

杨熙, 李开枝, 谭焯辉, 等. 大亚湾夏季浮游植物群落结构的长期变化及其与环境因子的关系[J]. 海洋学报, 2022, 44(8): 110–122, doi:10.12284/hyxb2022130

Yang Xi, Li Kaizhi, Tan Yehui, et al. Long-term changes of phytoplankton community structure with relation to environmental factors in the Daya Bay in summer[J]. Haiyang Xuebao, 2022, 44(8): 110–122, doi:10.12284/hyxb2022130

大亚湾夏季浮游植物群落结构的长期变化 及其与环境因子的关系

杨熙^{1,2,3}, 李开枝⁴, 谭焯辉⁴, 吕意华^{1,2,3}

(1. 国家海洋局南海环境监测中心, 广东 广州 510300; 2. 自然资源部海洋环境探测技术与应用重点实验室, 广东 广州 510300; 3. 海南南沙珊瑚礁生态系统国家野外科学观测研究站, 广东 广州 510300; 4. 中国科学院南海海洋研究所, 广东 广州 510301)

摘要: 本文分析了 1999–2017 年大亚湾夏季浮游植物群落结构的长期变化及其与环境因子的关系, 结果显示, 大亚湾海域海水温度呈显著下降趋势, 盐度呈显著上升趋势; 溶解无机氮浓度出现较大幅度提升, 2008–2017 年间大亚湾溶解无机氮浓度平均值比 1999–2007 年提升了 72.73%; 大亚湾浮游植物种类数变化趋势不明显, 主要优势种没有发生明显变化, 柔弱伪菱形藻 (*Pseudonitzschia delicatissima*) 为区域第一优势种, 其次为中肋骨条藻 (*Skeletonema costatum*); 浮游植物总丰度、硅藻丰度、甲藻丰度以及主要种类中的柔弱伪菱形藻、中肋骨条藻和叉角藻 (*Ceratium furca*) 丰度均呈现显著上升趋势; 浮游植物生物多样性指数 (H') 和均匀度 (J) 均呈下降趋势。人类活动所引起的溶解无机氮浓度大幅升高以及外海水入侵加强所引起的海水温度降低和盐度上升导致了浮游植物丰度的上升、优势种的单一化和生物多样性指数的下降。

关键词: 大亚湾; 浮游植物; 长期变化; 营养盐

中图分类号: Q178.53

文献标志码: A

文章编号: 0253-4193(2022)08-0110-13

1 引言

随着人类活动的增加和气候变化的影响, 海洋环境已发生了深刻的变化, 如污染物的大量排放导致水体营养盐浓度上升以致出现富营养化^[1], 全球变暖导致海水温度上升等^[2]。浮游植物是海洋生态系统中最主要的初级生产者, 约占地球初级生产量的一半^[3], 在生态系统的物质循环与能量流动中起着十分重要的作用^[4-5], 当海洋环境发生变化时其能作出相应的响应。海湾处于陆地和海洋之间的交会地带, 受人类活动和气候变化的双重影响。国际上研究历史比较长

的几个典型的海湾中, 切萨皮克湾和东京湾浮游植物群落结构的长期变化是由人类活动所引起的水体富营养化导致的^[6-7], 而纳拉甘西特湾浮游植物群落结构的长期变化则受气候变化和人类活动两个方面影响^[8]。

大亚湾是南海北部沿岸一个较大的山地湖谷型半封闭海湾, 其周边区域以石油化工工业、港口航运业、海水养殖业和旅游业最为发达。由于区域经济的飞速发展和人类活动的加强导致大亚湾已由贫营养状态发展到中营养状态, 且湾内部有些区域已出现富营养化的趋势^[9]。研究显示, 河流污染物的输入是引起湾内部水体出现富营养化的主要原因^[10], 其中引

收稿日期: 2022-01-06; 修订日期: 2022-02-28。

基金项目: 自然资源部海洋环境探测技术与应用重点实验室 2020 年度自主设立课题 (MESTA-2020-C006); 广东省平台基地及科技基础条件建设项目 (2021B1212050025); 中国海洋发展基金会项目 (CODF-002-ZX-2021)。

作者简介: 杨熙 (1989—), 男, 湖北省监利市人, 博士, 主要从事海藻生态学、海洋浮游生物生态学研究。E-mail: yang1209xi@163.com

起富营养化的主要成分是溶解性无机氮(Dissolved Inorganic Nitrogen, DIN),其浓度由1985年的21.42 $\mu\text{g/L}$ 增加至2004年的75.60 $\mu\text{g/L}$ ^[11]。大亚湾浮游植物以硅藻为主,其次为甲藻,硅藻的主要优势种有角毛藻属(*Chaetoceros* sp.)、伪菱形藻属(*Pseudonitzschia* sp.)、翼根管藻纤细变型(*Rhizosolenia alata* f. *gracillima*)、中肋骨条藻(*Skeletonema costatum*)、菱形海线藻(*Thalassionema nitzschioides*),叉角藻(*Ceratium furca*)是甲藻中的主要优势种^[12]。水体富营养化导致了浮游植物种类数和丰度的下降、优势种向小型化发展、生物多样性降低以及甲藻赤潮的频繁发生^[13-14]。此外,气候因素也是影响大亚湾浮游植物群落的重要因素,如厄尔尼诺现象和降雨量的增加等会给海湾带来营养盐的输入,导致浮游植物生物量的增加和赤潮的暴发^[10, 15]。

已有的大亚湾浮游植物群落结构长期变化相关报道主要是针对1990-2004年间的情况,而2004年至今的10多年里随着粤港澳大湾区建设的开展,大亚湾区域经济高速发展,人口数量激增,人类活动对大亚湾环境的影响愈发强烈,如海水养殖面积增大、核电站温排水、大量工业废水的排放等,这些因素均会对浮游植物群落产生影响,而此期间大亚湾浮游植物群落的长期变化情况和影响因素还少见报道。夏季为一个较为特殊的季节,该时期大亚湾浮游植物生长旺盛,且大亚湾处于丰水期,降雨量充沛,一年中大亚湾营养盐的输入主要集中在该时期,而且还存在由粤东沿岸上升流所引起的外海水入侵现象,本文利用1999-2017年历年夏季大亚湾环境因子和网采浮游植物的调查数据,对大亚湾整体区域进行分析,以期获得夏季大亚湾浮游植物群落结构的长期变化规律及其变化原因。

2 材料和方法

2.1 数据来源

关于大亚湾浮游植物的研究,始于20世纪80年代初期,徐恭昭^[16]对大亚湾整个海域浮游植物的分布做过多次调查。进入90年代后,中国科学院大亚湾海洋生物综合实验站和国家海洋局南海环境监测中心均对大亚湾进行了长期调查,积累了大量的调查数据,其中中国科学院大亚湾海洋生物综合实验站在大亚湾内布设了12个固定的调查站位,国家海洋局南海环境监测中心在大亚湾内布设了18个固定的调查站位,具体调查站位的分布情况见图1。本文所分析的数据为1999-2017年大亚湾夏季的调查数

据,其中1999-2003年的调查数据由中国科学院大亚湾海洋生物综合实验站提供,2004-2017年的调查数据由国家海洋局南海环境监测中心提供,调查要素包括水温、盐度、营养盐($\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4\text{-P}$)浓度和网采浮游植物数据,数据基本信息见表1。

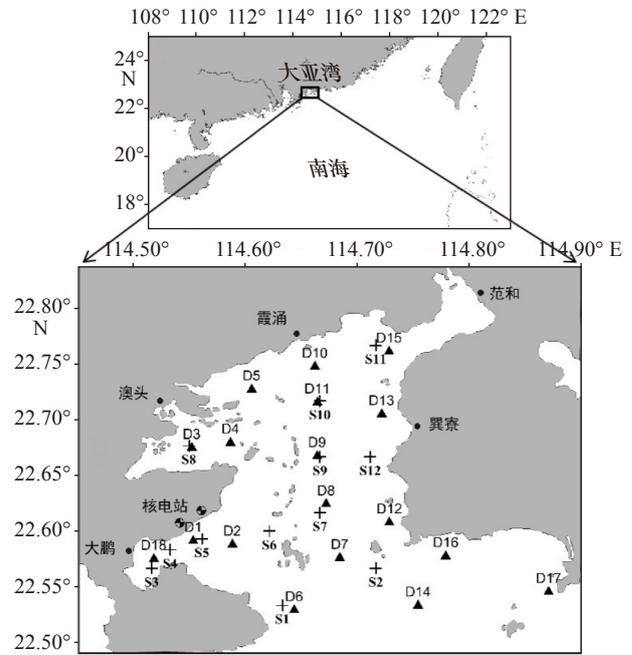


图1 调查区域和站位分布

Fig. 1 Distribution of study area and monitoring stations

“+”为中国科学院大亚湾海洋生物综合实验站调查站位;“▲”为国家海洋局南海环境监测中心调查站位

“+” represents the stations of Daya Bay Marine Biology Research Station, Chinese Academy of Sciences; “▲” represents the stations of South China Sea Environmental Monitoring Center, State Oceanic Administration

2.2 样品的采集和分析

历年数据中样品的采集和分析方法均一致。其中表底层水温和盐度数据获取采用CTD数据和仪器测量相结合的方法。采集的表底层营养盐水样,经孔径为0.45 μm 的醋酸纤维滤膜(使用前经过45~55 $^{\circ}\text{C}$ 烘烤6~8 h)过滤,4项营养盐(包括 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4\text{-P}$)浓度的测定参考《海洋调查规范》(GB/T 12763.4-2007),文中DIN浓度为 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4\text{-N}$ 浓度之和。浮游植物使用标准的浅水III型浮游生物网(网长为140 cm、网口内径为37 cm、网口面积为0.1 m^2 、筛绢孔径为77 μm)进行采集。采集浮游植物样品时,放网速度应控制在0.5 m/s,下放至离底2 m处时静置1 min左右,然后再以0.1 m/s的速度向上垂直拖网,将所采集的样品装入1 L不透明广口PE瓶中,用甲醛固定后置于阴凉处保存(甲醛体积终

表 1 调查数据基本信息
Table 1 Basic information of survey data

来源	调查时间	完成站位数	完成调查的具体站位
中国科学院大亚湾海洋生物综合实验站	1999年8月4日	10	S3、S4、S5、S6、S7、S8、S9、S10、S11、S12
	2000年7月22日	10	S3、S4、S5、S6、S7、S8、S9、S10、S11、S12
	2001年8月9日	12	S1、S2、S3、S4、S5、S6、S7、S8、S9、S10、S11、S12
	2002年8月9日	12	S1、S2、S3、S4、S5、S6、S7、S8、S9、S10、S11、S12
	2003年8月27日	12	S1、S2、S3、S4、S5、S6、S7、S8、S9、S10、S11、S12
国家海洋局南海环境监测中心	2004年7月18-19日	8	D1、D2、D4、D7、D9、D12、D14、D16
	2005年7月29日至8月3日	12	D1、D2、D4、D5、D7、D9、D11、D12、D14、D15、D16、D17
	2006年8月29日至9月1日	12	D1、D2、D4、D5、D7、D9、D11、D12、D14、D15、D16、D17
	2007年8月12-13日	12	D1、D2、D4、D5、D7、D9、D11、D12、D14、D15、D16、D17
	2008年8月28-31日	12	D1、D2、D4、D5、D7、D9、D11、D12、D14、D15、D16、D17
	2009年8月2-6日	12	D1、D2、D4、D5、D7、D9、D11、D12、D14、D15、D16、D17
	2010年8月29日至9月1日	12	D1、D2、D4、D5、D7、D9、D11、D12、D14、D15、D16、D17
	2011年8月24-27日	18	D1、D2、D3、D4、D5、D6、D7、D8、D9、D10、D11、D12、D13、D14、D15、D16、D17、D18
	2012年8月14-19日	18	D1、D2、D3、D4、D5、D6、D7、D8、D9、D10、D11、D12、D13、D14、D15、D16、D17、D18
	2013年8月27-31日	18	D1、D2、D3、D4、D5、D6、D7、D8、D9、D10、D11、D12、D13、D14、D15、D16、D17、D18
	2014年8月19-21日	18	D1、D2、D3、D4、D5、D6、D7、D8、D9、D10、D11、D12、D13、D14、D15、D16、D17、D18
	2015年8月21-24日	18	D1、D2、D3、D4、D5、D6、D7、D8、D9、D10、D11、D12、D13、D14、D15、D16、D17、D18
	2016年8月24-28日	18	D1、D2、D3、D4、D5、D6、D7、D8、D9、D10、D11、D12、D13、D14、D15、D16、D17、D18
2017年8月9-13日	18	D1、D2、D3、D4、D5、D6、D7、D8、D9、D10、D11、D12、D13、D14、D15、D16、D17、D18	

注: 数据包括表底层温度、表底层盐度、表底层营养盐($\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4\text{-P}$)浓度、网采浮游植物丰度。

浓度为 2%)。浮游植物样品鉴定计数之前先利用虹吸法进行浓缩处理。鉴定计数时, 先将浓缩样品摇匀, 然后用 200 μL 的移液枪吸取 0.1 mL 的溶液, 均匀分散在 0.1 mL 的浮游植物计数框中, 置于光学显微镜下进行种类鉴定和定量计数, 每个样品计 3 片。

2.3 数据处理方法

浮游植物群落特征参数: 优势度 (Y)、香农-维纳指数 (H' , 又称多样性指数)^[17] 和 Pielou 均匀度指数 (J)^[18] 的计算公式分别为

$$Y = \frac{n_i}{N} \times f_i, \quad (1)$$

$$H' = - \sum_{i=1}^s P_i \log_2 P_i, \quad (2)$$

$$J = \frac{H'}{\log_2 S}, \quad (3)$$

式中, n_i 为第 i 种的数量; f_i 为该种在各站出现的频率; N 为群落中所有种的数量; S 为浮游植物种类数; $P_i = n_i/N$, N_i 是第 i 个物种的个体数。 $Y \geq 0.02$ 即判定该种为该区域的优势种。

利用 Mann-Kendall 非参数检验法来分析大亚湾环境因子和浮游植物群落时间序列的单调变化趋势, 其中浮游植物丰度数据经 $\lg(x+1)$ 转化, 该方法无需数据符合正态分布, 也不受少量异常值和缺失值的影响, 因此广泛应用于水文、海洋等数据的趋势分析中。利用 Canoco 5 (Microcomputer Power, 美国) 软件分析浮游植物与环境变量间的相关性, 由于去趋势对应分析 (DCA) 结果显示 4 个轴中梯度最大值小于 3, 因此选择冗余分析 (RDA) 方法, 不同种类浮游植物丰度取各年度所有站位平均值进行分析, 所有浮游植物

种类丰度数据均经过 $\lg(x+1)$ 加以转化, 以降低优势种类对排序的影响。文中环境因子和浮游植物的年际变化点线图、柱状图等采用 Origin 8.0 软件完成绘制。在进行数据分析时, 我们将缺失年份数据忽略, 只对存在数据的年份进行统计分析; 温度、盐度和营养盐浓度取表底层平均值进行分析。方差分析、 t 检验等数据统计处理及分析均通过 SPSS 13.0 统计软件完成, 所有统计分析结果中 $p < 0.05$ 时即视为显著。

3 结果

3.1 环境因子的长期变化

1999–2017 年各环境因子的年际变化情况见图 2。由图可见, 海水温度和盐度年际波动较大, Mann-

Kendall 检验结果显示, 海水温度呈显著下降趋势 ($p < 0.05$), 海水盐度则与温度相反, 呈现显著上升趋势 ($p < 0.05$) (表 2)。营养盐方面, DIN 和 DIP 浓度的长期变化趋势均不显著 ($p > 0.05$), 从营养盐的年际变化图上可以看到, 大亚湾 DIN 浓度以 $\text{NO}_3\text{-N}$ 为主, $\text{NH}_4\text{-N}$ 次之, $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度最低。DIN 浓度的长期变化走势与 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度较为一致, 在 1999–2007 年间, 溶解无机氮浓度变化幅度较小 (26.54~134.94 $\mu\text{g/L}$), 平均值为 (52.91±19.69) $\mu\text{g/L}$, 2008–2017 年间, 其浓度变化幅度较大 (42.84~203.21 $\mu\text{g/L}$), 平均值为 (91.39±49.70) $\mu\text{g/L}$, 相比于 1999–2007 年间的平均值提升了 72.73%。溶解无机磷 (Dissolved Inorganic Phosphorus, DIP) 浓度的年际波动较大, 其在 2007–2009 年间出现较高值 (15.84~

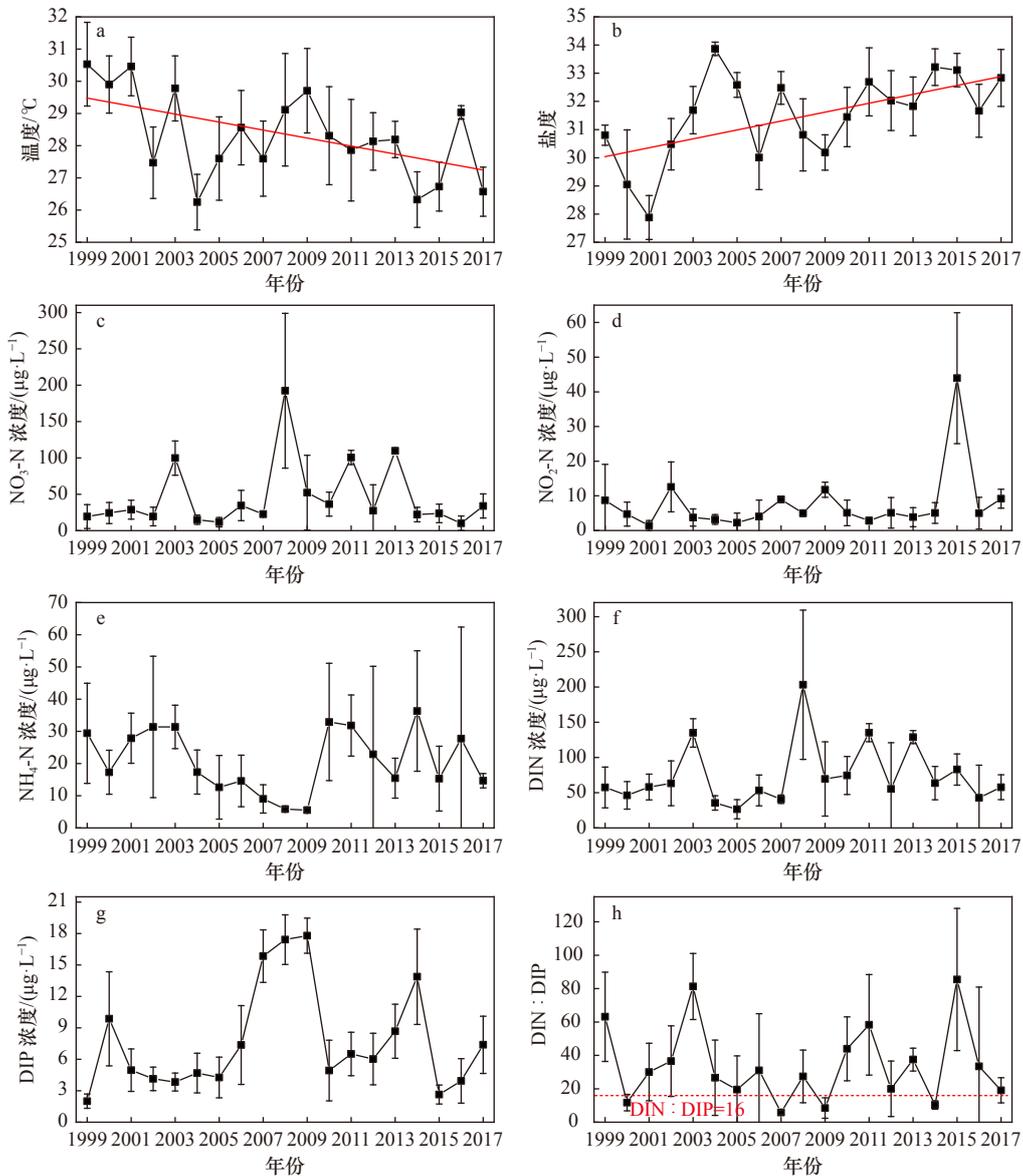


图 2 1999–2017 年大亚湾夏季环境因子的长期变化

Fig. 2 Long-term changes of environmental variables in the Daya Bay in summer between 1999 and 2017

表 2 环境因子和浮游植物群落结构长期变化趋势的 Mann-Kendall 检验结果

Table 2 Results of the Mann-Kendall test for detection of long-term changes in the environmental factors and the phytoplankton community structure

参数(缩写)	单位	最小值至最大值	平均值	年份数	统计值	显著性(p)
温度(T)	°C	26.25~30.50	28.33	19	-2.10	<0.05
盐度(S)		27.82~33.87	31.53	19	2.17	<0.05
无机氮浓度(DIN)	µg/L	26.54~203.21	73.16	19	0.98	>0.05
无机磷浓度(DIP)	µg/L	1.86~17.79	8.00	19	0.42	>0.05
氮磷比(DIN : DIP)		5.85~85.46	30.75	19	0.21	>0.05
总丰度(Total)	10^5 cells/m ³	7.22~3 605.27	471.85	19	2.24	<0.05
硅藻丰度(DIAT)	10^5 cells/m ³	5.46~3 581.99	468.24	19	2.17	<0.05
角毛藻属丰度(Cha-sp.)	10^5 cells/m ³	0.01~259.54	30.29	19	0.56	>0.05
圆筛藻属丰度(Cos-sp.)	10^5 cells/m ³	0.03~2.47	0.34	19	2.31	<0.05
北方劳德藻丰度(Lau-bo)	10^5 cells/m ³	0~129.24	7.23	16	1.76	<0.05
柔弱伪菱形藻丰度(Pse-de)	10^5 cells/m ³	0.01~1 579.22	201.91	19	2.03	<0.05
尖刺伪菱形藻丰度(Pse-pu)	10^5 cells/m ³	0~14.61	2.44	17	-0.87	>0.05
根管藻属丰度(Rhi-sp.)	10^5 cells/m ³	0.08~11.79	2.27	19	0.56	>0.05
中肋骨条藻丰度(Ske-co)	10^5 cells/m ³	0.17~2 692.95	186.33	19	2.03	<0.05
掌状冠盖藻丰度(Ste-pa)	10^5 cells/m ³	0~0.35	0.04	10	-1.61	>0.05
扭鞘藻丰度(Str-th)	10^5 cells/m ³	0~1.70	0.17	11	3.58	<0.01
菱形海线藻丰度(Tha-ni)	10^5 cells/m ³	0~178.41	11.00	19	1.87	<0.05
伏氏海毛藻丰度(Tha-fr)	10^5 cells/m ³	0.23~210.05	17.11	18	0.30	>0.05
甲藻丰度(DINO)	10^4 cells/m ³	3.30~218.05	34.71	19	2.73	<0.05
短角藻丰度(Cer-br)	10^4 cells/m ³	0~1.55	0.19	9	-2.04	<0.05
叉角藻丰度(Cer-fur)	10^4 cells/m ³	0.14~115.13	15.38	19	3.15	<0.01
纺锤角藻丰度(Cer-fus)	10^4 cells/m ³	0.10~6.01	1.60	19	-0.63	>0.05
大角藻丰度(Cer-ma)	10^4 cells/m ³	0~8.29	1.74	18	2.12	<0.05
三叉角藻丰度(Cer-tr)	10^4 cells/m ³	0~7.41	1.47	11	-0.93	>0.05
具尾鳍藻丰度(Din-ca)	10^4 cells/m ³	0~6.59	0.80	17	0.78	>0.05
夜光藻丰度(Noc-sc)	10^4 cells/m ³	0~2.67	0.71	14	-0.66	>0.05
原多甲藻属丰度(Pro-sp.)	10^4 cells/m ³	0.17~13.65	1.88	19	1.26	>0.05
H'		0.79~3.88	2.36	19	-2.10	<0.05
J		0.17~0.75	0.50	19	-1.89	<0.05

17.79 µg/L), 其他年份 DIP 浓度在 1.86~13.87 µg/L 间波动。DIN : DIP 值的长期变化趋势也不显著 ($p > 0.05$), 如果以雷德菲尔德化学计量比 (16 : 1) 作对比, 可以看到 1999~2017 年间只有少数年份 (2000 年、2007 年、2009 年和 2014 年) 的 DIN : DIP 值在 16 以下, 其他年份的 DIN : DIP 值均在 16 以上, 其中在 2011 年

和 2015 年大亚湾 DIN : DIP 值出现较大幅度上升, 分别达到 58.32 ± 30.08 和 85.46 ± 42.58 。

3.2 浮游植物群落结构的长期变化

3.2.1 种类组成

1999~2017 年间大亚湾夏季共鉴定出浮游植物 6 门 81 属 332 种, 其中种类数最多的为硅藻 (55 属

226种), 其次为甲藻(19属91种), 其他门类种类数较少。浮游植物种类数的年际变化情况见图3, 可以看到, 种类数的年际波动较大, 其中总种类数的变化范围为49~110种, 硅藻种类数的变化范围为37~85种, 甲藻种类数的变化范围为8~27种。每年均以硅藻种类数最多, 其次为甲藻, 其他种类数较少。从长期变化来看, 总种类数年际波动较大, 变化趋势不明显, 硅藻和甲藻种类数的变化趋势也不明显。

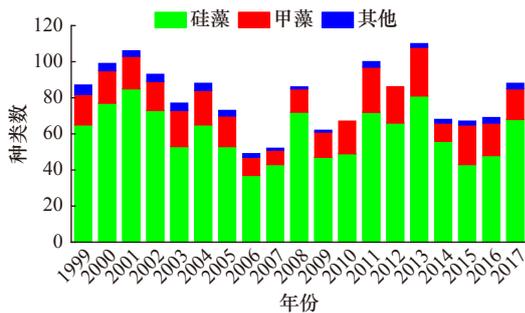


图3 1999–2017年大亚湾夏季浮游植物种类数长期变化

Fig. 3 Long-term changes of phytoplankton species number in the Daya Bay in summer between 1999 and 2017

3.2.2 优势种

1999–2017年大亚湾夏季浮游植物优势种的年际变化情况见表3, 大亚湾浮游植物优势种种类数较多, 均属于硅藻和甲藻两门类, 其中硅藻优势种数量最多, 以耐高温和盐度适应能力较强的种类占优势, 如近岸种柔弱伪菱形藻(*Pseudonitzschia delicatissima*)、中肋骨条藻和菱形海线藻等为优势种。柔弱伪菱形藻为大亚湾海域第一优势种, 出现频率最高, 其次为中肋骨条藻和菱形海线藻, 出现过的甲藻优势种有叉角藻、纺锤角藻(*Ceratium fusus*)、三叉角藻(*Ceratium trichoceors*)、大角角藻(*Ceratium macroceros*)和锥状斯克里普藻(*Scrippsiella trochoidea*), 其中叉角藻出现频率最高, 在2014年其优势度最高, 并成为海区第一优势种。优势种存在较大的年际变化, 但从长期变化来看, 主要优势种类的长期变化不大。

3.2.3 浮游植物丰度

Mann-Kendall 检验结果显示, 浮游植物总丰度、硅藻丰度和甲藻丰度均呈现显著上升趋势($p < 0.05$) (表2)。浮游植物总丰度和硅藻丰度的年际变化情况非常相似, 这是由于大亚湾浮游植物中硅藻占据绝对优势所致, 它们在1999–2011年间丰度虽有较大波动, 如在2000年、2005年和2008年丰度出现过较大幅度增加, 其中在2008年硅藻丰度达到了($1.78 \pm$

$2.22) \times 10^8$ cells/ m^3 , 但总体来看变化趋势不明显, 丰度处于较低水平。在2011–2017年间总丰度和硅藻丰度呈现明显的上升趋势, 硅藻丰度由2011年的($1.44 \pm 3.48) \times 10^6$ cells/ m^3 上升至2017年的($3.58 \pm 2.39) \times 10^8$ cells/ m^3 。甲藻丰度在1999–2007年间变化趋势不明显, 丰度处于较低水平, 在2007–2017年丰度呈现出明显的上升趋势, 由2007年的($4.33 \pm 5.19) \times 10^4$ cells/ m^3 上升至2017年的($2.18 \pm 3.84) \times 10^6$ cells/ m^3 (图4a至图4c)。1999–2017年间浮游植物类群丰度占比年际变化显示, 硅藻丰度占比处于69.92%~99.82%之间, 平均值为95.20%; 甲藻丰度占比一般处于10%以下; 其他门类丰度占比均低于1%。由于近年来甲藻丰度的增加, 其在某些年份出现了丰度大幅增加的现象, 如2014年其丰度占比达30% (图4d)。

本研究列举了5种大亚湾浮游植物主要优势种类的丰度及其与总丰度占比年际变化情况 (图5)。柔弱伪菱形藻丰度呈现显著上升趋势($p < 0.05$), 其丰度占比平均值达37.11%, 为大亚湾第一优势种。中肋骨条藻丰度也呈现显著上升趋势($p < 0.05$), 其丰度占比平均值为19.36%, 为大亚湾第二优势种, 其丰度占比在2011–2017年大体呈现显著升高趋势, 而此期间柔弱伪菱形藻丰度占比呈下降趋势, 这说明近些年来中肋骨条藻有取代柔弱伪菱形藻成为海区第一优势种的迹象。叉角藻丰度呈现显著上升趋势($p < 0.05$), 其在甲藻中的丰度占比呈现显著升高的趋势($p < 0.05$), 由1999年的11.71%升至2016年的85.59%, 在甲藻中占据绝对优势。

3.2.4 多样性指数

Mann-Kendall 检验结果显示, 浮游植物多样性指数(H')呈现显著下降趋势($p < 0.05$), 均匀度指数(J)也呈下降趋势, 但趋势并不显著($p > 0.05$) (表2)。由年际变化趋势图可以看出, 多样性指数(H')和均匀度指数(J)的变化走势较为相似, 其中多样性指数(H')由1999年的 3.88 ± 0.35 降至2017年的 1.66 ± 0.53 , 均匀度指数(J)由1999年的 0.75 ± 0.05 降至2017年的 0.35 ± 0.11 (图6)。

3.3 相关性分析

图7a显示, 可以将不同年份进行一个较为松散的聚类, 较早的年份(1999–2007年)大多数可以聚为一类, 其所对应的环境状况为高温低盐、DIN和DIP浓度适中; 较近的年份(2008–2017年)大多数可聚为一类, 其所对应的环境状况为低温高盐、高DIN浓度和高DIN:DIP比值, DIP浓度较低的状态。这说明1999–2017年夏季大亚湾海水环境特征出现

表 3 1999-2017 年大亚湾夏季浮游植物优势种优势度的长期变化
 Table 3 Dominance changes of phytoplankton dominant species in the Daya Bay in summer between 1999 and 2017

中文名	拉丁名	类群	1999年	2000年	2001年	2002年	2003年	2004年	2005年	2006年	2007年	2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	2017年	
日本星杆藻	<i>Asterionella japonica</i>	硅藻																			0.035	
变异辐杆藻	<i>Bacteriastrium varians</i>	硅藻	0.044																			0.021
海洋角管藻	<i>Cerataulina pelagica</i>	硅藻																				
窄隙角毛藻	<i>Chaetoceros affinis</i>	硅藻	0.052	0.058												0.054	0.085					
扁面角毛藻	<i>Chaetoceros compressus</i>	硅藻	0.036																			
旋链角毛藻	<i>Chaetoceros curvisetus</i>	硅藻			0.078	0.032	0.032															0.026
柔弱角毛藻	<i>Chaetoceros debilis</i>	硅藻														0.061	0.021					0.034
并基角毛藻	<i>Chaetoceros decipiens</i>	硅藻																				0.041
远距角毛藻	<i>Chaetoceros distans</i>	硅藻	0.022																			
异角角毛藻	<i>Chaetoceros diversus</i>	硅藻	0.120	0.031			0.140															
罗氏角毛藻	<i>Chaetoceros lauderi</i>	硅藻																				0.022
洛氏角毛藻	<i>Chaetoceros lorenzianus</i>	硅藻	0.054	0.039			0.027															
暹罗角毛藻	<i>Chaetoceros siamense</i>	硅藻																				0.167
中心圆筒藻	<i>Coscinodiscus centralis</i>	硅藻																				0.255
长角弯角藻	<i>Eucampia cornuta</i>	硅藻	0.047																			
薄壁半管藻	<i>Hemiaulus membranaceus</i>	硅藻						0.020														
北方劳德藻	<i>Lauderia borealis</i>	硅藻																				0.030
柔弱伪菱形藻	<i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i>	硅藻	0.129	0.292	0.259		0.084	0.958	0.741			0.813	0.636		0.526	0.180	0.524		0.858	0.383	0.154	
尖刺伪菱形藻	<i>Pseudonitzschia pungens</i>	硅藻	0.162	0.023	0.104	0.036						0.043				0.071						
翼根管藻纤维型	<i>Rhizosolenia alata</i> f. <i>gracillima</i>	硅藻										0.634										
笔尖根管藻	<i>Rhizosolenia styliformis</i>	硅藻		0.022																		
中肋骨条藻	<i>Skeletonema costatum</i>	硅藻	0.266	0.026	0.242	0.042	0.501					0.085	0.042	0.532	0.025	0.147	0.026	0.075				0.110
热带骨条藻	<i>Skeletonema tropicum</i>	硅藻															0.023					0.637
菱形海线藻	<i>Thalassionema nitzschoides</i>	硅藻	0.029	0.333	0.048	0.233	0.322	0.048				0.043	0.064	0.022	0.119	0.063	0.038					0.037
伏氏海毛藻	<i>Thalassiothrix fraenfeldii</i>	硅藻	0.061	0.283	0.024	0.212																
叉角藻	<i>Ceratium furca</i>	甲藻			0.021							0.023			0.024							0.266
纺锤角藻	<i>Ceratium fusus</i>	甲藻			0.029																	
大角角藻	<i>Ceratium macroceros</i>	甲藻										0.024										
三叉角藻	<i>Ceratium trichoceors</i>	甲藻	0.026																			0.021
锥状斯克里普藻	<i>Scrippsiella trochoidea</i>	甲藻																				0.027

注:空白表示不占优势。

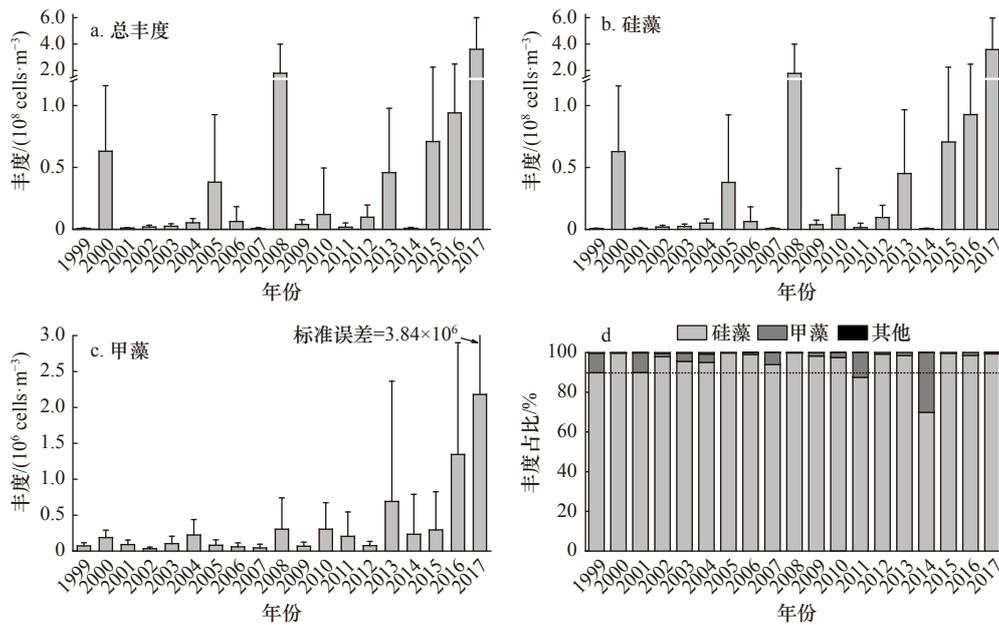


图4 1999–2017年大亚湾夏季浮游植物生物量的长期变化

Fig. 4 Long-term changes of phytoplankton groups abundance in the Daya Bay in summer between 1999 and 2017

了由高温低盐向低温高盐、高 DIN 浓度和高 DIN : DIP 比值的转变,这与环境因子的长期变化趋势一致。

图 7b 显示,硅藻中的柔弱伪菱形藻、中肋骨条藻、菱形海线藻、扭鞘藻 (*Streptothecce thamesis*)、北方劳德藻 (*Lauderia borealis*),甲藻中的叉角藻、原多甲藻属 (*Protoperidinium* sp.) 等与盐度、DIN、DIN : DIP 比值呈正相关,与温度和 DIP 呈负相关。而这些种类中柔弱伪菱形藻、中肋骨条藻、菱形海线藻、叉角藻等为大亚湾主要浮游植物优势种,这也就导致了硅藻和甲藻丰度与环境因子也呈现相似的关系。此外,硅藻中的角毛藻属、尖刺伪菱形藻 (*Pseudonitzschia pungens*)、伏氏海毛藻 (*Thalassiothrix frauenfeldii*)、掌状冠盖藻 (*Stephanopyxis palmeriana*),和甲藻中的短角角藻 (*Ceratium breve*)、纺锤角藻、三叉角藻、夜光藻 (*Noctiluca scintillans*) 与温度、DIN 浓度、DIN : DIP 比值呈正相关,而与盐度和 DIP 浓度呈负相关。根管藻属、圆筛藻属和大角角藻等与之相反,它们与盐度和 DIP 浓度呈正相关,与温度、DIN 浓度、DIN : DIP 比值呈负相关。而具尾鳍藻 (*Dinophysis caudata*) 与 DIN 浓度、DIN : DIP 比值呈正相关,与 DIP 浓度呈现负相关,而与温度和盐度的相关性不明显。

4 讨论

4.1 环境因子长期变化原因分析

由于大亚湾夏季存在外海水入侵的现象,这股入侵海水源自夏季粤东上升流水系,其主要来自于南海

北部陆架区 50~100 m 深处的海水,具有低温高盐特征,其入侵强度存在明显的年际差异,入侵强度大的时候高盐冷水能够深入大亚湾内区至湾顶部^[19-20],近 20 年来其入侵强度有增加的趋势^[21],这导致了夏季大亚湾海水温度呈下降趋势,盐度呈上升趋势。

大亚湾 DIN 浓度在 2007 年后出现大幅度提升。引起大亚湾 DIN 浓度升高的原因主要有以下两个方面:一是地表径流输入量的增加,统计显示 1992–2017 年大亚湾常住人口由 4.38 万增加至 21.20 万,地区生产总值由 0.20 亿美元增加至 240.70 亿美元,其中地区生产总值的增长主要集中在 2007 年之后^[22],人口的急剧增加和经济的快速发展会导致生活污水和工农业废水的产生量大幅增加,这些含有大量 DIN 的污水通过河流和排污口等注入大亚湾。大亚湾存在 10 多条小型季节性河流,其中径流量较大的有淡澳河、霞涌河、岩前河和柏岗河等,研究显示,大亚湾夏季 DIN 的补充绝大部分来源于河流注入,通过河流输送进入大亚湾的氮占氮总输入量的 90% 以上^[23]。降雨量的增加也会导致营养盐输入量的增加,根据距离大亚湾较近的香港天文台降雨量统计数据,2008–2017 年间 7 月平均降雨量要明显高于 1991–2007 年。二是海域点源污染的增加,包括海水养殖污染和船舶污染,其中以海水养殖污染为主,湾内网箱养殖面积已由 90 年代初的几十公顷发展到目前的将近 800 hm²,网箱养殖过程中多余的养殖饲料和养殖生物的排泄物会导致水体营养盐浓度,尤其

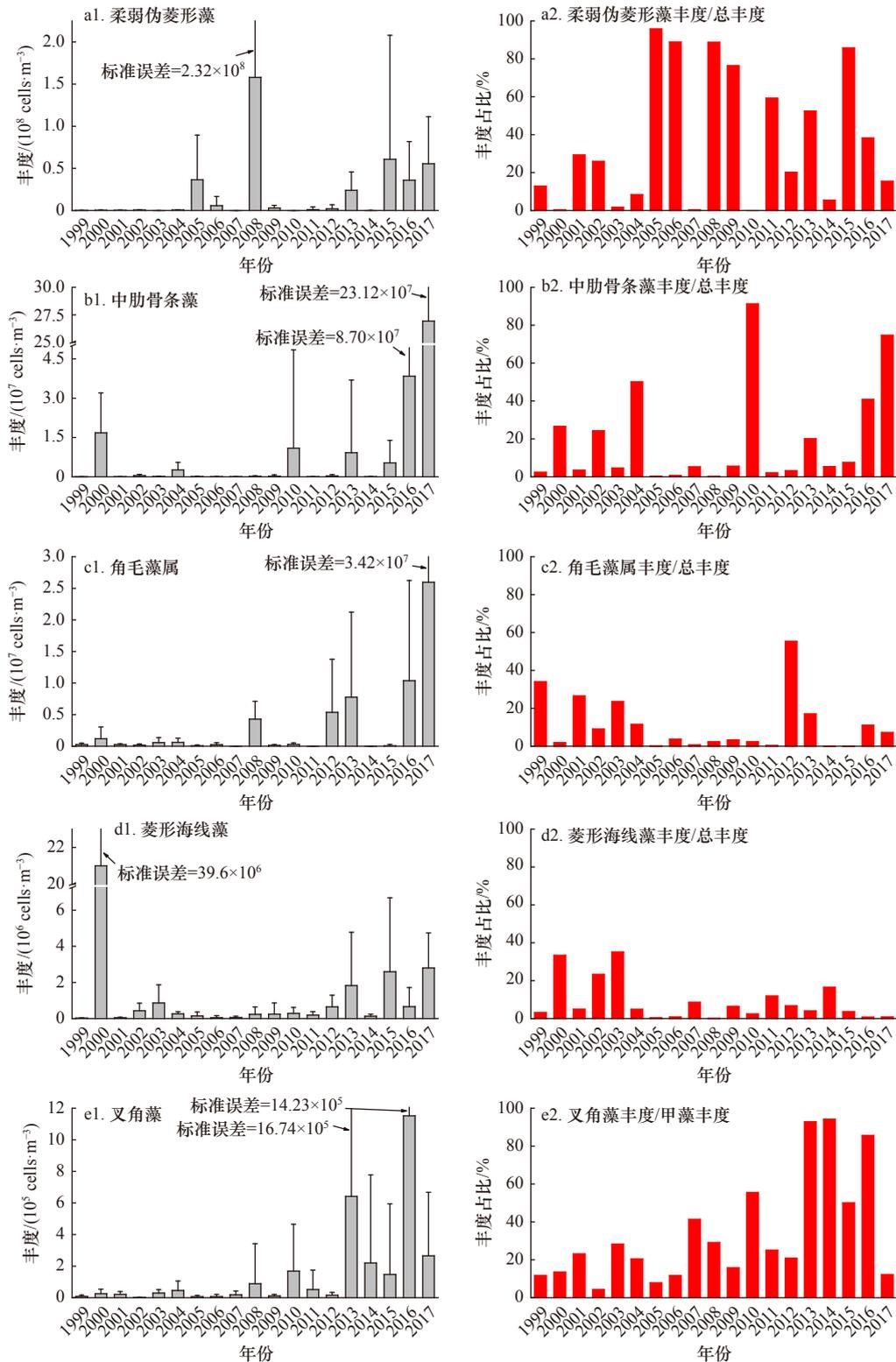


图 5 1999–2017 年大亚湾夏季几种主要浮游植物种类丰度和占比的长期变化

Fig. 5 Long-term changes of phytoplankton dominant species abundance and their abundance percentages in the Daya Bay in summer between 1999 and 2017

是 DIN 浓度的升高^[24]。上述因素所引起的营养盐输入导致了大亚湾在 2007 年后 DIN 浓度出现大幅度升高。大亚湾 $\text{PO}_4\text{-P}$ 浓度虽在大多数年份均高于 Redfield 比率 (16 : 1), 但从 $\text{PO}_4\text{-P}$ 的绝对浓度来看, 大亚

湾整体 $\text{PO}_4\text{-P}$ 浓度平均值为 $(7.69 \pm 4.98) \mu\text{g/L}$, 高于浮游植物对其生长临界值 ($3.10 \mu\text{g/L}$)^[25], 加上陆源输入中含有大量溶解有机磷^[23], 因此磷对大亚湾浮游植物生长并不构成限制。

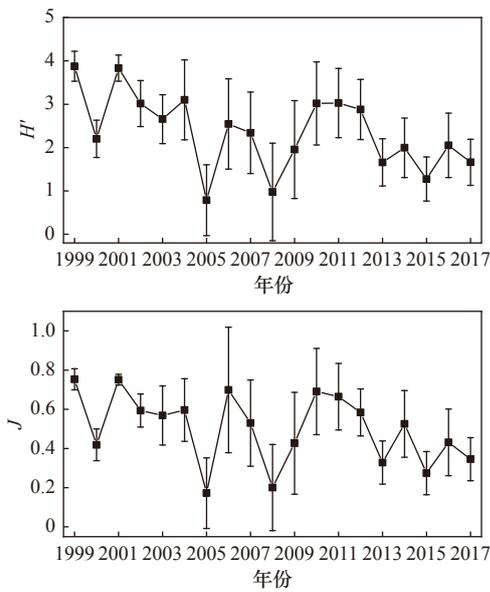


图6 1999–2017年大亚湾夏季浮游植物生物多样性指数(H')和均匀度指数(J)的长期变化
Fig. 6 Long-term changes of species diversity index (H') and evenness index (J) in the Daya Bay in summer between 1999 and 2017

4.2 浮游植物群落结构长期变化原因分析

本研究显示, 大亚湾浮游植物种类历年均是以硅藻为主, 甲藻次之。总种类数在 49~110 种之间波动, 平均 80 种, 1999–2017 年间总体变化趋势不明显, 生物多样性指数呈显著下降趋势。此前研究显示, 20 世纪 80 年代大亚湾浮游植物种类数在 150 种以上, 90 年代大多处于 120 种以上^[11], 与 20 世纪 80 年代至 90 年代相比, 1999–2017 年大亚湾浮游植物种类数出现了较大幅度下降, 这与早期变化趋势相一致^[12, 14]。优势种变化方面, 本研究显示, 1999–2017 年大亚湾主要优势种类无明显变化, 硅藻中的柔弱伪菱形藻、中肋骨条藻、菱形海线藻和角毛藻一直为大亚湾夏季的主要优势种类, 其中柔弱伪菱形藻为大亚湾第一优势种, 甲藻中的主要优势种为叉角藻。Wu 等^[13]对大亚湾 1985–2013 年间浮游植物群落的变化进行了分析, 发现浮游植物主要硅藻优势种类为角毛藻、伪菱形藻、根管藻 (*Rhizosolenia* sp.)、细柱藻 (*Leptocylindrus* sp.) 和骨条藻 (*Skeletonema* sp.), 甲藻主要优势种为角藻属 (*Ceratium* sp.), 长期变化来看主要优势种类以伪菱形藻、角毛藻和中肋骨条藻为主, 该结果与本研究基本一致。

大亚湾浮游植物丰度的长期变化与此前研究存在一些差异。早期一些研究结果显示, 20 世纪 80 年代至 2000 年初大亚湾网采浮游植物总丰度呈现下降趋势, 通过与同样表征浮游植物现存量的叶绿素 a 含

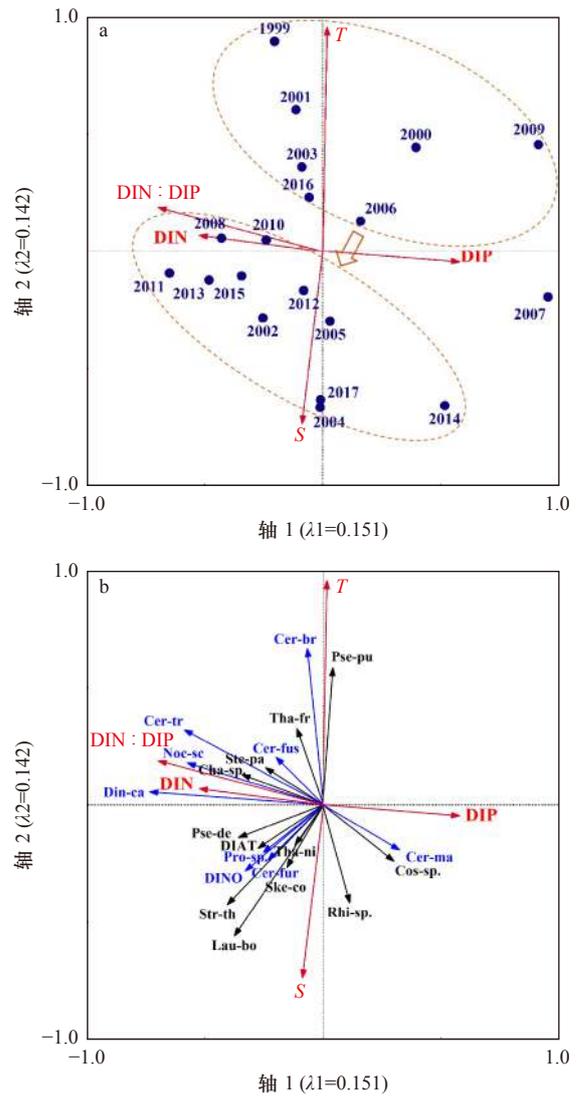


图7 冗余分析图

Fig. 7 Correlation plots of the redundancy analysis

a. 各年份与环境因子的相关性; b. 不同浮游植物种类丰度(小向量)与环境因子(大向量)的相关性; 图中代码所代表的环境因子和浮游植物种类见表 2; 其中环境因子对浮游植物丰度变化的解释率为 29.30%, 前两轴的特征值分别用 λ_1 和 λ_2 表示
a. The relationship between the environmental factors and sample years; b. the relationship between the abundance of phytoplankton species (small vectors) and environmental factors (large vectors); codes of the phytoplankton species are as in Table 2; the plots display 29.30% of the variance in the phytoplankton abundance, and eigenvalues of the first two axes are indicated by λ_1 and λ_2

量相比较发现, 此期间叶绿素 a 含量呈现上升趋势, 对于这种矛盾现象, 其解释是由于是网采样品在采样过程中可能漏掉了一些个体较小的浮游植物种类, 而大亚湾这一部分小个体浮游植物种类的丰度在增加, 这表明大亚湾浮游植物群落组成有小型化趋向^[9, 12–13, 26]。本研究显示, 1999 年以来大亚湾网采浮游植物总丰

度、硅藻丰度、甲藻丰度以及一些主要优势种类丰度均呈现上升趋势,且上升趋势在 2008 年之后最为显著。本研究中浮游植物主要优势种类变化不明显,且丰度均呈现上升趋势,没有出现此前研究中的浮游植物小型化现象,是否出现小型化现象还需要不同粒径浮游植物长期调查数据加以佐证。

本研究相关性分析显示,大亚湾浮游植物群落结构在 1999–2007 年间主要受水体高温低盐的影响,而 2008–2017 年大亚湾环境发生了转变,期间主要受水体低温高盐、高 DIN 浓度和高 DIN : DIP 的影响。人类活动导致的营养盐输入引起了大亚湾 DIN 浓度的升高,这使得一些耐污种类生长占据优势,如大亚湾主要种类中的伪菱形藻属和中肋骨条藻,它们均为耐污种类,在高 DIN 和高 DIN : DIP 的条件下它们种间竞争优势要明显高于角毛藻属和菱形海线藻等其他种类^[27],而且它们属于广温广盐种类,能适应由外海水入侵所引起的水体温盐的转变,因此其丰度和丰度占比均呈现显著的上升趋势。叉角藻具有较低的营养盐吸收半饱和常数(K_s)以及特殊的营养盐吸收特征,如“奢侈消费”^[28],此外,它属于广温广盐种,能适应温盐的变化^[29],这些特征使得它相对于其他甲藻具有更强的竞争优势,导致其丰度在 1999–2017 年间呈现显著上升趋势,并成为大亚湾甲藻中的绝对优势种。优势种的集中化、单一化也导致了大亚湾浮游植物生物多样性的下降。大亚湾浮游植物群落结构的长期变化情况与胶州湾较为相似,它们均属于半封闭型海湾,且都受到较大的人为活动影响。研究显

示,胶州湾在 2000 年后其水体中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 浓度分别比 1962 年提高了 14.5 倍和 9.5 倍,20 世纪 50 年代至 2000 年初,其浮游植物总丰度呈现增加的趋势,一些喜肥的种类如中肋骨条藻丰度呈现显著增加趋势而成为最主要的优势种,浮游植物多样性指数呈下降趋势^[30–31]。

5 结论

(1) 近 20 年来大亚湾夏季浮游植物主要优势种类没有发生明显变化,优势种以硅藻种类为主,主要为柔弱伪菱形藻、中肋骨条藻、菱形海线藻和角毛藻,叉角藻为甲藻中的第一优势种。

(2) 浮游植物总丰度、硅藻丰度、甲藻丰度以及主要优势种类中的柔弱伪菱形藻、中肋骨条藻和叉角藻的丰度均呈显著上升趋势。

(3) 柔弱伪菱形藻和中肋骨条藻已成为大亚湾夏季的绝对优势种,叉角藻也发展成为甲藻中的绝对优势种,优势种的单一化导致了大亚湾浮游植物生物多样性指数的下降。

(4) 2007 年以来人类活动所引起的 DIN 浓度大幅升高以及外海水入侵加强所引起的海水温度降低和盐度上升是导致大亚湾夏季浮游植物群落结构变化的主要原因。

致谢: 向国家海洋局南海环境监测中心和南海海洋研究所所有参与过相关航次样品采集和分析的工作人员致以衷心的感谢!

参考文献:

- [1] Bricker S B, Longstaff B, Dennison W, et al. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: a decade of change[J]. *Harmful Algae*, 2008, 8(1): 21–32.
- [2] Boyce D G, Lewis M R, Worm B. Global phytoplankton decline over the past century[J]. *Nature*, 2010, 466(7306): 591–596.
- [3] Field C B, Behrenfeld M J, Randerson J T, et al. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components[J]. *Science*, 1998, 281(5374): 237–240.
- [4] Murtugudde R, Beauchamp J, McClain C R, et al. Effects of penetrative radiation on the upper tropical ocean circulation[J]. *Journal of Climate*, 2002, 15(5): 470–486.
- [5] Sabine C L, Feely R A, Gruber N, et al. The oceanic sink for anthropogenic CO_2 [J]. *Science*, 2004, 305(5682): 367–371.
- [6] Harding Jr L W, Gallegos C L, Perry E S, et al. Long-term trends of nutrients and phytoplankton in Chesapeake Bay[J]. *Estuaries and Coasts*, 2016, 39(3): 664–681.
- [7] Yoshida K, Chiba S, Ishimaru T. Long-term variation in the wintertime diatom community structure in Tokyo Bay, Japan (1981–2000)[J]. *Plankton and Benthos Research*, 2011, 6(4): 195–205.
- [8] Li Yaqin, Smayda T J. Temporal variability of chlorophyll in Narragansett Bay, 1973–1990[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 1998, 55(4): 661–667.
- [9] 丘耀文, 王肇鼎, 朱良生. 大亚湾海域营养盐与叶绿素含量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. Qiu Yaowen, Wang Zhaoding, Zhu Liangsheng. Variation trend of nutrient and chlorophyll contents and their effects on ecological environment in Daya Bay[J]. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait*, 2005, 24(2): 131–139.
- [10] Ke Zhixin, Tan Yehui, Huang Liangmin, et al. Significantly depleted ^{15}N in suspended particulate organic matter indicating a strong influence of sewage loading in Daya Bay, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 650(Pt 1): 759–768.

- [11] Wang Youshao, Lou Zhiping, Sun Cuici, et al. Ecological environment changes in Daya Bay, China, from 1982 to 2004[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2008, 56(11): 1871–1879.
- [12] 王友绍, 王肇鼎, 黄良民. 近20年来大亚湾生态环境的变化及其发展趋势[J]. *热带海洋学报*, 2004, 23(5): 85–95.
Wang Youshao, Wang Zhaoding, Huang Liangmin. Environment changes and trends in Daya Bay in recent 20 years[J]. *Journal of Tropical Oceanography*, 2004, 23(5): 85–95.
- [13] Wu Meilin, Wang Youshao, Wang Yutu, et al. Scenarios of nutrient alterations and responses of phytoplankton in a changing Daya Bay, South China Sea[J]. *Journal of Marine Systems*, 2017, 165: 1–12.
- [14] Hao Yanju, Tang Danling, Boicenco L, et al. Environmental ecological response to increasing water temperature in the Daya Bay, Southern China in 1982–2012[J]. *Natural Resources*, 2016, 7(4): 184–192.
- [15] Song Xingyu, Huang Liangmin, Zhang Jianlin, et al. Harmful algal blooms (HABs) in Daya Bay, China: an in situ study of primary production and environmental impacts[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2009, 58(9): 1310–1318.
- [16] 徐恭昭. 大亚湾环境与资源[M]. 合肥: 安徽科学技术出版社, 1989.
Xu Gongzhao. Environments and Resources of Daya Bay[M]. Hefei: Anhui Science and Technology Press, 1989.
- [17] Shannon C E. A mathematical theory of communication[J]. *Bell System Technical Journal*, 1948, 27(3): 379–423.
- [18] Whittaker R H. Evolution and measurement of species diversity[J]. *Taxon*, 1972, 21(2/3): 213–251.
- [19] 许金电, 蔡尚湛, 宣莉莉, 等. 粤东至闽南沿岸海域夏季上升流的调查研究[J]. *热带海洋学报*, 2014, 33(2): 1–9.
Xu Jindian, Cai Shangzhan, Xuan Lili, et al. Observational study on summertime upwelling in coastal seas between eastern Guangdong and southern Fujian[J]. *Journal of Tropical Oceanography*, 2014, 33(2): 1–9.
- [20] 韩舞鹰, 马克美. 大亚湾海水混合交换特征[J]. *海洋科学*, 1991, 15(2): 64–67.
Han Wuying, Ma Kemei. Study on the process of sea water exchange in Daya Bay[J]. *Marine Sciences*, 1991, 15(2): 64–67.
- [21] 杨熙, 谭焯辉. 夏季外海水入侵对大亚湾浮游植物群落结构的影响[J]. *海洋科学*, 2019, 43(7): 96–105.
Yang Xi, Tan Yehui. Effects of shelf seawater intrusion on phytoplankton community structure in Daya Bay in the summer[J]. *Marine Sciences*, 2019, 43(7): 96–105.
- [22] 柯伟雄. 大亚湾统计年鉴(2018)[M]. 惠州: 惠州大亚湾经济技术开发区统计局, 2018.
Ke Weixiong. Daya Bay Statistical Yearbook (2018)[M]. Huizhou: Statistics Bureau of Huizhou Daya Bay Economic and Technological Development Zone, 2018.
- [23] 黄小平, 黄良民, 宋金明, 等. 营养物质对海湾生态环境影响的过程与机理[M]. 北京: 科学出版社, 2019.
Huang Xiaoping, Huang Liangmin, Song Jinming, et al. Process and Mechanism of the Eco-Environmental Effects of Nutrients on the Semi-Enclosed Bay[M]. Beijing: Science Press, 2019.
- [24] 彭云辉, 王肇鼎, 高红莲, 等. 大亚湾大鹏澳养殖网箱水体无机氮的生物地球化学[J]. *海洋通报*, 2001, 20(2): 16–24.
Peng Yunhui, Wang Zhaoding, Gao Honglian, et al. Biogeochemistry of inorganic nitrogen in the water of aquicultural boxes at Dapeng'ao, Daya Bay[J]. *Marine Science Bulletin*, 2001, 20(2): 16–24.
- [25] Justić D, Rabalais N N, Turner R E. Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 1995, 30(1): 41–46.
- [26] 刘胜, 黄晖, 黄良民, 等. 大亚湾核电站对海湾浮游植物群落的生态效应[J]. *海洋环境科学*, 2006, 25(2): 9–12, 25.
Liu Sheng, Huang Hui, Huang Liangmin, et al. Ecological response of phytoplankton to the operation of Daya Bay nuclear power station[J]. *Marine Environmental Science*, 2006, 25(2): 9–12, 25.
- [27] 韦桂峰, 王肇鼎, 练健生. 大亚湾大鹏澳水域春季浮游植物优势种的演替[J]. *生态学报*, 2003, 23(11): 2285–2292.
Wei Guifeng, Wang Zhaoding, Lian Jiansheng. Succession of dominant phytoplankton species in spring 2002 at Dapeng'ao Cove, Daya Bay[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(11): 2285–2292.
- [28] Baek S H, Shimode S, Han M S, et al. Growth of dinoflagellates, *Ceratium furca* and *Ceratium fusus* in Sagami Bay, Japan: the role of nutrients[J]. *Harmful Algae*, 2008, 7(6): 729–739.
- [29] Baek S H, Shimode S, Kikuchi T. Growth of dinoflagellates, *Ceratium furca* and *Ceratium fusus* in Sagami Bay, Japan: the role of temperature, light intensity and photoperiod[J]. *Harmful Algae*, 2008, 7(2): 163–173.
- [30] 孙晓霞, 孙松, 赵增霞, 等. 胶州湾营养盐浓度与结构的长期变化[J]. *海洋与湖沼*, 2011, 42(5): 662–669.
Sun Xiaoxia, Sun Song, Zhao Zengxia, et al. Long-term changes in nutrient concentration and structure in the Jiaozhou Bay[J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2011, 42(5): 662–669.
- [31] 吴玉霖, 孙松, 张永山. 环境长期变化对胶州湾浮游植物群落结构的影响[J]. *海洋与湖沼*, 2005, 36(6): 487–498.
Wu Yulin, Sun Song, Zhang Yongshan. Long-term change of environment and its influence on phytoplankton community structure in Jiaozhou Bay[J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2005, 36(6): 487–498.

Long-term changes of phytoplankton community structure with relation to environmental factors in the Daya Bay in summer

Yang Xi^{1,2,3}, Li Kaizhi⁴, Tan Yehui⁴, Lü Yihua^{1,2,3}

(1. South China Sea Environmental Monitoring Center, State Oceanic Administration, Guangzhou 510300, China; 2. Key Laboratory of Marine Environmental Survey Technology and Application, Ministry of Natural Resources, Guangzhou 510300, China; 3. Nansha Islands Coral Reef Ecosystem National Observation and Research Station, Guangzhou 510300, China; 4. South China Sea Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510301, China)

Abstract: Long-term changes of phytoplankton community structure with relation to environmental factors in the Daya Bay in summer between 1999 and 2017 were investigated. The results showed that seawater temperature showed a significant decreasing trend, while salinity increased significantly. During the period 2008 to 2017, the dissolved inorganic nitrogen (DIN) annual mean concentration increased by 72.73% relative to 1999 to 2007. Trend of phytoplankton species number and dominant species were not significant, *Pseudonitzschia delicatissima* was overwhelmingly dominant followed by *Skeletonema costatum*. The abundance of total phytoplankton, diatoms, dinoflagellates, and some dominant species (*Pseudonitzschia delicatissima*, *Skeletonema costatum*, *Ceratium furca*) significantly increased during the study period in the Daya Bay. Species diversity and evenness indices showed downward trends. The analysis showed that the increased DIN concentration induced by human activities and seawater temperature and salinity changes were the main reasons for long-term changes of phytoplankton community structure in the Daya Bay in summer.

Key words: Daya Bay; phytoplankton; long-term changes; nutrients