

# 粤东柘林湾中肋骨条藻 (*Skeletonema costatum*) 种群生态学

黄长江<sup>1</sup>, 王 超<sup>2</sup>, 董巧香<sup>1</sup>, 林小苹<sup>2</sup>

(1. 浙江温州医学院环境与公共卫生学院 温州 325035 2. 广东汕头大学海洋生物重点实验室 汕头 515063)

**摘要** : 于 2000 年 5 月 ~ 2004 年 12 月对粤东大规模养殖区柘林湾的赤潮藻中肋骨条藻 (*Skeletonema costatum*) 种群的时空分布进行了长达 5a 的调查。结果表明, 中肋骨条藻种群密度的周年变动模式基本为双峰型, 平面分布没有显著的空间差异。调查期间, 中肋骨条藻种群密度的站位实测值为  $0 \sim 1.4 \times 10^7$  cells/dm<sup>3</sup>, 总均值为  $3.3 \times 10^5$  cells/dm<sup>3</sup>, 占浮游植物总细胞数的 67.1%, 为调查海区第 1 优势种。在总共 1045 份样品中, 有中肋骨条藻出现的样品数为 1020 份。其中, 种群密度大于  $10^6$  cells/dm<sup>3</sup> 的样品有 65 份, 大于  $10^7$  cells/dm<sup>3</sup> 则有 4 份。以大于  $10^6$  cells/dm<sup>3</sup> 为中肋骨条藻的赤潮密度标准, 在调查期间至少于 2000 年、2003 年发生 4 次赤潮。运用灰关联理论对中肋骨条藻种群密度与 13 个环境因子的关系进行排序分析发现, 水温、pH 值和浮游动物是影响柘林湾中肋骨条藻种群时空分布的关键因子。水温还与中肋骨条藻种群密度的对数值具极显著意义的线性关系, 而达到赤潮密度的样品均落在 24.5 ~ 32.0℃ 区间, 即每年的 5 ~ 9 月份高温季节。由于柘林湾浮游动物的年高峰期也出现在高温季节, 说明浮游动物摄食压力的存在可能是柘林湾中肋骨条藻赤潮发生的重要抑制因子。2004 年调查海区中肋骨条藻种群密度和在浮游植物群落中的优势度骤然降低, 可能与水体营养盐结构和 Fe 含量的变化有关。因此, 长期调查与监测对于研究海湾生态学和赤潮发生机制是极为重要的。

**关键词** : 柘林湾; 中肋骨条藻; 种群动力学; 赤潮

文章编号 : 1000-0933 (2007) 01-0142-10 中图分类号 : Q145 Q178.532 文献标识码 : A

## Population dynamics of *Skeletonema costatum* in Zhelin Bay of Eastern Guangdong

Huang Changjiang<sup>1</sup>, Wang Chao<sup>2</sup>, Dong Qiaoxiang<sup>2</sup>, Lin Xiaoping<sup>2</sup>

1 School of Environmental Science and Public Health, Wenzhou Medical College, Wenzhou 325035, China

2 Laboratory of Marine Biology, Shantou University, Shantou 515063, China

Acta Ecologica Sinica 2007 27 (1) 0142 ~ 0151.

**Abstract** : Zhelin Bay is characterized by intensive aquaculture along the coast of Southeast China, with approximately half of the water area occupied by either cultured oysters or caged-fish farms. As one of the most important bays for large-scale mariculture in Guangdong Province, aquaculture production in Zhelin Bay has made significant contributions to the local economy. However, development of intensified caged-fish farms during the last decade has accelerated eutrophication process of the bay, and massive fish kills due to harmful algal blooms such as *Phaeocystis pouchetii* were reported in 1997 and 1999. Diatom blooms such as *Skeletonema costatum* and *Thalassiosira diporocyclus* have also been reported in the recent years. Since May 2000, our research group has initiated an ecological investigation around Zhelin Bay, where samples were collected monthly or quarterly for analysis of phytoplankton, zooplankton, microorganism, water temperature, salinity,

基金项目 : 广东省自然科学基金资助项目 (021260); 广东省重大科技兴海资助项目 (A200005F02)

收稿日期 : 2005-11-24; 修订日期 : 2006-04-15

作者简介 : 黄长江 (1957 ~), 男, 福建晋江人, 教授, 主要从事海洋生态学和水质污染生态学研究. E-mail : cjhuang5711@163.com

**Foundation item** : The project was financially supported by Natural Science Foundation of Guangdong Province (No. 021260); Project of Great Technology Sea Flourish of Guangdong Province (No. A200005F02)

**Received date** 2005-11-24; **Accepted date** 2006-04-15

**Biography** : Huang Changjiang, Professor, mainly engaged in marine ecology and aquatic contaminative ecology. E-mail : cjhuang5711@163.com

nutrients and other environmental parameters. In the present study , we described the population dynamics of *S. costatum* in 9 sampling stations from May 2000 to November 2004.

Samples were collected at high tide ( 1.5 h ) weekly ( March to November ) or biweekly ( December to February ) at eight stations ( except for  $S_3$  ) between May 2000 and June 2001 , and monthly at all nine stations between July 2001 and December 2003 , and quarterly at all stations in 2004. For quantitative phytoplankton analysis , one liter of water samples were collected with 5L HQM-1 sampling bottles 0.5 m under the surface and 0.5 m above the bottom at each station. Immediately after collection , the water samples were fixed with Lugol's iodine solution with a final concentration of 15%. Water samples were then transferred to graduated glass cylinders and concentrated to 30 — 100 ml gradually through sedimentation over a period of 3 days. Species identification and density counting was performed with an inverted microscope ( Zeiss Axiovert25 , magnification 400 ) using a 1ml Sedgewick-Rafte counting frame , and a minimum of 400 cells were counted for each sample. Water temperature , salinity , turbidity , pH value , dissolved oxygen ( DO ) and water depth were determined *in situ* with a portable instrument for water quality analysis ( YSI6600-02 , USA ). Additional water samples ( 250ml ) were collected ( filtered *in situ* ) for nutrient and chlorophyll *a* analysis , and they were measured with an injection water quality analyzer ( SKALAR , Netherlands ) and a spectrophotometer ( UV-2501PC , Japan ) respectively.

A total of 1045 phytoplankton samples were collected in the present study , and among which *S. costatum* was found to be present in 1020 samples , with its population density ranged from 0 to  $1.4 \times 10^7$  cells/dm<sup>3</sup> and an overall average of  $3.3 \times 10^5$  cells/dm<sup>3</sup>. In relation to the algal bloom density , 65 samples were found with *S. costatum* density larger than  $10^6$  cells/dm<sup>3</sup> and 4 samples were larger than  $10^7$  cells/dm<sup>3</sup>. The percentage of *S. costatum* accounting for the total phytoplankton ranged from 0% to 99% with an overall average of 67.1% .

Spatially , total averages of *S. costatum* density at each station ranged from  $1.9 \times 10^5$  to  $6.5 \times 10^5$  cells/dm<sup>3</sup> , and there were no significant differences among the sampling stations. Temporally , monthly averages of *S. costatum* density in the whole bay ranged from  $0.03 \times 10^5$  to  $67.42 \times 10^5$  cells/dm<sup>3</sup> , and was characterized by a typical bimodal annual pattern with the first peak observed in May or July and second peak in August or September. Percent monthly averages of *S. costatum* accounting for the total phytoplankton density ranged from 6.5% to 94.5% .

The grey incidence-regression analysis (  $\rho = 0.1$  ) placed the importance ( with the decreasing order ) of effect of 13 environmental factors on *S. costatum* population dynamics as follows : water temperature > pH > zooplankton > salinity > DO > NH<sub>4</sub>-N > DIP > DIN > NO<sub>2</sub>-N > Turbidity > NO<sub>3</sub>-N > Fe > SiO<sub>3</sub>-Si. Thus , water temperature appeared to be the most important factor on *S. costatum* population dynamics. In addition , significant linear correlation was found between logarithmic values of *S. costatum* density and water temperature. Samples with *S. costatum* at high density ( >  $10^6$  cells/dm<sup>3</sup> ) showed a range of water temperature of 24.5 ~ 32.0℃ , corresponding to the warm seasons ( May to September ). Since the peak of zooplankton population also occurred in warm seasons , it seems reasonable to deduce that zooplankton placed a predation pressure on *S. costatum* population. The population density of *S. costatum* and its dominance in total phytoplankton were found to decrease rapidly in 2004 , which were suspected to relate to the variation of nutrients structure and Fe content. Results in the present study indicated that long-term investigation are necessary for a comprehensive evaluation of estuary ecology , and also will facilitate the understanding of the mechanism of algal bloom formation.

**Key Words :** Zhelin Bay ; *Skeletonema costatum* ; population dynamics ; algal bloom

中肋骨条藻 (*Skeletonema costatum*) 隶属于硅藻门 (Bacillariophyta) , 中心纲 (Centricae) , 盘状硅藻目 (Discoidales) , 骨条藻科 (Skeletonemaceae) , 骨条藻属 (*Skeletonema*)<sup>[1]</sup>。

中肋骨条藻是一种在全球近岸海域分布极广的广温低盐性浮游硅藻 , 也是一种全球性的赤潮藻<sup>[2~4]</sup>。比

如,日本的 Hiroshima 湾在 1996 年和 1997 年相继发生大规模中肋骨条藻赤潮,赤潮密度达到  $10^7$  cells/dm<sup>3</sup> 数量级<sup>[5]</sup>。2003 年 4 月我国厦门西海域发生了密度大于  $10^7$  cells/dm<sup>3</sup> 的大规模中肋骨条藻赤潮,水体变色,伴有腥臭味<sup>[6]</sup>。尽管国外许多海域<sup>[7~9]</sup>及我国的黄海、东海、南海<sup>[10~14]</sup>均有中肋骨条藻赤潮记录,由于中肋骨条藻为无毒种类,至今尚无由该藻赤潮引起的严重危害性事件的报道。但是,中肋骨条藻赤潮发生频率的增加和发生规模的扩大对海洋生态环境的负面影响越来越大,引起了国内外赤潮研究者的广泛关注。为此,不少学者相继对中肋骨条藻的种群生态、生理特点和赤潮发生机制等展开了研究<sup>[15~18]</sup>。

粤东饶平县柘林湾位于闽、粤两省交界处(图 1),湾口朝南,与南海之间有南澳岛(106 km<sup>2</sup>)横卧其间。因其良好的避风条件,水产增养殖业于 20 世纪 80 代后期开始迅猛发展,目前已成为广东养殖规模最大的海湾之一<sup>[19,20]</sup>。由于海水增养殖业的过度发展和周边人口与经济的急速膨胀,加上污水处理能力的长期滞后,该湾生态系统的结构与功能于上世纪末急速恶化,不仅养殖业的难度显著加大,而且于上世纪末和本世纪初连续发生了各种赤潮,对渔业生产和生态环境均造成了负面影响<sup>[19,21,22]</sup>。为了解柘林湾生态系统的现状及其未来演化趋势,探索大规模有害赤潮频发的成因,以及评估大规模增养殖业对海湾生态系统产生的负面影响,本研究小组从 2000 年春季开始对柘林湾生态系统的结构与功能进行了长期的综合调查与现场监测,内容涉及水化因子、浮游生物、微生物、底泥营养盐和重金属污染等。本文将详细介绍该综合调查中有关中肋骨条藻的种群生态学的调查结果。

1 材料和方法

1.1 采样站位的布置

在柘林湾内外共设立 8~9 个站位,基本形成了从湾顶黄冈河口至湾口外的纵向布局。其中 S<sub>1</sub> 位于黄冈河口, S<sub>2</sub> 位于湾顶西北部的三百门港, S<sub>3</sub> 位于湾东部牡蛎养殖区 (~15 km<sup>2</sup>) 的边缘, S<sub>4</sub> 位于大型牡蛎养殖区中心。 S<sub>5</sub>、S<sub>6</sub>、S<sub>7</sub> 分别位于 3 个湾口处,但 S<sub>6</sub> 位于渔排养殖区的中心, S<sub>5</sub> 和 S<sub>7</sub> 位于渔排养殖区的边缘。 S<sub>8</sub>、S<sub>9</sub> 位于湾口外的非养殖区。采样时的站位定位和牡蛎养殖区的面积计算均采用 Garmin 公司生产的 GPS12 型全球卫星定位系统。

1.2 采样与分析

调查期间为 2000 年 5 月~2004 年 11 月。其中 2000 年 5 月~2001 年 6 月的调查频率为冬季每月 2 次,其余每月 3~4 次,调查站位为 8 个(S<sub>3</sub>除外) 2001 年 7 月~2003 年 12 月为每月调查 1 次,调查站位 9 个;从 2004 年开始,调查频率减少至每季度(春季 3~5 月份;夏季 6~8 月份;秋季 9~11 月份;冬季 12~翌年 2 月份)1 次,调查站位仍为 9 个。每次调查均在高潮前后 1.5 h 内完成。

样品分网采(定性)与瓶采(定量)。网采用具采用《海洋调查规范》<sup>[23]</sup>中的浅水Ⅲ型浮游生物采集网(网口直径为 37cm、面积为 0.1m<sup>2</sup>,网目孔径为 77μm),自海底(离底部 0.5m)向海面垂直拖网 1~2 次。瓶采用具采用 HQM-1 型有机玻璃采水器,取表层(离水面 0.5m)和底层(离水底 0.5m)水样各 1L 装入聚乙烯瓶中。水样采集后,立即用鲁格氏液固定,使其最终浓度为 15‰。水样运回实验室后,立即移入玻璃量筒内,加盖静置 24h 后,用管口包裹筛绢(网目孔径为 77μm)的虹吸管或吸管小心吸去上清液。如此反复多次,直至将水

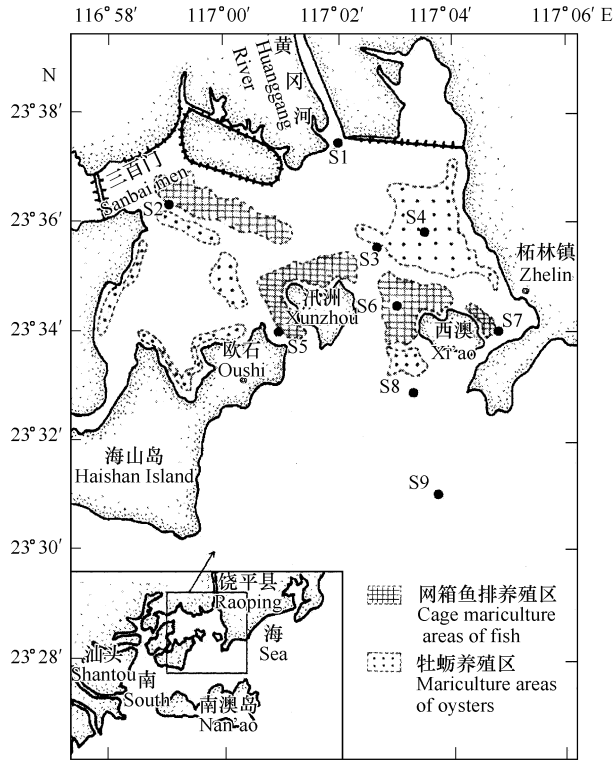


图 1 柘林湾调查站位的分布  
Fig.1 The map of sampling stations in Zhelin Bay

样浓缩至 30 ~ 100ml。分析时取均匀样品 1ml 注入 Sedgewick-Rafte 浮游植物计数框中,在德国 Zeiss 倒置显微镜 (Axiovert25) 下进行浮游植物的种类鉴定和计数。中肋骨条藻的计数结果仅为柘林湾浮游植物计数结果的一部分。网采样品现场用中性福尔马林固定 (最终浓度为 4%) ,只用于种类鉴定。

水温、盐度、浊度、溶解氧和水深用便携式水质分析仪 (YSI6600-02 ,USA) 进行现场测定。另取 250ml 水样,现场过滤后置于带冰块的冷藏箱中运回实验室,用水质流动注射分析仪 (SKALAR ,荷兰) 进行营养盐的分析,并用 UV-2501PC 紫外/可见分光光度计 (日本岛津) 进行铁和叶绿素的测定。由于柘林湾水深较浅 (3 ~ 12m) ,垂直混合相对充分,本文采用数值均为表、底层平均值。

### 1.3 数据处理

各站位中肋骨条藻种群密度月均值为当月所有调查航次的均值,海区种群密度月均值为当月所有调查站位均值的总平均值,站位年均值为当年 1 ~ 12 月份该站位所有月均值的总平均值。由于 2001 年 9 月以前缺少部分调查项目,本文采用灰色系统理论<sup>[24]</sup>对 2001 年 9 月 ~ 2004 年 12 月期间中肋骨条藻与 13 种环境因子 (温度 ( $T$ )、盐度 ( $S$ )、溶解氧 ( $DO$ )、浊度 ( $Tur$ )、酸碱度 ( $pH$ )、总无机氮 ( $DIN$ )、氨氮 ( $NH_4-N$ )、硝氮 ( $NO_3-N$ )、亚硝氮 ( $NO_2-N$ )、总无机磷 ( $DIP$ )、硅酸盐 ( $SiO_3-Si$ )、铁 ( $Fe$ ) 和浮游动物细胞数 ( $Zooplankton$ ) 之间的内在关系进行灰关联排序分析,以了解影响中肋骨条藻种群动力学的关键因子。由于柘林湾水深较浅 (3 ~ 12 m) ,垂直混合相对充分,本文采用数值均为表、底层平均值。

## 2 结果

### 2.1 中肋骨条藻的种群密度及其时空分布

调查期间,共采集浮游植物样品 1045 份,其中 1020 份样品有中肋骨条藻记录,占总样品数的 97.6%。中肋骨条藻种群密度实测值的变化范围为  $0 \sim 1.4 \times 10^7$  cells/dm<sup>3</sup>,总平均为  $3.3 \times 10^5$  cells/dm<sup>3</sup>。在单个样品中,其占浮游植物总细胞数百分比的变化范围为 0 ~ 99.0% ,总平均达 67.1% ,是调查海域的第 1 优势种。其中,种群密度大于  $10^6$  cells/dm<sup>3</sup> 的样品有 65 份,占样品总数 6.2% ,大于  $10^7$  cells/dm<sup>3</sup> 的样品有 4 份,占样品总数 0.4%。在湾外两个站位中,种群密度大于  $10^6$  cells/dm<sup>3</sup> 的样品共有 16 份,大于  $10^7$  cells/dm<sup>3</sup> 的有 1 份。

在平面分布上,调查期间各站位中肋骨条藻种群的总平均密度为  $1.9 \times 10^5 \sim 6.5 \times 10^5$  cells/L,站位间的差异不大,最大差幅仅 3.4 倍 (图 2)。其中,位于湾内牡蛎养殖区边缘的  $S_3$  的密度最大,次高值位于湾外的  $S_9$  ( $4.6 \times 10^5$  cells/dm<sup>3</sup>) ;位于东侧湾口柘林港内的  $S_7$  的种群密度最低,次低值则位于中央湾口的  $S_6$  ( $1.9 \times 10^5$  cells/dm<sup>3</sup>)。平面分布模式在不同调查年份略有差异,但变化不大。其中,2003 年调查海区各站位的中肋骨条藻种群密度均比其它年份的高,海区周年均值为  $8.9 \times 10^5$  cells/dm<sup>3</sup>,其次是 2000 年的  $2.9 \times 10^5$  cells/dm<sup>3</sup>,2004 年的  $0.34 \times 10^5$  cells/dm<sup>3</sup> 最低。中肋骨条藻在浮游植物总细胞数中所占百分比的平面分布在前 4 年 (2000 ~ 2003 年) 站位间的差异并不显著,而且几乎都在 50% 以上,尽管在河口 ( $S_1$ ) 区和增养殖区 ( $S_4$ 、 $S_6$ 、 $S_7$ ) 有略低的倾向 (图 2)。2004 年除了  $S_2$  的百分比略大于 50% ,其余均低于 50% ,而且表现为由湾内向湾外递减的模式。

调查期间,海区中肋骨条藻种群密度的月均值变化范围为  $0.03 \sim 67.4 \times 10^5$  cells/dm<sup>3</sup>,季节变化极为显著 (图 3)。其中,海区中肋骨条藻平均密度达到  $10^6$  cells/dm<sup>3</sup> 级的月份有 4 个,包括 2000 年的 7 月和 2003 年的 5、8、9 月份。总体上,种群密度的年低谷均出现在秋末至冬末 (11 月 ~ 翌年 2 月份) 的低温季节,于每年的初春 3 月份随水温的升高而回升,在春末至夏季 (5 ~ 7 月份) 形成第 1 个年高峰。2000、2002 年和 2003 年在第 1 年高峰后,种群密度均出现一个比较明显的回调,然后于夏末初秋 (8 ~ 9 月份) 再形成第 2 个年高峰,因此这 3 个年度中肋骨条藻的周年变化模式为双峰型。但 2001 年种群密度只在 5 月份形成一个年度高峰,此后一路下滑至冬季低温季节,其 8 月份的种群密度为调查期间同一月份的最低值 ( $0.64 \times 10^5$  cells/dm<sup>3</sup>)。2004 年的调查频率为每季度 1 次,周年变化模式不清晰,但其 5 月和 11 月份的种群密度为调查期间同一月份的最低值 ( $0.42 \times 10^5$  cells/dm<sup>3</sup>) 和次低值 ( $0.10 \times 10^5$  cells/dm<sup>3</sup>) ,8 月份的种群密度则处于中间水平。此外,2002 年 1 月,该藻出现了一个小幅反弹,密度为  $0.06 \times 10^5$  cells/dm<sup>3</sup>。中肋骨条藻的月平均密度在浮游植物

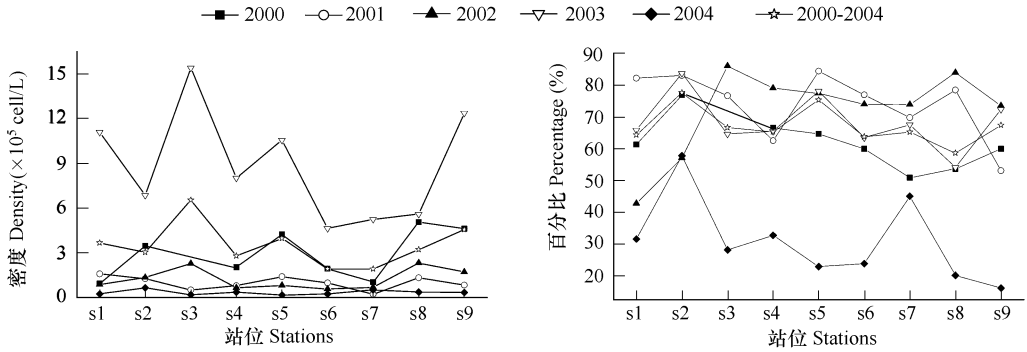


图 2 2000 ~ 2004 年调查站位中肋骨条藻种群密度及其在总浮游植物密度中所占百分比  
Fig. 2 Population density of *S. costatum* and its percentage in total phytoplankton at each station during 2000 ~ 2004

总细胞数中所占百分比的变化范围为 6.5% ~ 94.9% ,季节变化也非常显著 (图 3 )。总体上 ,年低谷出现在冬季 (12 ~ 翌年 2 月份 )低温季节 ,在春季 (3 ~ 5 月份 )升温季节形成第 1 个年高峰 ,于夏末初秋 (8 ~ 9 月份 )形成第 2 个高峰 ,但 2003 年 6 月高温季节有一个深幅的回调 ,百分比仅有 19.5%。虽然 2004 年为季节调查 ,难以对全年的走势进行精确的判断 ,但整体上前 4 年有明显的差异 ,百分比年均值仅为 29.3% ,而最高年份 2001 年的百分比达 75.1%。

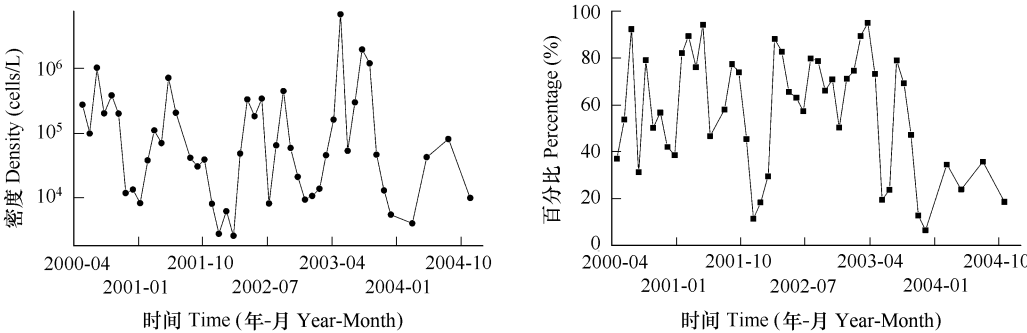


图 3 2000 ~ 2004 年调查海区中肋骨条藻月平均细胞数及其在浮游植物总细胞数中所占百分比  
Fig. 3 Monthly averages of total *S. costatum* cell numbers and its percentage in total phytoplankton in the investigated area during 2000 ~ 2004

2.2 中肋骨条藻种群密度与总浮游植物群落密度的关系

将计数中能发现中肋骨条藻的样品的中肋骨条藻种群密度对数值与该样品中的浮游植物群落密度对数值进行线性回归分析 ,两者存在极显著意义的正相关关系 (图 4 )。

2.3 中肋骨条藻种群密度与环境因子的关系

将计数中能发现中肋骨条藻的样品的中肋骨条藻种群细胞数的对数值分别与温度和盐度作散点图 (图 5 )。结果表明 ,中肋骨条藻的种群密度对数值与水温具极显著意义的正相关关系 ,但与盐度不具显著意义的相关关系。虽然在 14.2 ~ 32.3℃ 的水温变化范围内均有中肋骨条藻出现 ,但其种群密度大于  $10^6$  cells/dm<sup>3</sup> 的 65 个样品均落在 24.5 ~ 32.0℃ 区间 (图 5 )。相比之下 ,种群密度大于  $10^6$  cells/dm<sup>3</sup> 的样品的盐度分布范围为 17.7 ~ 32.2 ,明显比温度范围来得宽 (图 5 )。中肋骨条藻

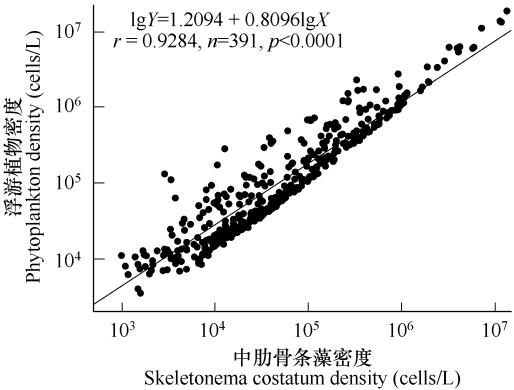


图 4 中肋骨条藻种群密度与浮游植物种群密度的线性回归  
Fig. 4 Linear analysis between population density of *S. costatum* and total phytoplankton

种群密度与无机营养盐氮 (DIN)、磷 (DIP) 和硅 ( $\text{SiO}_3\text{-Si}$ ) 相互之间均不存在有意义的相关关系 (图 6)。

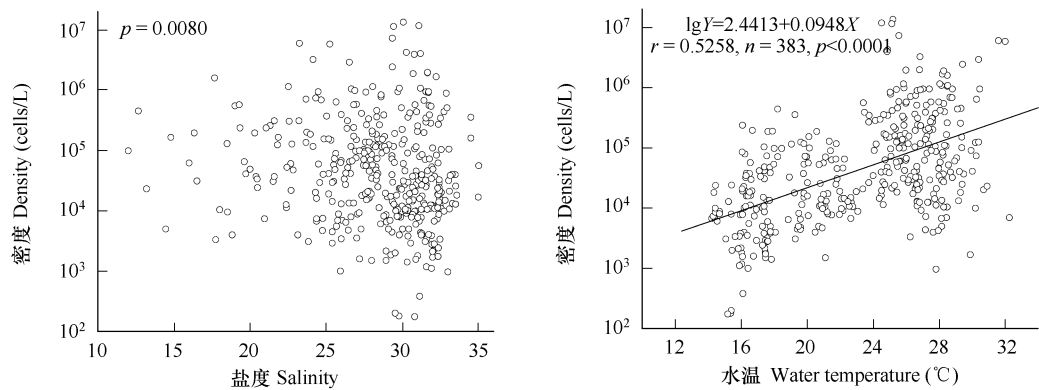


图 5 中肋骨条藻种群密度与水温、盐度之间的关系

Fig. 5 The relationship between population density of *S. costatum* and water temperature and salinity

灰关联排序分析结果表明,当  $\rho = 0.1$  时,各生态因子对中肋骨条藻种群时空变动的影响的排列顺序为: 水温 > pH > 浮游动物 > 盐度 > 溶解氧 > 氨氮 > 溶解无机磷 > 溶解无机氮 > 亚硝酸氮 > 浊度 > 硝酸氮 > 铁 > 硅酸盐 (表 1)。其中,水温、酸碱度 (pH) 和浮游动物是影响柘林湾中肋骨条藻种群密度的关键因子。

3 讨论

本调查期间,柘林湾中肋骨条藻的平均密度达到  $3.3 \times 10^5$  cells/dm<sup>3</sup>,而且占浮游植物总细胞数的 67.1%,是调查海区无可代替的第 1 优势种。从作者所掌握的资料分析来看,20 世纪 80 年代初以来,仅中国沿海和日本的 Vostok 湾和 Hiroshima 湾有报道的有关中肋骨条藻的生态调查就有 22 次,其中被认定为赤潮的有 13 次 (部分详细数据请见表 2)。在这些调查中,记录有中肋骨条藻种群平均密度的有 6 次,分布范围为  $0.01 \times 10^4 \sim 3.9 \times 10^4$  cells/dm<sup>3</sup>,全部平均值为  $0.33 \times 10^4$  cells/dm<sup>3</sup>,仅为柘林湾的 1.0%。因此,柘林湾是一个中肋骨条藻种群密度较高的海湾。分析其原因有: (1) 柘林湾是一个富营养化的河口湾,有利于广温广盐性中肋骨条藻的生存竞争; (2) 柘林湾是一个大规模养殖区,受各类水面上和水体中增养殖设施的影响,水下照度相对较低,而中肋骨条藻具有很强的光适应生理特征,光强度的衰减对其影响相对较小<sup>[37,38]</sup>; (3) 柘林湾属于浅水湾,水体混合较充分,有利于中肋骨条藻的生长竞争<sup>[31]</sup>。Morozova 等<sup>[29]</sup>的研究发现,中肋骨条藻种群密度与养殖水域的面积呈正相关关系。柘林湾的海域面积仅有约 70 km<sup>2</sup>,但牡蛎养殖面积超过 20 km<sup>2</sup>,网箱渔排总数超过 5 万格。这种大规模的过度养殖可能是柘林湾中肋骨条藻种群出现高密度的根本原因<sup>[29]</sup>,也是浮游植物群落结构生物多样性下降主要因素<sup>[39]</sup>。

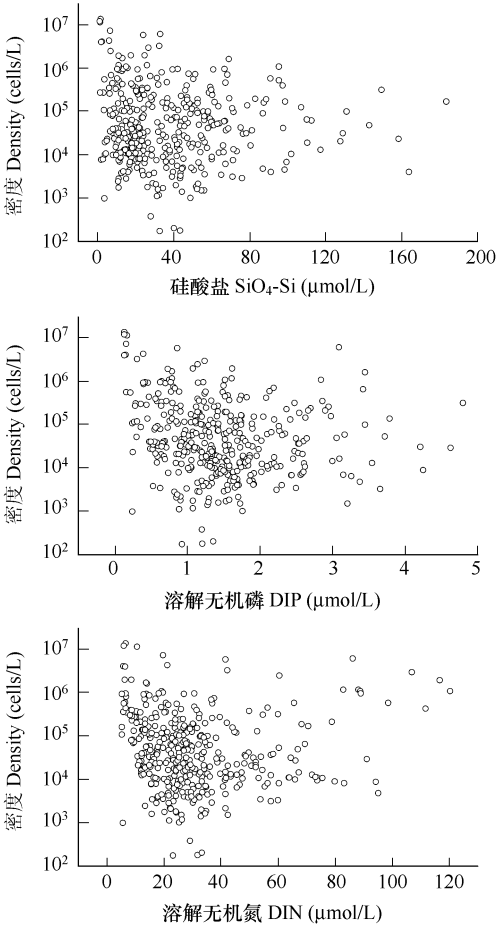


图 6 中肋骨条藻种群密度与营养盐的关系

Fig. 6 The relationship between population density of *S. costatum* and nutrients

在我国沿海和日本的 Vostok 湾和 Hiroshima 湾发生的 13 起中肋骨条藻赤潮中,赤潮密度为  $10^6$  cells/ $\text{dm}^3$  级有 7 次,达  $10^7$  cells/ $\text{dm}^3$  级的有 6 次。因此,当柘林湾中肋骨条藻的密度达到  $10^6$  cells/ $\text{dm}^3$  时,可能已符合赤潮认定标准。以此为据,调查期间柘林湾至少在 2000 年的 7 月和 2003 年的 5、8、9 月份发生 4 次中肋骨条藻赤潮,但这 4 次赤潮的赤潮密度均在  $10^6$  cells/ $\text{dm}^3$  级,对海湾生态的负面影响可能较小。虽然柘林湾的中肋骨条藻在全年均可能出现,但密度达到  $10^6$  cells/ $\text{dm}^3$  级的赤潮样品均落在 24.5 ~ 32.0℃ 区间。陈炳章等<sup>[40]</sup>的室内生理学研究结果表明 22℃ 是中肋骨条藻生长的最适温度,略低于本调查结果,但霍文毅等<sup>[36]</sup>认为中肋骨条藻最适温度增殖范围为 24 ~ 28℃,与本调查结果非常一致。24.5 ~ 32.0℃ 这一温度区间一般落在柘林湾的春末至秋初(5 ~ 9 月份),正是柘林湾增殖殖动物的生长高峰期,大量的残饵和养殖动物排泄物成为浮游植物持续大量繁殖的基础,因为同步调查结果表明柘林湾营养盐含量在浮游植物生长高峰期的高温季节并不见明显的回落<sup>[20]</sup>。因此,营养盐的充足供应和中肋骨条藻适温性是柘林湾高温季节易发生中肋骨条藻赤潮的主要原因。当然,赤潮发生的机制往往是多因素影响的综合结果,如气候、盐度、孢囊、种间竞争、摄食压力、海流等<sup>[41~44]</sup>。灰关联分析结果表明,浮游动物也是柘林湾中肋骨条藻种群密度的一个重要影响因子。柘林湾浮游动物群落个体数的 93.9% 系由体长小于 0.8 mm 的小型种类构成<sup>[45]</sup>,这些小型浮游动物的捕食对象主要是诸如中肋骨条藻(细胞大于仅为  $7\mu\text{m}$ )一类的小型浮游植物<sup>[46]</sup>。由于柘林湾中肋骨条藻与浮游动物的数量高峰期均出现在高温季节<sup>[39,45]</sup>,来自浮游动物的摄食压力自然成为柘林湾中肋骨条藻赤潮的一种重要抑制因素。比如,中肋骨条藻在夏末至秋初的数量回落的主要原因就是浮游动物的摄食压力所为,因为柘林湾浮游动物群落丰度往往先于中肋骨条藻 1 月左右在盛夏季节(7 ~ 8 月份)达到年高峰<sup>[45]</sup>。

柘林湾中肋骨条藻种群密度在调查海域的平面分布格式没有明显规律,除了 2004 年外其在浮游植物总细胞数中所占百分比的站位间差异也不明显。但是作为一个拥有大规模增殖殖业和密集人口的河口湾,柘林湾在盐度和营养盐等理化因子方面具有显著的站位间差异<sup>[19,20]</sup>。由此说明盐度和营养盐等理化因子的差异对中肋骨条藻的生存限制作用有限。

由于 2004 年浮游植物的调查频率为每季度一次,而前 4 周年均为每月至少 1 次,所以,两者之间难以精确对比。但 2004 年的中肋骨条藻在种群密度、优势度和平面分布上整体而言均与前 4 周年有显著的区别。比如,其 5 月和 11 月份的种群密度为调查期间同一月份的最低值和次低值,在浮游植物群落中所占百分比仅及往年的一半,而尖刺拟菱形藻(*Pseudo-nitzschia pungens*)和角毛藻(*Chaetoceros* sp.)的数量则大幅增长。中肋骨条藻种群密度在 2004 年突降的原因可能与华南地区自 2001 年起一直处于干旱状态有关,2004 年降水量的下降尤为明显<sup>[47]</sup>。降雨量的下降必然导致入海径流的相应减少,于是海区盐度从 2001 年的 26 逐年上升至 2004 年的 31,硅酸盐和 Fe 含量则分别从  $58.01\mu\text{mol/L}$  和  $2.01\mu\text{mol/L}$  大幅下降至 2004 年的  $18.63\mu\text{mol/L}$  和  $0.89\mu\text{mol/L}$ 。Justic 等<sup>[38]</sup>的研究结果表明,丰富的硅酸盐对中肋骨条藻的生长与繁殖具有显著的促进作用,而 Yamamoto 等<sup>[37]</sup>的室内生理学实验也表明,中肋骨条藻对硅的吸收率随盐度的降低而迅速升高。此外,李瑞香等<sup>[48]</sup>的室内生理学实验证明,海水中铁浓度的增加对浮游植物生长有明显的促进作用,尤其对中肋骨条藻更为明显。当然,这些仍然难以充分说明柘林湾中肋骨条藻种群于 2004 年发生激烈变动的

表 1 中肋骨条藻种群密度与各生态因子的关联度及排序结果  
Table 1 Correlations between *Skeletonema costatum* population density and various ecological factors

环境因子 Factors	关联度 Correlation	排列顺序 Sequence
水温 Water temperature	0.945	1
盐度 Salinity	0.933	4
溶解氧 DO	0.926	5
酸碱度 pH	0.939	2
浊度 Turbidity	0.832	10
铁 Fe	0.818	12
溶解无机磷 DIP	0.851	7
硅酸盐 $\text{SiO}_3\text{-Si}$	0.813	13
亚硝态氮 $\text{NO}_2\text{-N}$	0.837	9
硝态氮 $\text{NO}_3\text{-N}$	0.832	11
氨态氮 $\text{NH}_4\text{-N}$	0.855	6
溶解无机氮 DIN	0.850	8
浮游动物 Zooplankton	0.937	3

$\rho = 0.1$

表 2 柘林湾中肋骨条藻密度与国内外其它海湾的比较

Table 2 Comparison of *S. costatum* density between Zhelin Bay and other regions

海域 Region	时间 Sampling date	平均密度 Average density ( $\times 10^4$ cells/dm <sup>3</sup> )	最大密度 Maximum density ( $\times 10^5$ cells/dm <sup>3</sup> )	赤潮密度 Bloom density ( $\times 10^6$ cells/dm <sup>3</sup> )	参考文献 Reference
大连湾 (China) Dalian Bay	1982-04 ~ 1983-05		1.08		[25]
桑沟湾 (China) Sanggou Bay	1983 2001-03 ~ 2002-03	0.54	0.75 4.60		[26] [26]
Vostok 湾 (Japan) Vostok Bay	1984 1998 2001-07 ~ 2002-05		<20.00 150.00 53.00	<2.00 ≤15.00 ≤5.30	[27] [28] [29]
长江口 (China) Changjiang River estuary	1989-07 1990-06 2001 ~ 2002		70.00 260.00 1.59	≤7.00 ≤26.00	[30] [31] [32]
厦门东侧海域 (China) Eastern Xiamen	1990	0.73	0.29		[33]
厦门西港 (China) Western harbor of Xiamen	1990	2.04			[33]
厦门外港 (China) Outer harbor of Xiamen	1990	3.89			[33]
浔江湾 (China) Xunjiang Bay	1990	0.12			[33]
大嶼岛海域 (China) Dadeng Island	1990	0.01			[33]
大亚湾西部海域 (China) Western Daya Bay	1991-05		11.00	≤1.10	[34]
嵎山水域 (China) Shengshan	1991-08 1992-06		127.00 99.00	3.64 ~ 12.70 ≤9.90	[4] [35]
Hiroshima 湾 (Japan) Hiroshima Bay	1993-07 1996-04 1997-03 ~ 1997-04		181.00 84.00 100.00	≤18.10 ≤8.40 ≤10.00	[35] [5] [5]
胶州湾 (China) Jiaozhou Bay	1998-07		45.00	≤4.50	[36]
厦门西海域 (China) Western Xiamen	2003-04		126.00	1.20 ~ 12.60	[6]
柘林湾 (China) Zhelin Bay	2000-05 ~ 2004-11	33.20	135.30	1.06 ~ 13.53	本文 The present paper

原因。因此 , 长期调查与监测对于了解诸如柘林湾这样重要海湾的生态学和赤潮发生机制是非常重要。比如 , 如果海区硅酸盐含量的下降是促使中肋骨条藻种群密度大幅下降的主要因素 , 而硅酸盐的下降又是一个长期的趋势 , 那么 , 这种营养盐结构的变化有可能会造成柘林湾浮游植物群落结构的变化。目前 , 柘林湾的营养盐含量已达中等富营养化水平 , 而营养盐含量还在持续升高<sup>[20]</sup>。一旦营养盐的结构向着不利于硅藻生存竞争的方面发展 , 就会导致甲藻或棕囊藻等不需硅的有害赤潮藻成为优势种<sup>[21]</sup>。那时 , 柘林湾就可能真正成为有害赤潮的频发区 , 并成为人类活动引发海洋生态结构改变的典型案例。

Reference :

[1] Guo Y J , Qian S B , *et al.* Skeletonemaceae. In : Guo Y J ed. *Flora Algarum Marinarum Sinicarum*. Beijing : Science Press , 2003. 216 — 217.

[2] Rijstenbil J W. Phytoplankton composition of stagnant and tidal ecosystems in relation to salinity , nutrients , light and turbulence. *Neth. J. Sea Res.* , 1987 , 21 ( 2 ) : 113 — 124.

[3] Tsuruta A , Yamada M. Hydrological and biological observations in Dokai Bay northern Kyushu Japan : occurrence of nanoplankton and microplankton. *J. Shimonosekei Uni. Fish.* , 1979 , 28 ( 1 ) : 47 — 61.

[4] Hong J C , Huang X Q , Jiang X S , *et al.* Analysis on dominant causative factors of *Skeletonema costatum* blooms in Shengshan sea area. *Acta Oceanologica Sinica* , 1993 , 15 ( 6 ) : 135 — 141.



- [5] Tamiji Yamamoto, Yuko Inokuchi, Teiji Sugiyama. Biogeochemical cycles during the species succession from *Skeletonema costatum* to *Alexandrium tamarense* in northern Hiroshima Bay. *Journal of Marine Systems*, 2004, 52: 15—32.
- [6] Lan H, Xu K C, Zhang S M, *et al.* The relation between hydrometeorology and formation of a *Skeletonema costatum* red tide of west sea area of Xiamen. *Marine Forecasts*, 2004, 21 (4): 93—99.
- [7] Harrison P J, Fulton J D, Taylor F J R, Parsons T R. Review of the biological oceanography of the Strait of Georgia: pelagic environment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1983, 40: 1064—1094.
- [8] Tomotoshi O, Donald M A, Takahisa N. Red tides: Biology, Environmental Science, and Toxicology. Elsevier Science Publishing Co., Inc., 1989, 53, 262.
- [9] Smayda T J. The growth of *Skeletonema costatum* during a winter-spring bloom in Narragansett Bay, R. I. *Norw. J. Bot.*, 1973, 20: 219—247.
- [10] Huang Y H, Chu J H, Qi Y Z. Multivariable analysis of *Skeletonema costatum* quantity in Yantian, Dapeng Bay, the South China Sea. *Oceanologia Et Limnologia Sinica*, 1997, 28 (2): 121—127.
- [11] Li T, Shi Z L, Chou C B, *et al.* A study on the uptake rate of the nutrients by *Skeletonema costatum* and *Nitzschia closterium* and the environmental effects. *Oceanologia Et Limnologia Sinica*, 1999, 30 (6): 640—645.
- [12] Huang C J, Dong Q X. Taxonomic and biological studies on causative organisms from a large scale red tide occurrence in Zhujiang River Estuary in the spring, 1998 I. *Oceanologia Et Limnologia Sinica*, 2000, 31 (2): 197—204.
- [13] Huang C J, Dong Q X. Taxonomic and biological studies on causative organisms from a large scale red tide occurring in Pearl River Estuary in the spring, 1998 II. *Oceanologia Et Limnologia Sinica*, 2000, 31 (3): 233—238.
- [14] Huang C J, Dong Q X. Taxonomic and biological studies on organisms causing a large scale red tide in Zhujiang River Estuary in spring, 1998 III. *Oceanologia Et Limnologia Sinica*, 2001, 32 (1): 1—6.
- [15] Langdon C. On the causes of interspecific differences in the growth-irradiance relationship for phytoplankton. Part 1. A comparative study of the growth-irradiance relationship of three marine phytoplankton species: *Skeletonema costatum*, *Olisthodiscus luteus* and *Gonyaulax tamarensis*. *J. Plankton Res.*, 1987, 9: 459—482.
- [16] Langdon C. On the causes of interspecific differences in the growth-irradiance relationship for phytoplankton. Part 2. A general review. *J. Plankton Res.*, 1988, 10: 1291—1312.
- [17] Dempsey H P. The effects of turbulence on three algae *Skeletonema costatum*, *Gonyaulax tamarensis*, *Heterocapsa triquetra*. S. B. Thesis. Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, Massachusetts, 1982.
- [18] Gallagher J C. Physiological variation and electrophoretic banding patterns of genetically different seasonal populations of *Skeletonema costatum* (Bacillariophyceae). *J. Phycol.*, 1982, 18: 148—162.
- [19] Zhou K, Huang C J, Jiang S, *et al.* 2000—2001 Annual dynamics of nutrients in Zhelin Bay. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22 (12): 2116—2124.
- [20] Huang C J, Du H, Chen S W, *et al.* The temporal and spatial distribution of the nitrogen, phosphate and silicate in Zhelin Bay: 2001-2002. *Oceanologia Et Limnologia Sinica*, 2004, 35 (1): 21—29.
- [21] Huang C J, Dong Q X, Zheng L. Taxonomic and Ecological studies on a large scale *Phaeocystis pouchetii* bloom in the southeast coast of China during late 1997. *Oceanologia Et Limnologia Sinica*, 1999, 30 (6): 581—590.
- [22] Chen S W, Gao Y H, Huang C J, *et al.* First recording of *Thalassiosira diporocyclus* bloom in the southeast China Sea. *Oceanologia Et Limnologia Sinica*, 2004, 35 (2): 130—137.
- [23] China State Bureau of Technical Supervision. Standard of Marine Investigation. Beijing: Standards Press of China, 1992. 1—55.
- [24] Lin X P, Huang C J, Chen X M. Grey incidence-regression analysis of phytoplankton and ecological factors in Zhelin Bay of Eastern Guangdong. *Mathematics in Practice and Theory*, 2005, 35 (1): 77—82.
- [25] Huang W X, Shen L F, Zhu L. Ecology exploration on bloom organisms of Dalian Bay-*Skeletonema costatum*. *Marine Environmental Science*, 1989, 8 (2): 35—39.
- [26] Liu H, Fang J G, Dong S L, *et al.* Study on phytoplankton in raft-culture areas of Laizhou Bay and Sanggou Bay II. *Marine Fisheries Research*, 2003, 24 (3): 20—28.
- [27] Konovalova G V. Structure of the plankton phytocenosis of Vostok Bay, Sea of Japan. *Biol. Morya*, 1984, 1: 13—23.
- [28] Selina M S. Phytoplankton of Vostok Bay, Sea of Japan. Abstract of Can. Sci. (Biol.) Dissertation, Vladivostok: Dalnauka, 1998.
- [29] Morozova T V, Orlova T Y. Monitoring of phytoplankton in the area of a sea farm in Vostok Bay (Sea of Japan). *Russian Journal of Marine Biology*, 2005, 31 (1): 1—6.
- [30] Hong J C, Huang X Q, Jiang X S. Observation on a *Skeletonema costatum* red tide in Changjiang River Estuary. *Marine Environmental Science*, 1992, 11 (3): 75—79.
- [31] Hong J C, Huang X Q, Jiang X S, *et al.* Analysis of environmental factors during occurrence of *Skeletonema costatum* red tide in Changjiang River Estuary-the nutrient state. *Oceanologia Et Limnologia Sinica*, 1994, 25 (2): 179—184.
- [32] Wu Y L, Fu Y N, Zhang Y S, *et al.* Phytoplankton distribution and its relation to the runoff in the Changjiang (Yangtze) Estuary. *Oceanologia Et Limnologia Sinica*, 2004, 35 (3): 246—251.
- [33] Yang Q L, Lin G M. Plankton. In: Yang Q L ed. Comprehensive investigation report on sea island resources of Xiamen, Chapter 10, Section 3. Beijing: Marine Press, 1996. 112—118.
- [34] Li J R, Lu S H, Liang S. Relationship between nutrients and red tide algae in Daya Bay and Dapeng Bay. *Marine Science Bulletin*, 1993, 12 (2): 23—29.
- [35] Itakura S, Nagasaki K, *et al.* Species succession between *Skeletonema costatum* and *Heterosigma akashiwo* in Hiroshima Bay, Japan, with special

reference to the resting stage cells in the bottom sediments. Harmful and Toxic Algal Blooms ,1996 ,373 — 376.

[36] Huo W Y , Yu Z M , Zou J Z , *et al.* Outbreak of *Skeletonema costatum* red tide and its relations to environmental factors in Jiaozhou Bay. Oceanologia Et Limnologia Sinica ,2001 ,32 (3) :311 — 318.

[37] Yamamoto T , Tschiya H. Physiological responses of Si-limited *Skeletonema costatum* to silicate supply with salinity decrease. Bull. of Plankton Soci. ,1995 ,42 (1) :1 — 17.

[38] Justic D , Rabalais N N , Turner R E. Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication. Mar. Pollu. Bull. ,1995 ,30 (1) :41 — 46.

[39] Zhou K , Huang C J , Jiang S , *et al.* Annual dynamics of phytoplankton in Zhelin Bay :2000 — 2001. Acta Ecologica Sinica ,2002 ,22 (5) :688 — 698.

[40] Chen B Z , Wang Z L , Zhu M Y. Effects of temperature and salinity on growth of *Prorocentrum dentatum* and comparisons between growths of *Prorocentrum dentatum* and *Skeletonema costatum*. Advances in Marine Science ,2005 ,23 (1) :60 — 64.

[41] Philip W B , Andrew J W , *et al.* A mesoscale phytoplankton bloom in the polar Southern Ocean stimulated by iron fertilization. Nature ,2000 ,407 (12) :695 — 702.

[42] Aimee A K , Candace A O , *et al.* Predicted impacts of elevated temperature on the magnitude of the winter-spring phytoplankton bloom in temperate coastal waters : A mesocosm study. Limnol. Oceanogr. ,1999 ,44 (2) :344 — 356.

[43] Yang Z B , Hodgkiss I J. Hong Kong 's worst "red tide" — causative factors reflected in a phytoplankton study at Port Shelter station in 1998. Harmful Algae ,2003 ,3 :149 — 161.

[44] Wang X , Zhang Z H , Wu H D. Studies and forecasts on blooms. Marine Forecasts ,2001 ,18 (1) ,65 — 72.

[45] Yao S H , Huang C J , *et al.* Ecological study of planktonic copepods in Zhelin Bay , China :2000-2004. Oceanologia Et Limnologia Sinica (in press) .

[46] Xabier Irigoien , Jef Huisman , Roger P Harris. Global biodiversity patterns of marine phytoplankton and zooplankton. Nature ,2004. 429 :863 — 867.

[47] Zhang Q , Xiao F J. The drought disaster of whole country and its affects in 2004. China Disaster Decrease ,2005 ,4 ,38.

[48] Li R X , Zhu M Y. Impact of iron on the growth of natural phytoplankton community. Advances in Marine Science ,2004 ,22 (1) :50 — 54.

参考文献：

[1] 郭玉洁,钱树本,等. 中国海藻志 第五卷 硅藻门 第一册 中心纲. 北京:科学出版社,2003 ,216 ~217.

[4] 洪君超,黄秀清,蒋晓山,等. 崂山水域中肋骨条藻赤潮发生过程主导因子分析. 海洋学报,1993 ,15 (6) :135 ~141.

[6] 蓝虹,许昆灿,张世民,等. 厦门西海域一次中肋骨条藻赤潮与水文气象的关系. 海洋预报,2004 ,21 (4) :93 ~99.

[10] 黄奕华,楚建华,齐雨藻,等. 南海大鹏湾盐田海域骨条藻数量多元分析. 海洋与湖沼,1997 ,28 (2) :121 ~127.

[11] 李铁,史致丽,仇赤斌,等. 中肋骨条藻和新月菱形藻对营养盐的吸收速率及环境因子影响的研究. 海洋与湖沼,1999 ,30 (6) :640 ~645.

[12] 黄长江,董巧香. 1998 年春季珠江口桂山岛赤潮原因生物的形态分类和生物学特征 I. 海洋与湖沼,2000 ,31 (2) :197 ~204.

[13] 黄长江,董巧香. 1998 年春季珠江口桂山岛赤潮原因生物的形态分类和生物学特征 II. 海洋与湖沼,2000 ,31 (3) :233 ~238.

[14] 黄长江,董巧香. 1998 年春季珠江口桂山岛赤潮原因生物的形态分类和生物学特征 III. 海洋与湖沼,2001 ,32 (1) :1 ~6.

[19] 周凯,黄长江,姜胜,等. 2000 ~2001 粤东柘林湾营养盐分布. 生态学报,2002 ,22 (12) :2116 ~2124.

[20] 黄长江,杜虹,陈善文,等. 2001 ~2002 年柘林湾大量营养盐的时空分布. 海洋与湖沼,2004 ,35 (1) :21 ~29.

[21] 黄长江,董巧香,郑磊. 1997 年底中国东南沿海大规模赤潮原因生物的形态分类与生态学特征. 海洋与湖沼,1999 ,30 (6) :581 ~590.

[22] 陈善文,高亚辉,黄长江,等. 双环海链藻 (*Thalassiosira diporocyclus* Hasle) 赤潮. 海洋与湖沼,2004 ,35 (2) :130 ~137.

[23] 国家技术监督局. 海洋调查规范. 北京:中国标准出版社,1992. 1 ~55.

[24] 林小苹,黄长江,陈旭明. 粤东柘林湾浮游植物与生态因子的灰关联-回归分析. 数学的实践与认识,2005 ,35 (1) :77 ~82.

[25] 黄文祥,沈亮夫,朱琳. 大连湾赤潮生物——中肋骨条藻 (*Skeletonema costatum*) 生态初探. 海洋环境科学,1989 ,8 (2) :35 ~39.

[26] 刘慧,方建光,董双林,等. 莱州湾和桑沟湾养殖海区浮游植物的研究 II. 海洋水产研究,2003 ,24 (3) :20 ~28.

[30] 洪君超,黄秀清,蒋晓山. 长江口赤潮多发区的一次中肋骨条藻赤潮现象观察. 海洋环境科学,1992 ,11 (3) :75 ~79 .

[31] 洪君超,黄秀清,蒋晓山,等. 长江口中肋骨条藻赤潮发生过程环境要素分析——营养盐状况,海洋与湖沼,1994 ,25 (2) :179 ~184.

[32] 吴玉霖,傅月娜,等. 长江口海域浮游植物分布及其与径流的关系. 海洋与湖沼,2004 ,35 (3) :246 ~251.

[33] 杨清良,林更铭. 厦门市海岛资源综合调查研究报告 (第 10 章 第 3 节 浮游生物). 厦门市海岛资源综合调查研究报告,北京:海洋出版社,1996 ,112 ~118 .

[34] 李锦蓉,吕颂辉,梁松. 大鹏湾、大亚湾营养盐含量与赤潮生物关系的初探. 海洋通报,1993 ,12 (2) :23 ~29.

[36] 霍文毅,俞志明,邹景忠,等. 胶州湾中肋骨条藻赤潮与环境因子的关系. 海洋与湖沼,2001 ,32 (3) :311 ~318.

[39] 周凯,黄长江,等. 2000 ~2001 年柘林湾浮游植物群落结构及数量变动的周年调查. 生态学报,2002 ,22 (5) :688 ~698 .

[40] 陈炳章,王宗灵,等. 温度、盐度对具齿原甲藻生长的影响及其与中肋骨条藻的比较. 海洋科学进展,2005 ,23 (1) :60 ~64.

[44] 王旭,张占海,吴辉斌. 赤潮的研究和预报. 海洋预报,2001 ,18 (1) ,65 ~72.

[45] 姚少慧,黄长江,等. 2000 ~2004 粤东柘林湾浮游桡足类的生态学研究. 海洋与湖沼 (待刊).

[47] 张强,肖风劲. 2004 年全国干旱灾害及其影响. 中国减灾,2005 ,4 ,38 .

[48] 李瑞香,朱明远. 铁对自然群落浮游植物生长的影响. 海洋科学进展,2004 ,22 (1) :50 ~54.