

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA E ZOOLOGIA
CURSO DE GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Manoella Biroli Nunes Bastos

**Tendências temporais das comunidades bentônicas recifais de Atol das Rocas e
Fernando de Noronha**

Florianópolis

2022

Manoella Biroli Nunes Bastos

**Tendências temporais das comunidades bentônicas recifais de Atol das Rocas e
Fernando de Noronha**

Trabalho de Conclusão do Curso de Graduação em Ciências Biológicas do Departamento de Ecologia e Zoologia da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Bárbara Segal Ramos

Florianópolis

2022

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Bastos, Manoella
Tendências temporais das comunidades bentônicas recifais
de Atol das Rocas e Fernando de Noronha / Manoella Bastos
; orientadora, Bárbara Segal Ramos, 2022.
61 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências
Biológicas, Graduação em Ciências Biológicas, Florianópolis,
2022.

Inclui referências.

1. Ciências Biológicas. 2. Ilhas oceânicas. 3. Atlântico
sudeste. 4. Tendência temporal. 5. Grupos funcionais. I.
Segal Ramos, Bárbara. II. Universidade Federal de Santa
Catarina. Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

Manoella Biroli Nunes Bastos

**Tendências temporais das comunidades bentônicas recifais de Atol das Rocas e
Fernando de Noronha**

Este Trabalho Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de Bacharel em Biologia e aprovado em sua forma final pelo Curso de Graduação em Ciências Biológicas

Florianópolis, 01 de Março de 2022.

Profa. Dra. Daniela de Toni
Coordenadora do Curso

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Bárbara Segal Ramos
Orientadora
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Dr. Sergio Ricardo Floeter
Avaliador
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Dr. Nivaldo Peroni
Avaliador
Universidade Federal de Santa Catarina

“Ouvir o silêncio do barulho debaixo do mar.”

- Autor desconhecido

Este trabalho é dedicado aos oceanos, fonte diária de inspiração e motivação.

AGRADECIMENTOS

A conclusão desse trabalho finaliza uma etapa muito importante da minha vida e também abre portas para uma nova fase, onde espero continuar em contato com os ecossistemas recifais. Agradeço a todos que de alguma forma fizeram parte dessa jornada.

Gostaria de agradecer profundamente aos meus amigos, que estiveram comigo nos momentos fáceis e difíceis da trajetória desse trabalho, me apoiando e acreditando em mim até quando eu deixava de acreditar que era capaz. São muitas as amizades que contribuíram para eu chegar aonde cheguei, mas gostaria de agradecer especialmente à Bia Rosim, à Laís, ao Vitor, à Isis, à Bia Kanazawa e à Ester. Talvez vocês nem imaginem o quão importante foram para mim nesse processo de conclusão de curso. Também gostaria de agradecer à Marina Villares que, apesar não ter me ajudado diretamente no desenvolvimento desse trabalho, é minha irmã de consideração e faz parte fundamental da minha trajetória como ser humano e futura bióloga, me escutando, ajudando e acolhendo como ninguém, além de ser minha companheira de viagens e ter explorado os ambientes recifais da Tailândia e Indonésia comigo, o que mudou minha vida para sempre. Também gostaria de agradecer ao Du, professor de ecologia e botânica, que foi incrível como amigo e me ajudou sem obrigatoriedade alguma em muitas dúvidas estatísticas e acadêmicas. Também agradeço a minha orientadora Bárbara e antiga coorientadora Ide (que por questões logísticas teve de deixar de me coorientar no decorrer do Trabalho de Conclusão de Curso), que foram muito importantes na construção do meu aprendizado sobre os ecossistemas recifais e colaboraram de forma relevante alimentando minha contínua paixão pelos recifes. Por fim, mas não menos importante, gostaria de agradecer profundamente aos integrantes do LabAR (Laboratório de Ecologia de Ambientes Recifais), que foram colegas e amigos essenciais tanto para minha formação de forma geral quanto para conclusão desse trabalho em específico: vocês são pessoas e pesquisadores incríveis! Obrigada por todo auxílio!

Gostaria de agradecer principalmente aos meus pais, que sempre me deram apoio em estudar e fazer o que eu amo. Se hoje sigo na área da biologia marinha, é porque na minha infância vocês me levavam para passar o dia com a cabeça debaixo da água nos costões rochosos de Ilhabela. Agradeço pelos ensinamentos que vocês me passaram e por me proporcionarem tantas viagens em busca de (auto)conhecimento, além de sempre me presentear e incentivarem com inúmeros livros e cursos. Vocês mais do que ninguém me

ensinaram que o conhecimento é um tesouro que irá seguir seu dono por todos os lugares. Sem vocês, nada disso seria possível. Saber que minha dedicação gera admiração de vocês enche meu coração de felicidade. Vocês são um grande motor para eu continuar nesse caminho. Também agradeço a minha irmã e a minha sobrinha, que fazem meu coração vibrar de amor e carinho.

Sou eternamente grata a cada gota de água salgada que faz o Planeta Terra ser o que ele é: o Planeta Azulzinho. Um agradecimento especial também aos ambientes recifais, precisamos deles. Quando mergulho minha cabeça e os observo fico absorta. Sua tamanha riqueza, formato e cores passam a sensação de uma infinita fonte de vida. O sol quando cruza a coluna da água e toca os recifes é como uma mão experiente dedilhando um piano. É música para os olhos e alimento para a alma.

“Can shine with the radiance or can appear dark and mysterious. Is the force of life altogether: the healing force of nature, the life-giving force of Earth, as well as the force of destruction, which reabsorbs that to which it has given birth.”

(DEIDA, 1995)

RESUMO

Os ambientes recifais correspondem ao ecossistema marinho mais biodiverso do planeta. Suas comunidades bentônicas são base para uma complexa e extensa cadeia trófica, promovem complexidade estrutural, concebem heterogeneidade de habitat e efetuam ciclagem de nutrientes, sendo assim, responsáveis por muitos serviços ecossistêmicos. Entretanto, com o aumento na frequência e intensidade dos distúrbios antrópicos locais e globais, recifes estão apresentando alterações estruturais, com consequente perda de biodiversidade e de importantes serviços ecossistêmicos. Dessa forma, a dinâmica dos organismos recifais pode ser indicadora da saúde recifal. Devido às características pristinas, seu elevado grau de isolamento biogeográfico e consequente atenuação dos impactos antrópicos locais, as comunidades recifais das ilhas oceânicas são laboratórios naturais para melhor compreensão de variações temporais naturais e derivadas de mudanças climáticas globais. O objetivo desse trabalho foi identificar e comparar se há uma tendência temporal similar entre 2013-2019 na dinâmica da cobertura dos organismos bentônicos de Fernando de Noronha e Atol das Rocas, considerando que seus recifes possuem origens distintas, correspondendo, respectivamente, a um recife rochoso e um recife biogênico. No entanto, apesar da diferença em suas origens recifais, ambas as ilhas estão sujeitas a condições oceanográficas similares em escala regional. As comunidades bentônicas recifais foram amostradas anualmente através de fotoquadrados e a porcentagem de cobertura foi quantificada a partir da identificação dos organismos no menor nível taxonômico possível, sendo posteriormente categorizados em grupos funcionais de acordo com sua função no ecossistema recifal. Com os valores de cobertura foram feitas análises descritivas de ambas as comunidades e aplicado um modelo de regressão beta utilizando ano e ilha como fator. Tanto para Fernando de Noronha quanto para Atol das Rocas os grupos bentônicos mais abundantes foram turf e macroalgas, seguido por calcificadores. A dominância por turf e macroalgas já foi previamente descrita para os recifes brasileiros e, no presente trabalho, mesmo com flutuações nas porcentagens de cobertura, evidenciamos que essa estrutura obteve persistência ao longo do período amostral. Analisando a dinâmica da cobertura bentônica entre as ilhas, sugere-se uma tendência oposta de 2017-2019 para Fernando de Noronha e Atol das Rocas para o turf. Para as macroalgas indica-se uma tendência temporal similar para ambas as ilhas, havendo um tênue aumento na cobertura de 2015-2017 e uma redução de 2017-2019. Para os calcificadores mostra-se uma tendência temporal diferente, contudo, não oposta. Atol das Rocas apresentou uma tendência de redução de calcificadores entre 2013-2014 e 2018-2019. Fernando de Noronha tem uma oscilação entre os anos, porém sem indicação de uma tendência temporal de redução ou aumento da cobertura. As cianobactérias, apesar da baixa cobertura ser majoritariamente predominantes em ambas as ilhas, possui uma tendência temporal diferente em 2017 e 2019, pois Fernando de Noronha apresenta aumento em sua cobertura ao passo que Atol das Rocas não. Portanto, Fernando de Noronha apresenta baixa cobertura de turf e macroalgas entre 2018-2019, e aumento das cianobactérias em 2017 e 2019. O Atol das Rocas apresenta baixa cobertura de macroalgas e calcificadores entre 2018-2019 e elevada cobertura de turf. Nossos resultados sugerem que, apesar das características divergentes da origem da estrutura recifal de cada sistema, ambas as ilhas apresentam tendências para o crescimento de grupos oportunistas nos últimos anos de monitoramento, o que coincide com anos de aumento de distúrbios climáticos, indicando que, mesmo diante de isolamento geográfico, ilhas oceânicas possivelmente são afetadas por forçantes antrópicas globais. Esses resultados podem indicar em ambas as ilhas o começo da alteração da comunidade bentônica em direção a perda de organismos responsáveis pela complexidade estrutural, o que culmina na perda de

biodiversidade e funções e serviços ecossistêmicos. Dessa forma, destaca-se a importância do monitoramento de longo prazo das ilhas oceânicas brasileiras para melhor compreensão e predição dessas mudanças ambientais e estruturais em recifes marginais do Atlântico sudoeste.

Palavras-chave: Ilhas oceânicas. Atlântico sudoeste. Tendência temporal. Turf. Cianobactérias.

ABSTRACT

Reef environments correspond to the most biodiverse marine ecosystem on the planet. Its benthic communities are base for a complex and extensive trophic chain, promote structural complexity, conceive habitat heterogeneity and perform nutrients cycles, being responsible for many ecosystem services. However, with the increase of frequency and intensity of local and global anthropic disturbances, reefs are showing structural changes, whit consequent loss of biodiversity and important ecosystem services. Therefore, the dynamics of reef's benthic community can be an indicator of reef health. Due to their pristine characteristics, their biogeographic isolation and consequent lower local anthropic, oceanic islands represent good study sites for a better understanding of natural fluctuations and the influence of global climate disturbances. This study aimed to identify and compare if there are similar temporal trends between 2013-2019 in the dynamics of the benthic communities of Fernando de Noronha and Rocas Atoll, considering that their reefs have different origins, corresponding, respectively, to a rocky reef and a biogenic reef. However, despite the difference in their reefs' origins, both islands have similar oceanographic conditions on a regional scale. We annually sampled benthic communities using photoquadrats and the coverage percentage was quantified using the lowest taxonomic level for benthic organisms' identification, in which we categorized into major groups according to their functional role in the reef ecosystem. With the benthic coverage values, descriptive analyzes of both communities were performed and, using year and island as a factor, a beta regression model was fitted. The most abundant benthic groups for both Fernando de Noronha and Rocas Atoll were turf and macroalgae, followed by calcifiers. The dominance by turf and macroalgae have been previously described for Brazilian reefs and, in the present study, even with fluctuations in the coverage percentages, we showed that this structure persisted throughout the sampling years. Benthic communities' dynamics analysis of Fernando de Noronha and Rocas Atoll, suggests an opposite trend from 2017-2019 for turf. For macroalgae, a similar temporal trend between the islands is indicated, with a slight increase in the coverage from 2015-2017 and a decline from 2017-2019. For calcifiers, a different temporal trend is shown between the islands, however, not opposite. Rocas Atoll presented a trend for reduction of calcifiers between 2013-2014 and 2018-2019. Fernando de Noronha has an oscillation on its coverage between the years, but there is no indication of significant reduction or increase. For cyanobacteria, despite the low coverage being mostly predominant during the sampling period, it has a different temporal trend for the islands in 2017 and 2019. Fernando de Noronha shows an increase on its coverage while Rocas Atoll doesn't. Therefore, Fernando de Noronha has low coverage of turf and macroalgae between 2018-2019, and increase in cyanobacteria in 2017 and 2019. Rocas Atoll has low coverage of macroalgae and calcifiers between 2018-2019 and high coverage of turf. Our results suggest that, despite the divergent reefs' structure origins, both islands show trends for the growth of opportunistic groups in the last years of monitoring, which coincides with years of increase in climatic disturbances, indicating that, even in face of geographic isolation, oceanic islands are possibly affected by global anthropic drivers. These results may indicate in both islands the beginning of the benthic communities' alteration towards the loss of organisms that are responsible for the structural complexity, which culminates in the loss of biodiversity and ecosystem functions and services. Thus, we highlight the importance of long-term monitoring Brazil's oceanic islands for a better understanding and prediction of these environmental and structural changes in marginal reefs of the Southwestern Atlantic.

Keywords: Oceanic islands. Southwest Atlantic. Temporal trend. Turf. Cyanobacteria.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ilhas oceânicas monitoradas pelo projeto PELD-ILOC	24
Figura 2. Localização do Arquipélago de Fernando de Noronha com os três sítios de amostragem: Cagarras, Laje Dois Irmãos e Ponta da Sapata	27
Figura 3. Localização do Atol das com os quatro sítios de amostragem indicados: Falsa Barreta, Cemitério, Podes Crer e Âncoras	28
Figura 4. Resultado da PCoA criada com base na mediana dos grupos funcionais divididos por sítios. Cada ponto, identificado por ilha (formato do ponto) e ano (cor do ponto), representa uma coordenada do eixo 1 e 3 criado pela PCoA. A: cada polígono corresponde a um ano de amostragem, com pontos de ambas as ilhas. B: o polígono verde é o agrupamento de todos os anos de Rocas e o polígono cinza é o agrupamento de todos os anos de Fernando de Noronha. Legenda dos vetores: SF – suspensívoros e filtradores; CAL – calcificadores; CIANO – cianobactérias; ZOA – zoantídeos; MAC – macroalgas; MAE – matriz de algas epilíticas.	34
Figura 5. Cobertura por fotoquadrado de 2013 a 2019 dos grupos funcionais bentônicos e modelo de regressão beta para Fernando de Noronha e Atol das Rocas. Centro do boxplot = mediana, limite inferior e superior = percentil de 75%, cada ponto corresponde a uma unidade amostral (um fotoquadrado). Nível de significância ilustrado por asteriscos correspondem ao p-valor da regressão beta: *** $p < 0.001$; ** $0.001 \leq p < 0.01$; * $0.01 \leq p < 0.05$	41

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Categorização dos organismos identificados no processamento das fotoquadrados em grupos funcionais.	30
---	----

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	25
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	25
3.1	Área de estudo.....	25
3.2	Amostragem.....	28
3.3	Processamento das fotografias subaquáticas	29
3.4	Análise de dados.....	29
3.4.1	Transformação de dados	31
3.4.2	Normalidade e Homocedasticidade	31
3.4.3	Análise de Coordenadas Principais.....	31
3.4.4	Análise da comunidade bentônica com interação entre ilha e ano	31
4	RESULTADOS	32
5	DISCUSSÃO	42
	APÊNDICE A	57
	APÊNDICE B	60
	APÊNDICE C	60

1 INTRODUÇÃO

Recifes de corais situam-se próximos à superfície do mar e são estruturas rígidas, resistentes às correntes marinhas e ação mecânica de ondas, constituídas por rochas, areia ou material biológico proveniente principalmente de corais e algas coralíneas (SOROKIN, 1993; WOOD, 1999). Os ecossistemas recifais apresentam grande complexidade estrutural, abrigando a maior parcela da vida marinha conhecida e formando o ecossistema marinho mais biodiverso do planeta (GRAHAM; NASH, 2013; REAKA-KUDLA, 1997). Nesses ambientes recifais encontram-se comunidades bentônicas, que são associações casuais de espécies com requisitos ambientais e ecológicos semelhantes. Estão presentes espécies de diversos grupos taxonômicos da flora e fauna marinha que vivem associados ao substrato. A comunidade bentônica compreende organismos que são base para uma complexa e extensa cadeia trófica, promovem acreção de carbonato de cálcio no substrato recifal, proporcionam complexidade estrutural, concebem heterogeneidade de habitat e efetuam a ciclagem de nutrientes, exercendo um papel importante no funcionamento desse ecossistema marinho. Ela é constituída por cnidários, algas, esponjas, tunicados, briozoários, protozoários bentônicos, poliquetos, moluscos, crustáceos e equinodermos. (BRANDL et al., 2019; SOROKIN, 1993)

Nos ambientes recifais os cnidários representam/compõe um grupo amplo de organismos, sendo os corais-pétreos e os hidrocorais de especial importância por agregarem carbonato de cálcio à estrutura recifal, correspondendo aos principais responsáveis pelo processo de construção dos recifes. Os corais são organismos responsáveis por efetiva produção primária e ciclagem de nutrientes, integrando de forma fundamental a complexa teia trófica existente nos ambientes recifais. (DE SANTANA et al., 2015; ELLISON, 2019; REIS et al., 2016; SANTOS et al., 2016; SOROKIN, 1993)

As algas são organismos de grande importância, fazendo-se presentes em inúmeras situações e desempenhando diversas funções, além de serem majoritariamente responsáveis pela produtividade primária (LITTLER; LITTLER, 1984), também podem ser responsáveis por atribuir complexidade estrutural aos ambientes recifais (FIGUEIREDO et al., 2008). As algas calcárias podem exercer uma relevância igual ou maior que dos próprios corais na atribuição de carbonato de cálcio ao substrato, formando blocos calcários resistentes e macios e sendo, em muitos casos, uma das principais entidades construtoras da massa recifal (KIKUCHI; LEÃO, 1997; REIS et al., 2016). Além disso, as algas geralmente constituem grande biomassa nos ambientes recifais, correspondendo a um grupo bastante diversificado e

a um importante componente da dinâmica trófica, servindo de alimento para inúmeras espécies (FIGUEIREDO et al., 2008; LABOREL-DEGUEN et al., 2019; SOROKIN, 1993).

As esponjas compõem um grupo de animais filtradores com grande importância para os ecossistemas recifais, contribuindo com a estruturação dos recifes e na ciclagem de nutrientes (DE GOEIJ et al., 2013). As esponjas são importantes fixadoras da estrutura recifal, contribuindo para a coesão das estruturas carbonáticas. Muitas delas possuem algas simbiotas e, dessa forma, contribuem com a produção primária. Entretanto, elas também atuam significativamente como um dos principais agentes de bioerosão dos esqueletos coralíneos, escavando galerias no material calcário (GOEIJ; LESSER; PAWLIK, 2017; SOROKIN, 1993).

Os tunicados, solitários ou ascídias coloniais, correspondem a importantes componentes da criptofauna recifal, integrando a dinâmica trófica existente nos ambientes recifais. São espécies primordialmente filtradoras e, portanto, heterotróficas. Todavia, algumas espécies também possuem micro-organismos simbiotas em seus tecidos, tornando-se, assim, organismos autotróficos e participando da produção primária recifal (SOROKIN, 1993).

Os briozoários são integrantes significativos da criptofauna bentônica. São organismos heterotróficos filtradores responsáveis pela consolidação de material carbonático, contribuindo para a estruturação recifal (BASTOS et al., 2018; SOROKIN, 1993).

Uma das características mais específicas das comunidades bentônicas recifais é a extrema abundância de foraminíferos, que são animais integrantes do grupo de protozoários bentônicos. Os foraminíferos compõem uma parte significativa do microbentos e possuem grande relevância na dinâmica trófica. Os foraminíferos simbióticos são uma das principais fontes de produção primária de material orgânico em ambientes recifais. Sendo os foraminíferos simbióticos de corpo grande, extremamente eficientes na produção de carbonato de cálcio. Dessa forma, são reconhecidos como o terceiro grupo mais importante na construção dos recifes, logo depois de corais e algas calcárias (SOROKIN, 1993).

Em recifes de corais, poliquetas podem assumir a forma de vida livre ou sésil e correspondem a relevantes organismos na dinâmica trófica. Eles são componentes importantes da criptofauna, habitando colônias de corais mortas, inclusive, participando e acelerando os processos de bioerosão (SOROKIN, 1993).

Os moluscos formam um dos principais grupos bentônicos recifais tanto em biomassa quanto em número de espécies. Eles apresentam inúmeras adaptações morfológicas

e ecológicas, o que resulta em um elevado grau de uso de recursos tróficos e torna sua densidade extremamente alta na maioria dos ambientes recifais (SOROKIN, 1993).

Os crustáceos correspondem a um dos grupos mais diversos e abundantes dos recifes com diversos deles compondo a criptofauna. Eles promovem o uso eficiente das fontes de alimentos dentro das comunidades bentônicas, ao passo que também são uma relevante fonte de alimento para diversos animais recifais, participando, dessa forma, significativamente da dinâmica trófica recifal (SOROKIN, 1993).

Os equinodermos apresentam hábito alimentar bastante variável, incluindo desde herbívoros pastejadores até carnívoros predadores. Eles representam um componente significativo do macrobentos e desempenham um papel importante na dinâmica trófica e na regeneração de nutrientes (SOROKIN, 1993).

Os ambientes recifais com suas respectivas comunidades bentônicas apresentam distribuição global e acontecem principalmente em regiões tropicais e costeiras. Ocupam 1.2% da cobertura dos oceanos e sua maioria, correspondendo a 80%, está concentrada no oceano Indo-Pacífico (SPALDING; GRENFELL, 1997).

Os recifes podem ser classificados em três principais tipos: franjas, barreiras e atóis. Os recifes em franjas são considerados um estágio inicial de construção recifal e, em geral, ocorrem próximos da linha de costa ao longo de costões rochosos ou sobre arenitos e rochas. Os recifes em barreiras, assim como os recifes em franjas, também apresentam morfologia alongada e ocorrem paralelamente à costa. Todavia, se formam quando a erosão das praias ou a flutuação do nível do mar distancia o recife da região beira-mar. Os atóis são como anéis que possuem lagunas em seu centro, e apresentam formação muito influenciada pelo regime de marés. Eles são formados quando essas barreiras recifais circundam alguma ilha que, devido à erosão, à subsidência ou à flutuação do nível do mar, deixa de existir. (LABOREL-DEGUEN et al., 2019; ZILBERBERG et al., 2016)

Os recifes são importantes ambientes marinhos e são fundamentais tanto ecologicamente quanto economicamente. Os ecossistemas recifais compreendem os ambientes de maior produtividade do planeta e, portanto, são responsáveis por múltiplos processos ecológicos e diversas funções ecossistêmicas (HATCHER, 1990; ODUM, 1995). Sua estrutura tridimensional prove habitat para centenas de espécies, sustentando uma associação de diversas populações de peixes, algas e outros invertebrados marinhos, o que resulta na presença de grande diversidade e quantidade de organismos, que se associam em uma dinâmica teia trófica de elevada complexidade (ROSSI et al., 2017). A biodiversidade

recifal se traduz em bens e serviços ecossistêmicos, que são um subconjunto das funções ecossistêmicas responsáveis por trazer benefícios para a humanidade de alguma forma, assim, influenciando no bem-estar do ser humano, dando acesso a recursos e promovendo o desenvolvimento e tranquilidade na vida (BRANDL et al., 2019; MOBERG; FOLKE, 1999).

Dentre os serviços ecossistêmicos proporcionados pelos ambientes recifais, o mais evidente é a fonte de alimento via pesca e captura de organismos, que é garantida pela elevada produtividade que existe dentro desses sistemas (COSTANZA et al., 2014). Os serviços culturais e de turismo também são muito importantes, sendo considerado um dos mais ‘rentáveis’ para as populações humanas (SPALDING et al., 2017). Outro serviço de grande relevância é a proteção costeira contra a erosão e processos que o hidrodinamismo pode ocasionar na linha de costa (OSORIO-CANO et al., 2019). Ademais, a estrutura recifal possibilita a existência de praias e consegue garantir a existência e desenvolvimento de outros ecossistemas costeiros que também possuem em si outros diversos serviços e funções ecossistêmicas, como os manguezais e os bancos de gramas marinhas (BARBIER et al., 2011). Além dos serviços citados, há inúmeros outros como valor cultural e estético, remineralização, ciclagem de nutrientes, farmacologia, biotecnologia e área de berçário e alimentação de espécies capturadas em outros habitats que dependem também dos recifes num determinado estágio de seu ciclo de vida (BARBIER, 2017; MOBERG; FOLKE, 1999).

A estrutura das comunidades bentônicas possuem uma dinâmica natural e estão sempre em um estado cíclico, mudando temporalmente de acordo com a perda e substituição de espécies, que podem ocorrer de forma sazonal – variando em pequenos intervalos de tempo – ou entre anos – variando em intervalos maiores de tempo (PUTMAN; WRATTEN, 1984). Essas diferentes variações podem ser influenciadas tanto por condições biofísicas naturais quanto por forçantes antrópicas (JOUFFRAY et al., 2019).

Os ambientes recifais estão vinculados ao ambiente biofísico natural no qual eles existem, portanto, a estrutura dessas comunidades possui grande influência das forçantes biofísicas naturais do ambiente, que também podem atuar de forma sinérgica e acumulativa, como hidrodinâmica, temperatura da superfície da água, abundância de sedimentos e disponibilidade de nutrientes (PUTMAN; WRATTEN, 1984). A ação de ondas, correntes, e regime de marés, é relevante em questões de diversos processos biológicos, incluindo aumentar a viabilidade de nutrientes e plâncton em comunidades recifais, manter a alta taxa de difusão através dos recifes, carrear matéria particulada e alterar a salinidade e a turbidez recifal. O tempo de residência da água influencia na composição do substrato bentônico,

sendo esperado que as forçantes hidrodinâmicas interajam com as espécies criando padrões na distribuição das comunidades recifais (MCCLANAHAN; KARNAUSKAS, 2011). A dinâmica de nutrientes e sedimentos pode gerar respostas bióticas, como alteração do recrutamento larval, do crescimento e reprodução coralínea e da taxa de mortalidade. Organismos contendo algas simbiotes assimilam rapidamente nutrientes dissolvidos, respondendo à taxa de nutrientes disponíveis na coluna d'água. Dessa forma, os diferentes processos e organismos recifais são impactados quando há elevados níveis de nutrientes. Todavia, pulsos moderados de nutrientes podem ser positivos para a comunidade recifal (KOOP et al., 2001).

Entretanto, para além das flutuações naturais, esses ambientes recifais também estão sob influência de variáveis humanas, sendo diretamente afetados por forçantes antrópicas, que podem impactar sua resiliência (JOUFFRAY et al., 2019; WEDDING et al., 2018). Resiliência pode ser compreendida como a capacidade dos recifes em absorver recorrentes distúrbios (por exemplo ciclones, surto de predadores, branqueamento de corais, dentre outros) e reconstruir o sistema mantendo sua estrutura e função, persistindo ao redor de um estado de equilíbrio (WALKER et al., 2004). A resiliência é de grande importância para os ambientes recifais, pois sua perda pode acarretar o processo de mudança de fase da comunidade bentônica, onde a estrutura da comunidade recifal vigente passa para uma composição alternativa de organismos, que é tipicamente descrita por apresentar elevada abundância de macroalgas e/ou outras espécies oportunistas em detrimento de espécies construtoras de recifes (HUGHES et al., 2007; SCHEFFER et al., 2001; WEDDING et al., 2018). As forçantes antrópicas são resultado da interação entre pressões humanas locais e mudanças climáticas globais, e essa atuação sinérgica local e global têm ocasionado intensificação de distúrbios responsáveis pela degradação de ecossistemas recifais (JOUFFRAY et al., 2019).

Em escala global, relaciona-se essa perda com a acidificação dos oceanos e anomalias térmicas, como eventos de El Niño e as ondas de calor marinha (DUARTE et al., 2020; FORDYCE et al., 2019; PITTOCK, 1999; SOARES et al., 2021). O aumento da temperatura da superfície do mar pode desencadear processos de branqueamentos em corais que, caso sejam constantes e/ou duradouros, possivelmente resultam na morte desses organismos e na consequente proliferação de algas e grupos oportunistas (DUARTE et al., 2020; HOEGH-GULDBERG, 1999; JOUFFRAY et al., 2019; SOARES et al., 2021). As algas muitas vezes são vistas matando ou competindo diretamente com corais, entretanto, em

alguns casos elas simplesmente ocupam o esqueleto calcáreo criado pelo coral morto após o impacto de um distúrbio climático (BRUNO et al., 2009). Com as mudanças climáticas, estão tornando-se elevadas a frequência, duração, intensidade e extensão dos eventos de anomalia térmica em todo o mundo, resultando em impactos ainda maiores sobre os recifes (DUARTE et al., 2020; SOARES et al., 2021). Simultaneamente, a acidificação dos oceanos altera a taxa de crescimento da estrutura recifal a partir da descalcificação de organismos calcificadores, como corais e algas calcáreas (PITTOCK, 1999). Além disso, os regimes de correntes, ondas e ventos também podem sofrer alterações em decorrência das mudanças climáticas (MCCLANAHAN; KARNAUSKAS, 2011).

Em escala local, é evidente os impactos das forças antrópicas, como aumento da descarga de efluentes, sobrepesca, sedimentação e um declínio generalizado de ambientes costeiros (JOUFFRAY et al., 2019; WEDDING et al., 2018). Tais distúrbios locais também tornam os ecossistemas recifais menos resilientes e, portanto, mais vulneráveis às forças de escala global (HUGHES et al., 2007; WEDDING et al., 2018). A presença de população e possível aumento da urbanização nas áreas costeiras é, em geral, associada a perda de importantes habitats costeiros, a descarga de efluentes frequentemente não tratados e ao aumento do escoamento de terra, que usualmente é carregado com sedimentos e nutrientes (KOOP et al., 2001). O aumento do aporte de nutrientes dissolvidos associado com elevada sedimentação são, frequentemente, relacionados com severos impactos em ambientes recifais, beneficiando as habilidades competitivas de algas e grupos bentônicos oportunistas (ARIAS-GONZÁLEZ et al., 2017). Possivelmente, esses mesmos recifes, que estão sob impacto da descarga de nutrientes e sedimentos, também estão sujeitos a sobrepesca e a remoção física da estrutura recifal para construção de marinas, portos e outros empreendimentos (JOUFFRAY et al., 2019; LITTLER; LITTLER; BROOKS, 2006). A sobrepesca pode perturbar a dinâmica trófica dos recifes a partir da remoção de peixes herbívoros que fornecem o controle de algas através da alimentação. A herbivoria é um importante processo recifal que pode explicar padrões na ecologia dos ambientes recifais e, particularmente, na relação existente entre a cobertura de corais e algas, influenciando na abundância e composição de espécies de algas encontradas em recifes. Consequentemente, a herbivoria apresenta influência em diversos processos da vida de organismos coralíneos, incluindo recrutamento, crescimento e mortalidade (HUGHES et al., 2007; MCCLANAHAN; KARNAUSKAS, 2011). Dessa forma, a herbivoria promovida por peixes recifais fortalece a resiliência de comunidades recifais aos

estresses antrópicos locais e globais (HUGHES et al., 2007; LITTLER; LITTLER; BROOKS, 2006).

Em decorrência das forçantes antrópicas que resultam em efeitos antropogênicos cumulativos sem precedentes, ambientes recifais estão sendo severamente impactados por todo o mundo e eles, em sua maioria, estão passando por modificações na estrutura de sua comunidade bentônica. Muitos ecossistemas recifais vêm perdendo a capacidade de se restaurar após um distúrbio, sofrendo mudança de fase (BRUSTOLIN et al., 2019; DONE, 1992). Essa mudança promove o declínio da complexidade estrutural desses ecossistemas como consequência da perda da capacidade de construção recifal a partir da acreção de carbonato. Dessa forma, há uma redução generalizada do nível de diversidade da comunidade recifal, o que resulta no detrimento da provisão de diversos serviços ecossistêmicos, apresentando significantes impactos ecológicos e econômicos (ALVAREZ-FILIP et al., 2009; GRAHAM; NASH, 2013).

Todavia, estudos voltados para processos de distúrbio e suas consecutivas mudanças estruturais têm sido conduzidos majoritariamente em ambientes recifais do Caribe e Indo-Pacífico, que apresentam alta cobertura de corais (ROFF; MUMBY, 2012). As espécies de corais zooxantelados construtores de recifes possuem maior riqueza e diversidade funcional concentradas no Indo-Pacífico quando comparado a aquela encontradas nos recifes do Atlântico Sul (MCWILLIAM et al., 2018; SPALDING; GRENFELL, 1997). Dessa forma, as mudanças de fase descritas são de recifes que antes apresentavam elevada cobertura de calcificadores para recifes com dominância de outros organismos como macroalgas e matrizes de algas epilíticas (MAE), também conhecido como turf (ARIAS-GONZÁLEZ et al., 2017; BRUNO et al., 2009; CONNELL; FOSTER; AIROLDI, 2014; DONE, 1992), e cianobactérias (BAKKER et al., 2017; PAUL et al., 2005). Sendo assim, ecossistemas recifais que apresentam dominância de macroalgas e/ou turf são frequentemente associados a ambientes recifais degradados (HUGHES et al., 2007; TEBBETT; BELLWOOD, 2019).

Entretanto, os recifes observados no Caribe e Indo-Pacífico não são semelhantes àqueles observados no Atlântico sudoeste, que possuem características ímpares e são definidos como recifes marginais. Os recifes marginais são ambientes recifais que se desenvolvem em condições ambientais diferentes daquelas conceituadas como ótimas para a formação de um recife tropical arquetípico, como os existentes no Caribe e Indo-Pacífico. Portanto, são recifes que se encontram sob condições limítrofes ao seu desenvolvimento, onde há elevada sedimentação e turbidez da água (LEÃO; KIKUCHI; OLIVEIRA, 2019; LEÃO;

KIKUCHI; TESTA, 2003; PERRY; LARCOMBE, 2003; TEIXEIRA et al., 2021). Como consequência, foram favorecidos organismos com adaptações específicas e elevada resistência a tais circunstâncias, que são consideradas como sub-ótimas. Resultando em um ambiente recifal onde a cobertura coralínea construtora de recifes apresenta alto grau de endemismo, baixa diversidade e predominância de formas massivas, havendo dominância por macroalgas e turf na composição das comunidades bentônicas (AUED et al., 2018; LEÃO; KIKUCHI; TESTA, 2003; LONGO et al., 2015; MATHEUS et al., 2019; PERRY; LARCOMBE, 2003). Nos recifes marginais, as algas são organismos de grande importância, fazendo-se presentes em inúmeras situações e desempenhando diversas funções, além de serem majoritariamente responsáveis pela produtividade primária recifal (FIGUEIREDO et al., 2008).

As características singulares dos recifes marginais proporcionam repostas a distúrbios e capacidades de recuperação diferentes daquelas observadas em recifes primordialmente coralíneos (CONNELL, 1997; ROFF; MUMBY, 2012). Ademais, possivelmente, até mesmo representam uma fase distinta e não um fenômeno recente indicando degradação recifal, evidenciando a necessidade de mais estudos temporais de longo prazo para melhor compreensão de como ocorre a variação ao longo do tempo das comunidades bentônicas recifais marginais (AUED et al., 2018; FONSECA; VILLAÇA; KNOPPERS, 2012; LONGO et al., 2015; MATHEUS et al., 2019). No Brasil, apesar de já evidenciados impactos causando branqueamento de corais, ainda não foi identificada uma tendência única na mudança de fase (CRUZ et al., 2018; LEÃO et al., 2016; TEIXEIRA et al., 2019). Alguns dos estudos existentes são voltados para organismos específicos e mudanças estruturais pontuais, como a redução significativa na cobertura de *Sargassum* spp. acompanhada por um aumento na cobertura de turf (GORMAN et al., 2019) e a perda de cobertura coralínea substituída por zoantídeos e macroalgas (CRUZ et al., 2018). No entanto, não é possível afirmar com convicção que os ambientes recifais brasileiros estão sob mudança de fase, pois, apesar de apresentarem variações temporais, sua atual estrutura recifal também é apontada como preservada (LEÃO; KIKUCHI; OLIVEIRA, 2019; TEIXEIRA et al., 2019, 2021).

O Brasil possui uma extensa província biogeográfica, com cerca de 8000 quilômetros de costa, constituída por um amplo sistema de ambientes recifais heterogêneos com características ímpares, onde, além dos recifes dispostos ao longo da plataforma continental encontram-se quatro ilhas oceânicas, que são Ilha da Trindade, Atol das Rocas, Fernando de Noronha e São Pedro/São Paulo (Figura 1) (AUED et al., 2018). Devido a seu histórico

evolutivo e a grande influência das características da costa brasileira, os recifes do Atlântico sudoeste são significativamente diferentes dos recifes observados no Indo-Pacífico e no Caribe. Os ambientes recifais da Província Brasileira são representados principalmente por recifes rochosos e recifes biogênicos marginais e a fauna brasileira de corais possui alto grau de endemismo e baixa diversidade na comunidade bentônica, sendo muito dessas espécies com ocorrência registrada somente no território brasileiro (LABOREL-DEGUEN et al., 2019; PERRY; LARCOMBE, 2003).

As ilhas oceânicas são aquelas que se formaram fora da plataforma continental e que, portanto, do ponto de vista geológico, nunca tiveram contato com o continente (WHITTAKER; FERNÁNDEZ-PALACIOS, 2007). Nas ilhas oceânicas brasileiras, os invertebrados marinhos não são aos principais componentes da comunidade bentônica, correspondendo a menos de 20% dos organismos presentes, de forma que os 80% restantes são representados pelo grupo de algas (AUED et al., 2018). Devido à distância da zona costeira, os processos oceanográficos e meteorológicos que influenciam as ilhas oceânicas são distintos daqueles que atuam em locais situados na plataforma continental (WHITTAKER; FERNÁNDEZ-PALACIOS, 2007). Além disso, em consequência do alto grau de isolamento geográfico, elas apresentam características quase pristinas, tornando-se menos suscetíveis à forçantes antrópicas locais (FRIEDLANDER; DEMARTINI, 2002). Contudo, elas ainda sofrem impactos dos distúrbios climáticos globais (SANDIN et al., 2008). Em vista da atenuação dos impactos antrópicos locais, do elevado grau de isolamento e das características pristinas, as ilhas oceânicas tornam-se laboratórios naturais para melhor compreensão tanto de variações temporais naturais em ambientes recifais, quanto de variações derivadas de mudanças climáticas globais (AUED et al., 2018; FRIEDLANDER; DEMARTINI, 2002; SANDIN et al., 2008; WHITTAKER; FERNÁNDEZ-PALACIOS, 2007).

À vista disso, evidencia-se necessária a realização de mais estudos temporais das comunidades bentônicas das ilhas oceânicas, já que a maioria dos estudos se concentram nas zonas costeiras brasileiras e, quando sobre as ilhas oceânicas, se referem majoritariamente a caracterizações espaciais (AUED et al., 2018; LONGO et al., 2015; MAGALHÃES et al., 2015; MATHEUS et al., 2019; MEIRELLES et al., 2015; PEREIRA-FILHO et al., 2011). Dada a necessidade e a importância do monitoramento nesses ecossistemas recifais, criou-se o projeto de Pesquisa Ecológica de Longa Duração das Ilhas Oceânicas Brasileiras (PELD-ILOC). Compreendendo pesquisadores de nove universidades do país, o programa é uma

iniciativa da Rede SISBIOTA-Mar e traz como objetivo monitorar de forma contínua as quatro ilhas oceânicas brasileiras (FERREIRA, 2020).

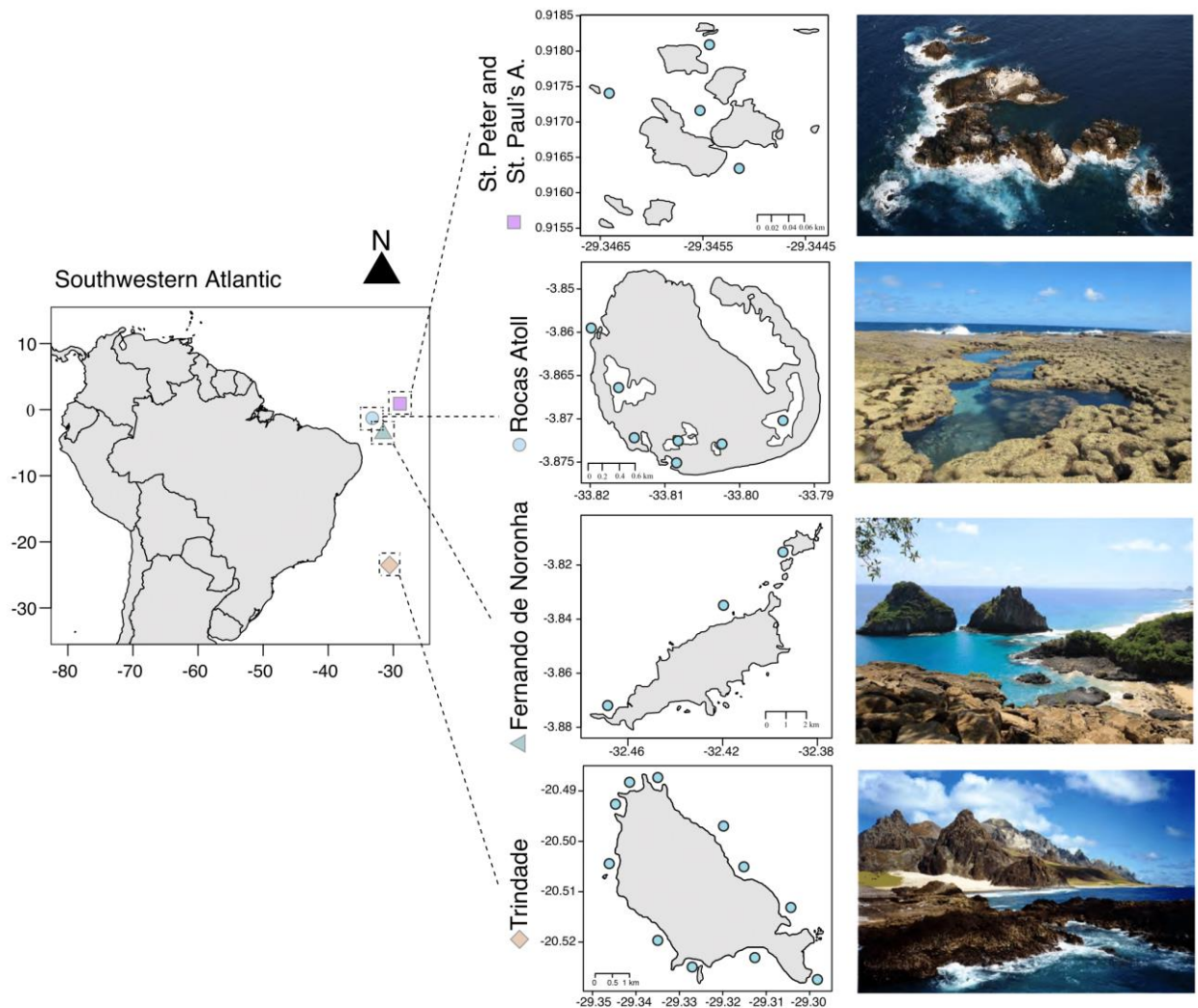


Figura 1. Ilhas oceânicas monitoradas pelo projeto PELD-ILOC (FERREIRA, 2021).

Fernando de Noronha e Atol das Rocas estão localizadas geograficamente próximas, encontrando-se sob mesmas influências climatológicas (ALMEIDA, 2006; AUED et al., 2018; LINSKER, 2003). Diante do aumento e intensidade de distúrbios climáticos que afetam negativamente ecossistemas marinhos ao redor do mundo (SOARES et al., 2021), vê-se relevância em avaliar de forma integrativa a dinâmica temporal dos grupos bentônicos recifais que desempenham funções essenciais no ecossistema marinho, buscando entender a dinâmica temporal das comunidades e a melhor compreensão de respostas de larga escala às mudanças climáticas globais.

2 OBJETIVOS

Objetivo geral

Identificar e comparar as tendências temporais anuais, do ano de 2013 a 2019, das comunidades bentônicas recifais de Fernando de Noronha e Atol das Rocas com base na descrição da variabilidade espaço-temporal dos grupos funcionais nelas presentes a fim de analisar a existência de uma tendência similar na dinâmica da cobertura dos organismos bentônicos entre as duas ilhas ao longo dos anos.

Objetivo específico

- 1) Analisar descritivamente a variação espaço-temporal da comunidade bentônica de Fernando de Noronha e Atol das Rocas;
- 2) Comparar as tendências da variação temporal dos principais grupos bentônicos entre Fernando de Noronha e Atol das Rocas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

Fernando de Noronha (03°86'S, 32°43'O) e Atol das Rocas (03°87'S, 33°80'O) possuem latitude similar e estão localizadas geograficamente próximas, distando, respectivamente, 350 km e 267 km da costa de Natal, Rio Grande do Norte (AUED et al., 2018; CASTRO, 2010; KIKUCHI; LEÃO, 1997). Situadas na mesma cordilheira vulcânica submersa denominada Cadeia de Fernando de Noronha, elas integram ao grupo das ilhas denominadas como equatoriais, que correspondem às ilhas oceânicas ligadas ao sistema de correntes equatoriais (ALMEIDA, 2006; FREIRE et al., 2021). Portanto, Fernando de Noronha e Atol das Rocas apresentam relevante conectividade marinha entre si (FREIRE et al., 2021). Dessa forma, elas estão sujeitas a condições físicas e oceanográficas similares, encontrando-se submetidas a anomalias térmicas em períodos próximos (LEÃO; KIKUCHI; OLIVEIRA, 2019). Nas comunidades bentônicas de Noronha e Rocas há baixa cobertura coralínea construtora de recifes e, no geral, nota-se a dominância de espécies massivas. Sua cobertura bentônica dominante é representada pelo turf e pelas macroalgas. Sendo o turf o

componente mais representativo desses dois ambientes recifais com maior porcentagem de cobertura nas comunidades bentônicas, seguido pelas macroalgas (AUED et al., 2018; PICOLOTTO et al., 2021; ZAMONER et al., 2019).

Todavia, apesar de corresponderem a ilhas oceânicas próximas e situadas na mesma região biogeográfica (FLOETER; SOARES-GOMES; HAJDU, 2009), são dois ambientes significativamente diferentes, apresentando condições locais distintas. As ilhas diferem quanto a formação de seus recifes, quanto ao relevo e quanto a exposição as forçantes antropogênicas locais (CASTRO, 2010; KIKUCHI; LEÃO, 1997; MATHEUS et al., 2019). Sendo um dos sítio um atol e o outro uma ilha emersa, há diferença no carreamento de sedimentos terrígenos, na profundidade dos ambientes recifais, na incidência de luz sobre os recifes, na influência do regime de marés e no dinamismo do sistema recifal (ALMEIDA, 2006; PEREIRA et al., 2010; PICOLOTTO et al., 2021; ZAMONER et al., 2019).

Fernando de Noronha

A ilha de Fernando de Noronha surgiu a cerca de 12.3 milhões de anos e apresenta uma área de aproximadamente 27 km², consistindo no maior arquipélago oceânico brasileiro. A ilha apresenta relevo irregular e, em sua parte emersa, possui 21 ilhas e ilhotas (ALMEIDA, 2006; CASTRO, 2010). Seus ambientes recifais vão de áreas mais rasas até regiões mais profundas e o substrato é composto principalmente por rochas vulcânicas, correspondendo a um recife rochoso, onde não se encontram recifes biogênicos considerados como verdadeiros. Não obstante, há uma fauna abundante de corais e invertebrados marinhos depositando-se sobre seus costões rochosos (AUED et al., 2018; CASTRO, 2010; LEÃO; KIKUCHI; OLIVEIRA, 2019; ZAMONER et al., 2019). A cobertura bentônica dominante é o turf, seguido de macroalgas e calcificadores (AUED et al., 2018). Fernando de Noronha dispõe da maioria de sua área marinha protegida e é um sítio do patrimônio mundial natural (LINSKER, 2003). Todavia, dentre as quatro ilhas oceânicas brasileiras, é a única com habitantes fixos, apresentando um população de aproximadamente 3000 indivíduos. Além dessa população, há um fluxo relevante de pessoas associadas ao turismo, que representa uma das principais atividades econômicas do local (CASTRO, 2010; FERREIRA, 2020). Portanto, é significativa a quantidade de atividade antrópica existente no sítio (FERREIRA, 2020).

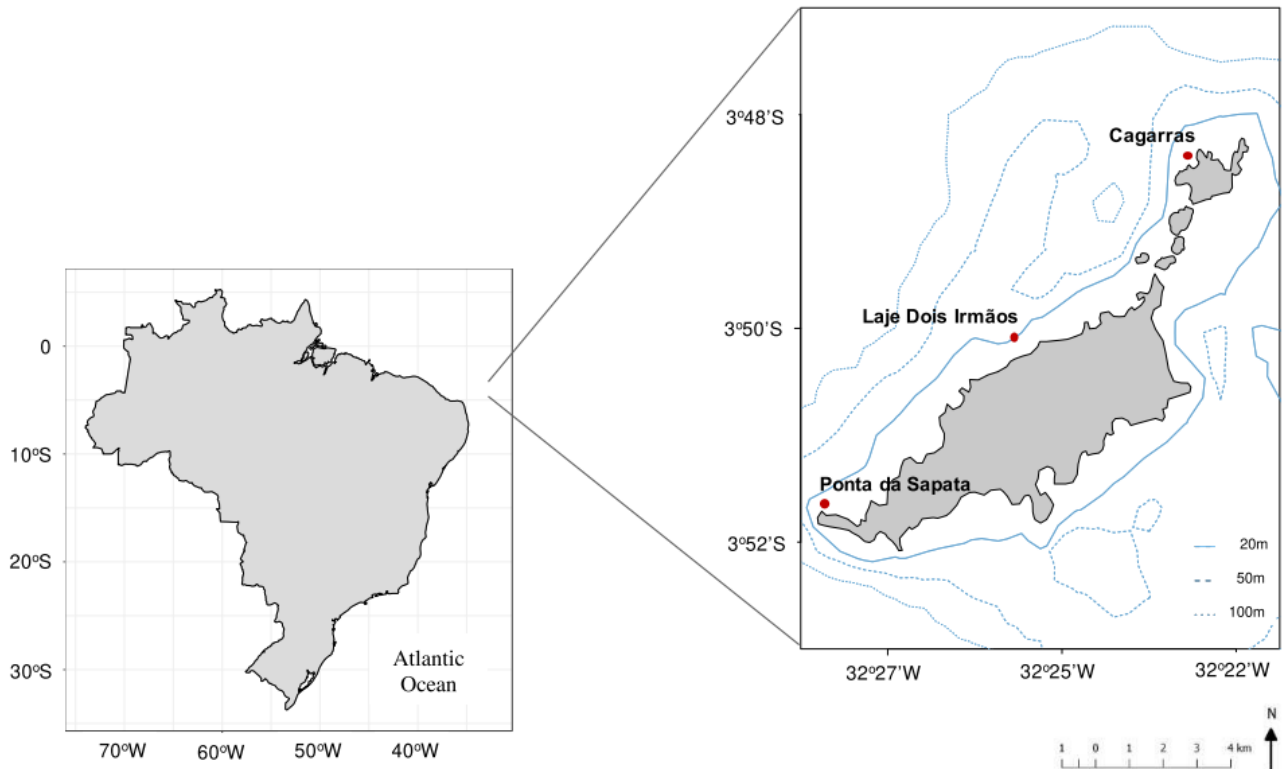


Figura 2. Localização do Arquipélago de Fernando de Noronha com os três sítios de amostragem: Cagarras, Laje Dois Irmãos e Ponta da Sapata (ZAMONER et al., 2019).

Atol das Rocas

O Atol das Rocas está situado sobre um monte submarino com topo aplainado e possui natureza carbonática, caracterizando-se como um recife biogênico (KIKUCHI; LEÃO, 1997; PEREIRA et al., 2010). Ele destaca-se por ser a única ilha oceânica com formação calcárea, enquanto as demais possuem formação rochosa (LEÃO; KIKUCHI; OLIVEIRA, 2019). A idade de formação de seu recife é de aproximadamente 6 mil anos e possui 6,56 km², representando um dos menores atóis do mundo, entretanto, o único do Atlântico Sul (LONGO et al., 2015; PEREIRA et al., 2010). Possuindo as respectivas características de um atol, sua comunidade bentônica sofre grande influência da hidrodinâmica (FONSECA; VILLAÇA; KNOPPERS, 2012). O regime de marés possui papel fundamental na ecologia e geologia, correspondendo a uma dinâmica de piscinas abertas e fechadas. As piscinas abertas são ambientes conectados permanentemente com o mar independente da maré. Ao passo que, as piscinas fechadas apresentam conexão com o mar somente na maré alta, onde a água permanece represada durante os períodos de maré baixa (LONGO et al., 2015; PEREIRA et al., 2010). Os principais organismos construtores do recife biogênico do Atol das Rocas são as algas coralíneas crostosas, constituindo a composição primária da estrutura recifal, e moluscos

gastrópodes vermetídeos e protozoários foraminíferos incrustantes, constituindo a composição secundária (KIKUCHI; LEÃO, 1997; PEREIRA et al., 2010). O turf apresenta cobertura bentônica dominante, seguido pelas macroalgas e calcificadores (AUED et al., 2018; LONGO et al., 2015). Apesar da cobertura coralínea ser baixa, as algas calcáreas crostosas apresentam significativa cobertura, correspondendo a relevantes calcificadores do ambiente recifal (KIKUCHI; LEÃO, 1997). Rocas foi a primeira Reserva Biológica Marinha do Brasil, estabelecida em 1979, e compõe possivelmente o ecossistema mais semelhante ao pristino do país, havendo poucos impactos antrópicos e sendo a entrada na ilha permitida apenas para pesquisa (FERREIRA, 2020; LONGO et al., 2015).

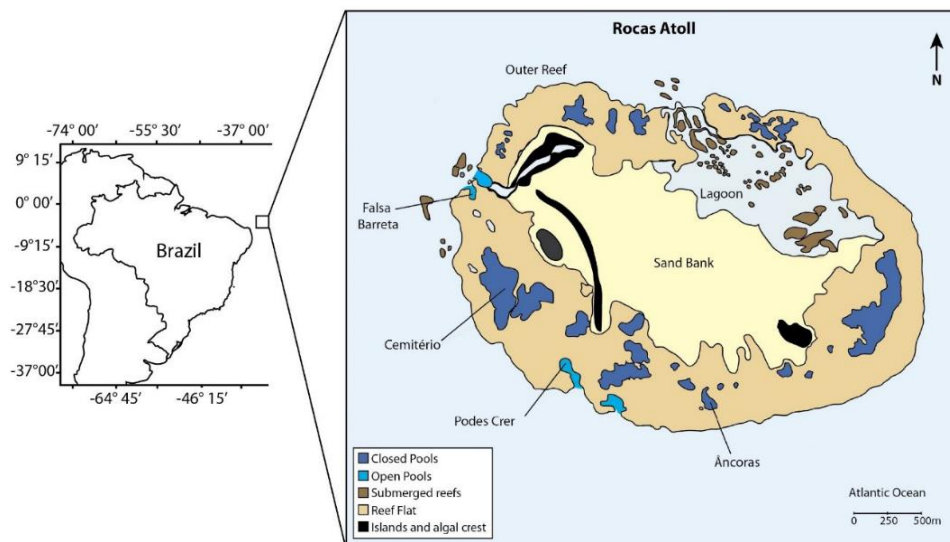


Figura 3. Localização do Atol das Rocas com os quatro sítios de amostragem indicados: Falsa Barreta, Cemitério, Podes Crer e Âncoras (PICOLOTTO et al., 2021)

3.2 Amostragem

A dinâmica temporal das comunidades bentônicas foram observadas a partir de monitoramento fotográfico. As amostragens foram feitas e disponibilizadas pelo PELD-ILOC (FERREIRA, 2020). Mergulhadores realizaram anualmente, de 2013 a 2019, fotografias padronizadas do substrato horizontal recifal ao longo de transectos (SOROKIN, 1993).

Atol das Rocas

No Atol das Rocas, as amostragens foram conduzidas sempre entre os meses de maio e junho, em recifes de 1 a 2 metros de profundidade. Quatro sítios foram amostrados. Duas piscinas abertas, permanentemente conectadas ao oceano: Âncoras, Cemitério. E duas

piscinas fechadas, cuja conexão com o oceano é limitada aos períodos de maré alta: Falsa Barreta e Podes Crer. Foi um total de 7 anos, sendo realizada uma visita por ano. Em cada sítio, a comunidade bentônica foi amostrada através de fotoquadrados de 50x50 cm a cada 2 metros ao longo de três transectos de 20 metros. Em cada transecto dez fotoquadrados foram amostrados. No total, foram amostrados 838 fotoquadrados da mesma área recifal ao longo dos 7 anos.

Fernando de Noronha

Em Fernando de Noronha, as amostras ocorreram sempre no mês de outubro, em recifes de 2 a 21 metros de profundidade. Três sítios foram amostrados: Cagarras, Laje Dois Irmãos e Ponta da Sapata. Um total de 6 anos foram amostrados, também sendo realizada uma visita por ano. Em cada sítio, três a seis transectos de 20 metros foram traçados paralelamente à linha de costa e, em cada transecto, de dez a onze fotoquadrados de 50x50 cm foram amostrados. Com objetivo de cobrir as mesmas áreas amostrais, os transectos foram marcados com vergalhões ao longo dos 7 anos de amostragem. Esse procedimento resultou em um total de 1040 fotoquadrados.

3.3 Processamento das fotografias subaquáticas

As imagens obtidas a partir das fotografias subaquáticas foram processadas no *software* Coral Point Count with Excel extensions (CPCe) com finalidade de avaliar a cobertura da comunidade bentônica recifal através da identificação dos principais organismos, categorizados no menor nível taxonômico possível (KOHLENER; GILL, 2006).

A análise foi realizada sobrepondo 50 pontos aleatórios em cada imagem e identificando visualmente os organismos abaixo de cada ponto. Posteriormente, para cada fotografia realizada nos sítios em cada ano de amostragem, foram criadas planilhas de Excel com a porcentagem de cobertura da comunidade bentônica recifal.

3.4 Análise de dados

As planilhas contendo os dados obtidos da porcentagem de cobertura para cada fotoquadrado, feitas através do processamento das fotografias subaquáticas no CPCe, foram convertidas para dados em proporções. A partir das planilhas com valores em proporções,

realizou-se a categorização dos organismos identificados em grupos funcionais que desempenham relevantes funções no ecossistema marinho (AUED et al., 2018; ZAMONER et al., 2019). Foram definidas 6 (seis) categorias: turf, macroalgas, calcificadores, cianobactéria, suspensívoros/filtradores e zoantídeos (Tabela 1). Em seguida, os dados dos respectivos grupos funcionais foram importados para o *software* de estatística R, onde análises e testes estatísticos foram feitos (caso não seja especificado o pacote utilizado, foi usada uma função nativa do R). A distribuição dos diferentes grupos funcionais ao longo do tempo foi representada por boxplots e a variabilidade dos dados foi calculada a partir do intervalo interquartil (IIQ) (Figura 5).

<i>Grupo funcional</i>	<i>Organismos</i>	<i>Função ecossistêmica</i>
<i>Turf</i>	matriz de algas epilíticas (MAE) composta por algas filamentosas com ramos de algas coralíneas e outros espécimes delicados	produtores primários oportunistas
<i>Macroalgas</i>	macroalgas coriáceas; macroalgas foliáceas; macroalgas filamentosas; macroalgas corticadas	produtores primários geradores de complexidade estrutural
<i>Calcificadores</i>	corais (hidrozoários e antozoários); algas calcáreas crostosas; macroalgas calcáreas articuladas	construtores recifais, geradores de complexidade estrutural
<i>Cianobactérias</i>	microalgas	produtores primários oportunistas de crescimento rápido
<i>Suspensívoros e filtradores</i>	ascídias; esponjas	filtradores com contribuição secundária para o arcabouço recifal
<i>Zoantídeos</i>	zoantídeos (antozoários)	produtores primários contribuintes na consolidação recifal

Tabela 1. Categorização dos organismos identificados no processamento das fotoquadrados em grupos funcionais.

As planilhas contendo os dados e os scripts das análises realizadas no *software* R é de livre acesso e podem ser encontrados online no repositório da plataforma de controle de versão e hospedagem de código-fonte e arquivos GitHub, disponíveis em <https://github.com/manoellabioli/Analises_TCC>.

3.4.1 Transformação de dados

Com finalidade de reduzir a influência de organismos raros ou abundantes ao realizar análises estatísticas, os valores de cobertura foram transformados no arco-seno da raiz quadrada. Dessa forma, os valores extremos são equalizados, entretanto, ainda são preservadas parcialmente suas respectivas características. Essa transformação é indicada e utilizada principalmente para dados que são expressos em proporções (GOTELLI; ELLISON, 2011).

3.4.2 Normalidade e Homocedasticidade

A normalidade foi testada de forma visual por meio de histogramas com a frequência por fotoquadrado da cobertura em porcentagem de determinado grupo funcional (APÊNDICE A), que indicaram dados não normais em razão da assimetria em torno do valor central. A posteriori, a normalidade foi testada estatisticamente através do teste de Shapiro-Wilk, que também indicou a não normalidade dos dados (APÊNDICE B). Foram consideradas com distribuição normal amostras que apresentaram $p > 0.05$.

A homocedasticidade foi testada através do teste de Levene (pacote “*car*” do R), que resultou em uma maioria de grupos funcionais com dados heterocedásticos (

APÊNDICE C). Foram considerados homocedásticas amostras que apresentaram $p > 0.05$.

3.4.3 Análise de Coordenadas Principais

Com a finalidade de visualizar diferenças e similaridades entre as amostras, foram utilizados os dados transformados dos grupos funcionais para realizar a Análise de Coordenadas Principais (PCoA) aplicando o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (pacotes “*ape*” e “*vegan*” do R).

3.4.4 Análise da comunidade bentônica com interação entre ilha e ano

Com objetivo de comparar temporalmente as tendências da cobertura das comunidades bentônicas de Fernando de Noronha e Atol das Rocas, primeiramente foi

verificada a distribuição dos dados (pacote “*fitdistrplus*” do R), sendo a distribuição beta indicada como mais adequada. Em seguida, foi aplicado um modelo de regressão beta (pacote “*betareg*” do R) levando em consideração os fatores ano e ilha e a respectiva interação entre eles com a finalidade de avaliar a distribuição das comunidades bentônicas ao longo do tempo (Figura 5).

4 RESULTADOS

O eixo 1 da PCoA explicou 45.93% da variação do dado e o eixo 2 explicou 33.22%, somando um total de 79.15% (Figura 4). Ambos os gráficos correspondem à mesma análise. Contudo, no gráfico A, está sendo evidenciada a diferença entre os anos através dos 7 polígonos, correspondendo um polígono a cada ano de amostragem. Enquanto no gráfico B, estão sendo evidenciadas as ilhas através dos 2 polígonos, correspondendo um polígono a cada ilha amostrada.

Os polígonos sobrepostos indicam que as amostras não se agrupam a partir dos anos, portanto, os anos não diferenciam tanto as comunidades, a não ser 2019 para Fernando de Noronha (Figura 4A). Até 2017 todos os anos se apresentam próximos, em 2018 Fernando de Noronha começa a diferenciar-se e em 2019 seus pontos evidenciam diferença na composição da comunidade dessa respectiva ilha, onde principalmente as cianobactérias, mas também os suspensívoros e filtradores, são os principais contribuidores para a dissimilaridade. No Atol das Rocas, o ano de 2019 indica uma composição muito diferente de Fernando de Noronha, correspondendo a uma comunidade pouco influenciada por cianobactérias e suspensívoros e filtradores e majoritariamente constituída pela cobertura de MAE e zoantídeos. Portanto, em 2019, as ilhas não seguem o mesmo padrão, indicando que a mudança na comunidade não aconteceu de forma similar do ano de 2018 para 2019. Além disso, o Atol das Rocas se diferencia pela cobertura de zoantídeos, que é ausente em Fernando de Noronha. Em contrapartida, em Fernando de Noronha há a cianobactéria, que não se verifica no Atol das Rocas.

As amostras apresentam um agrupamento parcial por localidade (Figura 4B). As amostras correspondentes a Fernando de Noronha se encontram mais ao lado esquerdo e as amostras correspondentes ao Atol das Rocas se encontram mais ao lado direito. Contudo, os vetores de MAE, macroalgas e calcificadores, que condizem aos três grupos funcionais mais

abundantes, permanecem na região sobreposta dos polígonos, indicando que são grupos em comum nas duas ilhas. A maioria dos pontos que designam as amostragens do Atol das Rocas localizam-se entre zoantídeos, MAE e macroalgas. Enquanto em Fernando de Noronha, a maioria fica entre cianobactérias, calcificadores, suspensívoros e filtradores e macroalgas. Dos três grupos funcionais dominantes (MAE, macroalgas e calcificadores), o vetor de MAE direciona para mais amostras anuais do Atol das Rocas, o vetor de macroalgas fica entre ambas as ilhas e o vetor de calcificadores direciona para mais amostras anuais de Fernando de Noronha. Essa disposição dos vetores pode indicar que, ao longo do tempo, ambas as comunidades apresentam abundância similar de macroalgas, mas diferem na de calcificadores e MAE.

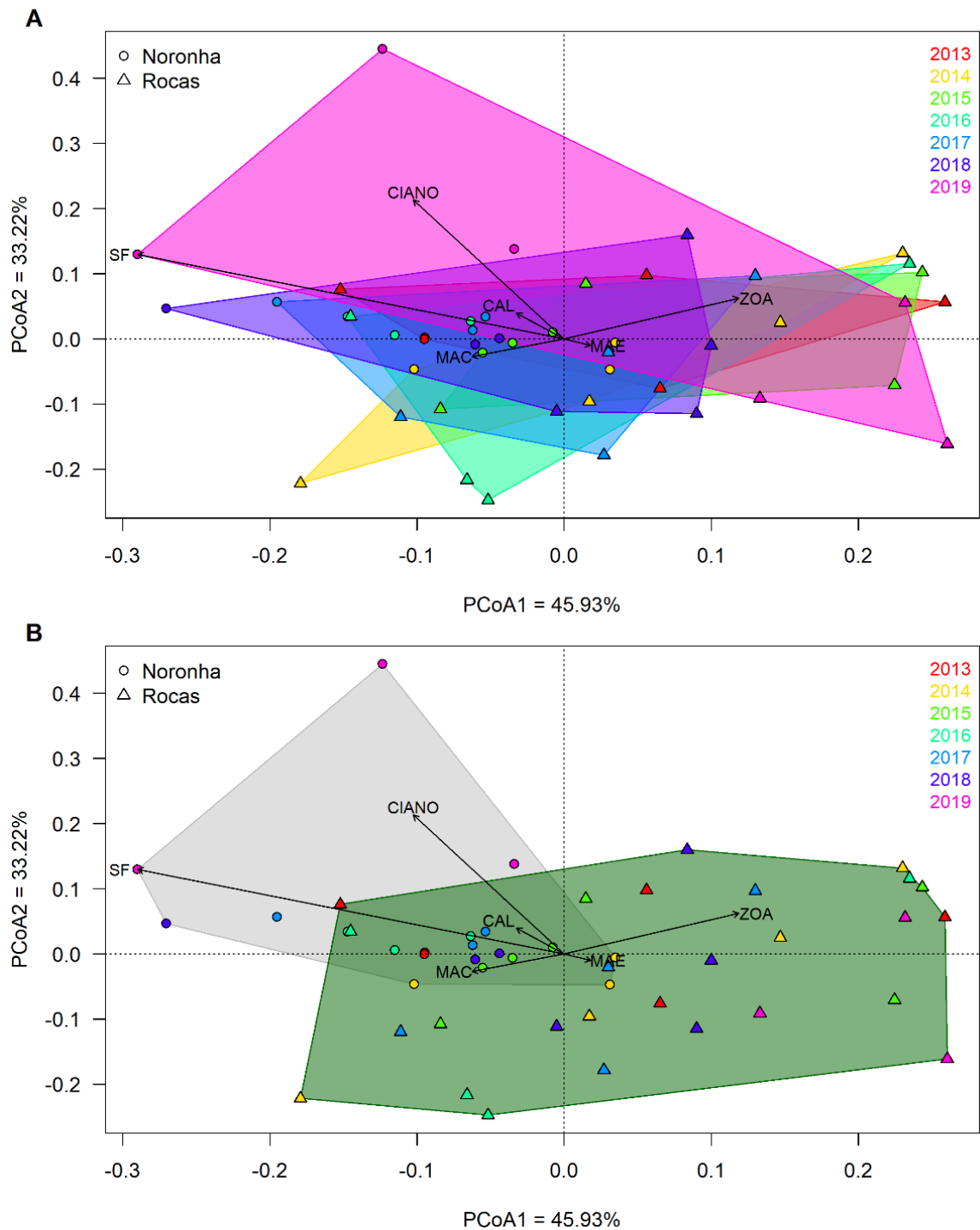


Figura 4. Resultado da PCoA criada com base na mediana dos grupos funcionais divididos por sítios. Cada ponto, identificado por ilha (formato do ponto) e ano (cor do ponto), representa uma coordenada do eixo 1 e 3 criado pela PCoA. A: cada polígono corresponde a um ano de amostragem, com pontos de ambas as ilhas. B: o polígono verde é o agrupamento de todos os anos de Rocas e o polígono cinza é o agrupamento de todos os anos de Fernando de Noronha. Legenda dos vetores: SF – suspensívoros e filtradores; CAL – calcificadores; CIANO – cianobactérias; ZOA – zoantídeos; MAC – macroalgas; MAE – matriz de algas epilíticas.

Os boxplots com valores de significância entre os anos e entre as ilhas (Figura 5) ilustram a dinâmica dos grupos funcionais ao longo dos anos através da porcentagem de cobertura por fotoquadrado por ano de amostragem e especifica os anos em que houve um p-valor significativo para os respectivos grupos funcionais. Os gráficos de turf e de macroalgas confirmam, em ambas as ilhas, a dominância dos respectivos grupos funcionais. Turf é o componente principal da comunidade bentônica, seguido pelas macroalgas.

Em Fernando de Noronha, a maioria dos valores de cobertura total de turf (Figura 5A) por fotoquadrado estão dentro da faixa de 25.95 a 58.33% (IIQ = 32.38), exceto o ano de 2019, que possui a maioria de seus valores entre 8.22 e 29.18%. A ilha apresentar um valor significativo de variação na cobertura de turf entre os anos, principalmente entre o ano de 2014, que possuiu valores mais elevados de cobertura, e 2019, que é o ano com menores valores. Dentre os quatro valores significativos de mudança na cobertura de turf, três deles são de redução do respectivo grupo funcional, nos anos de 2014-2015, 2015-2016 e de 2018-2019. Portanto, a matriz de algas epilíticas apresenta oscilação em sua cobertura, mas com uma possível tendência temporal de redução, principalmente entre os últimos anos de amostragem, de 2018 a 2019. Em Atol das Rocas, os valores estão entre 22 e 65.89% (IIQ = 43.88) e, diferentemente de Fernando de Noronha, a ilha aparentemente apresenta pouca variação entre os anos e com aumento significativo nos últimos anos de amostragem, de 2017 a 2019. Há apenas dois valores significativos de mudança na cobertura de turf, sendo o p-valor do ano que aumenta a cobertura mais expressivo do que o ano de redução. Ademais, para o Atol das Rocas, em 2019, o grupo funcional continua a apresentar um aumento gradual de cobertura, correspondendo aos valores mais altos registrados ao longo de todo o período amostral para a respectiva ilha, contudo, não há valores que indiquem significância. Quando observado os p-valores de comparação entre as ilhas, 2014, o ano em que Noronha possuiu os valores mais elevados de cobertura, corresponde ao único com significância do período de 2013 a 2017, isso provavelmente deve-se ao fato de que Noronha manifestou um aumento enquanto Rocas conservou seus valores de cobertura próximos ao ano de 2013. Entretanto, é notável a diferença entre as ilhas na cobertura de 2018 e 2019, possuindo p-valores significativos. Enquanto Fernando de Noronha apresenta valores de cobertura gradualmente reduzidos, Atol das Rocas apresenta valores gradualmente elevados. Assim sendo, se sugere uma tendência oposta entre Fernando de Noronha e Atol das Rocas para o grupo funcional turf do ano de 2017 ao ano de 2019, que são os últimos anos de amostragem. Além disso, na

PCoA (Figura 4A), é possível notar no ano de 2019 uma amostra do Atol das Rocas destacando-se das demais, possuindo valor positivo no eixo 1 e negativo no eixo 2. O vetor projetado na direção desse ponto, por mais que não seja comprido, é o de MAE. Corroborando assim a sugestão indicada pela regressão beta de que há uma tendência oposta entre ambas as ilhas para esse grupo funcional.

Macroalga (Figura 5B) é o segundo componente principal na comunidade bentônica. Em Fernando de Noronha, a maior parte dos valores de cobertura total por fotoquadrado estão entre 13.46 e 35.54% (IIQ = 22.08), com exceção de 2019, que possui um p-valor indicando significância na redução da cobertura e os menores valores de todo período amostral, havendo valores de primeiro quartil que se encontram até 2%. Também entre os anos de 2013 e 2014, há significância na redução do respectivo grupo funcional. Todavia, além de ser menos expressiva do que a redução do último ano de amostragem, após 2014 é possível notar um aumento gradual na cobertura. Em Atol das Rocas, a maioria dos valores estão entre 0 e 28% (IIQ = 28), sendo 2016 um ano aparentemente atípico e apresentando, além de maior mediana, maior número de amostras com valores elevados, havendo valores de terceiro quartil que chegam até 54.53%. Ademais, assim como em Fernando de Noronha, a redução na cobertura é significativa de 2018 para 2019. Dessa forma, sugerindo um tendência temporal similar desse grupo funcional para ambas as ilhas, pois há um tênue aumento na cobertura entre os anos de 2015 a 2017 e uma redução de 2017 a 2019, com valor de significância para ambas as ilhas de 2018 a 2019.

Os calcificadores, as cianobactérias, os zoantídeos e os suspensívoros e filtradores são grupos com tendências de coberturas baixas, persistindo com suas respectivas abundâncias reduzidas ao longo do período amostral. Sendo o calcificadores (Figura 5C) o que apresenta maior cobertura dentre esses grupos funcionais. Em Fernando de Noronha, quando avaliada a cobertura total por fotoquadrado do respectivo grupo, se verifica que a maior parte das amostras estão entre o intervalo de 10.81 e 29.55% (IIQ = 18.74). Além disso, há significância para todos os anos, com exceção do ano de 2018 para 2019. Contudo, é evidente a oscilação na cobertura de calcificadores, pois há valores de significância tanto para redução da cobertura quanto para aumento. Em Atol das Rocas, a maioria das amostras estão abaixo de 14.26% de cobertura (IIQ = 14.26) e o ano com menor mediana foi 2019. O ano de 2013 é exceção, possuindo mediana de 14.68% e amostras com até 31.73% no terceiro quartil de cobertura. Em Rocas, durante o período amostral, houve possivelmente uma tendência de redução de calcificadores indicado por p-valores significativos entre os anos de 2013-2014 e

2018-2019. Enquanto em Noronha, há uma oscilação entre os anos, porém sem valores expressivos que indiquem uma tendência temporal de redução ou de aumento da cobertura. Portanto, ao passo que Fernando de Noronha oscila na cobertura de calcificadores, Atol das Rocas permanece com valores baixos durante todo período amostral e, além disso, indica uma possível redução de cobertura. Dessa forma, se sugere uma tendência temporal diferente para ambas as ilhas, todavia, não oposta, corroborada pela regressão beta, que apresenta p-valores significativos entre as ilhas para todos os anos.

No grupo funcional das cianobactérias (Figura 5D), em ambas as ilhas, a maioria das amostras possuem valores entre 0 e 2% de cobertura total de um fotoquadrado. Em Fernando de Noronha (IIQ = 2.67), do ano de 2016 para o ano de 2017 houve um sutil aumento na cobertura indicado por um p-valor significativo e chegando a 7% o terceiro quartil. Entretanto, esse aumento na cobertura foi seguido de uma redução também significativa em 2018. No ano de 2019, se verifica novamente um aumento significativo e a maioria das amostras estão entre 6.16 e 63.86% de cobertura, correspondendo aos valores mais elevados já registrados para cianobactérias em ambas as ilhas durante todo o período amostral. Atol das Rocas (IIQ = 2), apesar de não apresentar valores de significância para o respectivo grupo funcional, há um sutil aumento no ano de 2018, com valores do terceiro quartil chegando a 4%. Apesar da baixa cobertura ser majoritariamente predominante em ambas as ilhas, aparentemente há uma tendência temporal diferente desse grupo funcional em cada um dos locais, sendo o ano de 2019 marcado por um p-valor significativo quando comparando a cobertura de cianobactérias entre as ilhas.

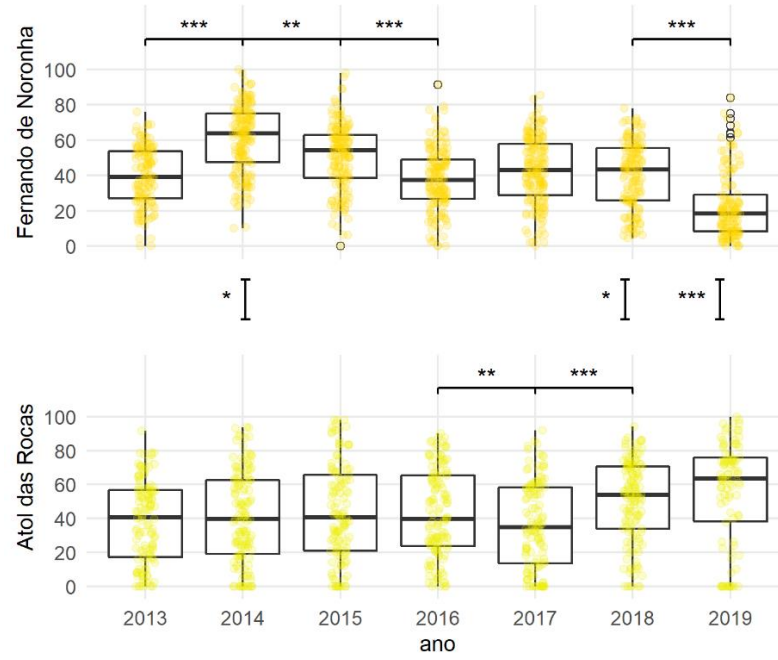
Os zoantídeos (Figura 5E), em Fernando de Noronha, apresentam cobertura abaixo de 1% (IQ = 0). No Atol das Rocas, há uma tendência de redução na cobertura ao longo do período amostral, ainda que, para ambas as ilhas, não haja valores significativos de alteração na cobertura. Em Atol das Rocas (IIQ = 2), do ano de 2013 ao ano de 2015, a maioria dos valores chegam até 4%. A seguir, no ano de 2016, há uma redução para valores de até 2% e, logo após, de 2017 a 2019 a cobertura se apresenta abaixo de 1%. O gráfico confirma a maior abundância de zoantídeos no Atol das Rocas quando comparado a Fernando de Noronha, e a regressão beta corrobora indicando um p-valor significativo para o ano de 2013 na comparação da cobertura entre as ilhas.

Os suspensívoros e filtradores (Figura 5F), em Fernando de Noronha, possuem a maioria dos valores de cobertura total por fotoquadrado abaixo de 1% entre os anos de 2014 a 2018 e, em 2013 e 2019, a maioria dos valores se encontram até 2% (IIQ = 0). No Atol das

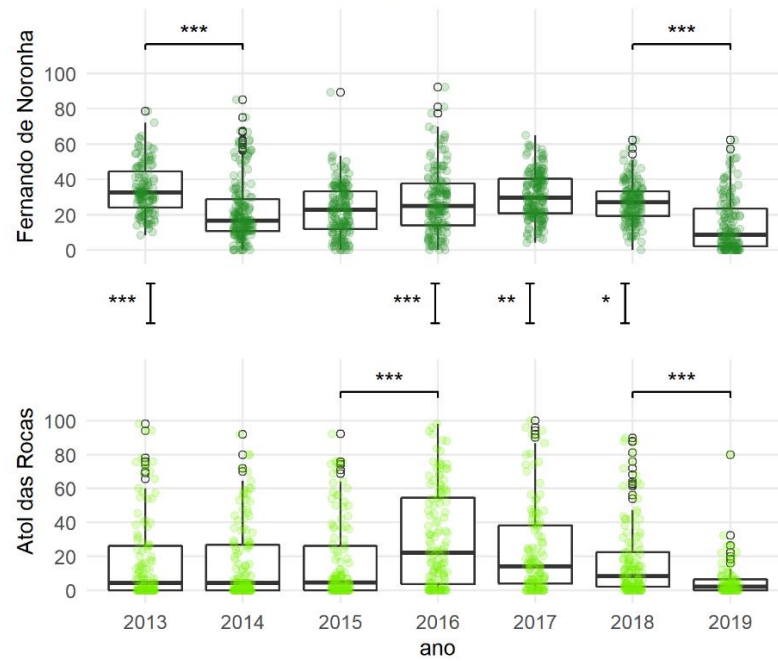
Rocas, os valores de cobertura são abaixo de 1% para todos os anos (IIQ = 0). O gráfico confirma a maior abundância de suspensívoros e filtradores em Fernando de Noronha quando comparado ao Atol das Rocas. Contudo, assim como os zoantídeos, também não há valores significativos de alteração na cobertura para ambas as ilhas.

Fernando de Noronha apresenta baixa cobertura de turf e macroalgas com p-valores significativos de 2018 a 2019, enquanto no grupo funcional das cianobactérias constata-se um aumento com significância nos anos de 2017 e 2019. O Atol das Rocas apresenta baixa cobertura de macroalgas e calcificadores com p-valores significativos de 2018 a 2019 e alta cobertura de turf, que nesses anos apresenta os valores mais elevados de todo o período amostral para a respectiva ilha. Dessa forma, infere-se que tanto Fernando de Noronha quanto Atol das Rocas apresentam tendências para o crescimento de grupos oportunistas nos últimos anos de monitoramento.

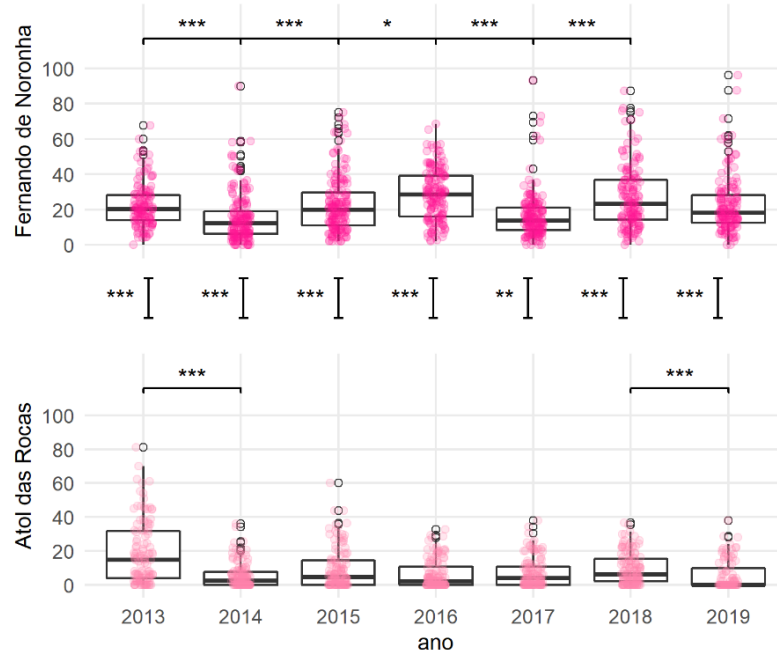
A Cobertura turf (%)



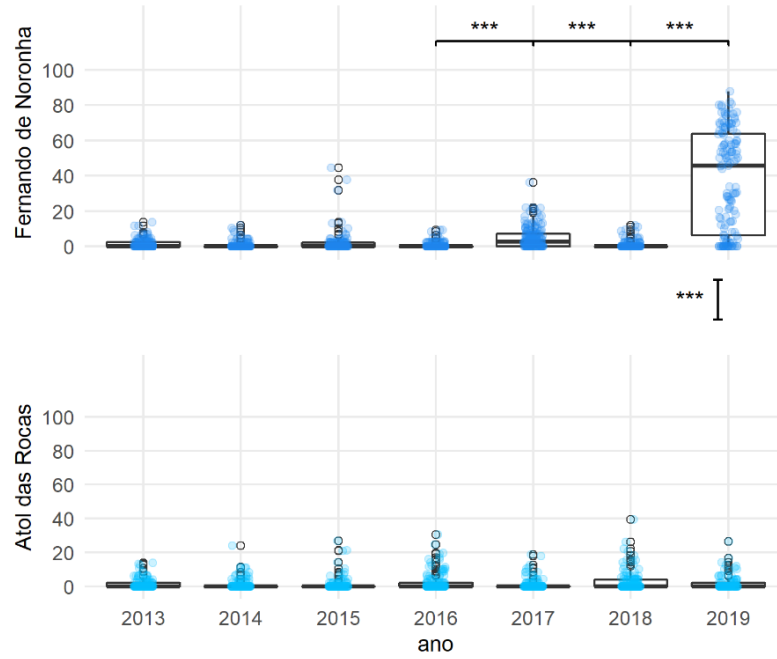
B Cobertura macroalgas (%)



C Cobertura calcificadores (%)



D Cobertura cianobactérias (%)



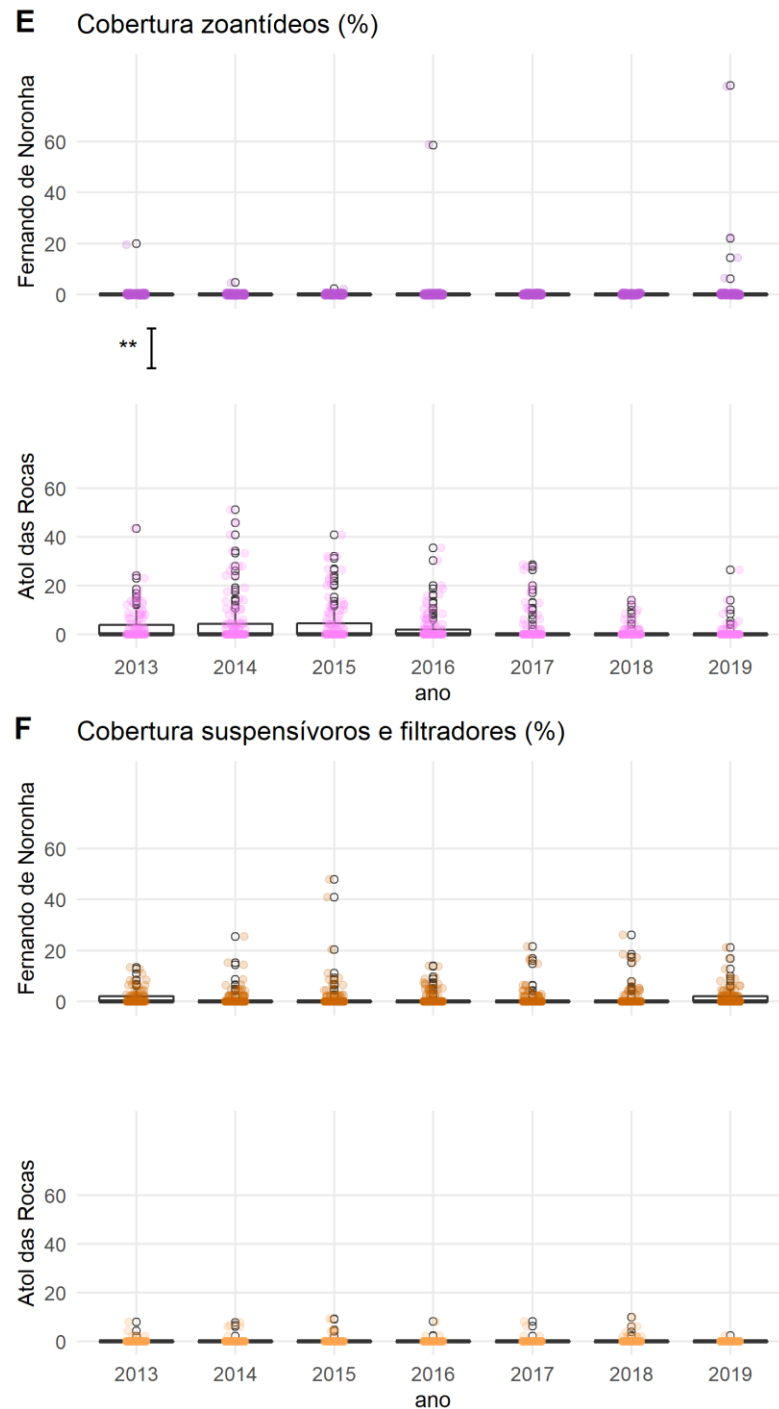


Figura 5. Cobertura por fotoquadrado de 2013 a 2019 dos grupos funcionais bentônicos e modelo de regressão beta para Fernando de Noronha e Atol das Rocas. Centro do boxplot = mediana, limite inferior e superior = percentil de 75%, cada ponto corresponde a uma unidade amostral (um fotoquadrado). Nível de significância ilustrado por asteriscos correspondem ao p-valor da regressão beta: *** $p < 0.001$; ** $0.001 \leq p < 0.01$; * $0.01 \leq p < 0.05$. As diferenças indicadas nas barras horizontais correspondem aos valores de significância entre os anos da própria ilha amostrada e as diferenças indicadas nas barras verticais correspondem aos valores de significância entre as ilhas para cada ano amostrado.

5 DISCUSSÃO

A análise descritiva das comunidades bentônicas de Fernando de Noronha e Atol das Rocas (Figura 5) presente nesse estudo temporal evidenciou ambas as estruturas recifais compostas principalmente por turf, macroalgas e calcificadores, sendo os respectivos dois primeiros de maior dominância, corroborando as literaturas pré-existentes (AUED et al., 2018; LONGO et al., 2015; MATHEUS et al., 2019; PICOLOTTO et al., 2021; ZAMONER et al., 2019). Portanto, apesar das ilhas apresentarem origens diferentes das estruturas recifais, sendo Noronha um recife rochoso e Rocas um recife biogênico (AUED et al., 2018; CASTRO, 2010; KIKUCHI; LEÃO, 1997), elas possuem uma estrutura funcional da comunidade bentônica semelhante.

Salienta-se a possível diferença apontada pelos vetores da PCoA (Figura 4) para o grupo funcional de calcificadores e também evidenciada na abundância da cobertura de calcificadores entre as ilhas (Figura 5C) como uma questão metodológica e amostral. A estrutura recifal biogênica do Atol das Rocas possui maior contribuição de calcificadores quando comparada ao substrato rochoso de Fernando de Noronha (CASTRO, 2010; KIKUCHI; LEÃO, 1997; LEÃO; KIKUCHI; TESTA, 2003). Entretanto, a amostragem em Rocas possui uma restrição de logística, sendo realizada apenas em piscinas, o que resulta em informações quantitativas precárias para o sistema externo ao anel do atol, portanto, não se sabe ao certo como é a composição da comunidade na área externa ao anel de Rocas. Essa questão metodológica reflete na descrição da comunidade bentônica. Dessa forma, apenas esse recorte do habitat proporcionado pelo método amostral adotado não evidencia integralmente a relevante contribuição dos organismos calcificadores para o arcabouço recifal do Atol das Rocas. Trabalhos como Kikuchi e Leão 1997 e Pereira et al. 2010 já evidenciaram a contribuição primária de calcificadores na estrutura recifal da respectiva ilha, sendo as algas calcáreas crostosas os principais organismos construtores do recife, seguidas por molusco gastrópodes vermetídeos e protozoários foraminíferos incrustantes.

A partir da regressão beta (Figura 5), é possível apontar tendências para ambas as ilhas quanto ao crescimento de grupos oportunistas nos últimos anos de monitoramento. Fernando de Noronha apresenta baixa cobertura de turf e macroalgas com p-valores significativos de 2018 a 2019, o que possivelmente deve-se pelo aumento significativo da cobertura de cianobactérias. O Atol das Rocas apresenta baixa cobertura de macroalgas e

calcificadores com p-valores significativos de 2018 a 2019 e elevada cobertura de turf, que apresenta os valores mais altos de todo o período amostral para a respectiva ilha.

As forçantes externas interagem controlando a mudança de fase sobre os grupos funcionais dominantes em ambientes recifais, dessa forma, a dinâmica dos grupos funcionais pode ser indicadora da saúde recifal. O aumento de distúrbios a partir de forçantes antrópicas locais e globais têm impactado severamente os ambientes recifais em todo o globo, resultando na alteração das comunidades bentônica (DONE, 1992; JOUFFRAY et al., 2019).

As cianobactérias correspondem a um grupo funcional oportunista de crescimento rápido e súbito. Sua floração pode afetar nocivamente toda comunidade bentônica (CHARPY et al., 2012). As cianobactérias, além de estruturarem tapetes impedindo a troca gasosa e a incidência de luz solar nos demais grupos funcionais, inibem o recrutamento coralíneo a partir da competição por ocupação de espaço e formam associações microbianas com outros organismos em tecidos de corais, causando a morte do tecido e declínio considerável na saúde dos ambientes recifais (CHARPY et al., 2012; KUFFNER et al., 2006).

Dessa forma, vale ressaltar que a redução significativa de turf em Noronha possivelmente deve-se ao aumento significativo registrado para o grupo funcional das cianobactérias que, além de ser um organismo de crescimento acelerado e súbito, encobre os demais grupos funcionais, podendo resultar em efeitos nocivos sobre a comunidade. Contudo, no momento da floração não necessariamente houve a substituição imediata dos demais grupos funcionais presentes na comunidade bentônica pelas cianobactérias, sendo muitas vezes esse processo de substituição de grupos funcionais dominantes por outros, algo que leva tempo (DONE, 1992; SCHEFFER et al., 2001). Assim sendo, quando há presença de cianobactérias, seus valores de cobertura acabam se sobressaindo e possivelmente correspondem a valores reduzidos de outros grupos funcionais que estão encobertos, mas que após a redução da cobertura de cianobactérias voltam a apresentar valores mais elevados de cobertura por fotoquadrado.

A problemática é que, a exposição da comunidade bentônica a sucessivos ou prolongados períodos de encobrimentos por cianobactérias, pode resultar em uma mudança de fase no ambiente recifal (BAKKER et al., 2017; KUFFNER et al., 2006). Cianobactérias estão se tornando cada vez mais proeminentes em ambientes recifais em declínio e em recifes de todo o mundo, sendo registrado aumento na ocorrência de florações (PAERL; HUISMAN, 2008; PAUL, 2008). Estudos como Paul et al. 2005 apontam florações impactando negativamente os recifes da Flórida (Estados Unidos) e outros como Bakker et al. 2017

evidenciaram no Caribe as cianobactérias tornando-se o grupo funcional dominante na cobertura bentônica e sugere-se que essa alteração não é apenas sazonal, sendo observadas altas coberturas de cianobactérias durante anos. Posteriormente aos efeitos nocivos proporcionados pela floração de cianobactérias, pode haver o desenvolvimento significativo de táxons sucessionais que não contribuem com a estrutura calcárea recifal, como o turf e as macroalgas, em detrimento de organismos calcificadores, como as algas calcáreas crostosas e os corais (CHARPY et al., 2012; KUFFNER et al., 2006; NEVES; RODRIGUES, 2020).

Apesar do turf não apresentar um crescimento tão acelerado como o grupo funcional das cianobactérias, é um grupo oportunista com alta tolerância a estresses ambientais (CONNELL; FOSTER; AIROLDI, 2014; FIGUEIREDO et al., 2008). O turf possui maior velocidade de crescimento quando comparado a macroalgas e calcificadores, que são responsáveis por promover complexidade estrutural (ALVAREZ-FILIP et al., 2009; FIGUEIREDO et al., 2008; KIKUCHI; LEÃO, 1997; LITTLER; LITTLER; BROOKS, 2006). Além disso, o turf pode encobrir e conseqüentemente impedir a troca gasosa dos demais organismos sésseis, tornando-se um competidor (FIGUEIREDO et al., 2008). Ademais, os próprios sedimentos presos no turf podem afetar negativamente o recrutamento de outros organismos e, através do sombreamento e restrição de trocas gasosas, reduzir a taxa fotossintética (TEBBETT; BELLWOOD, 2019). Portanto, ele possui vantagem sobre os demais grupos bentônicos, estabelecendo-se mais facilmente, principalmente após algum distúrbio afetar os calcificadores, como doenças e branqueamentos (CONNELL; FOSTER; AIROLDI, 2014; FIGUEIREDO et al., 2008).

Dessa forma, possivelmente existe uma relação entre a redução na cobertura de macroalgas e calcificadores e o aumento na cobertura de turf no Atol das Rocas. Estudos prévios como Filbee-Dexter et al. 2016 e Feehan et al. 2019 já registraram no oceano Atlântico alteração de comunidades compostas primordialmente por macroalgas em comunidades com dominância de turf. Sendo o principal condutor de mudança o estresse térmico proporcionado por temperaturas elevadas da superfície do mar. Outros estudos, como Morais et al. 2020, também já registraram mudanças nas comunidades bentônicas relacionadas com altas coberturas de turf, todavia, foram alterações em comunidades com dominância de organismos coralíneos.

Segundo o modelo de regressão beta (Figura 5), Fernando de Noronha e Atol das Rocas apresentaram tendência de declínio na cobertura de macroalgas no último ano de amostragem, possuindo os menores valores registrados ao longo de todo período amostral

para ambas as ilhas. Apesar das macroalgas serem amplamente relacionadas com mudança de fase em ambientes recifais degradados, como Bruno et al. 2009 e Arias-González et al. 2017 evidenciam, nos ambientes recifais marginais elas são, além de muitas vezes dominantes como já descreveu Aued et al. 2018, muito importantes. As macroalgas possuem função estrutural e são relevantes produtoras primárias, servindo como base da cadeia produtiva (FIGUEIREDO et al., 2008; KIKUCHI; LEÃO, 1997). Fernando de Noronha e Atol das Rocas são recifes marginais que já possuem dominância por macroalgas, apresentando na composição de sua comunidade bentônica maior cobertura de macroalgas do que de calcificadores (AUED et al., 2018). O aumento significativo desse grupo funcional para além do que já é presente em biomassa nessas ilhas oceânicas brasileiras poderia ser alarmante e indicar degradação recifal, já que macroalgas podem competir diretamente com calcificadores por espaço no substrato, além de competirem indiretamente e conseguirem rapidamente ocupar o substrato livre quando corais morrem devido a estresses ambientais e doenças (ARIAS-GONZÁLEZ et al., 2017; BRUNO et al., 2009; HOEGH-GULDBERG, 1999; LITTLER; LITTLER; BROOKS, 2006). Entretanto, essa respectiva redução do grupo funcional não é um bom indicativo, pois houve simultaneamente aumento dos grupos funcionais oportunistas de cianobactéria em Noronha e turf em Rocas. Portanto, essa redução de cobertura no grupo funcional das macroalgas, na verdade, é observada como possivelmente nociva para a comunidade bentônica recifal, podendo ser mais um indicador de mudança de fase em direção a uma comunidade composta principalmente por turf e cianobactérias, como Bakker et al. 2017 já descreveu anteriormente para estudos temporais no Caribe e Feehan et al. 2019 descreveu para florestas de kelp no Atlântico noroeste.

A dominância do turf, macroalgas e cianobactérias em detrimento de organismos calcificadores é mediada por dois fatores controladores principais: a disponibilidade de nutrientes e a herbivoria (KOOP et al., 2001; LITTLER; LITTLER; BROOKS, 2006; MCCLANAHAN; KARNAUSKAS, 2011). A dinâmica de nutrientes pode gerar respostas bióticas nos ambientes recifais. Mudanças na utilização do solo e aumento populacional resultam na alteração dos nutrientes dissolvidos na água do mar, atuando diretamente nas comunidades bentônicas como fator limitante ou mecanismo estimulante. Altos níveis de nutrientes e sedimentos estimulam o crescimento de turf e macroalgas, propiciam florações nocivas de cianobactérias e inibem o recrutamento e crescimento de organismos calcificadores construtores de recifes (ARIAS-GONZÁLEZ et al., 2017; JOUFFRAY et al., 2019; WEDDING et al., 2018). Koop et al., 2001 observou em seu trabalho que os impactos

dos nutrientes sobre a comunidade recifal depende do seu nível de aporte. A mortalidade coralínea não ocorre com pulsos moderados de nutrientes, todavia, com o aumento no aporte de nutrientes a morte dos corais torna-se evidente e, além disso, o recrutamento larval também se mostra afetado (JOUFFRAY et al., 2015; KOOP et al., 2001).

O Atol das Rocas não sofre significativamente com impactos antrópicos locais (FERREIRA, 2020; LONGO et al., 2015), de maneira que o aumento na cobertura de turf nos últimos anos de amostragem não pode ser associada a eles. Já Fernando de Noronha sofre mais significativamente com impactos antrópicos locais, correspondendo a única ilha oceânica brasileira com habitantes fixos e um intenso fluxo de turistas, apresentando uma população de aproximadamente 3 mil habitantes e recebendo anualmente cerca de 60 mil turistas (CASTRO, 2010; FERREIRA, 2020). Portanto, a ilha possui mais aporte de nutrientes e sedimentos através de efluentes, uso da terra e modificação de habitats quando comparada ao Atol das Rocas, o que pode apresentar uma relação com o aumento especificamente de cianobactérias em sua comunidade bentônica, enquanto Rocas apresentou aumento de turf.

Além disso, ao mesmo tempo que existe a atuação de forçantes antrópicas locais, os recifes também são influenciados por forçantes antrópicas globais, como acidificação e aquecimento da água dos oceanos (FORDYCE et al., 2019; JOUFFRAY et al., 2019). As ondas de calor marinhas tem sido registradas com maior frequência e com ocorrências mais intensas (DUARTE et al., 2020; SOARES et al., 2021). Em decorrência, os ambientes recifais têm sofrido severos branqueamentos e altas taxas de mortalidade, o que favorece o declínio da comunidade recifal como um todo (DUARTE et al., 2020; LEÃO; KIKUCHI; OLIVEIRA, 2019). Soares et al. 2021 registra em seu estudo intensos processos de branqueamento para os recifes marginais brasileiros e chama atenção para a alta taxa de mortalidade de corais após as intensas ondas de calor marinhas de 2019 e 2020. Duarte et al. 2020 também aponta a mortalidade em massa sem precedentes nos recifes do Atlântico sul coincidindo com o aumento de ondas de calor marinhas, também indicando que as ondas de calor marinhas são forçantes antrópicas globais que representam grandes ameaças aos recifes marginais do Brasil.

Forçantes antrópicas locais e globais atuando em conjunto resultam em ambientes recifais com baixa resiliência (HUGHES et al., 2007; JOUFFRAY et al., 2019). Muitos ambientes recifais pelo mundo têm passado por mudanças de fase alternadas e degradadas por conta desses efeitos combinados da sobrepesca, do declínio da qualidade da água e do impacto direto e indireto de mudanças climáticas globais (BRUSTOLIN et al., 2019; DONE,

1992; HUGHES et al., 2007; JOUFFRAY et al., 2019; LITTLER; LITTLER; BROOKS, 2006). Inclusive, a perda de resiliência dos ambientes recifais através do impacto de forçantes antrópicas locais pode torna-los mais suscetíveis a efeitos nocivos de forçantes antrópicas globais, de forma que a comunidade recifal não consegue se reestabelecer com sua respectiva funcionalidade e características após um distúrbio climático (KOOP et al., 2001; LITTLER; LITTLER; BROOKS, 2006; MCCLANAHAN; KARNAUSKAS, 2011; WILLIAMS; POLUNIN; HENDRICK, 2001). Estudos como Hughes et al. 2007 e Wedding et al. 2018 já evidenciaram a importância do aumento da resiliência dos ambientes recifais como forma de reduzir os danos causados pelas forçantes antrópicas globais, evitando que os recifes passem por mudanças de fase e apresentem um declínio generalizado da saúde recifal.

Fernando de Noronha e Atol das Rocas possivelmente sofrem simultaneamente os impactos das forçantes antrópicas globais (SANDIN et al., 2008; SOARES et al., 2021; WHITTAKER; FERNÁNDEZ-PALACIOS, 2007), visto que ambas as ilhas apresentam tendências similares nos últimos anos de amostragem de aumento na abundância de grupos funcionais oportunistas, o que coincide com anos de intensos distúrbios antrópicos globais (DUARTE et al., 2020; SOARES et al., 2021). Entretanto, apesar de seu elevado grau de isolamento por serem ilhas oceânicas (FRIEDLANDER; DEMARTINI, 2002), Fernando de Noronha pode também estar sofrendo com forçantes locais (JOUFFRAY et al., 2019).

O Atol das Rocas não apresenta impactos antrópicos locais relevantes que possam resultar em uma alteração estrutural da comunidade bentônica recifal (FERREIRA, 2020; LONGO et al., 2015). Portanto, relaciona-se o aumento da cobertura de turf em sua comunidade bentônica com forçantes antrópicas globais, como anomalias térmicas e acidificação dos oceanos. Já Fernando de Noronha, devido a presença humana na ilha, sofre mais significativamente com forçantes antrópicas locais, apesar de serem impactos considerados mínimos quando comparado a ambientes recifes próximos a costa (CASTRO, 2010; FERREIRA, 2020). Noronha possui maior aporte de nutrientes e sedimentos através de efluentes, uso da terra e modificação de habitats quando comparada ao Atol das Rocas. Portanto, é plausível que um pequeno declínio na qualidade da água somado aos distúrbios climáticos globais, como recentes temperaturas elevadas proporcionadas pelas ondas de calor marinhas, seja responsável pela abundância de cianobactérias na cobertura bentônica de Fernando de Noronha, ao passo que Atol das Rocas só possui influência antrópica global, apresentando aumento na cobertura de turf. Essa diferença na presença humana entre as duas ilhas possivelmente tem relação com o grupo funcional oportunista que apresentou

crescimento nos últimos anos de amostragem. Inclusive, isso faz de Fernando de Noronha um ótimo local para comparação com as demais ilhas oceânicas em relação aos efeitos dos impactos antrópicos locais para além da pesca, já que é a única ilha com forçantes antrópicas locais significativas (FERREIRA, 2020).

A PCoA também indica nos anos de 2018 e 2019 para Fernando de Noronha uma sutil diferenciação da comunidade bentônica em direção ao grupo funcional de suspensívoros e filtradores, indicado pelo vetor SF (Figura 4). Estudos já associaram o aumento na cobertura de esponjas com possível indicação de degradação recifal. Em um estudo temporal de 40 anos, Bakker et al. 2017 descreve as esponjas como inicialmente presentes em menor abundância e nos últimos 10 a 15 anos elas passaram a apresentar aumento de sua cobertura. Inclusive, ele evidenciou a possibilidade de organismos nocivos aumentarem sua abundância simultaneamente, já que o aumento na cobertura de esponjas aconteceu em conjunto com o aumento exacerbado de cianobactérias. O vetor da PCoA indicando diferenciação em 2018 e 2019 para SF em Noronha (Figura 4) juntamente do p-valor significativo do modelo de regressão beta para as cianobactérias em 2019 (Figura 5D) pode ser um indicativo de um processo de mudança de fase semelhante ao que Bakker et al. 2017 descreve, fazendo-se necessário a continuidade do monitoramento para melhor compreensão se é uma ocorrência isolada ou se é um indicativo de degradação recifal com possível mudança de fase. Goeij et al. 2017 também discute como as esponjas podem integrar o processo de mudança de fase nos ambientes recifais, indicando que sua participação pode acarretar uma mudança de fase mais rápida do que os estressores originais (por exemplo, anomalias térmicas e acidificação dos oceanos) isolados causariam, favorecendo assim a degradação recifal.

Essa tendência de aumento na cobertura de organismos oportunistas em ambas as ilhas, apesar de suas respectivas características divergentes de formação recifal sendo Fernando de Noronha um recife rochoso e Atol das Rocas um recife biogênico (AUED et al., 2018; CASTRO, 2010; KIKUCHI; LEÃO, 1997), pode indicar que as comunidades bentônicas possivelmente estão em um momento crítico de mudança ou estão no começo de uma alteração de sua composição em direção a perda de significantes organismos responsáveis pela produção primária e com importante funcionalidade estrutural.

Destaca-se a necessidade e relevância do monitoramento de longo prazo das ilhas oceânicas brasileiras pois são áreas de isolamento biogeográfico, portanto, apresentam atenuação de impactos antrópicos locais, possibilitando melhor compreensão do funcionamento das forçantes antrópicas globais sobre os ambientes recifais. Considerando o

aumento do impacto humano global em andamento (DUARTE et al., 2020; SOARES et al., 2021), o próximo passo poderia ser representado por uma situação alarmante de declínio da saúde recifal. Ademais, os efeitos sinérgicos e acumulativos de distúrbios climáticos locais e globais requer maior atenção. Faz-se necessário um entendimento ampliado da dinâmica e funcionamento das comunidades bentônicas marginais e das respostas de seus respectivos recifes a impactos antropogênicos.

Da perspectiva de manejo, recomenda-se a padronização dos métodos de monitoramento e a continuidade na condução do monitoramento por longos períodos, também como uma forma de verificar se esse fenômeno de aumento na cobertura de grupos funcionais oportunistas foi uma ocorrência pontual ou se representa uma característica persistente em Fernando de Noronha e Atol das Rocas. Além disso, destaca-se a necessidade da gestão local em Fernando de Noronha como forma de minimizar as influências de forçantes antrópicas locais e aumentar a resiliência de seus ambientes recifais, consequentemente, reduzindo os impactos dos distúrbios climáticos globais sobre os recifes.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, F. F. M. DE. Ilhas oceânicas brasileiras e suas relações com a tectônica atlântica. **Terra e Didática**, v. 1, n. 2, p. 3–18, 2006.
- ALVAREZ-FILIP, L. et al. Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 276, p. 3019–3025, 2009.
- ARIAS-GONZÁLEZ, J. E. et al. A coral-algal phase shift in Mesoamerica not driven by changes in herbivorous fish abundance. **PLOS ONE**, v. 12, n. 4, p. 1–17, 2017.
- AUED, A. W. et al. Large-scale patterns of benthic marine communities in the Brazilian Province. **PLOS ONE**, v. 13, n. 6, p. 1–15, 2018.
- BAKKER, D. M. DE et al. 40 Years of benthic community change on the Caribbean reefs of Curaçao and Bonaire: the rise of slimy cyanobacterial mats. **Coral Reefs**, v. 36, n. 2, p. 355–367, 2017.
- BARBIER, E. B. et al. The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecological Monographs**, v. 81, n. 2, p. 169–193, 2011.
- BARBIER, E. B. Marine ecosystem services. **Current Biology**, v. 27, n. 11, p. R507–R510, 2017.
- BASTOS, A. C. et al. Bryozoans are major modern builders of south atlantic oddly shaped reefs. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–11, 2018.
- BRANDL, S. J. et al. Coral reef ecosystem functioning: eight core processes and the role of biodiversity. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 17, n. 8, p. 445–454, 2019.
- BRUNO, J. F. et al. Assessing evidence of phase shifts from coral to macroalgal dominance on coral reefs. **Ecology**, v. 90, n. 6, p. 1478–1484, 2009.
- BRUSTOLIN, M. C. et al. Future ocean climate homogenizes communities across habitats through diversity loss and rise of generalist species. **Global Change Biology**, v. 25, n. 10, p. 3539–3548, 27 out. 2019.
- CASTRO, J. W. A. Ilhas oceânicas da Trindade e Fernando de Noronha, Brasil: uma visão da geologia ambiental. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 10, n. 3, p. 303–319, 2010.
- CHARPY, L. et al. Cyanobacteria in coral reef ecosystems: a review. **Journal of Marine Biology**, v. 2012, p. 1–9, 2012.
- CONNELL, J. H. Disturbance and recovery of coral assemblages. **Coral Reefs**, v. 16, p. 101–113, 1997.
- CONNELL, S. D.; FOSTER, M. S.; AIROLDI, L. What are algal turfs? Towards a better description of turfs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 495, p. 299–307, 2014.

- COSTANZA, R. et al. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152–158, 2014.
- CRUZ, I. C. S. et al. Marginal coral reefs show high susceptibility to phase shift. **Marine Pollution Bulletin**, v. 135, p. 551–561, 2018.
- DE GOEIJ, J. M. et al. Surviving in a marine desert: The sponge loop retains resources within coral reefs. **Science**, v. 342, p. 108–110, 2013.
- DE SANTANA, E. F. C. et al. Trophic ecology of the zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Anthozoa) on tropical reefs. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 95, n. 2, p. 301–309, 2015.
- DONE, T. J. Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. **Hydrobiologia**, v. 247, p. 121–132, 1992.
- DUARTE, G. A. S. et al. Heat waves are a major threat to turbid coral reefs in Brazil. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, p. 1–8, 2020.
- ELLISON, A. M. Foundation species, non-trophic interactions, and the value of being common. **iScience**, v. 13, p. 254–268, 2019.
- FEEHAN, C. J.; GRACE, S. P.; NARVAEZ, C. A. Ecological feedbacks stabilize a turf-dominated ecosystem at the southern extent of kelp forests in the Northwest Atlantic. **Scientific Reports**, v. 9, p. 1–10, 2019.
- FERREIRA, C. E. L. Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração - PELD. p. 51, 2020.
- FERREIRA, C. E. L. Relatório Final Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração - PELD. p. 1–87, 2021.
- FIGUEIREDO, M. A. DE O. et al. Benthic marine algae of the coral reefs of Brazil: a literature review. **Oecologia Australis**, v. 12, n. 2, p. 258–269, 2008.
- FILBEE-DEXTER, K.; FEEHAN, C. J.; SCHEIBLING, R. E. Large-scale degradation of a kelp ecosystem in an ocean warming hotspot. **Marine Ecology Progress Series**, v. 543, p. 141–152, 2016.
- FLOETER, S. R.; SOARES-GOMES, A.; HAJDU, E. Biogeografia Marinha. In: **Biologia Marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, 2009. p. 421–442.
- FONSECA, A. C.; VILLAÇA, R.; KNOPPERS, B. Reef flat community structure of Atol das Rocas, northeast Brazil and southwest Atlantic. **Journal of Marine Biology**, v. 2012, p. 1–10, 2012.
- FORDYCE, A. J. et al. Marine heatwave hotspots in coral reef environments: physical drivers, ecophysiological outcomes, and impact upon structural complexity. **Frontiers in**

Marine Science, v. 6, p. 1–17, 16 ago. 2019.

FREIRE, A. S. et al. Does the transport of larvae throughout the south Atlantic support the genetic and morphometric diversity of the Sally Lightfoot Crabs *Grapsus grapsus* (Linnaeus, 1758) and *Grapsus adscensionis* (Osbeck, 1765) (Decapoda: Grapsidae) among the oceanic islands. **Journal of Marine Systems**, v. 223, 2021.

FRIEDLANDER, A. M.; DEMARTINI, E. E. Contrasts in density, size, and biomass of reef fishes between the northwestern and the main Hawaiian islands: The effects of fishing down apex predators. **Marine Ecology Progress Series**, v. 230, p. 253–264, 2002.

GOEIJ, J. M. DE; LESSER, M. P.; PAWLIK, J. R. **Nutrient fluxes and ecological functions of coral reef sponges in a changing ocean**. p. 373-410, 2017.

GORMAN, D. et al. Decadal losses of canopy-forming algae along the warm temperate coastline of Brazil. **Global Change Biology**, v. 26, n. 3, p. 1446–1457, 2019.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de Estatística em Ecologia**. Porto Alegre: Artmed Editora, 2011.

GRAHAM, N. A. J.; NASH, K. L. The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. **Coral Reefs**, v. 32, n. 2, p. 315–326, 2013.

HATCHER, B. G. Coral reef primary productivity: a hierarchy of pattern and process. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 5, n. 5, p. 149–155, maio 1990.

HOEGH-GULDBERG, O. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. **Marine and Freshwater Research**, v. 50, n. 8, p. 839–866, 1999.

HUGHES, T. P. et al. Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change. **Current Biology**, v. 17, n. 4, p. 360–365, 2007.

JOUFFRAY, J. B. et al. Identifying multiple coral reef regimes and their drivers across the hawaiian archipelago. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 370, n. 1659, p. 1–8, 2015.

JOUFFRAY, J. B. et al. Parsing human and biophysical drivers of coral reef regimes. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 286, n. 1896, p. 1–10, 2019.

KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N. Rocas (Southwestern Equatorial Atlantic, Brazil): an Atoll built primarily by coralline algae. **Proc. 8th Int Coral Reef Sym.**, v. 1, p. 731–736, 1997.

KOHLER, K. E.; GILL, S. M. 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 and Geosciences**, v. 32, n. 9, p. 1259–1269, 2006.

KOOP, K. et al. ENCORE: The effect of nutrient enrichment on coral reefs. Synthesis of results and conclusions. **Marine Pollution Bulletin**, v. 42, n. 2, p. 91–120, 2001.

- KUFFNER, I. B. et al. Inhibition of coral recruitment by macroalgae and cyanobacteria. **Marine Ecology Progress Series**, v. 323, p. 107–117, 2006.
- LABOREL-DEGUEN, F. et al. **Recifes brasileiros: o legado de laborel**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2019.
- LEÃO, Z. M. A. N. et al. Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, n. sp2, p. 97–116, 2016.
- LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P.; OLIVEIRA, M. D. M. The Coral Reef Province of Brazil. In: **World Seas: an Environmental Evaluation**. Elsevier, 2019. p. 813–833.
- LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P.; TESTA, V. Corals and coral reefs of Brazil. **Latin American Coral Reefs**, p. 9–52, 2003.
- LINSKER, R. **Arquipélago Fernando de Noronha: O Paraíso do Vulcão**. Terra Viagens Editora, 2003.
- LITTLER, M. M.; LITTLER, D. S. Models of tropical reef biogenesis: The contribution of algae. **Progress in Phycological Research**, v. 3, p. 323–364, 1984.
- LITTLER, M. M.; LITTLER, D. S.; BROOKS, B. L. Harmful algae on tropical coral reefs: bottom-up eutrophication and top-down herbivory. **Harmful Algae**, n. 5, p. 565–585, 2006.
- LONGO, G. O. et al. Between-habitat variation of benthic cover, reef fish assemblage and feeding pressure on the benthos at the only atoll in South Atlantic: Rocas atoll, NE Brazil. **PLOS ONE**, v. 10, n. 6, p. 1–29, 2015.
- MAGALHÃES, G. M. et al. Changes in benthic communities along a 0-60 m depth gradient in the remote St. Peter and St. Paul Archipelago (Mid-Atlantic Ridge, Brazil). **Bulletin of Marine Science**, v. 91, n. 3, p. 377–396, 2015.
- MATHEUS, Z. et al. Benthic reef assemblages of the Fernando de Noronha Archipelago, tropical South-west Atlantic: Effects of depth, wave exposure and cross-shelf positioning. **PLOS ONE**, v. 14, n. 1, p. 1–15, 2019.
- MCCLANAHAN, T.; KARNAUSKAS, M. Relationships between benthic cover, current strength, herbivory, and a fisheries closure in Glovers Reef Atoll, Belize. **Coral Reefs**, v. 30, n. 1, p. 9–19, 2011.
- MCWILLIAM, M. et al. Biogeographical disparity in the functional diversity and redundancy of corals. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 115, n. 12, p. 3084–3089, 2018.
- MEIRELLES, P. M. et al. Baseline assessment of mesophotic reefs of the Vitória-Trindade seamount chain based on water quality, microbial diversity, benthic cover and fish biomass data. **PLOS ONE**, v. 10, n. 6, p. 1–22, 2015.

MOBERG, F.; FOLKE, C. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. **Ecological Economics**, v. 29, n. 2, p. 215–233, 1999.

MORAIS, R. A. et al. Severe coral loss shifts energetic dynamics on a coral reef. **Functional Ecology**, v. 34, n. 7, p. 1–12, 2020.

NEVES, R. A. F.; RODRIGUES, E. T. Harmful algal blooms: effect on coastal marine ecosystems. In: FILHO, W. L. et al. **Life Below Water**. Springer, 2020. p. 1–31.

ODUM, H. T. O. & E. P. Trophic Structure and Productivity of a Windward Coral Reef Community on Eniwetok Atoll. Ecological Society of America **Ecological Monographs**, v. 25, n. 3, p. 291–320, 1995.

OSORIO-CANO, J. D. et al. Effects of roughness loss on reef hydrodynamics and coastal protection: approaches in Latin America. **Estuaries and Coasts**, v. 42, n. 7, p. 1742–1760, 2019.

PAERL, H. W.; HUISMAN, J. Blooms like it hot. **Science**, v. 320, n. 5872, p. 57–58, 4 abr. 2008.

PAUL, V. J. et al. Benthic cyanobacterial bloom impacts the reefs of South Florida (Broward County, USA). **Coral Reefs**, v. 24, n. 4, p. 693–697, 2005.

PAUL, V. J. **Cyanobacterial harmful algal blooms: State of the science and research needs**. Global Warming and cyanobacterial harmful algal blooms. p. 239-257, 2008.

PEREIRA-FILHO, G. H. et al. Reef fish and benthic assemblages of the trindade and Martin Vaz island group, SouthWestern Atlantic. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 59, n. 3, p. 201–212, 2011.

PEREIRA, N. S. et al. Mapeamento geomorfológico e morfodinâmica do Atol das Rocas, Atlântico Sul. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 10, n. 3, p. 331–345, 2010.

PERRY, C. T.; LARCOMBE, P. Marginal and non-reef-building coral environments. **Coral Reefs**, v. 22, n. 4, p. 427–432, 2003.

PICOLOTTO, V. A. D. et al. A functional perspective for reef benthic communities: temporal trends in the only atoll in Southern Atlantic. **Reserch Square Marine Biology**, p. 1–26, 2021.

PITTOCK, A. B. Coral Reefs and Environmental Change: Adaptation to What? **American Zoologist**, v. 39, p. 10–29, 1999.

PUTMAN, R. J.; WRATTEN, S. D. **Principles of Ecology**. Dordrecht: Springer Netherlands, 1984.

REAKA-KUDLA, M. L. The global biodiversity of coral reefs: a comparison with rain forests. **Biodiversity II: Understanding and Protecting Our Biological Resources**, p. 83–108, 1997.

- REIS, V. M. DOS et al. Carbonate production by benthic communities on shallow coralgal reefs of Abrolhos Bank, Brazil. **PLOS ONE**, v. 11, n. 4, p. 1–21, 27 abr. 2016.
- ROFF, G.; MUMBY, P. J. Global disparity in the resilience of coral reefs. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 27, n. 7, p. 404–413, 2012.
- ROSSI, S. et al. An overview of the animal forests of the world. p. 1–25, 2017.
- SANDIN, S. A. et al. Baselines and degradation of coral reefs in the Northern Line islands. **PLOS ONE**, v. 3, n. 2, p. 1–11, 2008.
- SANTOS, M. E. A. et al. Overview of the order Zoantharia (Cnidaria: Anthozoa) in Brazil. **Marine Biodiversity**, v. 46, n. 3, p. 547–559, 2016.
- SCHEFFER, M. et al. Catastrophic shifts in ecosystems. **Nature**, v. 413, n. 6856, p. 591–596, 2001.
- SOARES, M. O. et al. Impacts of a changing environment on marginal coral reefs in the Tropical Southwestern Atlantic. **Ocean & Coastal Management**, v. 210, p. 1–12, set. 2021.
- SOROKIN, Y. I. **Coral Reef Ecology**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1993. v. 102
- SPALDING, M. et al. Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. **Marine Policy**, v. 82, p. 104–113, 2017.
- SPALDING, M. D.; GRENFELL, A. M. New estimates of global and regional coral reef areas. **Coral Reefs**, v. 16, n. 4, p. 225–230, 1997.
- TEBBETT, S. B.; BELLWOOD, D. R. Algal turf sediments on coral reefs: what’s known and what’s next. **Marine Pollution Bulletin**, v. 149, p. 1–15, 2019.
- TEIXEIRA, C. D. et al. Sustained mass coral bleaching (2016–2017) in Brazilian turbid-zone reefs: taxonomic, cross-shelf and habitat-related trends. **Coral Reefs**, v. 38, n. 4, p. 801–813, 2019.
- TEIXEIRA, C. D. et al. Decadal (2006-2018) dynamics of Southwestern Atlantic’s largest turbid zone reefs. **PLOS ONE**, v. 16, n. 2, p. 1–19, 22 fev. 2021.
- WALKER, B. et al. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. **Ecology and Society**, v. 9, n. 2, p. 1–10, 2004.
- WEDDING, L. M. et al. Advancing the integration of spatial data to map human and natural drivers on coral reefs. **PLOS ONE**, v. 13, n. 3, p. 1–29, 2018.
- WHITTAKER, R. J.; FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. M. **Island Biogeography: ecology, evolution, and conservation**. 2nd. ed. Oxford University Press, 2007.
- WILLIAMS, I.; POLUNIN, N.; HENDRICK, V. Limits to grazing by herbivorous fishes and

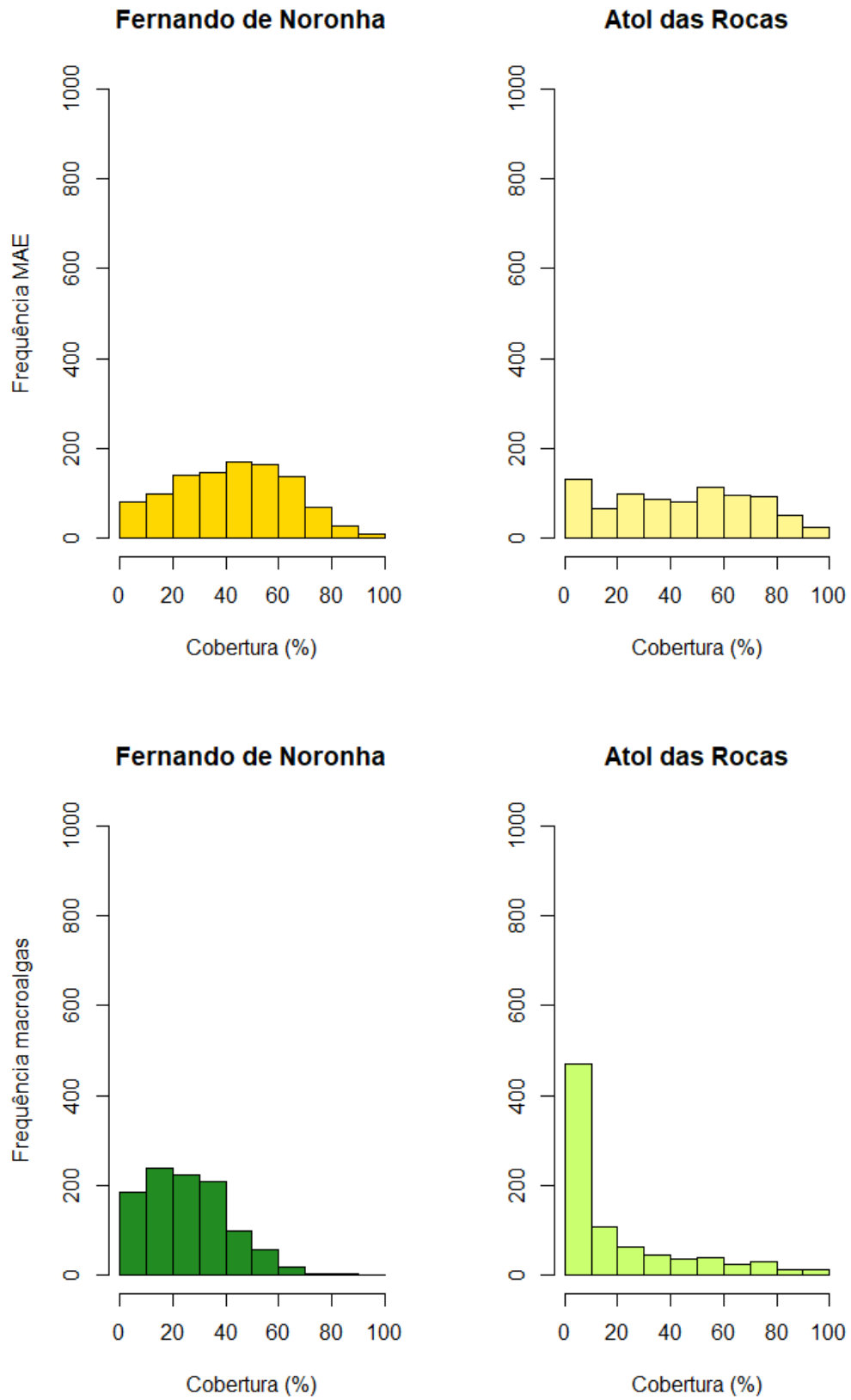
the impact of low coral cover on macroalgal abundance on a coral reef in Belize. **Marine Ecology Progress Series**, v. 222, p. 187–196, 2001.

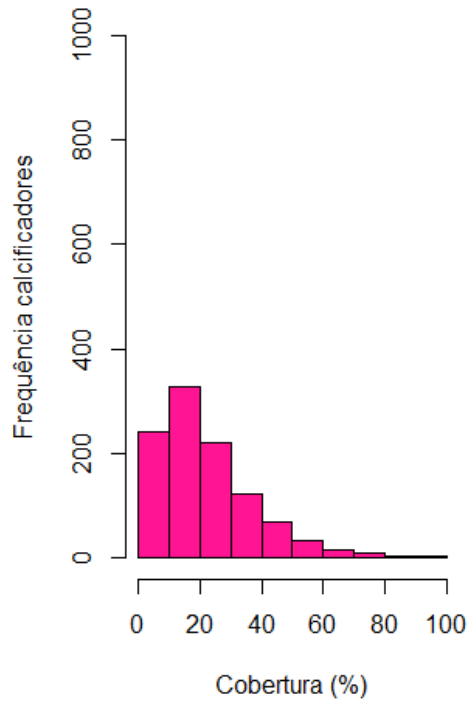
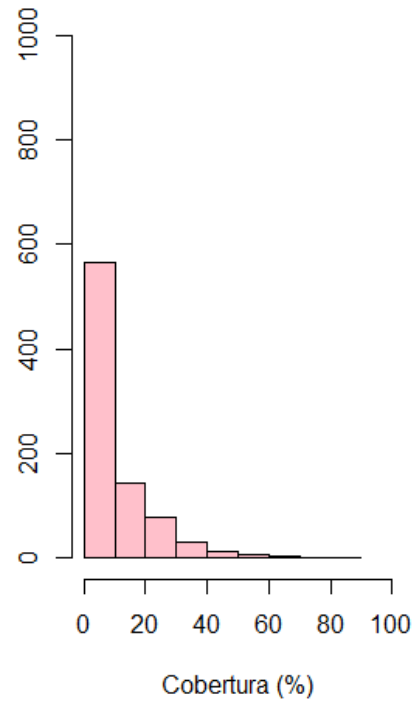
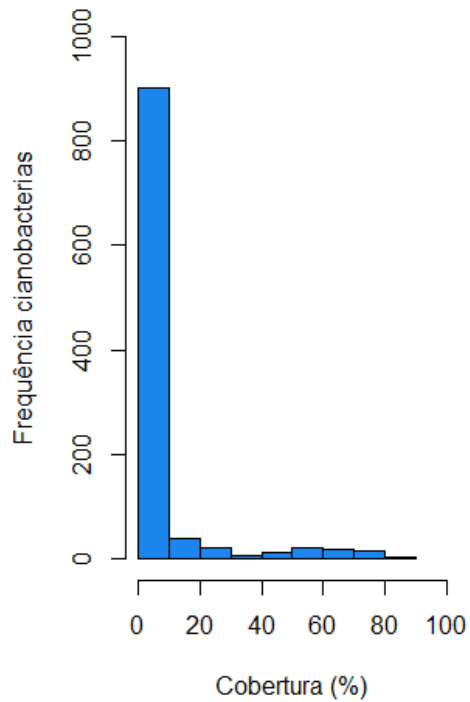
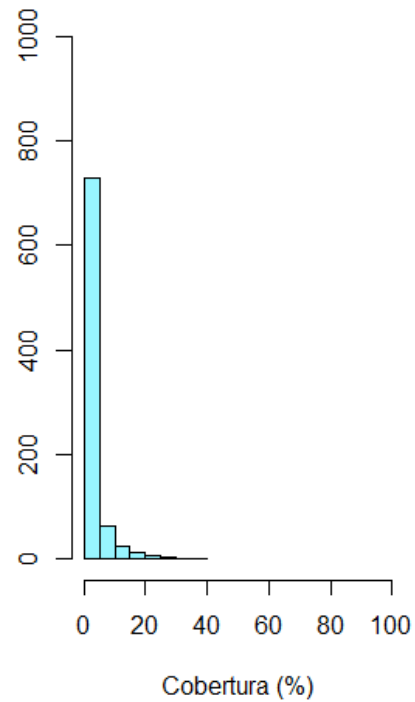
WOOD, R. **Reef evolution**. Oxford Press on Demand, 1999.

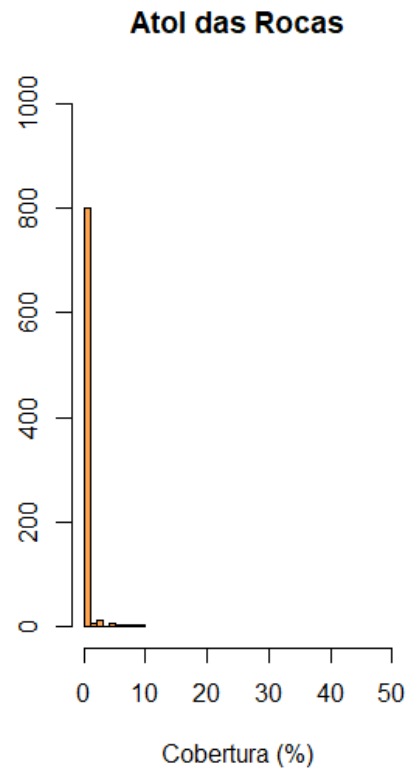
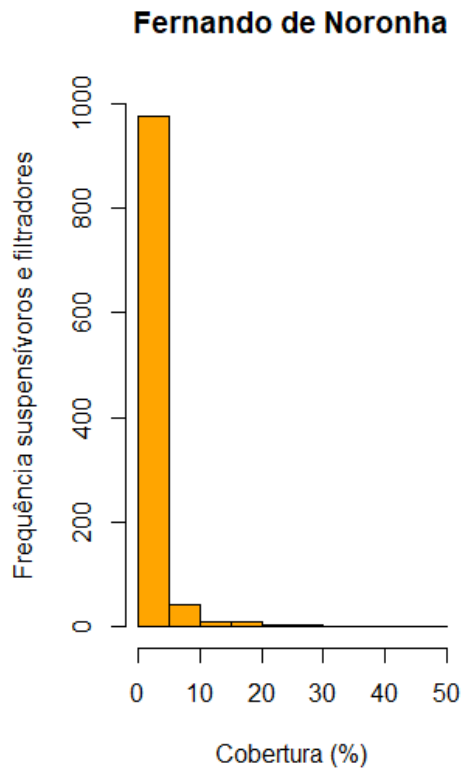
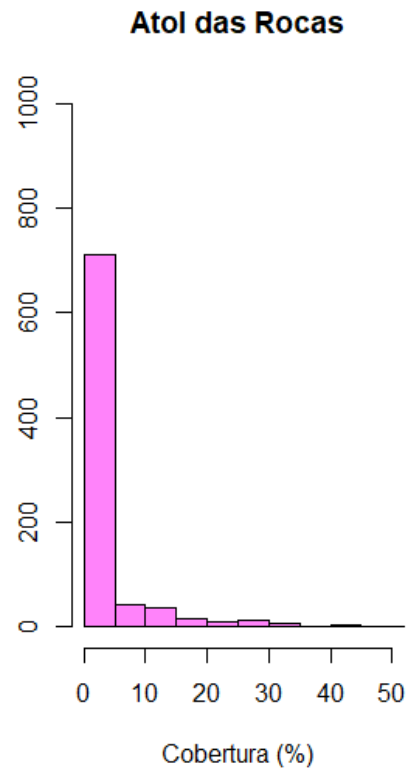
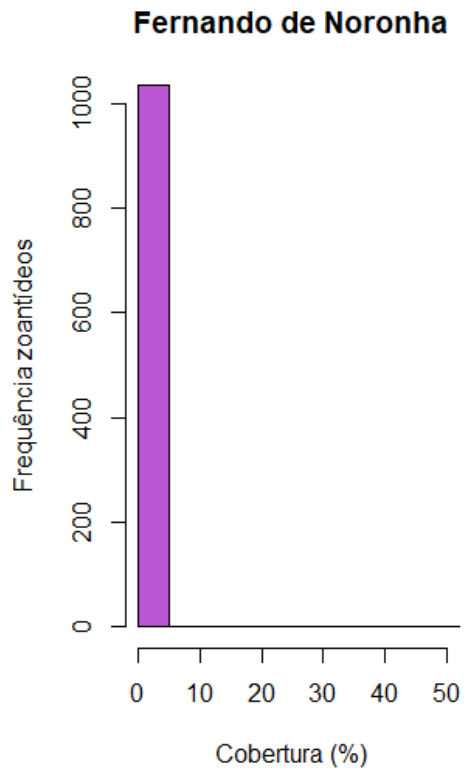
ZAMONER, J. B. et al. Integrating Oceanographic Data and Benthic Community Structure Temporal Series to Assess the Dynamics of a Marginal Reef. **Frontiers in Marine Science**, v. 8, n. November, p. 1–15, 2019.

ZILBERBERG, C. et al. **Conhecendo os Recifes Brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2016.

APÊNDICE A



Fernando de Noronha**Atol das Rocas****Fernando de Noronha****Atol das Rocas**



APÊNDICE B

<i>Grupo funcional</i>	<i>p-valor</i>
<i>Turf</i>	3,24E-05
<i>Macroalgas</i>	8,75E-11
<i>Calcificadores</i>	< 2.2E-16
<i>Cianobactérias</i>	< 2.2E-16
<i>Zoantídeos</i>	< 2.2E-16
<i>Suspensívoros e filtradores</i>	< 2.2E-16

APÊNDICE C

<i>Grupo funcional</i>	<i>p-valor</i>
<i>Turf</i>	0.844
<i>Macroalgas</i>	7,52E-09
<i>Calcificadores</i>	0.01055
<i>Cianobactérias</i>	< 2.2E-16
<i>Zoantídeos</i>	0.08985
<i>Suspensívoros e filtradores</i>	0.2352