

近40年深圳大鹏湾海域赤潮发生规律及其演变机制分析

马方方¹, 冷科明², 周秋伶¹, 毕玉明¹, 桓清柳¹

(1.深圳市朗诚科技股份有限公司, 广东 深圳 518029; 2.深圳市海洋监测预报中心, 广东 深圳 518067)

摘要:对我国典型赤潮高发区深圳大鹏湾海域自 1980 至 2018 年的赤潮发生记录进行统计和分析, 并对 1991—2018 年间大鹏湾盐田附近海域氮、磷及可溶性硅的年际变化和月变化进行了分析。分析结果表明, 大鹏湾海域赤潮次数分布、赤潮生物演变均与营养盐变化直接相关, 2000 年以后, 氮、磷降低是赤潮减少的主要原因; 大鹏湾海域春季赤潮频发也与该季节营养盐较高有关; 且硅藻几乎从大鹏湾海域赤潮生物中消失, 无机氮、磷酸盐及可溶性硅的降低是导致海域赤潮生物演变的主要原因, 甲藻由于可以在营养限制的条件下采用各种应对机制, 故而成为海域占主导地位赤潮优势种。

关键词: 大鹏湾; 赤潮优势种; 演变机制; 营养盐

中图分类号: X55; X835

文献标识码: A

文章编号: 1007-6336(2021)02-0263-09

Analysis on the occurrences and evolution mechanism of HABs in Dapeng bay, Shenzhen in the last 40 years

MA Fang-fang¹, LENG Ke-ming², ZHOU Qiu-ling¹, BI Yu-ming¹, HUAN Qing-liu¹

(1.Shenzhen Lightsun Technology Corp., Ltd. Shenzhen 518029, China; 2.Marine Monitoring & Forecasting Center of Shenzhen, Shenzhen 518067, China)

Abstract: The data of HAB events in Dapeng bay of Shenzhen from 1980 to 2018 were collected, and the annual and monthly changes of TIN, phosphorus and dissolved silicon in the Yantian waters of Dapeng bay from 1991 to 2018 were analyzed. The results show that the temporal distribution of HABs and the succession of HAB causative organisms are directly related to the change of nutrients. After 2000, the decrease of nitrogen and phosphorus is the main reason for the decrease of HABs frequency; the spring HAB frequency in Dapeng bay is also related to the high nutrient levels in the season. Diatom blooms almost disappeared in Dapeng bay after 2000. The decrease of TIN, phosphorus and dissolved silicon is the main reason for the changes of HAB species composition in the area. Dinoflagellates can adopt various strategies to thrive under conditions of nutrient imbalance, which made it become the dominant HAB species in Dapeng bay.

Key words: Dapeng bay; HAB causative species; evolution mechanism; nutrient

赤潮, 是海洋中的一些微藻、原生动物或细菌在一定环境条件下爆发性增殖或聚集达到某一水平, 引起水体变色或对海洋中其他生物产生危害的一种生态异常现象, 目前国际学术界多采用“有害藻华”(harmful algal bloom, HAB)这个

名称来指代对海洋环境产生危害的赤潮^[1]。深圳沿岸自西向东包括珠江口(东南部沿岸)、深圳湾(西北部沿岸)、大鹏湾(北部和东部沿岸)及大亚湾(西部沿岸)4个海域。由于地处亚热带, 海域水温整体较高, 全年大部分时间适宜藻类生

收稿日期: 2020-02-26, 修订日期: 2020-07-01

基金项目: 广东省促进经济专项发展基金资助项目(GDOE[2019]A06)

作者简介: 马方方(1987—), 河南新乡人, 硕士, 工程师, 主要研究方向为海洋在线监测与赤潮, E-mail: mff@lightsun.com.cn

通讯作者: 桓清柳(1984—), 吉林公主岭人, 博士, 高级工程师, 主要研究方向为海洋生物, E-mail: thsylaowu@163.com

长,故一年四季均有赤潮发生记录,是南海主要的赤潮发生区^[2]。据有关资料、文献记录^[2-8],1980年至2018年,深圳海域共发生赤潮189次,其中大鹏湾海区发生赤潮107起,占56.6%;大亚湾西部沿岸海区发生赤潮34起,占18.0%;深圳湾西北部和珠江口海域发生赤潮48起,占25.4%。

早期研究将深圳海域赤潮频发及赤潮生物变化归因于社会经济发展导致的近岸海域污染增加^[9],而20世纪80年代至2013年深圳近岸海域水质调查结果表明^[6],深圳东部近岸海域水体并未达到富营养化水平。2013—2017年监测数据表明,大鹏湾仅盐田海域在2013—2014年为轻度富营养化,其他年份、其他海域均为贫营养状态^[10]。普遍认为,赤潮的维持需要营养物质作为基础^[11],然而作为赤潮高发区的深圳东部大鹏湾区却非富营养化海域,类似现象也在河北秦皇岛近岸海域存在^[12]。

对深圳大鹏湾海域赤潮的研究^[13-17]多集中于20世纪90年代,研究方法主要为结合现场调查数据,分析海域单次赤潮的发生机制。近年来,随着大鹏湾海域环境变化,特别是营养盐结构的变化,大鹏湾赤潮从发生频率到赤潮生物组成均发生了较大变化,由营养盐变化导致的赤潮次数和生物组成变化在其他海域也在不断发生^[18-20]。同时,针对赤潮生物的生态学特征研究也更加广泛和深入,尤其是针对营养盐限制条件下赤潮生物的响应及竞争机制研究^[21]对分析海域营养盐变化与赤潮生物种类演变方面起到重要的参考作用。本文主要基于已有研究成果,对深圳大鹏湾海域近40年赤潮次数、赤潮生物种类变化及营养盐浓度变化进行综合分析,并对赤潮发生规律及赤潮生物演变机制进行阐述。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

大鹏湾位于深圳东部龙岗区大鹏半岛与香港牛龙半岛之间。大鹏湾东、北、西三面环山,湾口宽9.26 m,纵深18 km,面积约335 km²;大鹏湾湾顶沙头角附近水深8~10 m,湾口水深22~24 m。大鹏湾海域大部分时间水温较高,海

水年平均温度约为21.6℃^[22]。深圳市管辖的大鹏湾北部和东部沿岸海域无大河流入海,入海河流总径流量不大,受降雨集中的影响,径流量季节变化明显^[22]。沙头角至盐田海域是大鹏湾污染物较为集中海域,一方面由于盐田河和沙头角河是大鹏湾深圳海域的其中两个主要入海河流,另一方面,由于大鹏湾水动力环境的影响,沙头角至盐田所在的湾顶海域水流缓慢、交换周期长,污染物容易在此海域蓄积^[23-24],这也是大鹏湾深圳海域大部分赤潮发生在这个海域的主要原因。

1.2 数据来源及数据处理

赤潮发生记录来源于已公开发表的著作、文章及历年的海洋环境状况公报。1980—2008年的赤潮记录主要来源于《深圳海域赤潮研究》^[22]和《中国典型海域赤潮灾害发生规律》^[2]中深圳海域部分,并根据文献^[3-5]对记录进行补充和个别修正;2009—2010年的赤潮记录来源于广东省海洋环境质量公报^[7],2011—2018年的赤潮记录来源于广东省海洋环境状况公报^[8]。赤潮生物均按照最新的名称进行统计。

本文采用的营养盐数据均来源于香港特别行政区环境保护署的公开数据(https://www.epd.gov.hk/epd/tc_chi/top.html),用于辅助分析赤潮频次和种类变化的原因。使用的数据包括:大鹏湾沙头角至盐田海域两个站位(MM1和MM3,位于大鹏湾深圳海域和香港海域的交界处)表层水体无机氮、无机磷、有机氮、有机磷及可溶性硅历年(1991—2008)均值以及氮、磷多年(1991—2018)月平均值,其中,有机氮通过总氮和无机氮计算得出,有机磷通过总磷和无机磷计算得出。采用线性回归方法对各年代氮、磷平均浓度与赤潮平均次数之间的关系进行分析,各年代氮、磷平均浓度在年均值的基础上进行计算。

2 结果与讨论

2.1 大鹏湾海域近40年赤潮发生概况

2.1.1 各年代赤潮频次及季节分布

自20世纪80年代至2018年,深圳大鹏湾海域各年代赤潮次数及季节分布见图1。与中国沿海赤潮高发年份为2000—2009年^[25]不同,

大鹏湾赤潮发生次数最多的年代为1990—1999年,最多的年份在1991年(16次)。大鹏湾各个年代赤潮发生次数最多的季节均为春季,但春季赤潮在各年代占比不同,20世纪90年代春季赤潮占总赤潮次数的61.7%,比例最高;2000—2009年,春季赤潮占比大大降低,为38.5%,而夏季赤潮占比增加,从8.5%升高至26.9%;2010—2018年,春季赤潮占比又升高至40%以上,秋季赤潮占比也显著升高,与夏季相同,均为23.8%,冬季赤潮占比则降至最低,为9.5%。

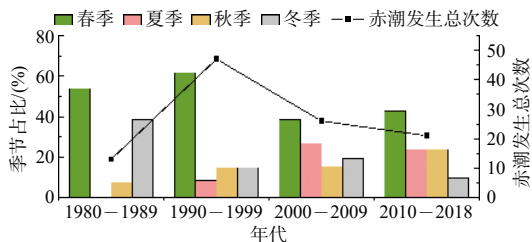


图1 各年代赤潮发生次数及季节分布

Fig. 1 frequency and seasonal distribution of HABs in each decade

2.1.2 赤潮生物演替

各年代赤潮生物变化见表1。20世纪80年代记录的赤潮次数较少,赤潮生物也只有3种:夜光藻(*Noctiluca scintillans*)、细长翼根管藻(*Rhizosolenia alata*)和裸甲藻(*Gymnodinium* sp.)。

20世纪90年代,赤潮次数爆发性增长,赤潮生物种类也增加至21种,其中夜光藻引发的赤潮约占总次数的45%。其他赤潮生物中,硅藻从种类到引发赤潮的次数均占比较高,共8属12种引发赤潮22次。肇事种属主要为根管藻属(细长翼根管藻 *Rhizosolenia alata*、笔尖根管藻 *R. styliformis*)、拟菱形藻属(尖刺拟菱形藻 *Pseudonitzschia pungens*、柔弱拟菱形藻 *P. delicatissima*)、细柱藻属(丹麦细柱藻 *Loptocylindrus danicus*)、角毛藻属(窄细角毛藻 *Chaetoceros affinis*)、海链藻属(细弱海链藻 *Thalassiosira subtilis*、圆海链藻 *T. rotula*)；甲藻6种,引发赤潮8次,主要为多纹膝沟藻 *Gonyaulax polygramma* 和叉角藻 *Ceratium furca*。

2000—2009年,赤潮发生次数显著降低,较20世纪90年代减少21次,其中引发赤潮次数最多的仍是夜光藻,但其占比大大降低,为23%。

赤潮生物组成差异也较大,与20世纪90年代相同的赤潮生物种类仅有4种,其中硅藻1种(中肋骨条藻 *Skeletonema costatum*)。甲藻(除夜光藻外)引发赤潮达到11次,占赤潮次数的40%。引发赤潮超过两次的赤潮生物有甲藻3种(夜光藻、海洋原甲藻 *Prorocentrum micans*、锥状斯氏藻 *Scrippsiella trochoidea*)、针胞藻1种(赤潮异弯藻 *Heterosigma akashiwo*)、金藻1种(棕囊藻 *Phaeocystis* sp.)和原生动物1种(红色中缢虫 *Mesodinium rubrum*)。除夜光藻外,其他几种在90年代均未引发过赤潮。

2010—2018年,赤潮发生次数略有降低,而赤潮生物种类大大降低,较上一个年代减少一半。引发赤潮最多的仍是夜光藻,且其占比又有增加,为42.9%,接近20世纪90年代水平。其他主要赤潮生物包括4种甲藻(锥状斯氏藻、米氏凯伦藻 *Karenia mikimotoi*、多纹膝沟藻和红色赤潮藻 *Akashiwo sanguinea*)。其中,红色赤潮藻以前在该海域未引发过赤潮。红色赤潮藻在2016年引发了大鹏湾海域近10年面积最大的一次赤潮,达到70 km²,且2010年至2018年,在深圳各个海域均引发过该种赤潮,总次数达到7次,并覆盖冬季、春季和夏季3个季节;锥状斯氏藻、多纹膝沟藻则只在大亚湾和大鹏湾引发过赤潮。

近40年来,深圳大鹏湾海域赤潮生物种类变化较大。20世纪90年代,海域赤潮生物种类最多,且硅藻从种类到引发赤潮的次数均占比较高;2000—2009年,赤潮生物中硅藻只剩一种,甲藻种类大大增加;2010—2018年,硅藻藻华消失,赤潮生物中甲藻占比仍最高。

2.2 大鹏湾盐田海域营养盐变化对赤潮次数的影响

2.2.1 大鹏湾盐田海域营养盐年际变化(1991—2018)与赤潮次数的关系

大鹏湾盐田附近海域营养盐年均值变化如图2和图3所示。从图中可见,1991—2018年,盐田海域无机氮和磷酸盐均呈波动降低的变化过程,无机氮和磷酸盐历年均值分别为0.102 mg/L和0.011 mg/L,其中,20世纪90年代均值为0.115 mg/L和0.018 mg/L,2000—2009年整体均

表 1 大鹏湾海域各年代引发赤潮的生物种类

Tab.1 HAB causative species of each decade in Dapeng bay

年份	赤潮发生次数	赤潮生物种类	赤潮生物名称	引发赤潮次数	季节
1980—1989	13	3	夜光藻 ^[2, 3, 22]	11	春季、秋季、冬季
			细长翼根管藻 ^[2, 22]	1	春季
			裸甲藻 ^[2, 22]	1	春季
			夜光藻 ^[2, 3, 22]	21	春季
			尖刺拟菱形藻 ^[2, 22]	4	夏季、冬季
			细长翼根管藻 ^[2, 22]	4	春季、秋季、冬季
			笔尖根管藻 ^[2, 22]	2	秋季
			柔弱拟菱形藻 ^[2, 22]	2	夏季、秋季
			丹麦细柱藻 ^[2, 3, 22]	2	春季、夏季
			多纹膝沟藻 ^[2, 22]	2	春季
			叉角藻 ^[2, 22]	2	秋季
			窄细角毛藻 ^[2, 4, 22]	2	春季
			拟菱形藻 ^[2, 22]	1	春季
1990—1999	47	21	中肋骨条藻 ^[2, 22]	1	春季
			细弱海链藻 ^[2, 22]	1	夏季
			海洋卡盾藻 ^[2, 22]	1	春季
			米氏凯伦藻 ^[2, 22]	1	春季
			菱形海线藻 ^[2, 22]	1	秋季
			小等刺硅鞭藻 ^[2, 22]	1	春季
			隐秘小环藻 ^[2, 22]	1	春季
			筒裸甲藻 ^[3]	1	春季
			裸甲藻 ^[3]	1	冬季
			圆海链藻 ^[3]	1	春季
			反曲原甲藻 ^[2, 22]	1	春季
			夜光藻 ^[2, 7, 22]	6	春季、冬季
			海洋原甲藻 ^[2]	4	夏季、秋季
			锥状斯氏藻 ^[2, 22]	3	春季、夏季、秋季
			赤潮异弯藻 ^[2, 22]	3	春季、夏季
			棕囊藻 ^[2]	2	冬季、秋季
			红色中缢虫 ^[2, 22]	2	夏季
			中肋骨条藻 ^[2, 22]	1	春季到夏季
			汉氏束毛藻 ^[2]	1	春季
			多纹膝沟藻 ^[2, 22]	1	春季
2000—2009	26	14	细长卡盾藻 ^[2, 22]	1	春季
			克氏藻 ^[2]	1	夏季
			反曲原甲藻 ^[2]	1	春季
			裸甲藻 ^[2]	1	夏季
			螺旋环沟藻 ^[2, 5]	1	春季
			夜光藻 ^[7-8]	9	春季、秋季、冬季
2010—2018	21	7	夜光藻 ^[7-8]	9	春季、秋季、冬季

续表 1

年份	赤潮发生次数	赤潮生物种类	赤潮生物名称	引发赤潮次数	季节
			锥状斯氏藻 ^[7-8]	4	夏季、秋季
			米氏凯伦藻 ^[7-8]	2	秋季
			多纹膝沟藻 ^[7-8]	2	春季
			红色赤潮藻 ^[7-8]	2	春季、夏季、冬季
			球形棕囊藻 ^[7-8]	1	秋季到冬季
			多环旋沟藻 ^[7-8]	1	夏季

值为 0.092 mg/L 和 0.009 mg/L, 2010 年以后均值为 0.101 mg/L 和 0.007 mg/L, 磷酸盐降幅较大, 无机氮近几年又略有升高。可溶性硅变化过程与无机氮相似, 先降低后又略有升高, 3 个年代均值分别为 0.711 mg/L、0.490 mg/L 和 0.601 mg/L。有机氮和有机磷在 20 世纪 90 年代也较高, 自 2002 年降至较低水平后保持稳定, 2016 年开始又略有升高, 3 个年代有机氮的平均值分别为 0.456 mg/L、0.186 mg/L 和 0.250 mg/L, 有机磷的平均值分别为 0.057 mg/L、0.019 mg/L 和 0.023 mg/L。

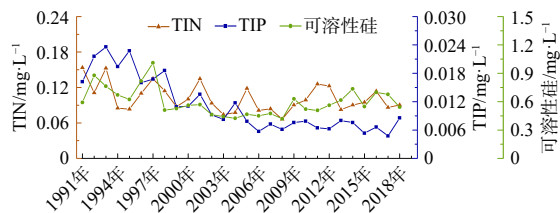


图 2 大鹏湾盐田海域无机氮、磷酸盐及可溶性硅年均值变化

Fig. 2 Annual average of TIN, phosphate and dissolved silicon concentration in Yantian, Dapeng bay

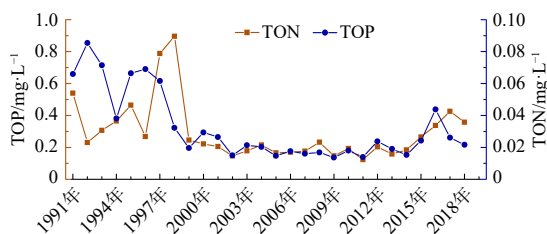


图 3 大鹏湾盐田海域有机氮、有机磷年均值变化

Fig. 3 Annual average of TON, TOP concentration in Yantian, Dapeng bay

对比每个年度区间的氮、磷变化及赤潮年平均次数变化(图 4 和图 5)可以发现, 除 1995—1999 年外, 其他年度赤潮次数的变化与营养盐浓度变化一致, 1991—1994 年, 赤潮频次和无机氮、磷酸盐、有机磷浓度均远超其他年度, 仅有

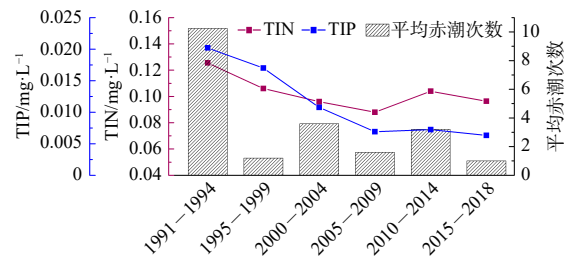


图 4 各年代赤潮年平均次数及无机氮、磷酸盐浓度变化

Fig. 4 Average frequency of HABs and concentration of TIN and phosphate in different periods

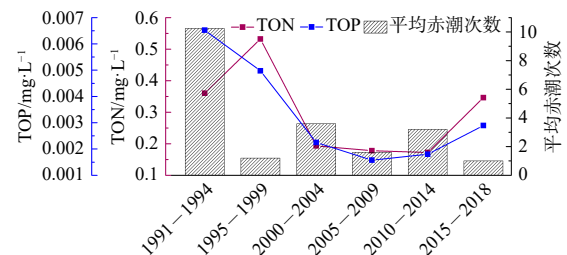


图 5 各年代赤潮年平均次数及有机氮、有机磷浓度变化

Fig. 5 Average frequency of HABs and concentration of TON and TOP in different periods

机氮浓度不是最高、而为次高; 2015—2018 年, 无机氮和磷酸盐均为最低, 赤潮频次也最低, 但是期间有机氮和有机磷浓度略有升高。1995—1999 年, 深圳大鹏湾赤潮记录次数可能低于实际, 90 年代对海域的赤潮监测还未纳入日常监测任务, 由于 90 年代初期在大鹏湾海域的研究项目较多, 故此期间记录的赤潮次数也较多, 1995 年至 1999 年由于研究项目减少, 记录的赤潮次数也大大降低。根据香港水质年报的记载, 1995 年至 1999 年, 大鹏湾香港海域共发生赤潮 28 次, 即平均每年 5 至 6 次, 推测大鹏湾深圳海域赤潮次数应与此相差不大, 如此, 每 5 年赤潮发生次数与营养盐趋势则较为一致。对无机氮、磷酸盐、有机氮、有机磷浓度分别与赤潮平

均次数(其中1995年至1999年假定平均次数为5至6次)进行相关性分析(图6和图7),发现无机氮、磷酸盐、有机磷与赤潮平均次数的 Pearson 相关系数分别为 0.907、0.959 和 0.889,表明营养盐浓度与赤潮次数存在显著正相关性,而有机氮与赤潮平均次数则无显著相关性。

2.2.2 营养盐月变化与赤潮季节分布

按各月份的平均值比较分析,1991—2018年各月份赤潮发生次数也与营养盐变化规律一致(图8和图9),3月份赤潮最多,对应的无机氮浓度最高,磷酸盐浓度也较高,10月份无机氮、磷酸盐浓度均最低,赤潮次数也最少,3月份有机氮和有机磷虽非最高,但处于中等水平,10月份和12月份有机氮、有机磷相对也较低。7月份无机氮、磷酸盐浓度相对较高,但赤潮发生次数与10月相同,应该与7月份降雨较为集中有关,夏季影响赤潮的因素较多,降雨较多、水温偏

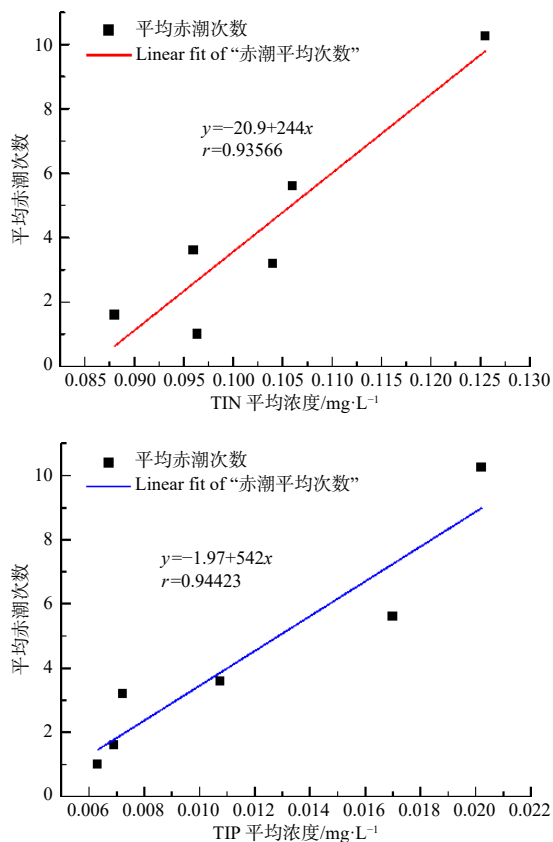


图6 无机氮、磷酸盐平均浓度与平均赤潮次数线性相关分析

Fig. 6 Linear correlations between the average concentration of TIN/phosphate and the average frequency of HABs

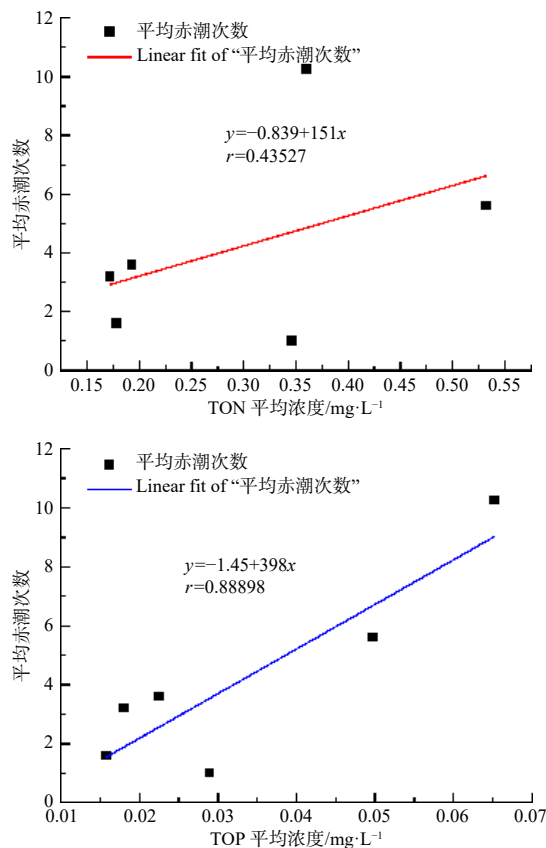


图7 有机氮、有机磷平均浓度与平均赤潮次数线性相关分析

Fig. 7 Linear correlations between the average concentration of TON/TOP and the average frequency of HABs

高、动力环境不稳定均是限制赤潮发生的因素。大鹏湾海域春季赤潮次数较多,影响春季赤潮的主要控制因素为营养盐供应,如2016年大规模的红色赤潮藻赤潮,赤潮发生前氮、磷浓度均大幅升高^[26]。因此,可根据历年2月至4月大鹏湾深圳海域营养盐变化规律及赤潮发生记录,估算春季赤潮发生的营养盐阈值,并据此对春季赤潮发生进行预测。

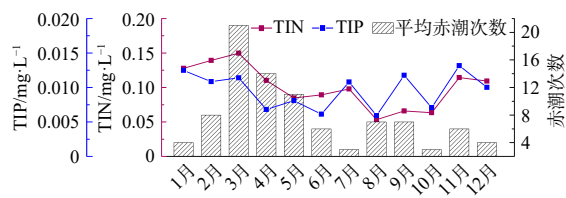


图8 1991—2018年各月赤潮次数及无机氮、磷酸盐多年月平均浓度变化

Fig. 8 Total frequency of HABs and multi-year average of TIN and phosphate concentration of each month in 1991–2018

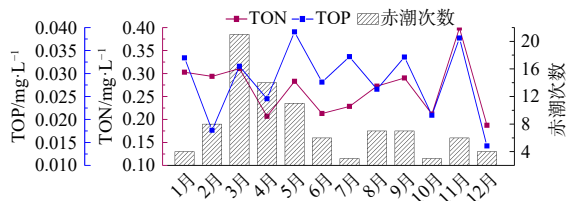


图9 1991—2018年各月赤潮次数及有机氮、有机磷多年月平均浓度变化

Fig. 9 Total frequency of HABs and multi-year average of TON and TOP concentration of each month in 1991—2018

2.3 赤潮生物种类演变原因分析

2.3.1 可溶性硅变化与硅藻藻华

硅藻藻华减少的直接原因可能是海域可溶性硅下降。从海域可溶性硅变化(图2)可以发现,盐田海域可溶性硅相对较高,1998年急剧降低后一直较为稳定,2009年之后略有升高。在营养盐较为充足的海域,由于不存在营养盐限制,生长速度快的小型硅藻占据浮游植物群落优势^[27-29],而硅藻快速生长期需要消耗大量的营养,造成海水中氮、磷、硅等营养元素的暂时性缺乏,特别是氮和硅^[30],即使在营养盐充足的海域,硅藻藻华爆发后也常常演替为甲藻或其他类型的赤潮,如我国长江口的中肋骨条藻藻华后的东海原甲藻、亚历山大藻以及米氏凯伦藻赤潮^[31],这与大鹏湾20世纪90年代的情况较为吻合。自20世纪90年代末,大鹏湾海域可溶性硅降低可能导致了硅藻无法大量快速增殖进而形成藻华。

2.3.2 氮磷比变化与赤潮生物演替

深圳大鹏湾海域氮磷比变化可能是赤潮生物演变的另一个重要原因。大鹏湾历年氮磷比变化如图10所示,由于海域磷含量下降较快,氮磷比整体保持升高趋势,其中,20世纪90年代氮磷比有过降低,部分年份降至低于16,甚至低于10,表明海域曾经处于氮限制状态,2000年后,氮磷比则均高于16,其中一半以上年份氮磷比高于30,表明海域持续处于磷限制状态。大鹏湾深圳海域的磷限制与国内多数近岸海域相似^[18-20,32]。Harrison等在20世纪90年初发现长江和黄河入海口海域限制初级生产力的主要为磷^[32];殷克东等对珠江的氮磷比及其对珠江口和

香港海域赤潮的影响进行的持续研究^[18,33]发现,由于珠江入海携带了大量的氮,但是磷相对偏少,导致海域大部分时间为磷限制。氮磷比升高导致海域赤潮生物向甲藻演变的特征在长江口和厦门海域也有发现^[19-20],其中长江口硅酸盐也同样呈现下降趋势^[19],海域硅浓度下降、氮磷比升高均导致赤潮生物由硅藻向甲藻及其他藻类演变。

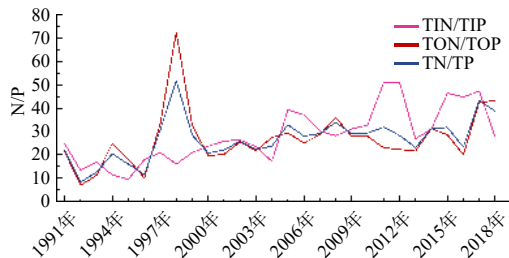


图10 大鹏湾盐田海域氮磷比变化

Fig. 10 N:P ratio changes in Yantian, Dapeng bay

2.3.3 甲藻等种类在氮、磷变化中的适应机制与赤潮生物演变的关系

分析上文可知,营养盐下降、氮磷比升高可能导致赤潮发生次数及赤潮生物的变化,其根本原因在于:在氮、磷营养盐限制的条件下,可通过其他机制进行适应的浮游植物更容易占据优势地位,进而引发赤潮^[19],这一类型的机制主要包括:(1)减少氮、磷消耗;(2)利用其他形式的营养物质,如有机氮、有机磷;或者利用其他来源的营养物质,如采用混合营养的方式或者通过垂直迁移获取底层的营养物质;(3)采用防御措施保障低生长率下也能保持生存,例如化感作用。

硅藻生长较快,由于维持高生长率需要较多的磷以合成核糖体^[21],故而在营养盐较低特别是磷较低的海域,硅藻不容易大规模增殖。相较于硅藻,甲藻和其他种类的赤潮优势种可以利用多种营养物质,进而在低营养盐的条件下维持增殖,甲藻中的许多种类具有混合营养或自养的特征,也使其在低营养盐条件下仍可以大量增殖^[34]。

甲藻碱性磷酸酶活性(APA)较高,使得甲藻可以在低无机磷的情况下利用有机磷^[35]。如2000—2009年的主要赤潮生物海洋原甲藻,在东海海域爆发赤潮时,赤潮区域的APA显著高于非赤潮区域^[35-37];2010—2018年深圳海域主要的

赤潮生物红色赤潮藻是一种混合营养型甲藻,该藻不仅可以通过光合自养进行生长,也可以摄食其他微生物获得所需的营养物质,并且能够在多种氮源下生长^[38-39]。其他赤潮生物中,旋沟藻、米氏凯伦藻以及针胞藻中的赤潮异弯藻也均可以利用有机氮、有机磷和(或)摄食其他微型生物^[40-42]。此外,甲藻具有鞭毛,可以垂直迁移,也使其能够获取底层的营养盐物质。

除了获取营养盐物质方面的优势以外,甲藻、鞭毛藻、针胞藻的很多种类还可以通过释放化感物质来抑制其他生物的生长,这可能是其在营养盐限制条件下的另一个生存策略。研究发现^[43],锥状斯氏藻、海洋原甲藻、赤潮异弯藻均能产生化感物质,抑制中肋骨条藻的生长;微小原甲藻和米氏凯伦藻之间存在化感作用^[44]。在营养盐限制条件下化感作用更加明显^[45-47],比如双胞旋沟藻在氮限制条件下化感抑制效应最强,随着氮浓度的增加,其化感效应逐渐变弱。

从大鹏湾海域氮、磷、硅等营养盐的浓度年际变化,结合赤潮生物在营养盐限制条件下的各种应对机制,可以发现,在大鹏湾海域营养盐降低成为限制因素的条件下,赤潮生物逐渐从硅藻和甲藻为主演化为甲藻为主,针胞藻、金藻等其他藻类为辅。大鹏湾海域硅藻藻华消失与海域可溶性硅及无机氮、磷酸盐降低均有较大关系。

3 结 论

(1) 大鹏湾深圳海域从20世纪80年代初至2018年共发生赤潮107次,20世纪90年代赤潮次数最多,2000年之后大幅降低。盐田附近海域氮、磷营养盐在20世纪90年代最高,2000年之后持续降低,且磷下降幅度更大,海域氮磷比持续升高。赤潮次数变化与无机氮、磷酸盐及有机磷变化呈显著正相关。

(2) 大鹏湾海域赤潮次数月变化与营养盐(尤其是无机氮)月变化较为一致,春季营养盐较高是该季节赤潮发生频率最高的原因之一。

(3) 2000年以后,硅藻种类几乎从大鹏湾海域赤潮生物中消失。无机氮、磷酸盐以及可溶性硅的降低是导致海域赤潮生物演变的主要原因,甲藻具有多种营养策略,并可以通过化感作

用抑制其他生物,故而成为海域占主导地位的赤潮优势种。

参考文献:

- [1] HALLEGRAEFF G M. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase[J]. *Phycologia*, 1993, 32(2): 79-99.
- [2] 赵冬至. 中国典型海域赤潮灾害发生规律[M]. 北京: 海洋出版社, 2010.
- [3] 钱宏林, 梁 松, 齐雨藻. 广东沿海赤潮的特点及成因研究[J]. *生态科学*, 2000, 19(3): 8-16.
- [4] 张冬鹏, 杨二俐, 黄毅华. 近年来深圳海域的赤潮及发展趋势[J]. *中国环境监测*, 2002, 18(5): 24-27.
- [5] 李 丽. 广东沿海典型赤潮高发区海洋环境生态研究[D]. 广州: 暨南大学, 2009: 11-20.
- [6] 桓清柳, 庞仁松, 周秋伶, 等. 深圳近岸海域氮、磷营养盐变化趋势及其与赤潮发生的关系[J]. *海洋环境科学*, 2016, 35(6): 908-914.
- [7] 广东省海洋环境质量公报[R]. 广州: 广东省海洋与渔业局, 2009-2010.
- [8] 广东省海洋环境状况公报[R]. 广州: 广东省海洋与渔业厅, 2011-2018.
- [9] 冷科明, 陈 波, 廖 敏, 等. 深圳海域引发赤潮生物种类的演变及其原因浅析[J]. *海洋环境科学*, 2004, 23(3): 55-57.
- [10] 严少红, 李 涛. 深圳市大鹏湾近岸海域水质状况与评价[J]. *环境科学导刊*, 2019, 38(1): 83-87.
- [11] HEISLER J, GLIBERT P M, BURKHOLDER J M, et al. Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus[J]. *Harmful Algae*, 2008, 8(1): 3-13.
- [12] 张万磊, 张永丰, 张建乐, 等. 北戴河赤潮监控区营养盐变化及富营养化状况分析[J]. *海洋湖沼通报*, 2014, (1): 143-147.
- [13] 齐雨藻, 黄长江. 南海大鹏湾海洋卡盾藻赤潮发生的环境背景[J]. *海洋与湖沼*, 1997, 28(4): 337-342.
- [14] 夏北成, 吴仁海. 大鹏湾赤潮发生与浮游植物群落变动特征分析[J]. *中山大学学报: 自然科学版*, 1996, 35(S1): 264-268.
- [15] 阎 玲, 李锦蓉. 大鹏湾盐田海域环境因子变化与赤潮生物相互关系研究[J]. *海洋通报*, 1993, 12(2): 7-12.
- [16] 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[J]. *海洋通报*, 1993, 12(2): 23-29.
- [17] 黄伟建, 齐雨藻. 大鹏湾海水环境要素与反曲原甲藻增殖的灰关联模型[J]. *海洋环境科学*, 1999, 18(1): 45-49.
- [18] YIN K D, HARRISON P J, BROOM M, et al. Ratio of nitrogen to phosphorus in the Pearl River and effects on the estuarine coastal waters: Nutrient management strategy in Hong Kong[J]. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 2011, 36(9/10/11): 411-419.
- [19] 王江涛, 曹 婧. 长江口海域近50a来营养盐的变化及其对浮游植物群落演替的影响[J]. *海洋环境科学*, 2012, 31(3): 310-315.
- [20] 陈宝红, 陈长平, 陈金民, 等. 厦门海域营养盐含量和比率变

- 化及其对浮游植物群落的影响[J]. 台湾海峡, 2012, 31(2): 246-253.
- [21] GLIBERT P M, BURKHOLDER J M. Harmful algal blooms and eutrophication: “strategies” for nutrient uptake and growth outside the Redfield comfort zone[J]. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 2011, 29(4): 724-738.
- [22] 冷科明. 深圳海域赤潮研究[M]. 北京: 海洋出版社, 2004.
- [23] 栗苏文, 李红艳, 夏建新. 基于Delft 3D模型的大鹏湾水环境容量分析[J]. *环境科学研究*, 2005, 18(5): 91-95.
- [24] 黄小平, 黄良民. 大鹏湾水动力特征及其生态环境效应[J]. *热带海洋学报*, 2003, 22(5): 47-54.
- [25] 张青田. 中国海域赤潮发生趋势的年际变化[J]. *中国环境监测*, 2013, 29(5): 98-102.
- [26] 马方方, 郭翔宇, 徐丽君, 等. 深圳海域红色赤潮藻赤潮在线监测数据变化及其成因分析[J]. *海洋技术学报*, 2018, 37(4): 54-61.
- [27] 李瑞香, 朱明远, 王宗灵, 等. 东海两种赤潮生物种间竞争的围隔实验[J]. *应用生态学报*, 2003, 14(7): 1049-1054.
- [28] 孙翠慈, 王友绍, 孙松, 等. 大亚湾浮游植物群落特征[J]. *生态学报*, 2006, 26(12): 3948-3958.
- [29] 王宗灵, 李瑞香, 朱明远, 等. 半连续培养下东海原甲藻和中肋骨条藻种群生长过程与种间竞争研究[J]. *海洋科学进展*, 2006, 24(4): 495-503.
- [30] RIEGMAN R. Nutrient-related selection mechanisms in marine phytoplankton communities and the impact of eutrophication on the planktonic food web[J]. *Water Science and Technology*, 1995, 32(4): 63-75.
- [31] 于仁成, 张清春, 孔凡洲, 等. 长江口及其邻近海域有害藻华的发生情况、危害效应与演变趋势[J]. *海洋与湖沼*, 2017, 48(6): 1178-1186.
- [32] HARRISON P J, HU M H, YANG Y P, et al. Phosphate limitation in estuarine and coastal waters of China[J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 1990, 140(1/2): 79-87.
- [33] YIN K D, HARRISON P J. Nitrogen over enrichment in subtropical Pearl River estuarine coastal waters: Possible causes and consequences[J]. *Continental Shelf Research*, 2008, 28(12): 1435-1442.
- [34] BURKHOLDER J M, GLIBERT P M, SKELTON H M. Mixotrophy, a major mode of nutrition for harmful algal species in eutrophic waters[J]. *Harmful Algae*, 2008, 8(1): 77-93.
- [35] HUANG B Q, OU L J, WANG X L, et al. Alkaline phosphatase activity of phytoplankton in East China Sea coastal waters with frequent harmful algal bloom occurrences[J]. *Aquatic Microbial Ecology*, 2007, 49(2): 195-206.
- [36] LI J, GLIBERT P M, ZHOU M J, et al. Relationships between nitrogen and phosphorus forms and ratios and the development of dinoflagellate blooms in the East China Sea[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 2009, 383: 11-26.
- [37] 周名江, 颜天, 邹景忠. 长江口邻近海域赤潮发生区基本特征初探[J]. *应用生态学报*, 2003, 14(7): 1031-1038.
- [38] SANDERS R W. Mixotrophic protists in marine and freshwater ecosystems[J]. *Journal of Protozoology*, 1991, 38(1): 76-81.
- [39] LIU Y, CHEN T T, SONG S Q, et al. Effects of nitrogenous nutrition on growth and nitrogen assimilation enzymes of dinoflagellate *Akashiwo sanguinea*[J]. *Harmful Algae*, 2015, 50: 99-106.
- [40] KUDELA R M, RYAN J R, BLAKELY M D, et al. Linking the physiology and ecology of *Cochlodinium* to better understand harmful algal bloom events: A comparative approach[J]. *Harmful Algae*, 2008, 7(3): 278-292.
- [41] 王朝晖, 杨雪, 梁瑜. 赤潮异弯藻对有机氮的利用能力[J]. *海洋环境科学*, 2015, 34(3): 343-346.
- [42] 吕颂辉, 岑竞仪, 王建艳, 等. 我国近海米氏凯伦藻(*Karenia mikimotoi*)藻华发生概况、危害及其生态学机制[J]. *海洋与湖沼*, 2019, 50(3): 487-494.
- [43] 冀晓青. 几株典型赤潮藻化感作用及化感物质研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2010: 61-62.
- [44] JI X Q, HAN X T, ZHEN L, et al. Allelopathic interactions between *Prorocentrum micans* and *Skeletonema costatum* or *Karenia mikimotoi* in laboratory Cultures[J]. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 2011, 29(4): 840-848.
- [45] FLYNN K, FRANCO J M, FERNÁNDEZ P, et al. Changes in toxin content, biomass and pigments of the dinoflagellate *Alexandrium minutum* during nitrogen refeeding and growth into nitrogen or phosphorus stress[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 1994, 111: 99-109.
- [46] GRANÉLI E, JOHANSSON N. Increase in the production of allelopathic substances by *Prymnesium parvum* cells grown under N- or P-deficient conditions[J]. *Harmful Algae*, 2003, 2(2): 135-145.
- [47] YAN J Y, LIU J Y, CAI Y, et al. Allelopathic effects and mechanisms of *Cochlodinium geminatum* isolated from the Pearl River Estuary[J]. *Journal of Applied Phycology*, 2019, 31(5): 2957-2967.