

VARIAÇÃO TEMPORAL DA BIOTA DE COSTÕES ROCHOSOS DA BAÍA DE GUANABARA NUM CONTEXTO DE LONGA DURAÇÃO

Simoes, B. G. S. ^{a*}, Puga, C. A. ^a & Junqueira, A. O. R. ^a

^aUniversidade Federal do Rio de Janeiro, Centro de Ciências da Saúde, Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Marinha, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
*beagssimoes@gmail.com (Corresponding author).

Cite as: Simoes, B. G. S., Puga, C. A., Junqueira, A. O. R. (2024). TEMPORAL Temporal variation of rocky shore biota of Guanabara Bay in a long-term context Atlantic. Braz. J. Aquatic. Sci. Technol. 28(2):01-07. ISSN 1983-9057. DOI: 10.14210/bjast.v28n2.20662

Received: 21/10/2024. **Revised:** 09/12/2024. **Accepted:** 21/02/2025. **Published:** 14/03/2025.

Document type: Artigo.

Funding: The authors received no specific funding for this work.

Competing interest: The authors declare no competing interest.

Copyright: This document is under the Creative Commons Attribution Licence (CC BY 3.0 DEED).

ABSTRACT

Rocky shores are transitional ecosystems between land and marine environments, where organisms frequently face stressful conditions such as desiccation and wave exposure. This study is part of the Long-term Ecological Research Program in Guanabara Bay (PELD - Guanabara) and aims to show the influence of environmental factors on the benthic community, as biotic responses require time to reach detectable levels. Monitoring happened during all seasons from 2013 to 2023, but environmental data were available only until 2021. Sampling was non-destructive, using photographic methods, and abundance (percent cover) estimation was performed with CPCe software. Statistical analyses included ANOVA, Pearson correlation, and Generalized Linear Models. The main objective is to relate the abundance of mid intertidal species—*Chthamalus bisinuatus*, *Tetraclita stalactifera*, *Mytilaster solisianus*, *Crassostrea rhizophorae*, *Ulva lactuca*, and the invasive species *Isognomon bicolor* and *Saccostrea cucullata*—to environmental factors on two rocky shores in Guanabara Bay, Rio de Janeiro (Praia Vermelha, and Boa Viagem). We assessed the temporal scale that best explains these variations. The results indicate that both annual fluctuations and seasonal changes have significant impact on species abundance (percent cover), with temperature and precipitation being the environmental factors that most influenced the species. This research enhances our understanding of rocky shore ecosystem dynamics and offers insights into the potential impacts of climate change on these communities.

Keywords: Estuary. Benthos. Monitoring.

1 Introdução

Os costões rochosos constituem um ecossistema de transição entre o ambiente marinho e o terrestre. Na região entre marés, os organismos são influenciados por variáveis abióticas tanto marinhas quanto terrestres, tais como regime de marés, temperatura da água e do ar, período de exposição ao ar, frequência de tempestades, inclinação do costão, sombreamento, grau de exposição às ondas, entre outras (Thompson et al., 2002; Coutinho & Zalmon, 2009). A associação entre esses fatores ambientais com as interações bióticas faz com que exista um padrão vertical de distribuição dos organismos marinhos, em que geralmente o limite superior é controlado por variações abióticas mais extremas, como altas temperaturas, e o limite inferior por fatores bióticos, como a competição e a predação (Connell, 1972).

A Baía de Guanabara vem sofrendo inúmeros impactos através dos anos, principalmente com o despejo de esgoto, que influencia diretamente na qualidade da água, e com o intenso tráfego de embarcações e plataformas de petróleo (Fistarol & Tenenbaum, 2018). Assim, estudos de monitoramento contínuos e de longo prazo em diferentes costões rochosos ao longo da região são de grande importância para avaliar a dimensão desses impactos (Junqueira et al., 2018).

A comunidade bentônica sésil do costão é uma ótima indicadora das condições biológicas de uma região, uma vez que os organismos bentônicos não são capazes de migrar da localidade em resposta a algum fenômeno, fazendo com que sejam extremamente suscetíveis a estresses nesses ambientes.

A intensificação das variáveis ambientais, como temperatura e precipitação em decorrência das mudanças climáticas, pode levar a alterações na distribuição e abundância dos organismos ao longo do seu gradiente de distribuição (Thompson et al., 2002). A estrutura da comunidade do costão rochoso pode apresentar padrões sazonais previsíveis, com mudanças na ocupação das faixas do costão pelas espécies, fazendo com que os organismos aumentem ou diminuam

a sua ocupação nas faixas do costão (Coutinho et al. 2016). Entretanto, as mudanças climáticas geram imprevisibilidade nas respostas às condições extremas, como o aumento da precipitação, frequência de ressacas e aumento da temperatura.

O presente estudo se insere no Programa Ecológico de Longa Duração (PELD - Guanabara), que tem como objetivo compreender este ecossistema e suas respostas às mudanças ambientais de origem natural ou antrópica. A compreensão das respostas bióticas às variações ambientais necessita de escalas temporais longas, uma vez que a detecção das respostas dos organismos a alguns processos ecológicos necessita de um tempo maior para atingir níveis detectáveis (Hampton & Schindler, 2006).

Dentre os organismos presentes nos costões rochosos de diversos pontos da Baía de Guanabara destacam-se os crustáceos cirripédios *Chthamalus bisinuatus* (Pilsbry 1916) e *Tetraclita stalactifera* (Lamarck, 1818), os moluscos bivalves *Mytilaster solisianus* (d'Orbigny, 1842) e *Isognomon bicolor* (C. B. Adams 1845), as ostras *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) e *Saccostrea cucullata* (Born, 1778) e a alga verde *Ulva lactuca* (Linnaeus, 1753). Esses organismos foram escolhidos para este estudo por serem as espécies mais conspicuas das comunidades (Junqueira et al., 2018).

Além dos impactos citados acima, a Baía de Guanabara sofre com invasões biológicas, devido ao intenso tráfego de embarcações e de plataformas de petróleo. Uma espécie exótica invasora é aquela que transpõe barreiras biogeográficas por ação humana, intencional ou não intencional, expandindo a sua distribuição para uma região geográfica diferente da que foi originalmente introduzida. Nesse novo ambiente, essa espécie é capaz de sobreviver e se reproduzir (Blackburn et al., 2011). Nos costões estudados existem duas espécies invasoras, o bivalve *Isognomon bicolor* e a ostra *Saccostrea cucullata*.

Crassostrea rhizophorae é uma ostra nativa do Atlântico Oeste e se distribui do Caribe ao Uruguai (Rios, 1994), *Saccostrea cucullata* é

uma ostra nativa do Indo-Pacífico (Lam & Morton, 2006). Em 2017 foi identificada como a primeira espécie do gênero *Saccostrea* (Dollfus & Dautzenberg, 1920) na costa brasileira e, desde então, vem se expandindo, sendo encontrada na costa sudeste e sul do país (Amaral et al., 2020). A diferenciação das espécies de *Saccostrea* não é bem definida pela taxonomia, devido à plasticidade da morfologia das conchas (Lam & Morton 2006). Porém, análises moleculares confirmaram a identificação da espécie (Augusto, 2022).

Isognomon bicolor é um bivalve nativo do Caribe que foi registrado na costa brasileira em 1994 (Domaneschi & Martins, 2002), e se espalhou amplamente, sendo esse processo bem documentado com registros de bancos conspicuos e extensos com densidades de 20.000-80.000 indivíduos por m² (Fernandes et al., 2004; Breves-Ramos et al., 2010; Zamprogno et al., 2010). Em 2006, *I. bicolor* sofreu mortalidade em massa (causada provavelmente por um patógeno) em muitos locais ao longo da costa. Atualmente, sua densidade é baixa, de forma semelhante à de sua faixa nativa no Caribe, onde está associado a substratos heterogêneos como fendas e bancos de algas (Almanza et al., 2004; López et al., 2014).

O presente estudo tem como objetivo principal verificar o efeito de algumas variáveis ambientais sobre a porcentagem de cobertura das espécies das comunidades dos costões rochosos da Praia Vermelha e da Praia de Boa Viagem. Além disso, o estudo compara a variação temporal da abundância das espécies da faixa média dos costões rochosos em duas escalas temporais, sazonal e anual, partindo da hipótese de que as espécies responderiam mais anualmente do que sazonalmente, devido à falta de estações bem demarcadas no Rio de Janeiro.

2 Material e métodos

2.1 Área de estudo

A Baía de Guanabara, localizada na cidade do Rio de Janeiro, coordenadas 22°50'00"S, 43°10'00"W é a segunda maior baía do litoral brasileiro, com uma área de cerca de 380 km², chegando a 4.080 km², incluindo a sua bacia de drenagem. O seu entorno é formado por 15 municípios com alto nível de urbanização. As atividades antrópicas causam grandes impactos na baía, como o despejo de esgoto, dos rejeitos das indústrias que se localizam em suas margens e do constante tráfego de embarcações (Soares-Gomes et al., 2016). O atual trabalho foi realizado em dois pontos da Baía de Guanabara, na Praia Vermelha, coordenadas 22°57'00"S, 43°09'00"W e na Praia de Boa Viagem, coordenadas 22°91'06"S, 43°13'06"W (Figura 1).

A Praia Vermelha fica localizada na cidade do Rio de Janeiro na entrada da Baía de Guanabara onde sofre influência direta tanto de águas oceânicas e mais salinas quanto de águas eutrofizadas e estuarinas da baía (Rodrigues-Barreto et al., 2017). O costão estudado possui topografia entre 45° e 60° (Figura 2A) e está localizado no lado direito da praia.

A Praia de Boa Viagem localiza-se em Niterói, dentro da enseada de Icaraí, na parte leste da Baía de Guanabara. O costão rochoso estudado (Figura 2B) possui uma inclinação mais vertical em comparação com o da Praia Vermelha.

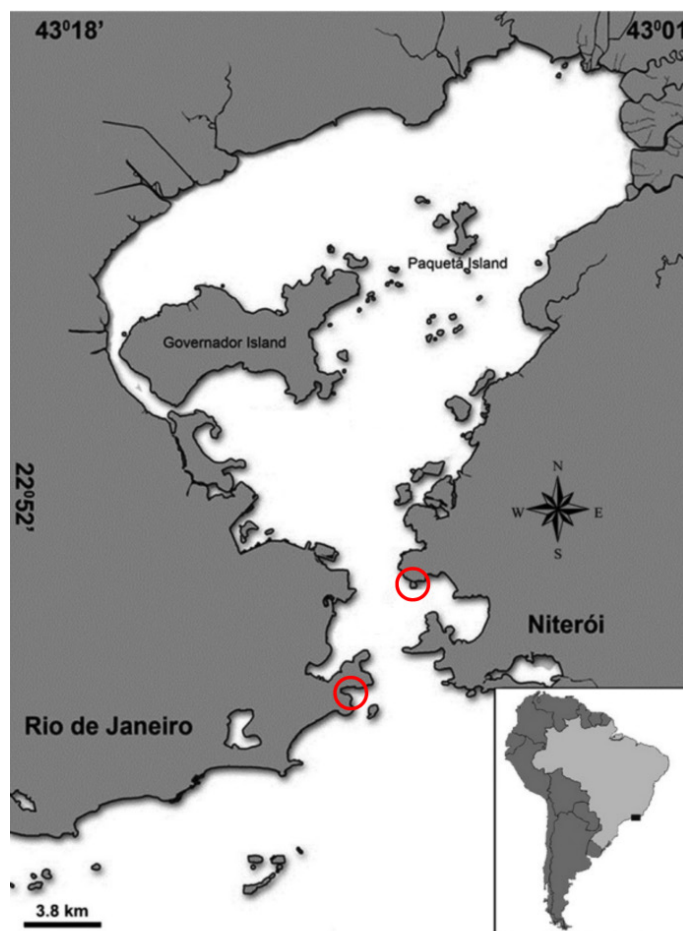


Figura 1. Mapa da Baía de Guanabara com os pontos estudados em destaque; 1- Praia Vermelha, Rio de Janeiro; 2- Praia de Boa Viagem, Niterói. Modificada de Moraes & Lavrado (2017).



Figura 2. Região entremarés dos costões monitorados no PELD Guanabara, sendo A – Praia Vermelha, Rio de Janeiro, RJ e B – Praia de Boa Viagem, Niterói, RJ.

2.2 Amostragem

A amostragem das comunidades dos costões rochosos é realizada sazonalmente, ao final de cada estação do ano, desde o inverno de 2012 e durante todo o monitoramento do PELD-Guanabara. Para a Praia Vermelha foram utilizados dados entre os anos de 2013 e 2019, e para a Boa Viagem entre os anos de 2013 e 2023. As ausências de dados foram devido às dificuldades em razão das condições do mar, e às restrições associadas à pandemia de covid-19.

Foram realizadas amostragens fotográficas não destrutivas, utilizando uma câmera digital acoplada a um quadrado de PVC, disposto perpendicularmente ao costão a uma distância fixa de 60 cm do substrato. As amostras foram obtidas ao longo de um transecto horizontal de 10 metros nas faixas médias e superiores dos costões, onde foram selecionados cinco quadrados aleatórios de 30 x 30 cm (900 cm²). Em laboratório, as porcentagens de cobertura das espécies foram estimadas através do programa CPcE (Coral Point Count with Excel extensions; Kohler & Gill, 2006) usando 50 pontos aleatórios.

As variáveis abióticas foram avaliadas anualmente e sazonalmente de 2013 a 2021, com exceção da temperatura da água, cujos dados estão disponíveis apenas até 2019 e foram obtidas de diferentes bancos de dados. Os dados pluviométricos e de temperatura do ar foram obtidos da estação meteorológica São Cristóvão no site <https://www.sistema-alerta-rio.com.br/>. A partir desses dados foram calculados: a pluviosidade total, frequência de dias sem chuva, frequência de dias com chuva acima de 25 mm, temperaturas médias e identificadas as temperaturas máximas e mínimas. Do banco de dados do Instituto Estadual do Meio Ambiente (INEA) foi obtida a temperatura da água de cada uma das localidades e, a partir desses dados, foram identificadas as temperaturas máxima e mínima. Finalmente, a quantidade de avisos de ressaca foi obtida do Centro de Hidrografia da Marinha (CHM). Para as análises, todas as variáveis foram defasadas em dois meses anteriores à data da coleta, devido à demora em detectar os efeitos na dinâmica populacional (Puga et al., 2019).

2.3 Análise de dados

Para identificar qual escala temporal melhor explica a variação na porcentagem de cobertura das espécies, foi realizada uma análise de variância hierárquica (ANOVA), com o fator estação aninhado ao fator ano, utilizando o programa *Statística* (Statsoft, INC., 2011, versão 8.0).

Para analisar como as variáveis ambientais selecionadas afetam a abundância das espécies, foi realizada uma Correlação de Pearson utilizando o programa *Statística* (Statsoft, INC., 2011, versão 8.0). Essa análise avalia a relação linear entre cada fator ambiental e a porcentagem de cobertura de cada espécie, identificando se há correlação positiva, negativa ou ausência de correlação entre esses parâmetros.

Posteriormente, foi aplicado o Modelo Linear Generalizado (GLM) para avaliar o efeito das variáveis em conjunto sobre a porcentagem de cobertura das espécies estudadas. Esse modelo foi escolhido pela capacidade de incluir muitas variáveis simultaneamente, possibilitando uma análise mais robusta ao considerar a contribuição de mais de um fator em um contexto ambiental multivariado (Kunze et al., 2021). A partir do GLM, é possível identificar as variáveis ambientais mais relevantes na explicação das variações na porcentagem de cobertura das espécies. As análises foram feitas no ambiente estatístico *Rstudio* (Rstudio Team, versão 2024.4.1.748), utilizando o pacote *fitdistrplus* (Delignette-Muller & Dutang, 2015) para avaliar a distribuição dos dados e o pacote *betareg* (Cibrari-neto & Zeileis, 2010) para ajustar os modelos de regressão. Para *C. bisinuatus* e *M. solisianus*, a análise foi realizada considerando uma distribuição normal dos dados e para *I. bicolor*, *T. stalacifera* e *U. lactuca* considerando a distribuição beta.

3 Resultados

3.1 Fatores abióticos

Foi possível observar a temperatura do ar mais alta durante o verão, com médias maiores que 27°C nos anos de 2013 até 2019 e temperaturas mais amenas no inverno, com média de 23°C. Na primavera, a temperatura média fica em torno de 25°C, porém para

os anos de 2020 e 2021, as médias foram de 28,1°C. No outono, a variação é maior, com anos mais quentes como 2013 e 2019, com médias de 26,6°C e 26,1°C, respectivamente, e anos com temperaturas mais amenas como 2016 e 2021, com médias de 22,2°C. O verão é a estação que registra a maior quantidade de chuvas intensas (acima de 25 mm), tendo um dia de chuva intensa todo ano, porém anos com quatro dias ou mais, como 2013, 2016, 2018, 2019 e 2020. Durante o inverno, os dias de chuva intensa foram registrados apenas em 2018, 2020 e 2021, com um total de um, três e dois dias, respectivamente. No outono, foram registrados apenas um dia de chuva intensa em 2016, quatro dias em 2019 e dois dias em 2020 enquanto que, na primavera, 2014 foi o único ano sem registro de chuvas intensas. A pluviosidade total também é maior durante os meses de verão e primavera, com valores maiores que 300 mm nos mesmos anos em que foram registrados os maiores dias de chuvas intensas para o verão e com valores maiores que 100 mm para todos os anos da primavera, com exceção de 2014 que foi um ano mais seco. Em geral, o inverno é mais seco com valores menores que 100 mm em todos os anos, exceto 2020 e 2021. No inverno, também pode ser observada a maior quantidade de avisos de ressaca emitidos pela Marinha do Brasil (mais de dez avisos de ressaca em todos os anos analisados). Em relação aos anos, é possível observar que 2020 foi o ano mais chuvoso (1006,4 mm), principalmente durante o verão (460,2 mm), enquanto que 2014 se destaca como o ano mais seco (295,4 mm), registrando 183 dias sem chuva durante o ano e apenas 63,4 mm durante o verão (Tabela 1).

Tabela 1. Variação sazonal e anual dos fatores abióticos entre 2013 e 2021. Dados pluviométricos e de temperatura do ar obtidos da estação meteorológica São Cristóvão no site (<https://www.sistema-alerta-rio.com.br/>). Frequência de avisos de ressaca do Centro de Hidrografia da Marinha

Parâmetro	EST	Anos								
		2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Temperatura média do ar (°C)	VER	27,8	29,4	28,6	28,3	29,0	27,7	28,8	26,9	23,6
	OUT	26,6	25,7	24,5	22,2	23,9	23,8	26,1	23,8	22,2
	INV	22,3	22,4	23,7	23,1	21,9	22,5	22,9	25,2	23,5
	PRI	24,7	24,3	25,9	25,6	25,5	25,1	25,2	28,1	28,1
Temperatura mínima do ar (°C)	VER	20,8	21,5	22,3	20,9	23,5	20,7	21,2	20,5	18,3
	OUT	17,4	17,4	18,6	14,3	18,3	16,8	20,2	15,4	14,7
	INV	14,1	15,5	17,0	15,7	16,3	16,2	15,2	17,1	15,5
	PRI	18,0	17,4	19,0	18,1	18,7	18,1	18,0	20,8	20,2
Temperatura máxima do ar (°C)	VER	40,7	39,3	39,2	39,5	38,6	39,1	39,7	39,0	35,4
	OUT	34,7	38,4	34,7	34,7	35,1	34,0	38,1	36,8	36,4
	INV	34,6	35,0	33,9	38,6	34,8	33,6	34,3	37,4	37,8
	PRI	41,3	39,7	40,7	36,8	37,8	37,5	41,2	39,0	39,2
Avisos de ressaca	VER	2,0	4,0	3,0	1,0	4,0	3,0	1,0	4,0	1,0
	OUT	8,0	11,0	16,0	12,0	12,0	11,0	11,0	11,0	11,0
	INV	12,0	17,0	23,0	25,0	16,0	16,0	19,0	11,0	-
	PRI	5,0	7,0	9,0	11,0	3,0	16,0	8,0	7,0	-
Pluviosidade total (mm)	VER	360,6	63,4	177,0	387,8	139,6	346,4	392,2	460,2	133,4
	OUT	86,6	131,0	84,6	94,6	99,6	49,4	286,0	118,8	42,2
	INV	45,2	73,4	16,6	30,4	43,6	79,6	34,0	283,2	191,6
	PRI	207,4	27,6	236,0	185,0	131,2	223,8	105,6	164,2	146,0
Dias sem chuva	VER	30,0	49,0	37,0	31,0	39,0	35,0	33,0	25,0	42,0
	OUT	46,0	43,0	42,0	46,0	43,0	47,0	43,0	51,0	50,0
	INV	47,0	47,0	52,0	52,0	49,0	49,0	51,0	29,0	32,0
	PRI	40,0	44,0	33,0	38,0	38,0	33,0	45,0	39,0	41,0
Dias com chuva >25mm	VER	6,0	1,0	3,0	5,0	1,0	4,0	5,0	5,0	1,0
	OUT	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	4,0	2,0	0,0
	INV	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	3,0	2,0
	PRI	3,0	0,0	4,0	2,0	1,0	4,0	2,0	2,0	2,0

Na Praia Vermelha, a maior temperatura média da água foi de 24,9°C e na Praia de Boa Viagem foi de 26,5°C, ambas no verão de 2017 (Tabela 2). A maior temperatura máxima da água registrada foi de 30°C em 2017 na Praia Vermelha e de 31°C também em 2017, na Praia de Boa Viagem. A temperatura mínima para a Praia Vermelha foi de 15°C na primavera de 2013 e da Boa Viagem foi de 16°C no verão e outono de 2019. Em geral, a Praia de Boa Viagem, que se encontra mais abrigada na Baía de Guanabara, apresentou valores de temperatura mínima mais altos do que a Praia Vermelha, que se encontra na entrada da baía.

Tabela 2. Variação sazonal e anual da temperatura da água (°C) na Praia Vermelha e na Praia de Boa Viagem, entre 2013 e 2019. Dados do monitoramento do Inea nas respectivas praias.

Parâmetro	ANOS	Estações - Praia Vermelha				Estações - Boa Viagem				
		VER	OUT	INV	PRI	VER	OUT	INV	PRI	
Temperatura média da água (°C)	2013	22,9	22,9	21,0	20,0	24,9	22,8	21,5	22,0	
	2014	20,3	22,6	20,6	19,6	23,1	22,6	20,9	20,8	
	2015	23,2	21,1	19,6	21,8	26,0	23,2	21,0	22,6	
	2016	22,6	21,0	21,5	-	24,6	21,8	20,5	22,7	
	2017	24,9	22,8	19,7	19,3	26,5	21,6	19,3	19,9	
	2018	22,7	22,0	21,3	22,4	24,2	22,9	21,4	22,3	
	2019	24,4	24,5	21,7	-	21,8	19,4	21,9	22,3	
	Temperatura mínima da água (°C)	2013	18,0	20,0	20,0	15,0	23,0	22,0	20,0	19,0
		2014	15,0	20,0	18,0	18,0	20,0	21,0	19,0	19,0
2015		17,0	18,0	16,0	18,0	19,0	20,0	18,0	19,0	
2016		18,0	18,0	18,0	-	22,0	19,0	18,0	19,0	
2017		19,0	18,0	17,0	17,0	20,0	19,0	18,0	18,0	
2018		17,0	20,0	18,0	19,0	19,0	21,0	22,0	20,0	
2019		19,0	20,0	17,0	-	16,0	16,0	19,0	20,0	
Temperatura máxima da água (°C)		2013	27,0	25,0	23,0	25,0	26,0	25,0	23,0	24,0
		2014	28,0	27,0	25,0	21,0	25,0	24,0	22,0	22,0
	2015	27,0	24,0	22,0	25,0	29,0	25,0	23,0	24,0	
	2016	27,0	24,0	28,0	-	27,0	26,0	23,0	26,0	
	2017	30,0	26,0	23,0	22,0	31,0	27,0	20,0	23,0	
	2018	26,0	26,0	23,0	25,0	27,0	26,0	22,0	25,0	
	2019	27,0	28,0	24,0	-	26,0	24,0	24,0	26,0	

3.1 Variação temporal da abundância de espécies

Na Praia Vermelha, ambos os fatores foram significativos para explicar a variação na abundância de todas as espécies avaliadas (Tabela 3).

Tabela 3. ANOVA Hierárquica com os fatores interanual (anos) e intra-anual (estações) para a porcentagem de cobertura das espécies na Praia Vermelha. *p<0,05, **p<0,01, ***p<0,001.

Fator	Escala Temporal	gl	F
Mytilaster solisianus	Estações	19	7,27***
	Anos	7	250,19***
Chthamalus bisinuatus	Estações	19	3,75***
	Anos	7	642,52***
Isognomon bicolor	Estações	19	2,02**
	Anos	7	7,71***
Tetraclita stalacifera	Estações	19	4,62***
	Anos	7	77,80***
Ulva lactuca	Estações	19	19,35***
	Anos	7	76,69***

Na Praia de Boa Viagem, todas as espécies apresentaram uma relação significativa com o fator ano, enquanto *Chthamalus bisinuatus* apresentou variação significativa para ambos os fatores (Tabela 4).

Tabela 4. ANOVA Hierárquica com os fatores interanual (anos) e intra-anual (estações) para a abundância das espécies analisadas na Praia de Boa Viagem. *p<0,05, **p<0,01, ***p<0,001.

Fator	Escala Temporal	gl	F
Mytilaster solisianus	Estações	32	1,34
	Anos	11	3,21***
Chthamalus bisinuatus	Estações	32	2,05***
	Anos	11	192,01***
Isognomon bicolor	Estações	32	1,22
	Anos	11	15,34***
Tetraclita stalacifera	Estações	32	0,98
	Anos	11	34,31***
Ulva lactuca	Estações	32	11,99
	Anos	11	38,22***
Crassostrea rhizophorae	Estações	32	1,08
	Anos	11	141,77***
Saccostrea cucullata	Estações	32	0,76
	Anos	11	224,59***

Dentre as variáveis ambientais analisadas, a temperatura máxima do ar apresentou uma correlação significativa negativa ($r = -0,38$; $p < 0,05$) com a porcentagem de cobertura de *Isognomon bicolor* na Praia de Boa Viagem (Figura 3). Os outros fatores ambientais analisados não apresentaram correlação significativa com as variações na porcentagem de cobertura das espécies em nenhuma das localidades analisadas.

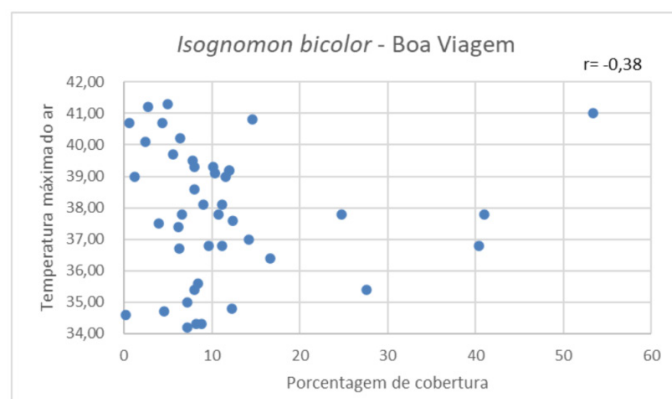


Figura 3. Correlação entre a temperatura máxima do ar e a abundância de *Isognomon bicolor* ($r = -0,38$; $p < 0,05$) na Praia de Boa Viagem.

Na análise realizada através do GLM (Tabela 5) foram utilizadas todas as variáveis ambientais para verificar a associação com a porcentagem de cobertura das espécies. Na Praia Vermelha, duas espécies apresentaram resultados com significância estatística: *Isognomon bicolor* e *Ulva lactuca*. O *Isognomon bicolor* apresentou um coeficiente de $-0,332$ ($p < 0,01$) para a temperatura média do ar e um coeficiente de $0,578$ ($p < 0,001$) para a temperatura mínima, indicando que a porcentagem de cobertura da espécie diminui em temperaturas médias muito altas, mas que, concomitantemente,

aumenta com temperaturas mínimas mais altas. O coeficiente para temperatura média da água foi de -0,479 ($p < 0,001$) que também demonstra que a espécie pode diminuir a sua abundância em momentos de águas mais quentes. Quanto à pluviosidade, a chuva intensa apresentou um coeficiente de -0,296 ($p < 0,05$) indicando que a espécie pode sofrer uma redução diante de uma chuva intensa e a pluviosidade total um coeficiente de 0,007 ($p < 0,05$) indicando uma relação positiva com a chuva, porém com um impacto menor. A alga *Ulva lactuca* apresentou um coeficiente de -0,178 ($p < 0,05$) para os dias sem chuva, demonstrando que a espécie pode sofrer uma diminuição na sua abundância em momentos de seca (Tabela 5).

Tabela 5. Estimativa de efeito do Modelo Linear Generalizado (GLM) para a relação entre as variáveis ambientais e a porcentagem de cobertura de *Isognomon bicolor* e *Ulva lactuca* na Praia Vermelha. * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.

	<i>I. bicolor</i>	<i>U. lactuca</i>
	Estimativa de efeito	Estimativa de efeito
Temperatura média do ar (°C)	-0,332 **	-
Temperatura mínima do ar (°C)	0,578 ***	-
Temperatura média da água (°C)	-0,479 ***	-
Chuva > 25mm	-0,296 *	-
Pluviosidade total (mm)	0,007 *	-
Dias sem chuva	-	-0,178*
Avisos de ressaca	-	-

Na Praia de Boa Viagem, *Crassostrea rhizophorae* apresentou uma relação significativa com a ressaca de 1,146 ($p < 0,05$), indicando que a porcentagem de cobertura da ostra pode ser favorecida durante eventos de ressaca (Tabela 6). *Ulva lactuca* apresentou uma relação significativa negativa com a temperatura mínima do ar, ressaca e temperatura mínima da água (Tabela 6). O coeficiente de temperatura mínima do ar é -0,741 ($p < 0,001$) e da água é de -0,492 ($p < 0,001$), sugerindo que em situações de temperaturas mínimas muito baixas, tanto da água quanto do ar, ocorre uma diminuição na abundância de *Ulva lactuca* na faixa média do costão rochoso. O coeficiente da ressaca é de -0,339 ($p < 0,001$).

Tabela 6. Estimativa de efeito do Modelo Linear Generalizado (GLM) para a relação entre as variáveis ambientais e a porcentagem de cobertura de *Ulva lactuca* e *Crassostrea rhizophorae* na Praia de Boa Viagem. * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.

	<i>U. lactuca</i>	<i>C. rhizophorae</i>
	Estimativa de efeito	Estimativa de efeito
Temperatura mínima do ar (°C)	-0,741 ***	-
Avisos de ressaca	-0,339 ***	1,146*
Temperatura mínima da água (°C)	-0,492 ***	-

4 Discussão

Um dos objetivos da análise da variação temporal da abundância das espécies em um estudo de longa duração é identificar se a escala de variação predominante é sazonal ou anual. Na Praia Vermelha, tanto a sazonalidade quanto a variação anual foram significativas para todas as espécies, enquanto na Praia de Boa Viagem todas as espécies apresentaram variações significativas para o fator ano, com apenas as espécies *C. bisinuatus* e *Ulva lactuca* apresentando também as variações sazonais como significativas. De acordo com Franklin (1989), muitos processos ecológicos podem apresentar uma maior variabilidade de um ano para o outro do que em escalas temporais menores. Neste trabalho, foi possível observar que as variações sazonais na abundância das espécies também são importantes, apesar do clima tropical úmido da região, não apresentar estações do ano bem demarcadas (IBGE, 2002). Essas variações intra-aneais (sazonais) podem estar associadas ao regime de marés, exposição ao ar e altura das ondas

(Masi & Zalmon, 2012). Por sua vez, as variações interanuais podem ser influenciadas por fatores climáticos de maior escala, como as mudanças no regime de chuvas causadas pelo El Niño e o aumento da temperatura superficial da água (Grimm, 2003). Esses fatores reforçam a importância de considerar múltiplas escalas temporais ao investigar a dinâmica da biota em costões rochosos.

Ao contrário dos invertebrados, as macroalgas apresentam uma resposta rápida às variações abióticas, sendo consideradas importantes indicadores ecológicos, porém estudos de longa duração são importantes para avaliações da estrutura e composição das assembleias ao longo do tempo (De Paula et al., 2020). *Ulva lactuca* se encontra na faixa inferior do costão, porém, diante de condições hidrodinâmicas extremas, como eventos de ressaca, os quais são intensificados no inverno pela maior incidência de frentes frias e ventos fortes, essas algas podem ser favorecidas e ampliar sua distribuição (Schiel, 2004). Dessa forma, esses eventos extremos e imprevisíveis podem exercer uma influência significativa na variação de *U. lactuca* na faixa média. Na Praia Vermelha, a relação negativa no GLM entre a espécie e dias sem chuva parecem indicar que a ausência de chuva pode reduzir a entrada de nutrientes no sistema assim como também gerar um aumento na salinidade (Han et al., 2023). Na Praia de Boa Viagem, *U. lactuca* apresentou uma relação negativa com a temperatura mínima do ar, da água e para avisos de ressaca, sugerindo que em situações de temperaturas mínimas do ar e da água mais altas, como durante o verão, a espécie pode ter sua abundância reduzida. No estudo de Pardal et al. (2023) foi destacado que processos hidrodinâmicos e variações na temperatura da água são determinantes para a estruturação das comunidades bentônicas da região entremarés. A temperatura é o principal fator determinante da sobrevivência de diferentes espécies, que apresentam diferentes tolerâncias e diferentes respostas diante de mudanças (Kordas et al., 2014). No estudo de Long e Mora (2023), esse padrão é demonstrado, sendo observado que o aumento da temperatura prejudica espécies bentônicas, como as macroalgas, ao intensificar o estresse térmico e reduzir a disponibilidade de oxigênio. Além disso, no estudo experimental de Kordas et al., 2014 foram utilizadas placas experimentais escuras com temperaturas mais altas em aproximadamente 4°C e foram observados atrasos na fenologia das algas verdes, demonstrando que nem sempre os impactos das mudanças climáticas serão na abundância das espécies. A relação negativa com a quantidade de ressacas pode ocorrer devido ao costão estudado possuir uma inclinação mais vertical, dificultando a abundância de *Ulva lactuca* na faixa média, mesmo durante condições hidrodinâmicas extremas.

Isognomon bicolor apresentou uma correlação negativa com a temperatura máxima do ar na Praia de Boa Viagem. Esse resultado sugere que a espécie pode reduzir a sua abundância diante de temperaturas máximas do ar muito extremas. Isso pode estar relacionado ao fato de que os organismos da zona entremarés vivem em condições próximas de seus limites fisiológicos (Masi & Zalmon, 2012). A temperatura é um dos principais fatores que influenciam as espécies dessa zona, podendo afetar seu crescimento e sobrevivência (Cordeiro et al., 2024; Pardal-Souza et al., 2021). Apesar das espécies invasoras serem mais tolerantes frente às mudanças climáticas (Tan et al., 2023), em cenários de aumento da temperatura global, *I. bicolor* pode ser adversamente impactado. Embora seja uma espécie invasora nos costões rochosos brasileiros, capaz de se adaptar a diferentes condições ambientais, como estuários hipersalinos (Dias et al., 2013), sua capacidade de adaptação pode se tornar limitada diante de temperaturas extremas prolongadas. Na Praia Vermelha, os resultados do GLM corroboram os encontrados para a espécie na Praia de Boa Viagem na Correlação de Pearson, indicando a sensibilidade de *I. bicolor* às temperaturas muito elevadas tanto da água quanto do ar. Além disso, os resultados sugerem que a espécie não é favorecida por temperaturas mínimas muito baixas, podendo resultar na sua diminuição. Em relação à pluviosidade a espécie pode se beneficiar por níveis moderados de chuva, porém indicando um efeito negativo diante de chuvas intensas, possivelmente como consequência de alterações drásticas na salinidade. No estudo de Lenz et al. (2011), *I. bicolor* apresentou uma diminuição no seu metabolismo diante da mudança de salinidade, porém com uma maior taxa de tolerância

do que espécies nativas. Sua adaptabilidade às mudanças em condições menos extremas pode contribuir para sua capacidade de se manter estável em ambientes com pluviosidade moderada.

5 Conclusão

O presente estudo reforça a importância das pesquisas de longa duração para compreender a dinâmica das comunidades bentônicas, especialmente em ecossistemas altamente dinâmicos como os costões rochosos. Esses ambientes podem funcionar como indicadores sensíveis de mudanças ambientais e abrigam uma grande quantidade de espécies importantes comercialmente. Observou-se também que as espécies respondem a múltiplos fatores abióticos de forma concomitante. As análises também podem oferecer insights sobre como as espécies podem responder diante de condições de temperaturas extremas e mudanças no padrão de pluviosidade em um contexto de mudanças climáticas. O trabalho apresentou algumas limitações como a ausência da avaliação de fatores bióticos, como competição e predação, e a falta de dados ambientais para todos os anos analisados.

Agradecimentos

Esse estudo faz parte do Programa Ecológico de Longa Duração - PELD Guanabara financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico- CNPq (n°441498/2020-5) e Fundação Carlo Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro - FAPERJ (n° E-26/111584/2014). Gostaria de agradecer ao Leonardo Fidalgo do Instituto Estadual do Ambiente - INEA pela disponibilização dos dados de variáveis ambientais, ao Primeiro-Tenente Rodrigo de Souza Barreto Mathias do Centro de Hidrografia da marinha pela disponibilização dos dados referentes à quantidade de avisos de ressaca e ao Dr. Joel Campos de Paula pela participação durante as coletas. Agradeço ao Laboratório de Benthos e a bolsa recebida pelo Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica- PIBIC.

Referências

- Almanza, L., Bolívar, F., Borrero, S., Caiafa, I., De Las Salas, K., Luque, M. G., & Valdemar, J. C., 2004. Preliminary study of the macrobenthic community from the Rocky Coast of Bahía Concha (Parque Nacional Natural Tayrona, Magdalena, Colombia), August 2002. *Acta Biologica Colombiana* 9(1), 3-9.
- Amaral, V. S. D., Simone, L. R. L., Tâmega, F. T. D. S., Barbieri, E., Calazans, S. H., Coutinho, R., & Spotorno-Oliveira, P., 2020. New records of the non-indigenous oyster *Saccostrea cucullata* (Bivalvia: Ostreidae) from the southeast and south Brazilian coast. *Regional Studies in Marine Science*, v. 33, p. 100924. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100924>.
- Augusto, A. N., 2022. Dinâmica populacional da ostra nativa *Crassostrea rizophorae* Guilding 1828 e da ostra introduzida *Saccostrea cucullata* Born 1778 em costões rochosos da Baía de Guanabara. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia - Universidade do Estado do Rio de Janeiro.
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošic, V., Wilson, J. R. U., & Richardson, D. M., 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(7), 333-339 DOI: 10.1016/j.tree.2011.03.0234.
- Breves-Ramos, A., Junqueira, A. O. R., Lavrado, H. P., Silva, S. H. G., & Ferreira-Silva, M. A. G., 2010. Population structure of the invasive bivalve *Isognomon bicolor* on rocky shores of Rio de Janeiro State (Brazil). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90(3), 453-459. DOI: 10.1017/S0025315409990919.
- Cibrari-Neto, F., & Zeileis, A. 2010. Beta Regression in R. *Journal of Statistical Software*, 34(2), 1-24. DOI: 10.18637/jss.v034.i02.
- Connell, J. H., 1972. Community interactions on marine rocky intertidal shores. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 3, 169-192. DOI: 10.1146/annurev.es.03.110172.001125
- Cordeiro, C. A. M. M., Pardal, A., Giménez, L., Ciotti, A. M., Jenkins, S. R., Burrows, M. T., Williams, G. A., & Christofletti, R. A., 2024. Environmental factors have stronger effects than biotic processes in patterns of intertidal populations along the southeast coast of Brazil. *Marine Environmental Research*, v. 200.

ISSN:0141-1136. DOI: doi.org/10.1016/j.marenvres.2024.106646

- Coutinho, R., Zalmon, I. R., 2009. Bentos de costões rochosos. In: Pereira, R. C., & Soares Gomes, A. (Orgs). *Biologia marinha*. Editora Interciência, Rio de Janeiro, 382 pp.
- Coutinho, R., Yaginuma, E. L., Siviero, F., Santos, J. C. Q. P. D. López, M. S., Christofletti, A. R., Berchez, F., Ghilardi-Lopes, P. N., Ferreira, C. E. L., Gonçalves, J. E. A., Masi, B. P., Correia, M. D., Sovierzoski, H. H., Skinner, L. F., & Zalmon, I. R., 2016. Studies on benthic communities of rocky shores on the Brazilian coast and climate change monitoring: status of knowledge and challenges. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(spe2), 27-36. DOI: doi.org/10.1590/S1679-875920161015064sp2
- Delignette-Muller, M. L., & Dutang, C. 2015. *fitdistrplus: An R Package for Fitting Distributions*. *Journal of Statistical Software*, 64(4), 1-34. Disponível em: <https://www.jstatsoft.org/article/view/v064i04>.
- De Paula, J. C., Lopes-Filho, E. A. P., de Carvalho, W. F., Coração, A. C. de S., & Yoneshigue-Valentin, Y., 2020. Long-term changes in macroalgae assemblages reveal a gradual biodiversity loss over the last 200 years in the hypereutrophic Guanabara Bay. *Marine Environmental Research*, v. 162. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105153>
- Dias, T. L., Mota, E. S., Gondim, A. I., Oliveira, J., Rabelo, E., Almeida, S., & Christoffersen, M., 2013. *Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845) (Mollusca: Bivalvia): first record of this invasive species for the States of Paraíba and Alagoas and new records for other localities of Northeastern Brazil. *Checklist* 9(1), 157-161. DOI: doi.org/10.15560/9.1.157
- Domaneschi, O., Martins, C. M., 2002. *Isognomon bicolor* (C. B. Adams) (Bivalvia, Isognomonidae): primeiro registro para o Brasil, redescrção da espécie e considerações sobre a ocorrência e distribuição de *Isognomon* na costa brasileira. *Revista brasileira de zoologia*. 19(2), 611-627. DOI: doi.org/10.1590/S0101-81752002000200017
- Fernandes F. C., Rapagnã L. C., Bueno G. B. D., 2004. Estudo da população do bivalve exótico *Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845) (Bivalvia: Isognomonidae) na Ponta da Fortaleza em Arraial do Cabo-RJ. In: Silva J. S. V., Souza, R. C. C. (Eds), pp.133-141. *Água de Lastro e Bioinvasão*. Editora Interciência, Rio de Janeiro, Brasil.
- Fistrol, G. O., Tenenbaum D. R. 2018. Evolução, causas e consequências dos impactos ambientais. pp.15-28. In: Valentin, J. L., Paiva, P., Salomon, P. (eds) *A Baía de Guanabara: passado, presente e futuro de um ecossistema ameaçado*. Curitiba: CRV, 312 pp.
- Franklin, J. F., 1989. Importance and Justification of Long-Term Studies in Ecology. In: Likens, G. E. (eds) *Long-Term Studies in Ecology*. Springer, Nova York, NY. DOI:10.1007/978-1-4615-7358-6_1
- Grimm, A. M., 2003. The El Niño Impact on the Summer Monsoon in Brazil: Regional Processes versus Remote Influences. *American Meteorological Society* 16(2), 263-280. DOI: [doi.org/10.1175/1520-0442\(2003\)016<0263:TENIOT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2003)016<0263:TENIOT>2.0.CO;2)
- Hampton, S. E., Schindler, D. E., 2006. Empirical evaluation of observation scale effects in community time series. *Oikos*, 113(3), 424-439. DOI: doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14643.x
- Han, H., Xiao, R., Gao, G., Yin, B., Liang, S., Lv, X., 2023. Influence of a heavy rainfall event on nutrients and phytoplankton dynamics in a well-mixed semi-enclosed bay. *Journal of Hydrology*, v. 617, part b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128932>.
- Junqueira, A. O. R., de Araújo, L. R., Puga, C. A., Oliveira, I. B. A., Coração, A. C. S., Yoneshigue-Valentin, Y., & Paula, J. C. de, 2018. Bentos de Costões Rochosos. pp. 183-195. In: Valentin, J. L., Paiva, P., Salomon, P. (eds) *A Baía de Guanabara: passado, presente e futuro de um ecossistema ameaçado*. Curitiba: CRV, pp. 321.
- Kohler, K. E., & Gill, S. M., 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCE): "A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage Using random point Count methodology". *Computers Geosciences*, v. 32 p. 1259-1269. DOI: 10.1016/j.cageo.2005.11.009
- Kordas, R. L., Dudgeon, S., Storey, S., Harley, C. D. G., 2014. Intertidal community responses to field-based experimental warming. *Oikos Advancing Ecology*, 124(7), 888-898. DOI: doi.org/10.1111/oik.00806
- Kunze, C., Wölfelschneider, M., Rölfer, L., 2021. Multiple Driver Impacts on Rocky Intertidal Systems: The Need for an Integrated Approach. *Frontiers in Marine Science*, v. 8, ISSN: 2296-7745. DOI:10.3389/fmars.2021.66716
- Lam, K., Morton, B., 2006. Morphological and mitochondrial-DNA analysis of the Indo-West Pacific rock oysters (Ostreidae: *Saccostrea* species). *Journal of Molluscan Studies*, 72(3), 235-245. DOI: doi.org/10.1093/mollus/eyl002
- Lenz, M., da Gama, B. A. P., Gerner, N. V., Gobin, J., Gröner, F., Harry, A., Jenkins, S. R., Kraufvelin, P., Mummelthel, C., Sareyka, J., Xavier, E. A., & Wahl, M., 2011. Non-native marine invertebrates are more tolerant towards environmental stress than taxonomically related native species: Results from a globally replicated study. *Environmental Research*, 111(7), 943-952.

- ISSN:0013-9351. DOI: doi.org/10.1016/j.envres.2011.05.001
- Long, M. H., Mora, J. W. 2023. Deoxygenation, Acidification and Warming in Waquoit Bay, USA, and a Shift to Pelagic Dominance. *Estuaries and Coasts*. v.46. pp.941-958. <https://doi.org/10.1007/s12237-022-01166-7>
- López M. S., Lavrado H. P., Coutinho R., 2014. Structure of intertidal sessile communities before and after the invasion of *Isognomon bicolor* (C.B. Adams, 1845) (Bivalvia, Isognomonidae) in southeastern Brazil. *Aquatic Invasions* 9: 457-465.
- Masi, B. P., Zalmon, I. R., 2012. Intra-annual variation of intertidal benthic community in a breakwater zone on the north coast of Rio de Janeiro, Brazil. *Community Ecology*,13(2), 137-144. DOI: doi.org/10.1556/ComEc.13.2012.2.2
- Pardal, A., Martinez, A. S., Ciotti, A. M., Christofolletti, R. A., Cordeiro, C. A. M. M., 2023. Macroecology of rocky intertidal benthic communities along the southwestern Atlantic: Patterns of spatial variation and associations with natural and anthropogenic variables. *Marine Environmental Research*. v. 190, ISSN: 0141-1136. DOI: doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.106099.
- Pardal-Souza, A., Cordeiro, C., Ciotti, A., Jenkins, S., Gimenez, N., Burrows, M. T., Christofolletti, R., 2021. Influence of environmental variables over multiple spatial scales on the population structure of a key marine invertebrate. *Marine Environmental Research*, v. 170, ISSN: 0141-1136. DOI: doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105410.
- Posit team 2024. RStudio: Integrated Development Environment for R. Posit Software, PBC, Boston, MA. Disponível em: <tp://www.posit.co/>.
- Puga, C. A., Torres, A. S. S., Paiva, P. C., Yoneshigue-Valentin, Y., Junqueira, A. O. R., 2019. Multi-year changes of a benthic community in the mid-intertidal rocky shore of a eutrophic tropical bay (Guanabara Bay, RJ - Brazil). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 226. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106265>
- Rios, E. C., 1994. *Seashells of Brazil*. 2nd edition. Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande, 492 pp.
- Rodrigues-Barreto, N., Shimada-Brotto, D., Guterres-Giordano, R., Bertoncini, A., Santos, L. N., 2017. The rocky reef fishes of Vermelha Beach, a marine-estuarine transitional zone at Guanabara Bay, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, v. 45. pp. 33-40. DOI: doi:10.3856/vol45-issue1-fulltext-4
- Schiel, D. R., 2004. The structure and replenishment of rocky shore intertidal communities and biogeographic comparisons. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 300, pp. 309-342. ISSN: 0022-0981. DOI: doi.org/10.1016/j.jembe.2004.01.001
- Soares-Gomes, A., da Gama, B. A. P., Neto, J. A. B., Freire, D. G., Cordeiro, R. C., Machado, W., Bernardes, M. C., Coutinho, R., Thompson, F. L., Pereira, R. C., 2016. An environmental overview of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. *Regional Studies in Marine Science*, v. 18, pp. 319-330. ISSN: 2352-4855. DOI: doi.org/10.1016/j.rsma.2016.01.009
- Statsoft, Inc., 2011. STATISTICA Data Analysis Software System, versão 8.0. Disponível em: <https://www.statsoft.com/>
- Tan, K., Cheng, D., Kwan, K. Y., Peng, Y., Cai, X., Lim, L., Xu, P., Tan, K., 2023. Research progress of shell boring mud-blister worm infestation in shellfish aquaculture. *Aquaculture*, v. 574. DOI: doi.org/10.1016/j.aquaculture.2023.739693
- Thompson, R. C., Crowe, T. P., Hawkins, S. J., 2002. Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. *Environmental Conservation*, 29(2), 168-19. DOI: doi.org/10.1017/S0376892902000115
- Zamprognio G. C., Fernandes L. L., Fernandes F. C. (2010) Spatial variability in the population of *Isognomon bicolor* (C.B.Adams, 1845) (Mollusca, Bivalvia) on rocky shores in Espírito Santo, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 58(1), 23-29.