

海南岛近海砗磲(*Tridacninae*)资源时空 变化——以蜈支洲岛为例*

李 萌^{1,2} 李秀保^{1,2} 顾志峰^{1,2} 夏景全^{1,2} 王爱民^{1,2} 刘春胜^{1,2}

(1. 海南大学南海海洋资源利用国家重点实验室 海口 570228; 2. 海南大学海洋学院 海口 570228)

摘要 为了解海南近岸砗磲资源动态变化,于蜈支洲岛周边海域选取 5 个代表性站位,自 2017—2020 年采用断面调查的方法,开展了砗磲资源评估、种群数量变化以及其环境相关性分析等,结果显示:(1)各站位砗磲密度为 $0\text{--}30.00\times 10^{-2}$ ind./m²,且主要分布于 3 m 水深,在该水深区域,站位 3 和站位 11 砗磲密度最高,站位 4 次之,站位 9 和站位 13 最低,统计学分析表明砗磲密度与站位呈显著相关性($P<0.05$)。(2)2017 年,蜈支洲岛海域四种规格砗磲(壳长 <5 cm、 $5\text{--}10$ cm、 $10\text{--}15$ cm 和 ≥ 15 cm)均有分布,2018—2020 年,未发现壳长 ≥ 15 cm 的大规格个体。(3)尽管温度及各水质因子均与砗磲密度相关性不显著($P>0.05$),水体硝酸盐 NO_3^- 浓度与砗磲密度相关系数最高(0.29)。(4)砗磲主要分布于活珊瑚底质(66.67%),其次为礁石(24.24%),砂石底质最低(9.09%)。(5)砗磲外套膜 RGB 颜色参数值与周边底质颜色存在相关性,空间上,站位 3 的砗磲外套膜 RGB 颜色参数值与周边底质颜色相关性高于站位 11;时间上,2020 年砗磲外套膜颜色与周边底质 B 值相关系数 R 高于 2017 年(0.899 vs. 0.712)。研究首次开展了海南岛近岸海域砗磲资源时空动态变化及影响因素研究,其结果可为砗磲资源保护提供数据支持。

关键词 砗磲; 资源变动; 珊瑚礁; 水质; 外套膜颜色

中图分类号 S931.5 **doi:** 10.11693/hyh20210500113

砗磲隶属于软体动物门、双壳纲、帘蛤目、砗磲科(张素萍, 2008)。世界现存有 12 种(Richter *et al.*, 2008; Huelsken *et al.*, 2013; Penny *et al.*, 2014; Su *et al.*, 2014; Borsa *et al.*, 2015),在我国砗磲共计有 8 种,主要分布于台湾和南海各岛礁近海海域(刘小霞等, 2017; Zhang *et al.*, 2020; Liu *et al.*, 2021)。在 20 世纪 60 年代之前,砗磲是我国南海珊瑚礁生态系统的优势种类之一,也是海南当地渔民重要的海产品(丁导生, 1958; 李元超等, 2015)。近年来,由于海洋环境改变、珊瑚礁系统退化及偷捕滥采等原因,包括我国在内的全球砗磲的资源量急剧下降,某些地区的部分种类甚至濒临灭绝(Gomez *et al.*, 2006; Othman *et al.*, 2010; Neo *et al.*, 2012; 李元超等, 2015)。

为系统厘清我国砗磲资源现状,崔丹等(2019)和刘春胜等(2021)分别对海南岛近岸,尤其是三亚近海的砗磲进行了调查,结果表明海南岛周边砗磲资源量不容乐观,三亚珊瑚礁自然保护区砗磲密度仅为 0.94×10^{-2} ind./m² (刘春胜等, 2021),临高和文昌等部分海域砗磲已经绝迹(崔丹等, 2019)。然而,相较于珊瑚、鱼类等其他物种,我国对砗磲资源动态变化缺乏长期持续监测数据。此外,尽管砗磲为珊瑚礁生态系统的重要组成部分,且其在相同单位面积内的初级生产力是硬珊瑚类(*Manicina* sp.)的 50 倍左右,但砗磲在珊瑚礁生态系统的重要性在国内尚未引起足够重视(Neo *et al.*, 2015)。

蜈支洲岛位于三亚海棠湾,早期为荒僻海岛,受

* 海南省重点研发计划项目, ZDYF2019153 号; 国家重点研发计划项目, 2018YFD0900704 号, 2019YFD0901301 号; 海南省院士创新团队项目, HDYSZX-202011 号。李 萌, 硕士研究生, E-mail: rslimeng@163.com

通信作者: 刘春胜, 博士, 副教授, E-mail: lcs5113@163.com; 王爱民, 博士, 教授, E-mail: aimwang@163.com

收稿日期: 2021-05-08, 收修改稿日期: 2021-06-27

人类活动影响相对较少, 2001 年后, 该岛作为旅游区对外开放。项目组自 2017 年, 持续对蜈支洲岛周边珊瑚礁生物及水质指标进行了系统调查, 获得了 2017—2020 年四年相关调查数据。为查明我国海南本岛临近海域砗磲资源时空变动规律及主要影响因素, 本文以三亚蜈支洲岛为代表性海域, 通过对前期调查数据分析, 研究了: (1) 蜈支洲岛周边海域砗磲时空分布规律, 及其与珊瑚覆盖率和水质变化的相关性; (2) 不同调查站位和调查时间下, 砗磲外套膜颜色与周边底质颜色相关性。

1 材料与方法

1.1 站位选择与现场调查

本研究基于李秀保等(2019b)在 2017 年对蜈支洲岛水质环境因子和珊瑚礁群落调查的基础上, 同时

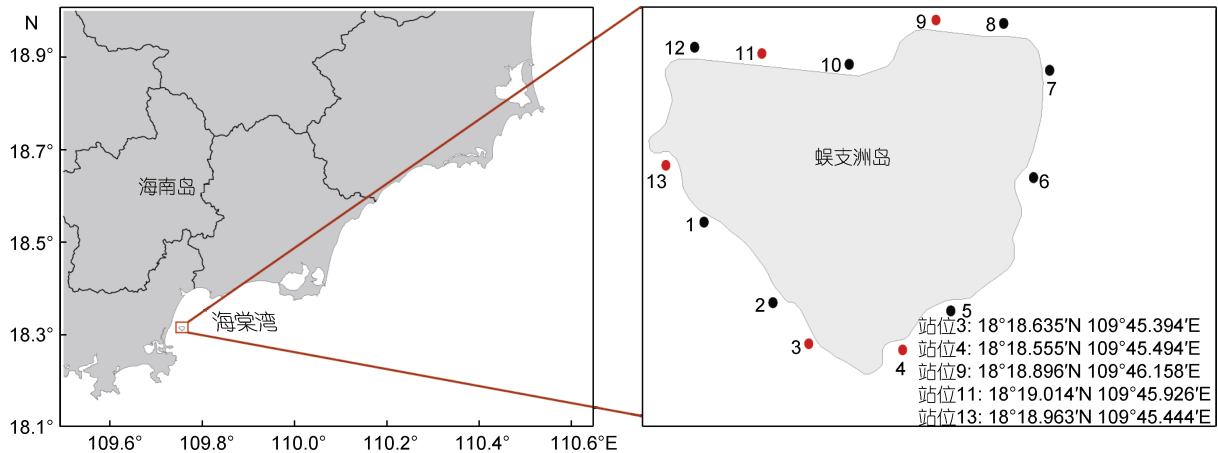


图 1 蜈支洲岛周边海域砗磲调查站位图

Fig.1 Map of giant clam survey sites in Wuzhizhou Island

注: 站位 1—13 参考李秀保等(2019b)系统调查命名

1.2 砗磲生物量及个体大小统计

将影像资料用计算机回放, 对视频和照片资料重新判读, 统计砗磲数量及规格。

1.3 水温及水质参数测定

水环境参数获取参考国际上通用的珊瑚礁调查方法(English *et al.*, 1997)。用 CTD 温盐深仪现场观测海水的温度, 用 GFF 玻璃纤维滤膜过滤水样后冷冻保存, 带回实验室后用营养盐自动分析仪对海水溶解的无机营养盐进行测量(每组至少三个重复)。测定并记录海水温度 T , 溶解无机氮 DIN、亚硝酸盐 NO_2^- 、硝酸盐 NO_3^- 、磷酸盐 PO_4^{3-} 和硅酸盐 SiO_4^{2-} 浓度。

1.4 调查站位底质分析

参考国际通用的截线样条法 (linear point

根据各站位海底地形、海岸线特征及旅游扰动等因素, 最终选取蜈支洲岛北侧站位 9、11 和 13, 三个站位, 以及南侧站位 3 和 4, 两个站位进行长期监测(李秀保等, 2019b) (图 1)。

砗磲资源及水质因子具体调查方法为: 在每个调查站位平潮线下 3 m 和 8 m 处分别设置一条长 100 m、宽 25 cm 的调查断面; 将 100 m 的皮尺分成 4 段长 25 m 的样带, 并使样带断面布设与岸线平行(用钢钎和轧带水下固定、标记, 在样带的头部尾部用 GPS 标记定位)(许慧丽, 2020); 使用水下数码相机进行拍摄, 从样带的一端开始并沿着断面线拍摄直至另一端结束。拍摄中如遇砗磲, 使用水下照相机对其外套膜及周边底质进行拍照, 并且对壳长进行测量。现场调查过程中, 2017 年站位 3 的 8 m 水深、2018 年站位 3 的 3 m 水深和站位 4 的 3 m 水深数据, 因风浪原因未采集。

intercept method)对各站位底质类型进行分析(Nadon *et al.*, 2006)。具体为, 将 25 m 皮尺分成 250 个点, 统计这 250 个点下对应的底质类型(分为珊瑚、礁石和砂石 3 类), 最后再进行不同底质类型覆盖率的统计, 并且对各底质包含的砗磲数进行统计。

1.5 砗磲外套膜及周边底质颜色参数的获取及相关性分析

基于现场调查砗磲影像资料, 选取图像清晰、外套膜舒展个体, 对砗磲外套膜与周边环境的颜色进行采集与分析, 方法参考 Todd 等(2009)和刘春胜等(2021), 并稍作修改, 具体如下:

(1) 图片采集: 于晴天 10:00—14:00 光线充足时间段对砗磲及周边底质进行图片采集。图片采集过程

中使用同一相机(佳能 EOS 6D Mark)。拍照时相机距砗磲 0.5 m 且与底质呈 45°角, 拍照参数为 M (快门速度) 1/15, F (光圈大小) 5.0, ISO (感光度) 200, 放大倍数 1.9 倍。

(2) 图片分析: 从砗磲照片中选取清晰且外套膜舒展的个体进行颜色数据分析。先用 Photoshop 作图软件截取待测砗磲外套膜及周边底质照片, 而后将截取的待分析照片导入 ImageJ 图像处理软件进行颜色分析。砗磲外套膜和周边底质各随机选取 5 个点, 获得其 *R*、*G* 和 *B* 值(分别对应三原色中的红色、绿色、蓝色, 数值范围均为 0—255)。而后将五个点 *R*、*G* 和 *B* 值的平均值作为相应图片的颜色参数。

1.6 数据统计

实验结果用平均值±标准误(Means±S.E.)表示。不同站位和不同年份间砗磲密度、珊瑚覆盖率采用二因素方差分析(ANOVA), 并进行 Turkey 多重比较。利

用 R 语言 corrplot 包对水质环境因子与砗磲密度之间进行相关性分析。砗磲外套膜与周边底质颜色相关性采用一元直线回归及相关性统计方法进行分析。数据分析采用 DPS 统计学软件, 差异显著水平为 $P < 0.05$ 。

2 结果

2.1 不同调查站位和年份下砗磲分布规律及种群结构

如表 1 所示, 蜈支洲岛周边 3 m 水深或者 8 m 水深海域砗磲密度与站位呈显著相关性($P < 0.05$), 与调查年份无显著相关性($P > 0.05$)。此外, 3 m 水深海域, 站位与调查年份对砗磲密度有显著交互作用($P < 0.05$)。各站位间砗磲密度分析表明: 3 m 水深处, 2017 年站位 3 和站位 11 的砗磲密度分别为 30.00×10^{-2} ind./m² 和 25.00×10^{-2} ind./m², 显著高于站位 9 和站位 13 各年的砗磲密度($P < 0.05$)。8 m 水深处 2019 年站位 3 的砗磲密度为 15.00×10^{-2} ind./m² 也显

表 1 各站位不同年份砗磲密度
Tab.1 Density of giant clams in different years and sites

站位	年份	砗磲密度($\times 10^{-2}$ ind./m ²)	
		3 m 水深	8 m 水深
3	2017	30.00±2.89 ^a (6)	ND
	2018	ND	5.00±2.50 ^b (1)
	2019	5.00±2.50 ^c (1)	15.00±4.79 ^a (3)
	2020	5.00±2.50 ^c (1)	0.00±0.00 ^b
4	2017	10.00±2.89 ^{ab} (2)	0.00±0.00 ^b
	2018	ND	5.00±2.50 ^b (1)
	2019	0.00±0.00 ^c	0.00±0.00 ^b
	2020	5.00±2.50 ^c (1)	0.00±0.00 ^b
9	2017	0.00±0.00 ^c	0.00±0.00 ^b
	2018	0.00±0.00 ^c	0.00±0.00 ^b
	2019	0.00±0.00 ^c	0.00±0.00 ^b
	2020	5.00±2.50 ^c (1)	5.00±2.50 ^b (1)
11	2017	25.00±2.50 ^a (5)	0.00±0.00 ^b
	2018	5.00±2.50 ^c (1)	0.00±0.00 ^b
	2019	15.00±2.50 ^{ab} (3)	0.00±0.00 ^b
	2020	25.00±2.50 ^a (5)	0.00±0.00 ^b
13	2017	0.00±0.00 ^c	5.00±2.50 ^b (1)
	2018	0.00±0.00 ^c	0.00±0.00 ^b
	2019	0.00±0.00 ^c	0.00±0.00 ^b
	2020	0.00±0.00 ^c	0.00±0.00 ^b
ANOVA: <i>P</i> -values	站位	0.006 4	0.024 1
	年份	0.243 4	0.122 4
	站位*年份	0.001 6	0.958 0

注: 平均值 ± 标准误; ND 指无调查数据; 括号中数字指发现砗磲数量; 不同小写字母表示同列具有显著差异($P < 0.05$)

著高于其他年份其他站位的砗磲密度($P < 0.05$); 同一站点不同年份砗磲密度分析表明: 3 m 水深处, 站点 3 和 4 的砗磲密度随时间显著降低($P < 0.05$)。站点 11 在 2018 年调查的砗磲密度显著低于其他各调查年份($P < 0.05$)。站点 9 和 13 各调查年份几乎未发现砗磲。

本研究根据砗磲的生长发育规律, 将其分为四种规格(壳长 < 5 cm、5—10 cm、10—15 cm 和 > 15 cm),

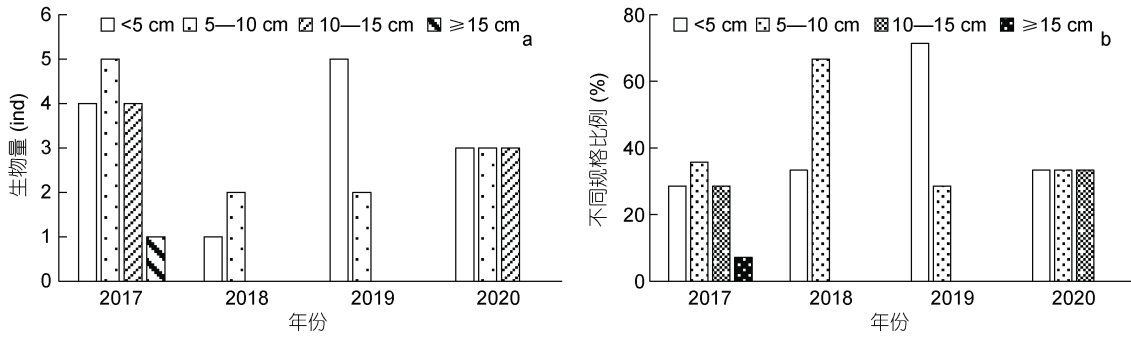


图 2 蜈支洲岛不同时间各发育阶段砗磲数量(a)及大小比例(b)

Fig.2 The number (a) and the percentage of different-sized individuals (b) of giant clams in Wuzhizhou Island in different years

2.2 水温和水质环境因子与砗磲密度的相关性

由图 3 可知, 温度及各水质因子均与砗磲密度相关性不显著($P > 0.05$), 但 NO_3^- 浓度与砗磲密度相关系数最高, 为 0.29。温度、 SiO_4^{2-} 和 NO_2^- 浓度相关系数为 0.11—0.12, PO_4^{3-} 浓度与砗磲密度之间相关系数为 -0.13。各环境因子间, 温度与 DIN 浓度、 NH_4^+ 浓度、 PO_4^{3-} 浓度、 SiO_4^{2-} 浓度之间, DIN 浓度与 PO_4^{3-} 浓度、 SiO_4^{2-} 浓度之间, NH_4^+ 浓度与 PO_4^{3-} 浓度、 SiO_4^{2-} 浓度之间都存在显著的相关性($P < 0.05$)。

2.3 砗磲密度与珊瑚覆盖率的相关性

如图 4 所示, 珊瑚、礁石和砂石底质中均有砗磲分布。进一步比较发现, 珊瑚礁区砗磲分布最多, 为 66.67%, 其次为礁石区, 砂石区极少。如表 2 所示, 对蜈支洲岛 5 个调查站点珊瑚礁覆盖率分析发现: 在 3 m 水深, 珊瑚覆盖率与调查站点显著相关($P < 0.05$), 而与调查年份无关, 且不同站点与调查年份间存在显著的交互作用($P < 0.05$); 在 8 m 水深, 珊瑚覆盖率与调查站点、调查年份, 以及调查站点与调查年份交互作用间存在显著相关性($P < 0.05$)。其中 2017 年站点 3 的 3 m 水深珊瑚覆盖率最高, 为 66.50%, 显著高于站点 9、11 和 13 中 4 个调查年份的 3 m 水深的珊瑚覆盖率($P < 0.05$)。各调查站点 8 m 水深不同年份珊瑚覆盖率波动性较大, 如站点 3 为 4.93%—46.00%、站点 4 为 13.87%—67.74%、站点 9 为 1.24%—13.63%、

对所拍摄测量的砗磲进行不同发育阶段的统计和分析(图 2)。2017 年蜈支洲岛海域砗磲种群结构合理, 4 种规格砗磲均有发现, 其中壳长 < 5 cm、5—10 cm 和 10—15 cm 个体分别占总数量的 28.57%、35.71% 和 28.57%, 高于大规格个体(7.14%); 2018 和 2019 年仅发现壳长 < 5 cm 和 5—10 cm 个体; 2020 年仅发现壳长 < 5 cm、5—10 cm 和 10—15 cm 三种规格个体。

站点 11 为 0.60%—50.83%、站点 13 为 0.76%—17.23%。

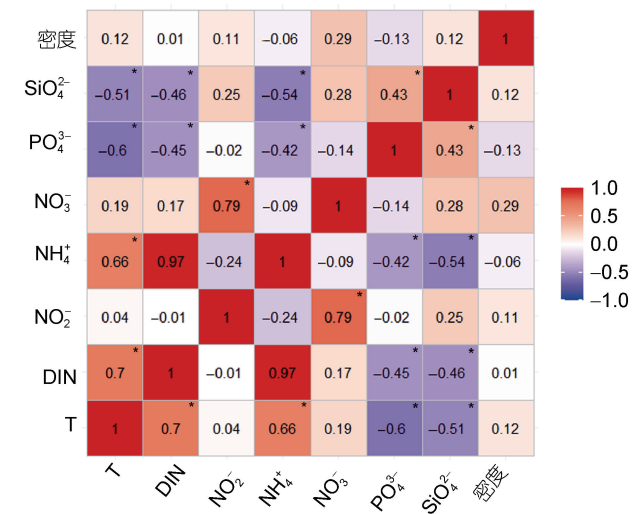


图 3 水温、各水质环境因子及砗磲密度之间的相关性矩阵热图

Fig.3 Heat map of correlation matrix among water temperature, various water factors and giant clam density
注: 红色表示正相关, 蓝色表示负相关, 而颜色的渐变则表示相关性的大小, 颜色越深相关性越高, 颜色越浅证明相关性越低, 数值为两个交叉因子之间的相关系数 R, 图中*表示 $P < 0.05$

2.4 砗磲外套膜颜色与周边底质颜色相关性

对于不同调查站点(选择站点 3 和 11, 共 2 个砗磲密度较高站点)和年份(2017 与 2020 年)中, 砗磲外套膜颜色与周边底质颜色相关性分析见图 5 和表 3。

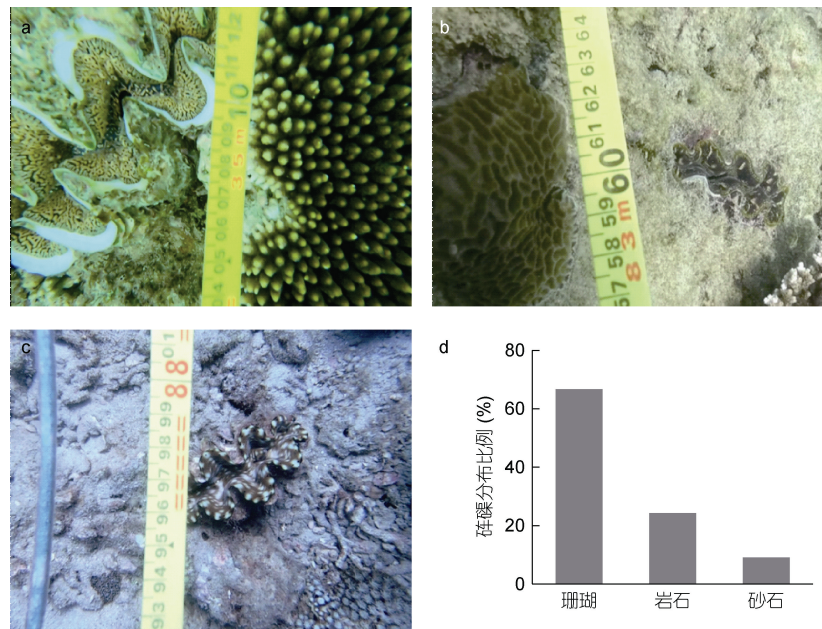


图 4 不同底质砗磲及分布比例

Fig.4 Giant clams and their distribution on different substrates
注: a、b 和 c 分别为珊瑚、礁石和砂石底质; d 为砗磲在不同底质中分布比例

表 2 各站位不同年份珊瑚覆盖率(%)
Tab.2 Coral coverage (%) in different years and sites

站位	年份	珊瑚覆盖率(%)	
		3 m 水深	8 m 水深
3	2017	66.50±7.28 ^a	ND
	2018	ND	4.93±2.92 ^{def}
	2019	35.30±2.34 ^{abcd}	35.23±5.05 ^{abc}
	2020	40.81±2.50 ^{abc}	46.00±2.00 ^{ab}
4	2017	58.22±1.51 ^{abc}	13.87±4.06 ^{cdef}
	2018	ND	30.92±1.16 ^{bcd}
	2019	60.93±6.93 ^{ab}	52.22±0.76 ^{ab}
	2020	61.26±1.56 ^{ab}	67.74±1.64 ^a
9	2017	1.43±0.28 ^e	1.24±1.85 ^f
	2018	1.16±0.95 ^e	2.83±1.65 ^f
	2019	20.35±3.45 ^{bcd}	6.09±1.24 ^{def}
	2020	23.34±0.76 ^{bcd}	13.63±2.85 ^{cdef}
11	2017	7.23±1.32 ^{de}	8.43±2.65 ^{def}
	2018	36.44±8.73 ^{abcd}	0.60±0.30 ^f
	2019	16.28±1.44 ^{cd}	16.45±4.69 ^{cdef}
	2020	18.49±4.47 ^{cd}	50.83±5.51 ^{ab}
13	2017	24.34±5.73 ^{bcd}	0.76±0.83 ^f
	2018	11.88±3.24 ^{de}	7.93±2.16 ^{def}
	2019	20.74±4.24 ^{bcd}	15.43±6.20 ^{cdef}
	2020	46.34±6.54 ^{abc}	17.23±3.36 ^{cdef}
ANOVA: <i>P</i> -values	站位	0.001 6	0.006 9
	年份	0.700 5	0.001 3
	站位*年份	0.009 6	0.003 3

注: 不同小写字母表示同列具有显著差异($P < 0.05$)

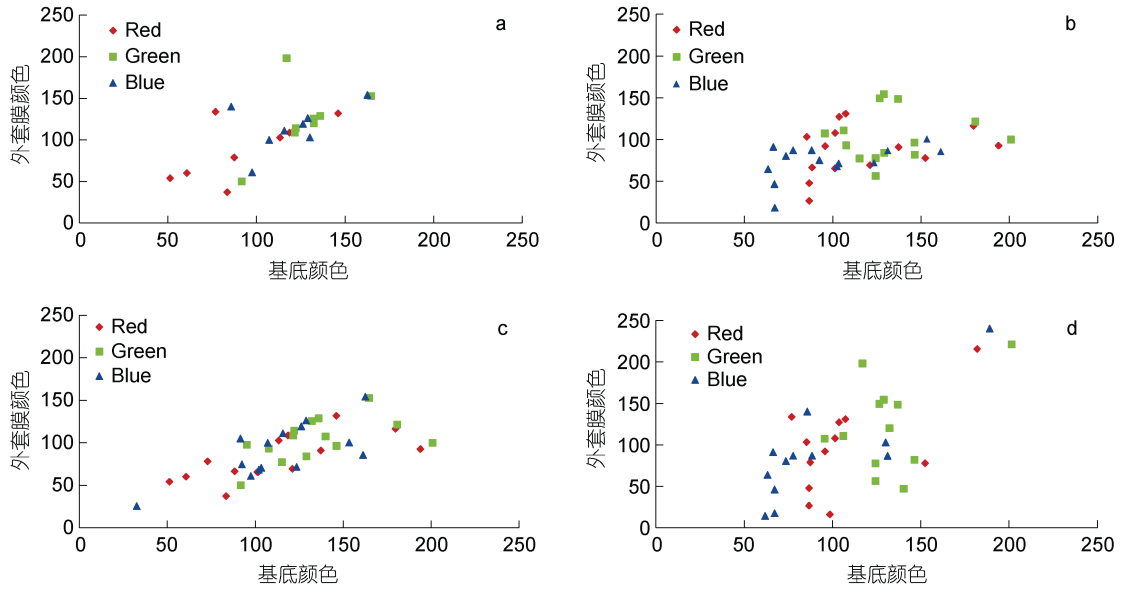


图 5 蜈支洲岛砗磲外套膜与周边底质 RGB 颜色参数相关性

Fig.5 The relationship between the mean red, blue and green (RGB) values of giant clam mantles and their surrounding substrates
注: a. 4 年调查站位 3 砗磲; b. 4 年调查站位 11 砗磲; c. 2017 年所有站位砗磲; d. 2020 年所有站位砗磲

表 3 不同站位及时间下砗磲外套膜与周边底质颜色回归分析

Tab.3 Regression analysis of giant clam mantles and their surrounding substrates in different sites and years

颜色参数	站位	年份	F 值	P 值	回归方程
R	3		18.49	0.008	$R_{g3} = -2.47530 + 0.8942 \times R_{s3}$ ($R=0.863$)
	11		1.09	0.316	$R_{g11} = 58.28545 + 0.2435 \times R_{s11}$ ($R=0.085$)
G	3		60.31	0.001	$G_{g3} = -65.39703 + 1.3964 \times G_{s3}$ ($R=0.953$)
	11		0.10	0.757	$G_{g11} = 91.42008 + 0.0957 \times G_{s11}$ ($R=0.273$)
B	3		22.49	0.005	$B_{g3} = -42.19602 + 1.2325 \times B_{s3}$ ($R=0.884$)
	11		3.67	0.080	$B_{g11} = 43.26025 + 0.3099 \times B_{s11}$ ($R=0.413$)
R		2017	10.38	0.008	$R_{g17} = 31.92048 + 0.4445 \times R_{s17}$ ($R=0.697$)
		2020	5.40	0.059	$R_{g20} = -42.61545 + 1.3816 \times R_{s20}$ ($R=0.688$)
G		2017	3.81	0.077	$G_{g17} = 47.55444 + 0.4200 \times G_{s17}$ ($R=0.507$)
		2020	1.49	0.268	$G_{g20} = -16.01669 + 1.0738 \times G_{s20}$ ($R=0.266$)
B		2017	11.30	0.006	$B_{g17} = 12.58708 + 0.6872 \times B_{s17}$ ($R=0.712$)
		2020	25.41	0.002	$B_{g20} = -48.05001 + 1.5754 \times B_{s20}$ ($R=0.899$)

注: R、G 和 B 分别指颜色参数 R、G 和 B 值; g、s 分别代表砗磲外套膜和周边底质; 数字 3、11 分别表示站位 3 和站位 11; 数字 17、20 分别表示 2017 年和 2020 年

从空间上看: 站位 3 外套膜颜色参数 R、G 和 B 值均与周边底质颜色呈显著相关性, 相关系数分别为 0.863、0.953 和 0.884 ($P < 0.05$), 而站位 11 外套膜各颜色参数值与周边底质颜色无显著相关性 ($P < 0.05$); 从时间上看: 2017 年调查砗磲外套膜颜色 R 和 B 值与周边底质颜色呈显著相关性 ($P < 0.05$), 而参数 G 无显著相关性。2020 年调查砗磲外套膜颜色参数中仅 B 值与周边底质颜色呈显著相关性 ($P < 0.05$)。进一步比较发现 2020 年砗磲外套膜与底质颜色参数 B 相关系

数为 0.899, 高于 2017 年 (0.712)。

3 讨论

3.1 蜈支洲岛砗磲种群时空变化及驱动因素分析

调查结果显示, 2017—2020 年间, 蜈支洲 5 个站位砗磲密度为 $0-30.00 \times 10^{-2}$ ind./m², 低于日本冲绳岛 (5.03 ind./m²) (Neo *et al*, 2019) 和澳大利亚的美人鱼礁 (1.58×10^2 ind./m²) (Rees *et al*, 2003), 高于埃及亚喀巴湾 (4.70×10^{-3} ind./m²) 和新加坡南部群岛

(7.92×10^{-4} ind./m²) (Guest *et al.*, 2008)。对不同年份蜈支洲岛海域砗磲种群结构分析发现, 2017 年 4 种规格砗磲均有分布, 且小规格个体多于大规格; 至 2020 年却未发现大规格个体, 种群数量亦有所下降, 因此, 蜈支洲岛周边砗磲资源的保护迫在眉睫。此外, 基于崔丹等(2019)和刘春胜等(2021)前期对海南岛沿海砗磲资源调查结果, 表明整个海南岛沿海砗磲资源保护工作亟待加强。

对蜈支洲岛不同站位间砗磲密度分析发现, 站位 3、4 和 11 砗磲密度较高, 而站位 9 和 13 几乎未发现砗磲。大量研究表明, 包括砗磲在内的珊瑚礁生物种群数量与捕捞和旅游等人类活动程度呈显著的负相关(施祺等, 2010; 李秀保等, 2019b; 刘春胜等, 2021)。蜈支洲岛为著名海上旅游区, 年接待游客超 200 万人次, 码头及海上项目多分布于北侧(周扬等, 2018)。其中站位 9 为夏季潜水区, 站位 13 为海上运动区, 因此在这两个站位 4 年几乎未发现砗磲; 与之相比, 岛南侧站位 3 和 4 海域尚未开发, 砗磲密度相对较高。砗磲为珊瑚礁生物, 其分布与珊瑚覆盖率密切相关(刘春胜等, 2021), 本次调查亦表明砗磲主要分布于珊瑚礁区(为 66.67%)。对比各站位珊瑚覆盖率发现, 站位 3、4 和 11 珊瑚覆盖率较高, 且近两年呈现稳定的增加趋势; 而站位 9 在 2017 和 2018 两年珊瑚覆盖率仅为 1.16%和 1.43%, 尽管 2019 和 2020 年该站位珊瑚覆盖率已达 20%以上, 但受原种群数量影响, 砗磲种群恢复尚需时日。此外, 为提高珊瑚覆盖率, 作者所在团队长期在站位 3 和 11 开展人工种植和保护相关工作, 这些管理措施也从一定程度上恢复了砗磲栖息环境, 提高了其种群数量(许慧丽, 2020)。

砗磲密度除直接受人类活动影响外, 亦受温度波动及水质因子变化等影响。如 Dubousquet 等(2016)和 Zhou 等(2019)分别对长砗磲(*T. maxima*)和番红砗磲(*T. crocea*)进行高温刺激(32 °C)后, 砗磲呈现显著的应激反应; Grice 等(1999)报道, 添加适当的铵肥能够利于长砗磲生长。本实验对水温及其他调查水质因子统计学分析发现, 各水质参数与调查年份呈显著相关性($P < 0.05$), 这可能与气候、洋流波动, 以及岛上的不定时排污有关(李秀保等, 2019a)。在比较分析各水质因子与砗磲密度相关性结果中, 未发现环境因子与砗磲密度的显著相关性, 这可能与实验调查次数及样本量少, 重复性不足有关。但在所测定的水质参数中, 砗磲密度与硝酸盐 NO₃⁻ 浓度相关性最高(0.29), 这一结果与 Grice 等(1999)报道适当铵肥浓度

有利于砗磲存活的结果相一致。

3.2 时空变化对砗磲外套膜颜色与周边底质颜色相关性的影响

颜色多态性是砗磲逃避敌害生物捕食的一种方式(刘春胜等, 2021)。Todd 等(2009)和 Ozog(2009)分别对帕劳番红砗磲和法属波利尼西亚长砗磲外套膜颜色分析, 得出其与底质环境颜色呈现显著相关性的结论。本研究对站位 3 和站位 11 共 2 个站位砗磲外套膜与周边环境颜色分析发现, 站位 3 砗磲外套膜的颜色 RGB 参数值与周边底质颜色均呈显著相关性($P < 0.05$), 但站位 11 外套膜与周边底质却无显著相关性($P > 0.05$), 这可能与蜈支洲岛北侧人为干扰程度较高, 底质环境变化较快有关。对 2017 年和 2020 年砗磲外套膜颜色分析发现, 2020 年砗磲外套膜与周边底质 B 颜色参数值相关性极显著($P < 0.01$), 相关系数为 0.899, 高于 2017 年。这可能是因为随着非法捕捞行为的加剧, 外套膜与周边底质颜色差异较大砗磲更易被发现和采捕, 进而导致两者相似性增高, 该结果与刘春胜等(2021)报道一致。

4 结论

蜈支洲岛周边海域砗磲密度为 $0—30.00 \times 10^{-2}$ ind./m², 岛南砗磲密度要优于岛北, 3 m 水深海区砗磲密度高于 8 m 水深海区; 在部分站位砗磲密度随调查年份显著下降; 蜈支洲岛海域砗磲外套膜与周边底质颜色呈一定的相关性, 且受人类活动影响。因此, 今后应重视砗磲野生资源及生境保护, 同时通过人工育苗和增殖放流等措施来迅速补充砗磲资源。

参 考 文 献

- 丁导生, 1958. 西沙群岛贝类资源丰富. 中国水产, (7): 19—20
- 刘小霞, 李 乐, 郑 兴等, 2017. 光照对不同规格番红砗磲(*Tridacna crocea*)氧、氨氮及活性磷酸盐代谢的影响. 渔业科学进展, 38(5): 92—99
- 刘春胜, 吴川良, 李秀保等, 2021. 三亚近海诺亚砗磲分布特征及底质对其外套膜颜色的影响. 水生生物学报, 45(3): 645—651
- 许慧丽, 2020. 三亚蜈支洲岛造礁石珊瑚对环境变化的响应. 海口: 海南大学硕士学位论文, 27—28
- 李元起, 韩有定, 陈石泉等, 2015. 砗磲采挖对珊瑚礁生态系统的破坏——以西沙北礁为例. 应用海洋学学报, 34(04): 518—524
- 李秀保, 王爱民, 刘 胜等, 2019a. 海南岛珊瑚礁的保护与修复. 见: 第三届全国现代海洋(淡水)牧场学术研讨会论文集. 海口: 中国水产学会海洋牧场研究会
- 李秀保, 李元起, 许 强等, 2019b. 珊瑚礁生态系统调查的内容及方法. 见: 李秀保, 李元起, 许 强. 三亚蜈支洲岛

- 珊瑚礁的现状、生态修复及保护对策. 北京: 科学出版社, 9—14
- 张素萍, 2008. 中国海洋贝类图鉴. 北京: 海洋出版社, 317—328
- 周扬, 高亚龙, 黄学彬, 2018. 基于整合营销传播的旅游营销策略研究——以三亚蜈支洲岛风景区为例. 科教导刊, (33): 33—35
- 施祺, 赵美霞, 黄玲英等, 2010. 三亚鹿回头岸礁区人类活动及其对珊瑚礁的影响. 热带地理, 30(5): 486—490, 509
- 崔丹, 王辉, 刘君等, 2019. 海南岛沿岸海域碎礁资源调查及保护前景展望. 海洋通报, 38(5): 527—532
- Borsa P, Fauvelot C, Tiavouane J *et al*, 2015. Distribution of Noah's giant clam, *Tridacna noae*. Marine Biodiversity, 45(2): 339—344
- Dubousquet V, Gros E, Berteaux-Lecellier V *et al*, 2016. Changes in fatty acid composition in the giant clam *Tridacna maxima* in response to thermal stress. Biology Open, 5(10): 1400—1407
- English S, Wilkinson C, Baker V, 1997. Survey manual for tropical marine resources. Ferguson, Australia: Australian Institute of Marine Science
- Gomez E D, Míngoa-Licuanan S S, 2006. Achievements and lessons learned in restocking giant clams in the Philippines. Fisheries Research, 80(1): 46—52
- Grice A M, Bell J D, 1999. Application of ammonium to enhance the growth of giant clams (*Tridacna maxima*) in the land-based nursery: effects of size class, stocking density and nutrient concentration. Aquaculture, 170(1): 17—28
- Guest J R, Todd P A, Goh E *et al*, 2008. Can giant clam (*Tridacna squamosa*) populations be restored on Singapore's heavily impacted coral reefs. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 18(5): 570—579
- Huelsken T, Keyse J, Liggins L *et al*, 2013. A novel widespread cryptic species and phylogeographic patterns within several giant clam species (Cardiidae: *Tridacna*) from the Indo-Pacific Ocean. PLoS One, 8(11): e80858
- Liu C S, Yang X Y, Sun Y *et al*, 2021. Effects of the daily light/dark cycle on photosynthetic performance, oxidative stress and illumination-related genes in boring giant clam *Tridacna crocea*. Marine Biology, 168(5): 71
- Nadon M O, Stirling G, 2006. Field and simulation analyses of visual methods for sampling coral cover. Coral Reefs, 25(2): 177—185
- Neo M L, Eckman W, Vicentuan K *et al*, 2015. The ecological significance of giant clams in coral reef ecosystems. Biological Conservation, 181: 111—123
- Neo M L, Lim K K, Yang S Y *et al*, 2019. Status of giant clam resources around Okinawa-Jima Island, Ryukyu Archipelago, Japan. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 29(6): 1002—1011
- Neo M L, Todd P A, 2012. Giant clams (Mollusca: Bivalvia: Tridacninae) in Singapore: history, research and conservation. Raffles Bulletin of Zoology, (S25): 67—78
- Othman A S B, Goh G H S, Todd P A, 2010. The distribution and status of giant clams (family Tridacnidae) - a short review. Raffles Bulletin of Zoology, 58(1): 103—111
- Ozog S T, 2009. Balancing anti-predation and energetic needs: color polymorphism in the giant clam *Tridacna maxima*. Oakland: University of California
- Penny S S, Willan R C, 2014. Description of a new species of giant clam (Bivalvia: Tridacnidae) from Ningaloo Reef, Western Australia. Molluscan Research, 34(3): 201—211
- Rees M, Colquhoun J, Smith L L *et al*, 2003. Surveys of *Trochus*, *Holothuria*, giant clams and the coral communities at Ashmore Reef, Cartier Reef and Mermaid Reef, northwestern Australia. Townsville: Australian Institute of Marine Science, 64
- Richter C, Roa-Quiaoit H, Jantzen C *et al*, 2008. Collapse of a new living species of giant clam in the Red Sea. Current Biology, 18(17): 1349—1354
- Su Y, Hung J H, Kubo H *et al*, 2014. *Tridacna noae* (Röding, 1798)-a valid giant clam species separated from *T. maxima* (Röding, 1798) by morphological and genetic data. Raffles Bulletin of Zoology, 62: 124—135
- Todd P A, Lee J H, Chou L M, 2009. Polymorphism and crypsis in the boring giant clam (*Tridacna crocea*): potential strategies against visual predators. Hydrobiologia, 635(1): 37—43
- Zhang Y H, Zhou Z H, Qin Y P *et al*, 2020. Phenotypic traits of two boring giant clam (*Tridacna crocea*) populations and their reciprocal hybrids in the South China Sea. Aquaculture, 519: 734890
- Zhou Z, Liu Z Q, Wang L G *et al*, 2019. Oxidative stress, apoptosis activation and symbiosis disruption in giant clam *Tridacna crocea* under high temperature. Fish & Shellfish Immunology, 84: 451—457

TEMPORAL AND SPATIAL VARIATION OF GIANT CLAMS (TRIDACNINAE) RESOURCES IN COASTAL WATERS OF HAINAN: A CASE STUDY OF WUZHIZHOU ISLAND

LI Meng^{1,2}, LI Xiu-Bao^{1,2}, GU Zhi-Feng^{1,2}, XIA Jing-Quan^{1,2}, WANG Ai-Min^{1,2}, LIU Chun-Sheng^{1,2}

(1. *State Key Laboratory of Marine Resource Utilization in South China Sea, Hainan University, Haikou 570228, China;*

2. *The Ocean College, Hainan University, Haikou 570228, China*)

Abstract To study the dynamic changes of giant clam in coastal waters of Hainan, a 4-year survey from 2017 to 2020 in five stations was conducted in the Wuzhizhou Island on the resource assessment, population changes, and its environmental correlation analysis of giant clams around the island using field cross-sectional survey method. The results show that the density of giant clams surrounding Wuzhizhou Island was $0\text{--}30.00\times 10^{-2}$ ind./m², and mainly distributed at 3 m water depth. Significant differences were observed among sites ($P<0.05$). Four sizes of giant clams (shell length <5 cm, 5—10 cm, 10—15 cm and ≥ 15 cm) were found in 2017, but the ≥ 15 cm ones were missing in 2018, 2019 and 2020 surveys. The correlation coefficient between concentration of nitrate NO₃⁻ in seawater and giant clam density was the highest (0.29), no significant differences were observed between giant clam density with temperature and water quality factors. The favorite substrate of giant clams was the bottom of living corals (66.67%), followed by rock (24.24%), and sand (9.09%). There was a significant correlation in RGB color parameter value between giant clam mantle and surrounding substrate, in which the correlation coefficients of RGB values in station 3 were higher than those in station 11 in space, and the correlation coefficient of B value in 2020 was higher than that in 2017 (0.899 vs. 0.712). The temporal and spatial variation of giant clam resources in the area and its impact factors were studied for the first time, which will contribute to the conservation of giant clam.

Key words giant clams; resource changes; coral reefs; water factors; color of mantle