Global Biogeochemical Cycles* , 2002 , 16(4) , doi: 10.1029/2001GB001635.
- [32] Chen M , Guo L D , Ma Q , Qiu Y S , Zhang R , Lv E , Huang Y P. Zonal patterns of $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ and ^{210}Po in the tropical and subtropical North Pacific. *Geophysical Research Letters* , 2006 , 33(4) , L04609 , doi: 10.1029/2005GL025186.

- [33] Zhang R , Chen M , Ma Q , Cao J P , Qiu Y S. Latitudinal distribution of nitrogen isotopic composition in suspended particulate organic matter in tropical/subtropical seas. *Isotopes in Environmental and Health Studies* , 2011 , 47(4) : 489–497.
- [34] Wada E , Hattori A. Nitrogen isotope effects in the assimilation of inorganic nitrogenous compounds by marine diatoms. *Geomicrobiology Journal* , 1978 , 1(1) : 85–101.
- [35] Mariotti A , Germon J C , Hubert P , Kaiser P , Letolle R , Tardieu A , Tardieu P. Experimental determination of nitrogen kinetic isotope fractionation: some principles; illustration for the denitrification and nitrification processes. *Plant and Soil* , 1981 , 62(3) : 413–430.
- [36] Needoba J A , Waser N A , Harrison P J , Calvert S E. Nitrogen isotope fractionation in 12 species of marine phytoplankton during growth on nitrate. *Marine Ecology Progress Series* , 2003 , 255: 81–91.
- [37] Sigman D M , Altabet M A , McCorkle D C , Francois R , Fischer G. The $\delta^{15}\text{N}$ of nitrate in the Southern Ocean: consumption of nitrate in surface waters. *Global Biogeochemical Cycles* , 1999 , 13(4) : 1149–1166.
- [38] Hoering T C , Ford H T. The isotope effect in the fixation of nitrogen by azotobacter. *Journal of the American Chemical Society* , 1960 , 82(2) : 376–378.
- [39] Delwiche C C , Zinke P J , Johnson C M , Virginia R A. Nitrogen isotope distribution as a presumptive indicator of nitrogen fixation. *Botanical Gazette* , 1979 , 140(S1) : 65–69.
- [40] Carpenter E J , Harvey H R , Fry B , Capone D G. Biogeochemical tracers of the marine cyanobacterium *Trichodesmium*. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* , 1997 , 44(1) : 27–38.
- [41] Brandes J A , Devol A H. A global marine-fixed nitrogen isotopic budget: implications for Holocene nitrogen cycling. *Global Biogeochemical Cycles* , 2002 , 16(4) , 1120 , doi: 10.1029/2001GB001856.
- [42] Waser N A , Yin K D , Yu Z M , Tada K , Harrison P J , Turpin D H , Calvert S E. Nitrogen isotope fractionation during nitrate, ammonium and urea uptake by marine diatoms and coccolithophores under various conditions of N availability. *Marine Ecology Progress Series* , 1998 , 169: 29–41.
- [43] Granger J , Sigman D M , Needoba J A , Harrison P J. Coupled nitrogen and oxygen isotope fractionation of nitrate during assimilation by cultures of marine phytoplankton. *Limnology and Oceanography* , 2004 , 49(5) : 1763–1773.
- [44] Hu J , Liu X , Zhang F , Huang B Q , Hong H S. Study on nutrient limitation of phytoplankton in southern Taiwan Strait during the summer. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait* , 2008 , 27(4) : 452–458.
- [45] Naik H , Chen A C T. Biogeochemical cycling in the Taiwan Strait. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* , 2008 , 78(4) : 603–612.
- [46] Yuan X C , He L , Yin K D , Pan G , Harrison P J. Bacterial distribution and nutrient limitation in relation to different water masses in the coastal and northwestern South China Sea in late summer. *Continental Shelf Research* , 2011 , 31(11) : 1214–1223.

参考文献:

- [1] 胡建宇, 刘敏士. 夏季台湾海峡南部海区的海流结构. *热带海洋* , 1992 , 11(4) : 42–47.
- [3] 肖晖. 台湾海峡西部沿岸上升流的研究. *台湾海峡* , 1988 , 7(2) : 135–142.
- [4] 翁学传, 张启龙, 颜廷壮, 王从敏, 梁红星. 台湾海峡中、北部海域春、夏季水团分析. *海洋与湖沼* , 1992 , 23(3) : 235–243.
- [5] 陈水土, 阮五崎. 台湾海峡上升流区氮、磷、硅的化学特性及输送通量估算. *海洋学报* , 1996 , 18(3) : 36–44.
- [8] 张润, 陈敏. 海洋生物固氮作用研究进展. *台湾海峡* , 2010 , 29(3) : 428–433.
- [20] 陈照章, 胡建宇, 朱佳, 孙振宇. 2005年7月台湾海峡西南部海域的上升流与冲淡水观测. *热带海洋学报* , 2008 , 27(4) : 19–22.
- [23] 林培根, 陈照章, 胡建宇, 朱佳, 孙振宇. 2011年夏季台湾海峡上升流的变化特征及其与风场的关系. *台湾海峡* , 2012 , 31(3) : 307–316.
- [44] 胡俊, 柳欣, 张钒, 黄邦钦, 洪华生. 台湾海峡浮游植物生长的营养盐限制研究. *台湾海峡* , 2008 , 27(4) : 452–458.