



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS (UFAL)**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE (ICBS)**  
**CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

**ARTHUR DE ALENCAR MEDEIROS CABRAL**

**Avaliação do nicho isotópico de herbívoros nos recifes de corais da Área de  
Proteção Ambiental Costa dos Corais**

**MACEIÓ, AL**  
**JUNHO DE 2022**

**ARTHUR DE ALENCAR MEDEIROS CABRAL**

**Avaliação do nicho isotópico de herbívoros nos recifes de corais da Área de  
Proteção Ambiental Costa dos Corais**

Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) apresentado ao curso do Bacharelado em Ciências Biológicas, da Universidade Federal de Alagoas, *Campus A.C. Simões UFAL Maceió* como requisito parcial para obtenção do grau de Graduado em Ciências Biológicas.

Orientador: Dr. Ricardo J. Miranda.

**MACEIÓ, AL  
JUNHO DE 2022**

**Catálogo na Fonte**  
**Universidade Federal de Alagoas**  
**Biblioteca Central**  
**Divisão de Tratamento Técnico**

Bibliotecário: Marcelino de Carvalho Freitas Neto –  
CRB-4 – 1767

C117a Cabral, Arthur de Alencar Medeiros.

Avaliação do nicho isotópico de herbívoros nos recifes de corais da Área de proteção Ambiental Costa dos Corais / Arthur de Alencar Medeiros  
Cabral. – Maceió, 2022.

45 f. : il.

Orientador: Ricardo J. Miranda.

Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso em Ciências Biológicas:  
bacharelado) – Universidade Federal de Alagoas. Instituto de Ciências  
Biológicas e da Saúde. Maceió, 2022.

Bibliografia: f. 39-45.

*Dedico este trabalho à minha família, amigos e professores.*

## AGRADECIMENTOS

*Primeiramente gostaria de agradecer a minha família, pois sem o seu apoio incondicional, jamais teria chegado até aqui: Lucienne de Alencar Medeiros Cabral e Eduardo Jorge Carvalhal Cabral (meus pais); Maria Eduarda de Alencar Medeiros Cabral (minha irmã); Simone Maria de Alencar Medeiros e Pollyanne de Alencar Medeiros (minhas tias); Lúcia de Alencar Medeiros e Lizete Carvalhal Cabral (minhas avós) e Amanda Maranhão Lages de Brito (minha namorada).*

*Aos meus companheiros do Curso de Ciências Biológicas da UFAL: Ayane Suênia, Caio Ximenes, Thayane Borges e Pedro Barros, obrigado por compartilharem essa jornada comigo, dividindo aprendizados e experiências incríveis.*

*Aos meus professores do curso, obrigado pela minha formação.*

*Agradeço ao meu orientador e Biólogo, Prof. Dr. Ricardo J. Miranda, por todos os ensinamentos, conselhos e amizade. Muito obrigado por toda paciência, puxões de orelha, lições e oportunidades dadas durante todo esse trabalho. Essa experiência fez toda diferença para minha formação e a manter o foco em um momento tão importante.*

*Ao Laboratório de Biologia Marinha e Conservação da UFAL (LAMARC), especialmente ao Prof. Dr. Robson Guimarães por oferecido a oportunidade do estágio que possibilitou o financiamento das análises dos isótopos por meio da Fundação Grupo Boticário e ao Projeto Ecológico de Longa Duração Costa dos Corais Alagoas (PELD-CCAL) financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq #441657/2016-8, #442237/2020-0) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Alagoas – FAPEAL (#60030.1564/2016, #PLD2021010000001 e 60030.0000000747/2019).*

*Ao amigo e Me. Flávio Ferreira, ao Prof. Dr. Cláudio Sampaio por todo apoio durante os mergulhos para coleta de amostras, as sem as quais este trabalho não teria acontecido.*

*Ao CNPq pelo financiamento dos trabalhos de campo via bolsa de Pós-Doutorado Júnior (PDJ n° 150883/2020-0) do meu orientador Dr. Ricardo Miranda.*

*À Mañana Felix e Ryan Andrades pela ajuda e ensinamentos com o tema dos isótopos que foram cruciais para o desenvolvimento deste trabalho.*

*A equipe de gestão do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO) Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (APACC) pela concessão das licenças ambientais para realização de coleta de material biológico (SISBIO n° 57705-12 e AUTORIZAÇÃO APACC n° 7/2021).*

*“Onde meus talentos e paixões encontram as necessidades do mundo, lá está meu caminho, meu lugar.” (Aristóteles)*

## RESUMO

Os recifes de corais são um dos ecossistemas mais biodiversos do planeta, desempenhando um papel fundamental para a saúde dos oceanos, além do seu grande potencial econômico. Entender processos como o de herbivoria exercido por diversas espécies recifais, pode ser um elemento chave para entender a dinâmica trófica desses ambientes e criar medidas de conservação. Esse trabalho teve como objetivo, a avaliação do nicho trófico e efetividade dentro das zonas de manejo da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (APACC), através de análises isotópicas de três espécies de herbívoros, o “ouriço-comum” *Echinometra lucunter* e os peixes “macaquinho-preto” *Ophioblennius trinitatis* e a “donzelinha” *Stegastes fuscus*. A metodologia empregada nesse trabalho contou com três etapas: coleta, processamento e análise isotópica das amostras. Os espécimes foram coletadas usando mergulho livre nos recifes das localidades Maragogi e Japaratinga na APACC, e o processamento das amostras foi realizado no Laboratório de Biologia Marinha e Conservação (LAMARC) da Universidade Federal de Alagoas. Utilizando o parâmetro de nicho *Corrected Standard Ellipse Area* (SEAc), foi evidenciado que a amplitude do nicho isotópico das espécies *S. fuscus*, *E. lucunter* e *O. trinitatis* apresentaram variação dos valores distinta. *S. fuscus* foi a espécie que ocupou a posição trófica com as maiores assinaturas de  $\delta^{15}\text{N}$  ( $10,12 \pm 0,35$  média da amplitude  $\pm$  desvio padrão  $\delta\text{‰}$ ), mas o maior valor de SEAc foi representado por *E. lucunter* (1,91). O nicho isotópico das espécies teve maior amplitude nas áreas fechadas (no-take, ZPVM) e menor nas áreas de turismo (ZV). Os resultados também mostraram que o nicho trófico das espécies pode variar entre as localidades, sendo que os valores de SEAc para Japaratinga foi maior (14,14) do que em Maragogi (12,53). Os resultados demonstram uma influência das zonas de manejo e da distinção das características naturais das localidades da APACC sobre os nichos isotópicos das espécies. Dessa forma, foi possível discutir como os diferentes regimes de manejo em áreas recifais rasas podem influenciar o nicho trófico das espécies de herbívoros contribuindo para o funcionamento dos processos do ecossistema. Foi possível concluir que o zoneamento da APACC é determinante para a manutenção das interações entre os níveis tróficos, especialmente entre herbívoros e algas com implicações diretas e indiretas para os processos do ecossistema recifal.

**Palavras-chave:** Nicho isotópico; Zoneamento; Herbívoros; Crípticos; Hábitos territorialista.

## ABSTRACT

Coral reefs are one of the most biodiverse ecosystems on the planet, playing a fundamental role in the health of the oceans, in addition to their great economic potential. Understanding processes such as herbivory by distinct taxonomic species can be a useful way to investigate dynamic of biotic interactions contributing to management tools. This study aimed to evaluate the effect of management zoning on trophic niche of the three herbivory species in Marine Protect Area Costa dos Corais (APACC) investigating stable isotopes  $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{C}$  signatures of the sea urchin *Echinometra lucunter* and reef fish, the blennid *Ophioblennius trinitatis* and damselfish *Stegastes fuscus*. The methodology steps included specimens' collection on the Maragogi e Japaratinga reefs using snorkelling, and processing and analysis of isotopes samples in the laboratory (Laboratório de Biologia Marinha e Conservação, LAMARC) of the Federal University of Alagoas. Using niche parameter *Corrected Standard Ellipse Area* (SEAc), the results showed that isotopic niche amplitude of the *S. fuscus*, *E. lucunter* and *O. trinitatis* were distinct. *S. fuscus* occupied superior trophic position with the highest  $\delta^{15}\text{N}$  signatures ( $10.12 \pm 0.35$  mean amplitude  $\pm$  standard deviation  $\delta\text{N}\%$ ), but, in contrast, *E. lucunter* had the highest SEAc value (1,91). The species isotopic niche had a greater amplitude in the non-take areas (ZPVM) and smaller in tourism areas (ZV). The results also showed that trophic niche varied between localities, being SEAc values highest in Japaratinga (14,14) than Maragogi (12,53) reefs. The results showed that management zoning and natural attributes in APACC reefs influenced species isotopic niche. Thus, it was possible to discuss how different management regimes can influence trophic niche of herbivores and their influence on coral reef functioning. We conclude that management zoning can be determinant to maintain trophic niche interactions, especially between herbivores and algae, implicating on coral reefs ecological processes.

**Key-words:** Isotopic niche; Zoning; Herbivores; Cryptobenthic; territorial habits.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 01** Mapa da área de estudo A) localização da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais, B) indicando as localidades Maragogi e Japaratinga e as zonas de manejo (Turismo ou Zona de Visitação em azul, Fechada ou Zona de Preservação da Vida Marinha em vermelho e Aberta ou Zona de Uso Sustentável, sem cores) região onde as amostras foram coletadas.....11
- Figura 02** Sacola plástica utilizada para armazenamento das amostras de peixes .....13
- Figura 03** Mergulhador posicionando a sacola em uma toca para a captura do *Ophioblennius trinitatis*.....13
- Figura 04** Mergulhador direcionando espécime para o interior da sacola plástica. ....13
- Figura 05** Espécime de *Ophioblennius trinitatis* após a coleta. ....13
- Figura 06** Amostras coletadas dentro da sacola plástica .....13
- Figura 07** Amostras armazenadas dentro de caixa térmica com gelo. ....13
- Figura 08** Amostras de *Echinometra lucunter* sendo preparadas para remoção do tecido gonadal.....14
- Figura 09** Amostras de *Stegastes fuscus* sendo preparadas para extração de tecido muscular.....14
- Figura 10** Amostras de *Ophioblennius trinitatis* sendo preparadas para remoção de tecido muscular.....15
- Figura 11** Tecido gonadal de *Echinometra lucunter* na placa de petri.....15
- Figura 12** Amostras dentro da estufa para secagem, dentro de placas de petri.....15
- Figura 13** Estufa utilizada para secagem das amostras por 24h.....15
- Figura 14** Processo de maceração dos tecidos biológicos com a utilização do gral e pistilo. ....16
- Figura 15** Tecido biológico de *Echinometra lucunter* macerado e em pó no eppendorf16
- Figura 16** Materiais para o encapsulamento das amostras dispostos sob a mesa.....16
- Figura 17** Placa de célula, com identificação das áreas amostrais contidas nela.....16
- Figura 18** Variação do nicho isotópico das três espécies estudadas (*Stegastes fuscus*, *Ophioblennius trinitatis* e *Echinometra lucunter*). Os círculos pequenos representam as amostras, os círculos grandes representam os valores ajustados de SEAc e as áreas coloridas com linhas tracejadas representam a

área total do nicho em cada zona de manejo (vermelho Fechada, amarelo Turismo e verde Aberta).....**19**

**Figura 19** Variação de nicho isotópico nas entre as zonas de manejo (Fechada ZPVM, Turismo ZV e Aberta ZUS) em duas localidades (Japaratinga e Maragogi) para as três espécies estudadas (*Stegastes fuscus*, *Ophioblennius trinitatis* e *Echinometra lucunter*). Os círculos pequenos representam as amostras, os círculos grandes representam os valores ajustados de SEAc e as áreas coloridas com linhas tracejadas representam a área total do nicho em cada zona de manejo (vermelho Fechada, amarelo Turismo e verde Aberta) .....**19**

**Figura 20** Variação de nicho isotópico para as espécies entre as localidades (Maragogi e Japaratinga) amostradas. Os círculos pequenos representam as amostras, os círculos grandes representam os valores ajustados de SEAc e as áreas coloridas com linhas tracejadas representam a área total do nicho em cada zona de manejo (vermelho Fechada, amarelo Turismo e verde Aberta) .....**20**

## LISTA DE TABELAS

**Tabela 01** Valores de nicho isotópico ( $\delta^{13}\text{C}\text{‰}$  e  $\delta^{15}\text{N}\text{‰}$ ) para as espécies *Stegastes fuscus*, *Ophioblennius trinitatis* e *Echinometra lucunter* em cada Categoria de Manejo (Aberta [ZUS], Fechada [ZPVM] e Turismo [ZV]), Localidade (Maragogi e Japaratinga) e Recife amostrado. N=número de amostras, SEAc= Área de elipse padrão comunitário, SEA= Área de elipse padrão, TA= área total, DP=desvio padrão .....**31**

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>01</b>
<b>2 OBJETIVOS .....</b>	<b>04</b>
2.1 Geral.....	04
2.2 Eespecíficos .....	04
<b>3 REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>05</b>
3.1 Ecossistemas recifais .....	05
3.2 Áreas Marinhas Protegidas .....	06
3.3 Espécies herbívoras recifais .....	07
3.4 Nicho trófico e Herbivoria .....	08
3.5 Nicho trófico e isótopos estáveis .....	09
<b>4 MATERAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>10</b>
4.1 Área de estudo .....	10
4.2. Delineamento amostral .....	12
4.3. Espécies estudadas .....	12
4.4 Processamento das amostras .....	14
4.5 Análise dos dados .....	16
<b>5 RESULTADOS .....</b>	<b>18</b>
<b>DISCUSSÃO .....</b>	<b>22</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>26</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Os recifes de corais são ecossistemas com a maior biodiversidade e complexidade de interações entre as espécies em ecossistemas marinhos (BRANDL et al., 2019). O funcionamento dos recifes depende de uma multiplicidade de processos biológicos e físicos, que ocorrem em diferentes níveis ecológicos (NUNES et al., 2020). Níveis tróficos nos recifes, como de herbívoros, predadores e produtores primários são responsáveis por gerar um fluxo de energia entre as relações recifais (GARVEY et al., 2016). Esses ecossistemas estão entre os mais produtivos do planeta, que em condições adequadas, oferecem alimento, abrigo, e condições para a reprodução de variadas espécies, algumas com alto valor econômico, que oferecem renda, alimento e lazer para milhares de pessoas (HOOPER et al., 2005). Assim, os recifes são importantes ecológica e economicamente sustentando muitas populações que vivem em regiões litorâneas, uma vez que estes fornecem diversos serviços ecossistêmicos como o turismo e a pesca (SHEPPARD et al., 2009).

O funcionamento dos processos ecológicos nos recifes inclui um balanço entre mecanismos de construção e bioerosão. O crescimento de corais e algas calcárias, formam uma estrutura tridimensional e rígida (AINSWORTH et al., 2010), mas a perfuração por esponjas, briozoários e poliquetas e a herbivoria de ouriços e peixes, contribuem para a bioerosão da estrutura recifal (BIRKELAND et al., 1981; GRAHAM et al., 2014). A herbivoria, influencia o controle de algas, transporte de sedimento, produtividade primária e secundária no ecossistema (LITTLER et al., 2006; FIGUEIREDO et al., 2008). Além disso, esse processo influencia diretamente a ocorrência de corais, uma vez que a raspagem de algas do substrato, abre espaço para o estabelecimento dos recifais, mediando a competição coral-alga e outras relações recifais (BELLWOOD et al., 2006; BONALDO et al., 2014; RANDALL et al., 1961; LEWIS et al., 1986; HAY et al., 1984; CHOAT et al., 1991). Portanto, a pressão de herbivoria no substrato recifal é crucial para manutenção das funções desse ecossistema.

No que corresponde aos herbívoros recifais, os peixes e os ouriços são um dos mais importantes representantes na realização desse processo (JOHN C. OGDEN' et al., 1978). Peixes da família Pomacentridae, como a espécie *Stegastes fuscus* tem a capacidade de modificar e influenciar as comunidades de algas e a estrutura social de outros herbívoros (BURKHOLDER et al., 2013). Devido ao seu hábito de “cultivar” sua fonte de alimentos, possuem um comportamento territorialista, afastando outros herbívoros de seus territórios com alta produtividade de biomassa, e riqueza na

diversidade de algas (MENDES et al., 2009). Outras espécies importantes para a herbivoria recifal são os peixes criptobênticos, como da família Blenniidae. Espécies dessa família são essenciais para produção de biomassa e abundância nos recifes (FERREIRA et al., 2004; WILSON et al., 2004), uma vez que devido a sua dieta dendrítica e herbívora, prestam uma importante contribuição na transferência de energia obtida de produtores primários para os mesopredadores, por possuírem uma alta taxa de consumo no substrato (BRANDL et al., 2018; WILSON et al., 2004). Adicionalmente, os ouriços, como *Echinometra lucunter*, são um dos principais raspadores do substrato recifal, exercendo um papel fundamental na capacidade de alterar a estrutura topográfica modificando a estrutura física do recife (SANTOS ET AL., 2012; HOPP et al., 1996; LAWRENCE et al., 1982). Possuindo sua dieta baseada em fontes primárias como algas e matéria orgânica (LAWRENCE, 1975), uma forma de compreender as consequências das interações entre herbívoros e algas para o funcionamento do recife, é investigando os aspectos do nicho ecológico das espécies.

O nicho ecológico tem como uma de suas dimensões, o nicho trófico das espécies, que se baseia na análise de recursos nutricionais consumidos por uma determinada população (HUTCHINSON et al., 1978). Desde que a atividade dos herbívoros influencia o padrão das algas e outros organismos bentônicos importantes, entender o nicho trófico dos herbívoros, pode esclarecer conexões da vitalidade dos recifes e até sua capacidade de suportar e se recuperar de distúrbios resultado da resiliência, contribuindo assim para o entendimento sobre o funcionamento desses ambientes (BURKEPILE et al., 2008; JOMPA et al., 2002; DIAZ-PULIDO et al., 2002).

O desenvolvimento das populações humanas vem causando inúmeras pressões e impactos que desregulam os níveis tróficos a alteram funções do ecossistema (HUGHES et al., 2017). Impactos da pesca (EDWARDS et al., 2014), eutrofização (D'ANGELO et al., 2014) e destruição dos habitats, especialmente os próximos a costa, se apresentam como alguns dos fatores responsáveis pela alteração da abundância e composição de espécies, modificando suas interações e influenciando a dinâmica do ecossistema (KAPLAN et al., 2013). Considerando a dependência humana dos recifes de corais, diversas estratégias de gestão têm sido empregadas, visando reduzir os impactos sobre esses ambientes (PIKITCH et al., 2014). Como estratégia para manutenção de ambientes recifais saudáveis, as Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) vem servindo como uma das principais ferramentas para atenuar os impactos causados

nos recifes de corais, contribuindo na conservação de seus processos ecológicos (TOPOR et al., 2019).

As AMPs tem a capacidade de promover a recuperação da abundância e biomassa de peixes e outros organismos que são importantes para o funcionamento do ecossistema recifal. Os peixes herbívoros, são bons modelos para representar os efeitos que o estabelecimento de AMPs podem causar no ecossistema pela conexão desse processo com os produtores primários bentônicos e os consumidores predadores de níveis mais elevados da teia trófica recifal (BONALDO et al., 2014; HUGHES et al., 2007; BELLWOOD et al., 2006; STENECK et al. 2002; HUGHES et al., 1994). Portanto, estudar a herbivoria em um cenário de AMP permite investigar as interações entre diferentes níveis tróficos, avaliando eventuais consequências do manejo e gestão de áreas marinhas sobre o funcionamento do ecossistema.

As relações tróficas são complexas, e compreender a dinâmica do nicho trófico dos herbívoros dentro e fora de áreas protegidas, é uma boa oportunidade para entender os processos ecológicos e desenvolver planos de manejos sustentáveis e uso racional dos serviços (HAHN et al., 2003; AMARAL et al., 1980). O uso de análises dos isótopos estáveis tem sido uma ótima ferramenta para estudar o nicho trófico por meio da construção da posição trófica das espécies. Essa abordagem busca quantificar a concentração de nitrogênio e carbono presentes no tecido de cada espécime analisada. Tendo em vista que os isótopos mais pesados de nitrogênio ( $^{15}\text{N}$ ) e carbono ( $^{13}\text{C}$ ), possuem a capacidade de se acumular a medida em que o nicho trófico de uma espécie cresce, entender essas concentrações, é fundamental para apontar a posição do nicho trófico que a espécie ocupa, já que essas razões estão diretamente ligadas a dieta desses organismos (POST et al., 2002).

A Área de Proteção Ambiental Costa do Corais (APACC), localizada no nordeste do Brasil, é a maior e uma das mais importantes unidades de conservação costeira marinha do país, e representa um excelente modelo para investigar o efeito de AMPs no nicho trófico de herbívoros recifais. Nessa AMP, são encontradas as maiores extensões de recifes coralíneos do Brasil, com alta diversidade de espécies marinhas e um zoneamento de gestão bem definido por plano de manejo com regras estabelecidas que determinam diferentes regimes de uso humano, como áreas específicas para preservação das espécies e para atividades de turismo e pesca (MAIDA & FERREIRA et al., 1997; MIRANDA et al., 2020, PEREIRA ET AL., 2021).

Dessa forma, esse trabalho investigou o efeito de áreas de proteção (*no-take*) sobre o nicho isotópico de herbívoros em uma das mais importantes e maiores AMPs costeira marinha do Brasil, a APACC. A hipótese levantada aqui, é de que dentro dessas áreas *no-take* a presença de um maior número de espécies e interações (e.g. herbívoros e carnívoros), promovidos por um suposto efeito positivo da ausência de atividades de pesca, intensifica a competição pelos recursos alimentares, o que reduz a amplitude do nicho trófico, em relação as áreas onde a pesca é liberada. Com os resultados deste trabalho, será possível analisar a efetividade de proteção da APA Costa dos Corais para manutenção de processos ecológicos baseado na avaliação das interações tróficas dos herbívoros.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Geral**

Este trabalho tem como objetivo avaliar o nicho trófico de três espécies de herbívoros no contexto do zoneamento da APA Costa dos Corais.

### **2.2 Específicos**

- ✓ Determinar a amplitude do nicho trófico das espécies *Stegastes fuscus*, *Ophioblennius trinitatis* e *Echinometra lucunter*;
- ✓ Comparar o nicho trófico das espécies de herbívoros estudadas;
- ✓ Comparar o nicho trófico de herbívoros dentro e fora de áreas *no-take* da APACC;
- ✓ Comparar nicho trófico das espécies entre os recifes das localidades Maragogi e Japaratinga na APACC;
- ✓ Analisar a efetividade de proteção da APA Costa dos Corais baseado nas interações tróficas.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Ecossistemas recifais

O Brasil possui uma grande diversidade de recifes de corais distribuídos especialmente na costa leste e nordeste do país, abrangendo uma extensão de 3 mil quilômetros, desde o Sul da Bahia até o Maranhão (LABOREL, 1969; LEÃO et al. 2003). Apesar de sua extensão, os recifes brasileiros são sensíveis a impactos antrópicos como a pesca, poluição, turismo, entre outros fatores que os tornam ameaçados (BENEVIDES et al., 2018; 2019).

Recifes de corais são influenciados por diversos gradientes biofísicos naturais, dentre estes ação de ondas, temperatura da água do mar e produção primária, são exemplos de forças naturais que influenciam o desenvolvimento da estrutura dos ecossistemas recifais. Esse conjunto de ações resulta no desenvolvimento de níveis tróficos em várias escalas, desde micróbios, plâncton, corais, peixes e outros (KELLY et al., 2014; GOVE et al., 2016; GOVE et al., 2015; HEENAN et al, 2016). O equilíbrio desse ambiente é de fundamental importância para a vida marinha, uma vez que eles estão ligados a diversos papéis cruciais para a sobrevivência dos oceanos, como a reciclagem de nutrientes, servem como refúgio e berçário para diversas espécies marinhas. Além disso, os recifes exercem influência sobre o ambiente terrestre, protegendo a costa da erosão causada pela hidrodinâmica das ondas (BUDDEMEIER et al., 2004).

Apesar da sua imensa importância para toda a vida marinha e no planeta de um modo geral, os recifes de corais vem sofrendo intensa degradação aos longos dos anos, devido a vários fatores antrópicos (CASTRO et al., 2001). A presença de grande concentração humana próximo a recifes costeiros, gera em escala local, um distúrbio capaz de alterar a composição das comunidades recifais (MAIDA & FERREIRA, 1997), além das mudanças climáticas e acidificação dos oceanos em escala global, tem alterados os parâmetros desses ambientes (LIMA & LAYRARGUES, 2014).

Os recifes de corais tem importância econômica para diversas comunidades ao longo do litoral brasileiro, principalmente na costa nordeste, onde esses ambientes representam uma das principais fontes de renda (CONSTANZA et al., 2014). Em âmbito nacional, o turismo movimentava cerca de R\$152,5 bilhões de reais no PIB, como também, a geração média de 7 milhões de empregos (WTTC, 2018).

## 2.2 Áreas Marinhas Protegidas

Como medida de proteção a vida costeira marinha, foram criadas as Áreas Marinhas Protegidas (AMPs), a fim de evitar uma utilização desordenada por atividades humanas, que comprometem a estrutura recifal (AGARDY, 1994). Essas AMPs, buscam proteger não apenas as características biológicas dessas regiões, mas também, a história e cultura local, estabelecendo normas e leis para a sua gestão (DUDLEY, 2008; KEHELLER, 1999). No mundo, a criação dessas medidas vem sendo vista como uma importante ferramenta de conservação (UNITED NATIONS, 2015).

Observando a necessidade da preservação desses ecossistemas, o Governo Federal, através do decreto Federal nº 000/97, criou a primeira Unidade de Conservação (UC) do Brasil a incluir os recifes costeiros e manguezais, sendo nomeada de APA Costa dos Corais (APACC) (BRASIL, 1997; MAIDA & FERREIRA, 1997). A APAAC é a maior unidade de conservação marinha do Brasil, abrangendo 135 km de praias e 413.563 hectares entre os estados de Pernambuco e Alagoas (MAIDA; FERREIRA, 2003; PROJETO RECIFES COSTEIROS, 2004).

A APACC inclui o estabelecimento de áreas com diferentes regimes de uso humano, são elas: Zona de Visitação (ZV), onde apenas atividades de turismo ecológico são permitidas, Zona de Uso Sustentável (ZUS), onde a pesca por diferentes petrechos é permitida e a Zona de Preservação da Vida Marinha (ZPVM), onde a pesca e turismo é proibido e apenas atividades científicas são permitidas. O zoneamento das unidades de conservação, tem como principal objetivo, a criação de meios que viabilizem a criação de normas específicas para cada zona de manejo, contribuindo para uma melhor gestão desses ambientes e fazendo com que os objetivos da UC sejam atingidos de forma harmônica e eficaz (BRASIL, 2000). A importância da elaboração de zoneamentos é fazer com que, cada área dentro de uma UC, seja utilizada de maneira particular, de modo que seus limites, potencialidades, fragilidades e vocações possam ser evidenciados. Com isso, a gestão responsável junto ao plano de manejo da região possa indicar quais atividades são mais adequadas para cada área (FOLETO; ZIANI, 2013).

### 2.3 Espécies herbívoras recifais

As espécies *Stegastes fuscus*, *Ophioblennius trinitatis* e *Echinometra lucunter* utilizadas neste estudo, apresentam comportamentos de pouca locomoção pelos recifes de corais, uma vez que seu modo de vida estão associados a hábitos territorialistas, crípticos e bênticos (ROBERTSON et al., 1986; MENDES et al., 2009; BLACK et al., 1984; BISHOP e WATTS et al., 1994). Esse aspecto é fundamental no processo de comparação dos parâmetros de avaliação dessas zonas de manejo dentro de uma mesma AMP.

O peixe-donzela *Stegastes fuscus* é uma espécie bem distribuída por todo litoral brasileiro, possuindo hábitos diurnos e bastante abundantes nos recifes. Esse peixe possui diferentes colorações ao longo do seu desenvolvimento, variando da cor azul brilhante quando juvenil, a um roxo escuro na fase adulta, atingido até cerca de 15 cm de comprimento, são encontradas até profundidades de no máximo 10 m, sendo mais comuns em ambientes rasos (MENEGATTI et al., 2003). *S. fuscus* tem capacidade modificar e influenciar organismos bênticos, devido ao seu hábito de cultivo de algas, bem como, mesoinvertebrados e corais, além da estrutura de outros peixes herbívoros (HIXON et al., 1983). Os jardins cultivados pela *S. fuscus* possuem altas concentrações de energia e nitrogênio, com acentuado índice de recuperação (BRANCH et al., 1992). Além de fontes de recursos alimentares, seus territórios servem também como berçários durante seu período reprodutivo, elas tem reprodução demersal, com ovos que se aderem ao fundo do recife, permanecendo sob sua supervisão até eclodirem (THRESHER et al., 1991).

Os peixes blenídeos como *Ophioblennius trinitatis* são consideradas espécies chaves nos ecossistemas de recifes de corais, devido ao seu comportamento críptico, que favorece sua biomassa e abundância (FERREIRA et al., 2004; WILSON et al., 2004). Essa característica é observada devido ao fato de *O. trinitatis* possuírem uma coloração que se camufla com ambiente, por seu pequeno tamanho corporal, entre 9 e 12 cm e pela utilização de tocas e buracos como esconderijo (BRANDL et al., 2018; NURSALL et al., 1977; HUNDT et al., 2018). Essa espécie apresenta alto índice de consumo nos recifes coralíneos, possuindo um ciclo de vida curto, com rápida reprodução e desenvolvimento (WILSON et al., 2004). Sua dieta está associada ao hábito detritívoro, uma vez que seu comportamento de obtenção de alimentos é determinado por diversas investidas no substrato, que nem sempre são direcionadas a

um item específico e acabam ingerindo os recursos ali disponíveis (RANDALL et al., 1967).

O ouriço *Echinometra lucunter* é a espécie deste grupo mais abundante em todo o litoral brasileiro (CARNEIRO et al., 2006). Ele ocorre em águas temperadas e tropicais rasas, normalmente em 10 m de profundidade, porém, há registros dessa espécie a 45 m de profundidade (HENDLER et al., 1995; SERAFY et al., 1979). Em relação aos seus hábitos alimentares, *E. lucunter* é essencialmente herbívoro, porém, estudos indicam que não existe um padrão na dieta da espécie, já que costumam raspar matéria orgânica do substrato durante suas atividades de forrageamento (LAWRENCE et al., 1975), por vezes, são onívoros se alimentando de corais, esponjas e microcrustáceos (CARNEIRO et al., 2005).

#### **2.4 Nicho trófico e Herbivoria**

O estudo da ecologia trófica busca entender como os organismos se relacionam entre si e quais papéis cada um deles desempenham dentro da teia trófica a qual estão inseridos, oferecendo assim, uma maior compreensão de como essas espécies funcionam dentro de comunidades (GERKING et al., 1994). Os herbívoros formam uma das guildas tróficas mais estudadas, devido ao fato de serem importantes escultores das estruturas ecológicas dos recifes de corais (ELLIOTT & BELLWOOD, 2003; STENECK & BELLWOOD, 2017). Além de estarem entre os mais abundantes componentes da fauna recifal (HORN, 1989; CHOAT, 1991; FERREIRA et al., 2004; CHEAL et al., 2013).

A herbivoria representa um dos mais importantes processos recifais, por influenciar a formação das comunidades bentônicas de fundo duro, devido ao pastoreio realizado pelas espécies herbívoras (LEWIS et al., 1985; CARPINTEIRO et al., 1986; POLUNIN et al., 1988; JESSE et al., 2013). A fauna de peixes reconhecido como herbívoros, possuem histórias evolutivas distintas, o que reflete na diversidade de alimentos consumidos por esses animais (HORN et al., 1989; CHOAT et al., 1991). Diferenças como tamanho, formato da mandíbula e quantidade de macroalgas e sedimentos que absorvem, vão diferenciá-los em grupos funcionais (CHOAT et al., 2002; GREEN & BELLWOOD et al., 2009).

Logo, compreender o nicho das espécies herbívoras na comunidade, é importante para compreendermos as estratégias para a sua conservação, em particular, quando esses ambientes são sensíveis as atividades antrópicas, devido a exploração de seus recursos (BRANDL et al., 2018; MENDES et al., 2009). Visto que, esse processo é responsável pela manutenção da saúde dos recifes, favorecendo o recrutamento de corais, a reciclagem de nutrientes, além de proporcionar uma maior diversidade de recursos alimentares (JOMPA et al., 2002; DIAZ-PULIDO et al., 2002).

## 2.5 Isótopos estáveis

Aliado a estes fatores, a análise se isótopos estáveis se apresenta como uma ferramenta indispensável para compreender as dinâmicas das relações tróficas entre os consumidores e produtores (BEHMER et al., 2008). Esta análise é uma poderosa forma que vem auxiliando na compreensão da ecologia trófica de espécies com hábitos de forrageamento, como peixes e ouriços-do-mar são comumente utilizados nessas pesquisas (MINAGAWA et al., 1984; TOMAS et al., 2006; VANDERKLIFT et al., 2006; WING et al., 2008; CABANILLAS-TERÁN et al., 2009; RODRÍGUEZ-BARRERAS et al., 2015).

Através de assinaturas de isótopos estáveis de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ) é possível determinar os hábitos alimentares das espécies em ecossistemas marinhos (PETERSON et al., 1987). Essas análises são medidas mediante aos resultados das razões entre as assinaturas desses dois elementos, com isso, é possível mapear o fluxo de energia através das teias alimentares (DENIRO et al., 1981; PETERSON et al., 1987; VANDER-ZANDEN & RASMUSSEN et al., 2001; CARABEL et al., 2006).

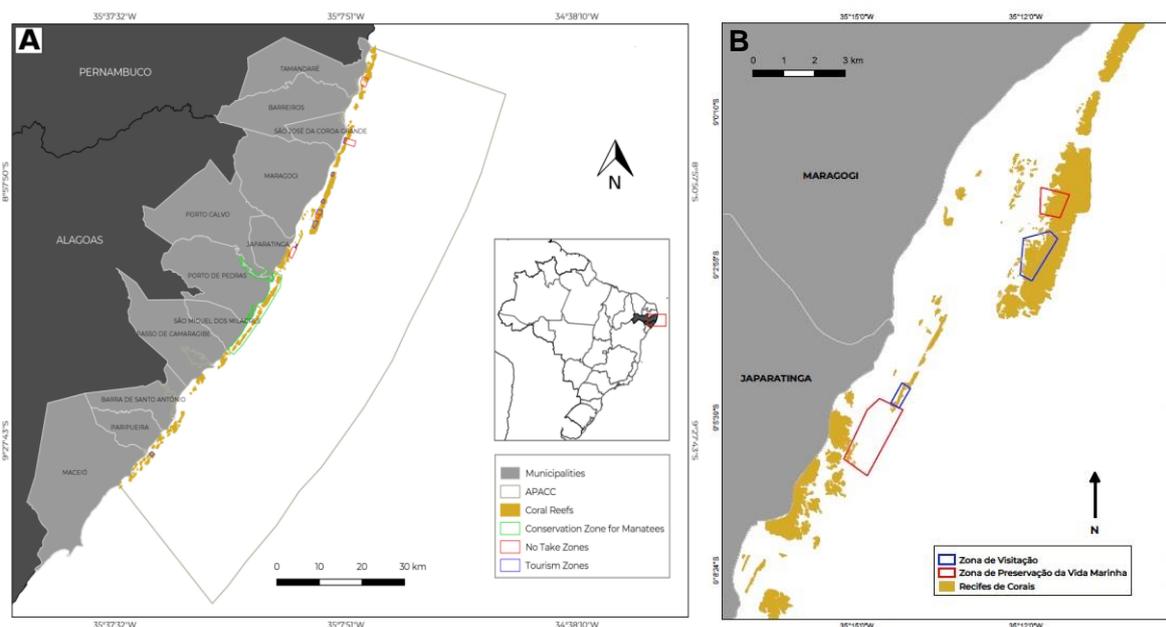
Os índices de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) se relacionam diretamente com variedade de recursos alimentares que uma espécie consegue assimilar durante seu processo de forrageamento. Enquanto as assinaturas de nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ) demonstram para o pesquisador a posição trófica a qual tal espécie se encontra naquela comunidade (MINAGAWA et al., 1984; VANDER-ZANDEN et al., 2001; POST et al., 2002; PHILLIPS et al., 2012; PHILLIPS et al., 2014). Dessa forma, a utilização de análises de isótopos estáveis contribui na compreensão do nicho trófico de uma espécie devido ao “espaço  $\delta$ ”. Esses espaço  $n$ -dimensional demonstram o nicho, devido a composição

química de um animal ser diretamente influenciada pelo que ele consome, bem como pelo habitat em que vive (NEWSOME et al., 2007; PARNELL et al., 2010; BOECKLEN et al., 2011).

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (APACC) a maior unidade de conservação costeira marinha do Brasil. A APACC está situada desde a margem direita da foz do rio formoso, na praia dos Carneiros em Pernambuco (8°42'16"-35°04'40"), até a foz do Rio Meirim em Alagoas (9°46'30"-35°25'00"), abrangendo 135 km de costa e um total de 413.563 hectares entre áreas marinhas e terrestres. A APACC foi criada em 23 de outubro de 1997, por meio de um Decreto Federal (BRASIL, 2013). Nessa região os recifes se desenvolvem paralelo a costa, como em Maragogi e Japaratinga, que podem formar de duas a três linhas de estrutura recifal. Além disso, as zonas recifais dessas duas localidades apresentam características marcantes, como a frente recifal sofrendo ações de ondas, o topo dos recifes na maré baixa, fica exposto ao ar e, na parte de trás (backreef) é criada uma proteção contra as ondas, formando assim, diversas piscinas naturais. Dentro dessas zonas recifais existe a presença de diversas espécies endêmicas, entre elas, estão aquelas da comunidade bentônica, como a *Mussismilia harttii* e *Millepora braziliensis*, além da cobertura algal composta principalmente por algas calcárias (MAIDA & FERREIRA et al., 1997; FEITOSA et al. 2012; PEREIRA et al., 2022).



**Figura 1:** Mapa da área de estudo A) localização da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais, B) indicando as localidades Maragogi e Japaratinga e as zonas de manejo (Turismo ou Zona de Visitação em azul, Fechada ou Zona de Preservação da Vida Marinha em vermelho e Aberta ou Zona de Uso Sustentável, sem cores) região onde as amostras foram coletadas. Adaptado de Miranda et al. (2020).

Está incluída no Plano de Manejo da APACC, a existência de um zoneamento de áreas com regras específicas para uso sustentável dos seus recursos em áreas específicas: Zona de Preservação da Vida Marinha (ZPVM), nessa área não é permitida a utilização de seus recursos para nenhuma atividade antrópica, além, de pesquisas científicas autorizadas; Zona de Visitação (ZV), essa região está permitida atividades turísticas empresariais ou de base comunitária, sendo permitido apenas mergulhos e pesquisas científicas; Zonas de Uso Sustentável (ZUS), área destinada ao uso sustentável de seus recursos naturais, nessa região é permitida à pesca, o turismo náutico e atividades de pesquisa (BRASIL, 2013). Esse projeto irá avaliar as diferenças de nicho trófico entre essas três categorias de manejo.

As regiões dentro da APACC escolhidas para realização desse estudo estão situadas nos municípios de Maragogi-AL e Japaratinga-AL. Essas localidades foram determinadas por já estarem sendo monitoradas desde o ano de 2018, através do projeto Pesquisa Ecológica de Longa Duração da Costa dos Corais de Alagoas (PELD-CCAL) executado pela UFAL, o que nos fornece uma base de dados sobre a fauna bentônica e de peixes recifais da região, além de outros parâmetros socioambientais e ecológicos.

### 3.2. Delineamento amostral

A amostragem foi realizada em seis sítios nos recifes de corais sendo três em Maragogi e três em Japaratinga, com aproximadamente 1 km<sup>2</sup> cada. Dentre essas áreas definidas estão: 2 ZPVM, 2 ZV e 2 ZUS.

### 3.3. Espécies estudadas

Para esse estudo três espécies de herbívoros foram selecionadas, duas espécies de peixes *Stegastes fuscus* e *Ophioblennius trinitatis*, e uma espécie de ouriço-do-mar *Echinometra lucunter*. Essas espécies foram selecionadas por possuírem baixa mobilidade e hábitos de forrageio em áreas restritas, o que garante diferenciar as amostras de cada área para as comparações, além de serem comuns e importantes membros do nível trófico dos recifes da região. Adicionalmente, o status de conservação (fora de ameaça), também foi levado em consideração para escolha dessas espécies.

As espécies foram coletadas usando mergulhos livres em apneia nas áreas descritas, e ocorreram entre os meses de julho e dezembro de 2021 e janeiro de 2022. Para cada espécie em cada área (ZPVM, ZV, ZUS) de ambas as localidades, foram coletados 10 espécimes, que totalizou 180 espécimes coletadas, durante as marés baixas nas regiões de *backreef*, com uma profundidade média variando entre 0,5 m e 1,5 m de profundidade.

Os métodos utilizados para captura foram específicos para cada espécie, considerando os comportamentos e micro habitats distintos de cada uma delas. Na coleta de *Ophioblennius trinitatis*, foram utilizadas facas e sacos plásticos (10 litros) (**Fig. 2**). Devido ao hábito críptico e ágil desses animais, sua captura se deu ao posicionar essas sacolas plásticas diretamente na abertura das tocas as quais esses animais utilizavam para se esconder (**Fig. 3**), estimulando a saída deles com a faca, para a parte interna do saco (**Fig. 4 e 5**).

Na captura de *Stegastes fuscus* foi utilizada uma rede de pesca com malha de 40 mm e 3 m de comprimento, a qual foi posicionada sob o substrato recifal, de forma que permitisse capturar os espécimes ao entrarem em contato, ficando assim, presas à rede. A captura dos ouriços *Echinometra lucunter*, foi realizada manualmente retirando cada espécime do substrato recifal, usando luva de mergulho com o auxílio de uma faca de mergulho.

Após os exemplares serem coletados do ambiental recifal (**Fig. 6**), foram armazenados em um caixa térmica com gelo para manter as amostras bem conservadas em baixas temperaturas, para a realização do transporte (**Fig. 7**) em seguida, foram levados até o freezer para mantê-las congeladas até o processo de extração do tecido ou gônada.



**Figura 2** – Sacola plástica utilizada para captura do *Ophioblennius trinitatis*.



**Figura 2** - Mergulhador posicionando a sacola em uma toca para a captura do *Ophioblennius trinitatis*.



**Figura 3** – Mergulhador direcionando espécime para o interior da sacola plástica



**Figura 5** – Espécime de *Ophioblennius trinitatis* após a coleta.



**Figura 4** – Amostras coletadas dentro da sacola plástica.



**Figura 7** – Amostras armazenadas dentro de caixa térmica com gelo.

### 3.4 Processamento das amostras

As amostras foram processadas no Laboratório de Biologia Marinha e Conservação (LAMARC) da Universidade Federal de Alagoas. O processamento das amostras se deu principalmente por meio de três etapas distintas. A primeira etapa, incluiu a extração da amostra animal, onde, foram retiradas amostras do tecido muscular das espécies de peixes, e do tecido gonadal para a espécie de ouriço-do-mar (**Fig. 8, 9 e 10**). Essa etapa se inicia com o descongelamento das amostras, para aferir o comprimento total do espécime, fotografar e lavar com água destilada para a remoção de impurezas e assim, coletar a amostra do tecido do animal com o auxílio de pinças e bisturi esterilizados com acetona entre um exemplar e outro. O tamanho médio (cm) apresentado pelas espécies foi de  $11,43 \pm 0,35$  (*Stegastes fuscus*),  $7,73 \pm 0,40$  (*Echinometra lucunter*) e  $4,6 \pm 0,0,36$  (*Ophioblennius trinitatis*). Em seguida, cada material retirado dos espécimes, foi colocado em uma placa de petri com as devidas identificações de cada amostra e levado para secar na estufa, expostos a uma temperatura constante de 60° celsius durante um período de 24h (**Fig. 12 e 13**).

A segunda etapa ocorria logo após a retirada do material da estufa, onde iniciava-se o processo de maceração das amostras. Esse processo é realizado com o auxílio de dois materiais de porcelana, o gral e pistilo, ambos esterilizados no intervalo de uma amostra para outra com acetona, e tem como objetivo transformar o tecido ressecado em pó (**Fig. 14**). Em seguida, com o material já em pó, este foi colocado em um *ependorf* devidamente identificado com o código da amostra referente, para o armazenamento do tecido coletado (**Fig. 15**).



**Figura 8** – Amostras de *Echinometra lucunter* sendo preparadas para remoção do tecido gonadal.



**Figura 9** – Amostras de *Stegastes fuscus* sendo preparadas para extração de tecido muscular.



**Figura 10** – Amostras de *Ophioblennius trinitatis* sendo preparadas para remoção de tecido muscular.



**Figura 11** – Tecido gonadal de *Echinometra lucunter* na placa de petri.



**Figura 12** – Amostras dentro da estufa para secagem, dentro de placas de petri.



**Figura 13** – Estufa utilizada para secagem das amostras por 24h.

Por fim, a terceira etapa, incluiu o procedimento de encapsulamento das amostras maceradas. Essa fase, era iniciada com a preparação dos equipamentos para a execução das atividades, onde primeiro ligava-se a balança analítica AUW220D para que ela tivesse suas medidas estabilizadas, em seguida, eram separadas e esterilizadas duas pinças, uma espátula e uma placa de petri, utilizadas para a manipulação de cápsulas de estanho (**Fig. 16**). Posteriormente, essa capsula era adicionada à balança, a fim de aferir seu peso e em seguida desconsiderá-lo. Por fim, a amostra tecidual era retirada do *ependorf* com o auxílio de uma espátula e posta dentro da cápsula vazia para que retornasse à balança analítica e fosse realizada a pesagem da amostra, sendo necessária que a medida do peso ficasse em uma janela de 0,0070 mg à 0,0080 mg. Concluído o procedimento de pesagem, a cápsula de estanho era retirada novamente da balança e posicionada em cima da placa de petri para que fosse embalada até se tornar uma pequena esfera, sem que houvesse nenhum dano na estrutura da cápsula, a fim de evitar perda e contaminação do material biológico. Ao final, essas amostras foram inseridas em uma placa de células NEOBIO, com 96 poços, que evitam a contaminação

cruzada e classificação alfanumérica para a identificação das amostras (**Fig. 17**). As placas contendo as cápsulas foram identificadas com códigos contendo informações sobre o local da coleta (zona de manejo e localidade), espécie e a numeração de identificação de 1 a 10, para que fossem enviadas para análise de isótopos estáveis que ocorreu no laboratório da Universidade Federal do Rio Grande (FURG).



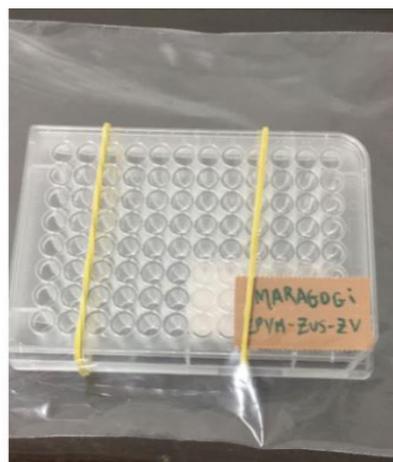
**Figura 14** – Processo de maceração dos tecidos biológicos com a utilização do gral e pistilo.



**Figura 15** – Tecido biológico de *Echinometra lucunter* macerado e em pó no eppendorf.



**Figura 16** – Materiais para o encapsulamento das amostras dispostos sob a mesa.



**Figura 17** – Placa de célula, com identificação das áreas amostrais contidas nela.

### 3.5 Análise dos dados

A análise de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio é baseada no espectrômetro de massa de razão isotópica. Todas essas análises são pautadas em uma padronização internacional, onde é feita a calibração dos dados através do modelo chamado Vienna Peedee Belemnite (VPDB; Carbono) e nitrogênio atmosférico (Nitrogênio).

$$\delta X = \left[ \left( \frac{R_{\text{amostra}}}{R_{\text{padrão}}} \right) - 1 \right] \times 10^3$$

A fórmula representada acima, é utilizada para verificar a diferença entre os dados da amostra em relação ao valor padrão. O arranjo da composição isotópica é definida pela notação  $\delta$  (delta) em partes por mil (%). Dessa forma, o “X” representado na equação é o isótopo estável natural de carbono-13 ( $^{13}\text{C}$ ) ou nitrogênio-15 ( $^{15}\text{N}$ ), onde “R” é a razão correspondente de  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  para o carbono e  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  para o nitrogênio.

Após o recebimento das análises das proporções de isótopos estáveis com as assinaturas de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  de cada espécime descritas em uma tabela do *Office Excel* os dados foram preparados para análises estatísticas usando o software R usando extensão do Rstudio. A amplitude e sobreposição do nicho isotópico das espécies estudadas, foram calculadas através das funções disponíveis no pacote SIBER, com previsão de 40% para as elipses (Stable Isotope Bayesian Ellipses no R, JACKSON et al., 2011). Dessa forma, as assinaturas de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  podem definir o espaço do nicho isotópico e gerar as elipses Bayesianas padrão. A métrica aplicada para calcular a amplitude do nicho isotópico foi a área padrão da elipse corrigida (SEAc).

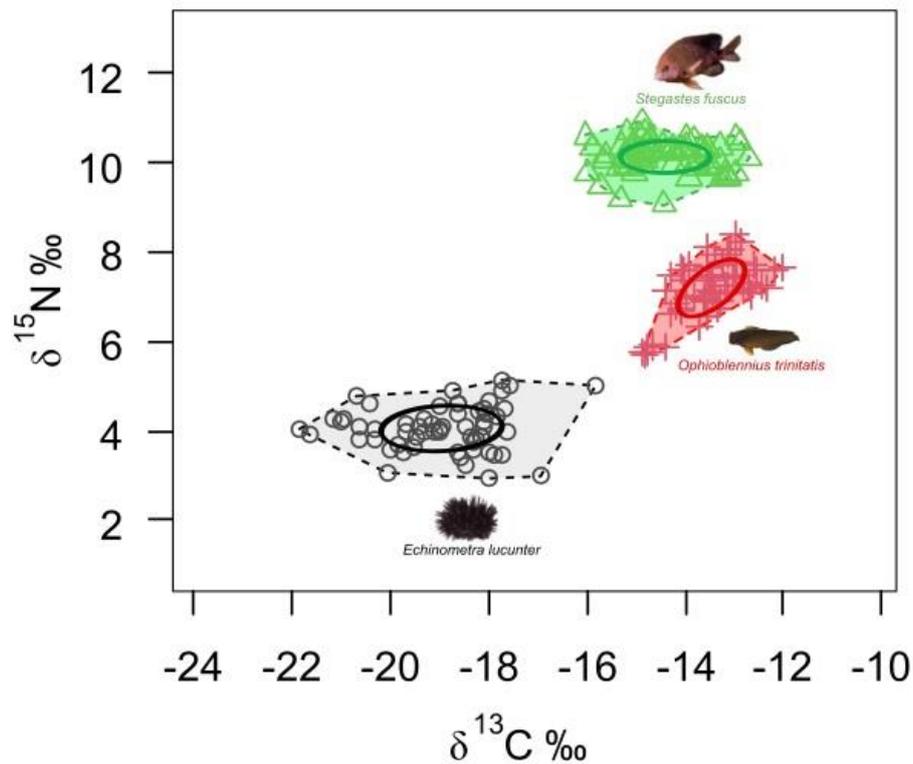
As seis áreas amostrais foram comparadas de duas maneiras complementares, primeiro executamos os dados de todas as amostras de uma única vez, a fim de comparar as variâncias isotópicas de cada espécime coletado, gerando assim variadas elipses para cada grupo e local de coleta. Em seguida, dividimos os dados por grupo de espécie e geramos três gráficos distintos para cada uma delas, onde as elipses corresponderam as zonas fechadas, aberta e turismo, dos municípios de Japaratinga e Maragogi, em Alagoas.

#### 4 RESULTADOS

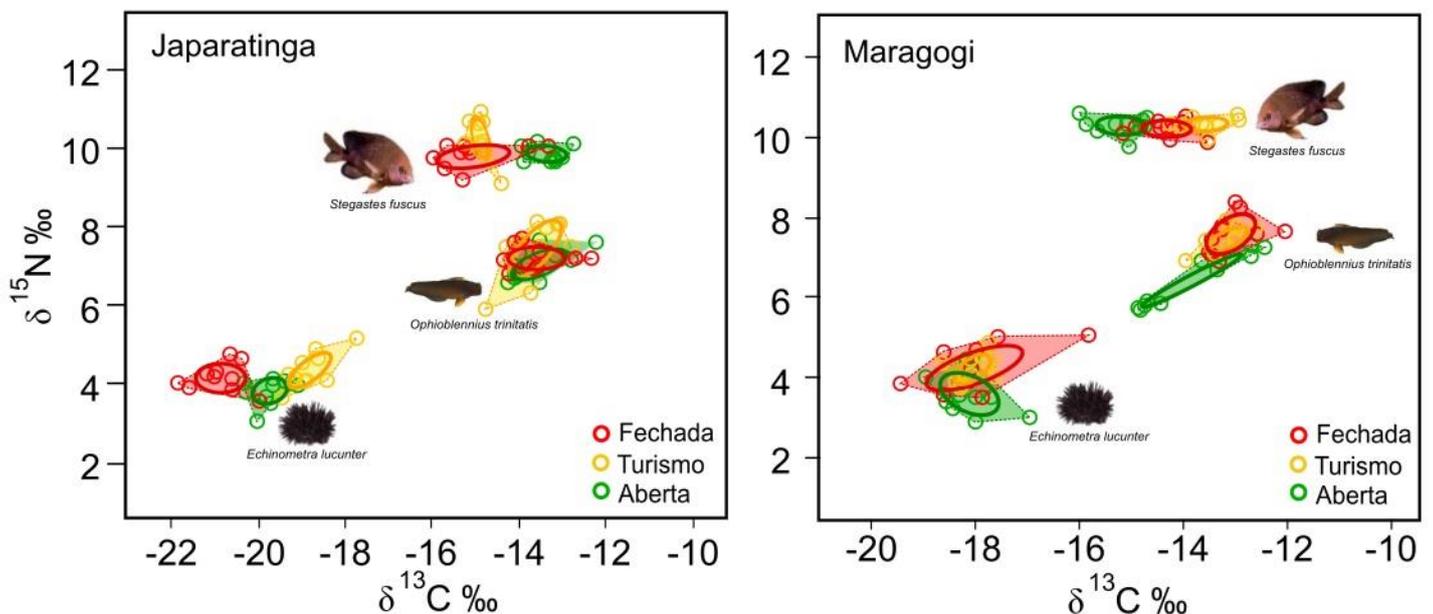
Utilizando o parâmetro de nicho SEAc, foi evidenciado que a amplitude do nicho isotópico das espécies *Stegastes fuscus*, *Echinometra lucunter* e *Ophioblennius trinitatis* apresentaram valores distintos (Figura 17). *Stegastes fuscus* foi a espécie que ocupou a posição trófica com as maiores médias de  $\delta^{15}\text{N}$  ( $10,12 \pm 0,35$  média da amplitude  $\pm$  desvio padrão  $\delta^{15}\text{N}\text{‰}$ ), *Ophioblennius trinitatis* a posição intermediária ( $7,20 \pm 0,60$   $\delta^{15}\text{N}\text{‰}$ ) e *Echinometra lucunter* a mais basal ( $4,05 \pm 0,49$   $\delta^{15}\text{N}\text{‰}$ ). Por outro lado, a maior assinatura de  $\delta^{13}\text{C}$  foi representada por *E. lucunter* ( $-18,93 \pm 1,19$   $\delta^{13}\text{C}\text{‰}$ ), seguido de *S. fuscus* ( $-14,39 \pm 0,86$   $\delta^{13}\text{C}\text{‰}$ ) e *O. trinitatis* ( $-13,45 \pm 0,65$   $\delta^{13}\text{C}\text{‰}$ ). A espécie que teve o maior valor de SEAc foi *E. lucunter* (1,91), seguido por *O. trinitatis* (1,05) e *S. fuscus* (0,99).

No geral, o nicho isotópico das espécies teve uma amplitude maior nas áreas no-take (ZPVM) e menor nas áreas de turismo (ZV, especialmente em Maragogi) (Figura 18, Tabela 1). Uma menor sobreposição de nicho, de acordo com o SEAc, entre as zonas de manejo foi encontrada para as espécies *E. lucunter* e *S. fuscus*, especialmente nos recifes de Japaratinga (exceto duas amostras de *S. fuscus* na área no-take). Para *O. trinitatis* o nicho teve alta sobreposição entre as zonas de manejo em ambas as localidades, exceto para algumas amostras na área aberta (ZUS) em Maragogi.

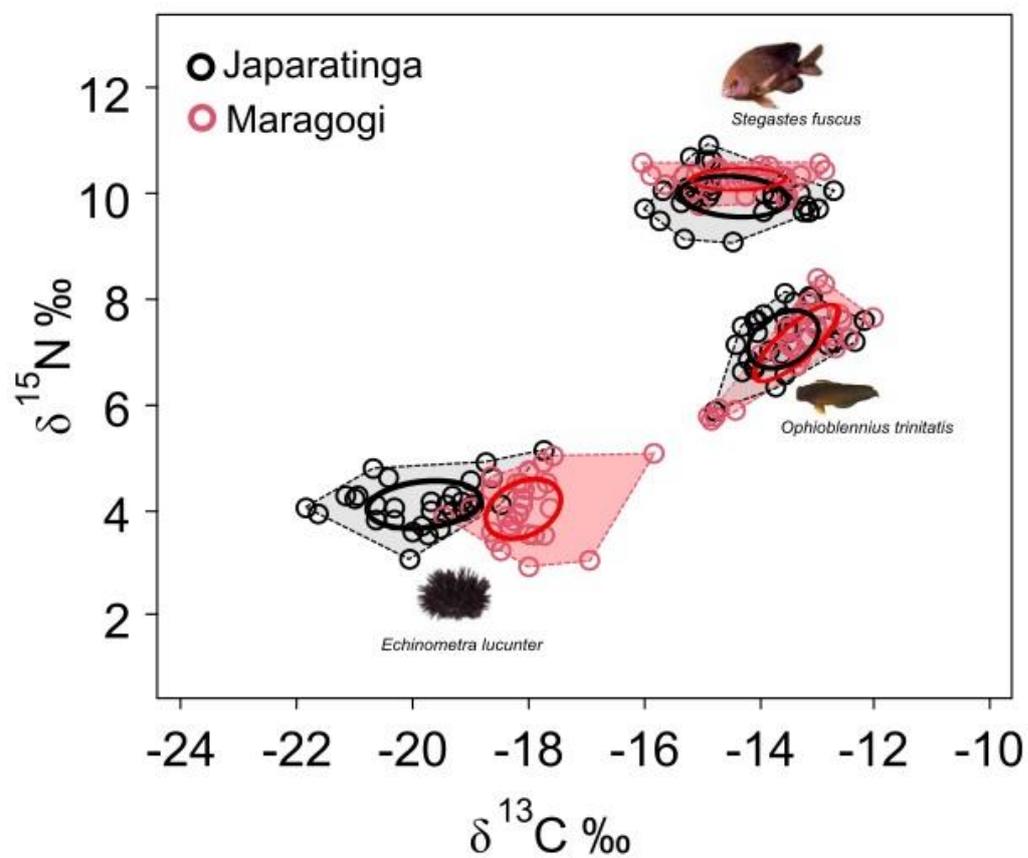
Os resultados também mostraram que o nicho trófico das espécies pode variar entre as localidades, sendo que os valores de SEAc para Japaratinga foi maior (14,14) do que em Maragogi (12,53) (Figura 19). *Echinometra lucunter* apresentou a menor sobreposição de nicho entre as espécies estudadas, sendo que os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  foram menores em Japaratinga ( $-19,80 \pm 0,96$   $\delta^{13}\text{C}\text{‰}$ ) do que em Maragogi ( $-18,06 \pm 0,62$   $\delta^{13}\text{C}\text{‰}$ ), enquanto a variação de  $\delta^{15}\text{N}$  foi similar entre as localidades para essa espécie ( $4,11 \pm 0,41$  e  $4,00 \pm 0,55$   $\delta^{15}\text{N}\text{‰}$ , Japaratinga e Maragogi, respectivamente). Em contraste, *S. fuscus* e *O. trinitatis* mostraram alta sobreposição do nicho entre as duas localidades, sendo os valores médios de  $\delta^{13}\text{C}$  para *S. fuscus* em Japaratinga  $-14,43 \pm 0,93$  e Maragogi  $-14,35 \pm 0,80$   $\delta^{13}\text{C}\text{‰}$  e *O. trinitatis* foram  $-13,56 \pm 0,56$  em Japaratinga e  $-13,35 \pm 0,71$   $\delta^{13}\text{C}\text{‰}$  em Maragogi. Os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  de *S. fuscus* foram  $9,96 \pm 0,39$  e  $10,28 \pm 0,19$  e *O. trinitatis* foram  $7,25 \pm 0,47$  e  $7,15 \pm 0,71$  para Japaratinga e Maragogi, respectivamente.



**Figura 18** - Variação do nicho isotópico das três espécies estudadas (*Stegastes fuscus*, *Ophioblennius trinitatis* e *Echinometra lucunter*). Os círculos pequenos representam as amostras, os círculos grandes representam os valores ajustados de SEAc e as áreas coloridas com linhas tracejadas representam a área total do nicho em cada zona de manejo (vermelho Fechada, amarelo Turismo e verde Aberta).



**Figura 19** - Variação de nicho isotópico nas entre as zonas de manejo (Fechada ZPVM, Turismo ZV e Aberta ZUS) em duas localidades (Japaratinga e Maragogi) para as três espécies estudadas (*Stegastes fuscus*, *Ophioblennius trinitatis* e *Echinometra lucunter*). Os círculos pequenos representam as amostras, os círculos grandes representam os valores ajustados de SEAc e as áreas coloridas com linhas tracejadas representam a área total do nicho em cada zona de manejo (vermelho Fechada, amarelo Turismo e verde Aberta).



**Figura 20** – Variação de nicho isotópico para as espécies entre as localidades (Maragogi e Japaratinga) amostradas. Os círculos pequenos representam as amostras, os círculos grandes representam os valores ajustados de SEAc e as áreas coloridas com linhas tracejadas representam a área total do nicho em cada zona de manejo (vermelho Fechada, amarelo Turismo e verde Aberta).

**Tabela 1** – Valores de nicho isotópico ( $\delta^{13}\text{C}\text{‰}$  e  $\delta^{15}\text{N}\text{‰}$ ) para as espécies *Stegastes fuscus*, *Ophioblennius trinitatis* e *Echinometra lucunter* em cada Categoria de Manejo (Aberta [ZUS], Fechada [ZPVM] e Turismo [ZV]), Localidade (Maragogi e Japaratinga) e Recife amostrado. N=número de amostras, SEAc= Área de elipse padrão comunitário, SEA= Área de elipse padrão, TA= área total, DP=desvio padrão.

Categorias de Manejo	Localidade	Recife	N	SEAc	SEA	TA	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)		$\delta^{15}\text{N}$ (‰)		Comprimento do corpo (cm)
							media	DP	media	DP	
<i>Stegastes fuscus</i>											
Aberta	Maragogi	Ponta de Mangue	10	0,39	0,35	0,62	-15,19	0,46	10,30	0,23	11,5
Fechada	Maragogi	Pedra do Meio	10	0,33	0,29	0,55	-14,31	0,44	10,21	0,19	11,36
Turismo	Maragogi	Galés	10	0,23	0,21	0,44	-13,56	0,41	10,34	0,15	11,13
Aberta	Japaratinga	Barra Larga	10	0,28	0,25	0,48	-13,37	0,39	9,83	0,19	11,74
Fechada	Japaratinga	Aquário	10	0,8	0,71	1,23	-15,06	0,81	9,82	0,27	10,72
Turismo	Japaratinga	Cordões	10	0,33	0,29	0,58	-14,89	0,21	10,24	0,50	11,69
<i>Ophioblennius trinitatis</i>											
Aberta	Maragogi	Ponta de Mangue	10	0,44	0,44	0,76	-13,83	0,94	6,42	0,64	7,57
Fechada	Maragogi	Pedra do Meio	10	0,64	0,64	1,06	-13,06	0,44	7,59	0,45	8,29
Turismo	Maragogi	Galés	10	0,26	0,26	0,50	-13,17	0,36	7,45	0,29	7,57
Aberta	Japaratinga	Barra Larga	10	0,73	0,65	1,24	-13,53	0,61	7,05	0,38	8,34
Fechada	Japaratinga	Aquário	10	0,66	0,59	0,94	-13,61	0,62	7,19	0,28	7,9
Turismo	Japaratinga	Cordões	10	1,23	1,10	2,24	-13,54	0,44	7,52	0,59	7,2
<i>Echinometra lucunter</i>											
Aberta	Maragogi	Ponta de Mangue	10	0,95	0,84	1,62	-18,11	0,52	3,59	0,50	4,44
Fechada	Maragogi	Pedra do Meio	10	1,56	1,38	2,92	-18,03	0,89	4,21	0,55	4,77
Turismo	Maragogi	Galés	10	0,4	0,35	0,69	-18,05	0,32	4,20	0,35	5,26
Aberta	Japaratinga	Barra Larga	10	0,44	0,39	0,68	-19,73	0,39	3,83	0,31	4,43
Fechada	Japaratinga	Aquário	10	0,7	0,62	1,10	-20,88	0,53	4,16	0,34	4,28
Turismo	Japaratinga	Cordões	10	0,52	0,46	1,00	-18,82	0,47	4,34	0,43	5,11

## DISCUSSÃO

Os resultados deste trabalho mostraram que o estabelecimento de áreas no-take podem influenciar o nicho isotópico de herbívoros em recifes de corais. As espécies *S. fuscus*, *O. trinitatis* e *E. lucunter*, tiveram maior amplitude de nicho dentro das áreas fechadas e menor nicho em áreas de turismo na APA Costa dos Corais, a maior unidade de conservação costeira marinha do Brasil. As espécies estudadas não apresentaram sobreposição de nicho entre elas e, portanto, ocuparam nichos tróficos distintos nos recifes. *S. fuscus* ocupou uma posição trófica superior, demonstrada pelas amostras com valores enriquecidos de  $\delta^{15}\text{N}$ , seguido por *O. trinitatis* e *E. lucunter* ocupando posição intermediária e mais basal, respectivamente. Isso provavelmente está associado com a distinção da dieta de itens consumidos e pelos diferentes comportamentos e modos de alimentação dessas espécies que podem variar entre os diferentes regimes de manejo. Além disso, a variação do tamanho do nicho entre os recifes das duas localidades do estudo (Maragogi e Japaratinga), também demonstra a importância da influência das condições naturais que os recifes estão sujeitos como distância da costa, proximidade de rios, além da facilidade de acesso e intensidade de uso humano. Deste modo, a gestão de áreas protegidas associada as características naturais dos recifes indicam uma importância crítica sob o papel funcional dos herbívoros dentro desses ambientes.

As espécies estudadas no presente trabalho apresentaram diferentes posições de nicho trófico. Essa distinção pode estar relacionada diretamente com a dieta e a disponibilidade de recursos alimentares, além do comportamento e as estratégias de consumo, uma vez que ambos possuem características distintas de forrageio (CARAGITSOU et al., 1990). Os elevados valores de nitrogênio encontrados para *S. fuscus*, provavelmente está associado ao consumo de espécies de algas com alto teor de nitrogênio (CHAVES & FEITOSA, 2018), que se recuperam rapidamente de danos causados pelo pastejo (BRAWLEY & ADEY et al, 1977, LASSUY et al., 1980, HIXON & BROSTOFF et al., 1981- 1982, HINDS & BALLANTINE et al., 1987). Isso provavelmente elevou a sua posição trófica de *S. fuscus* em relação as outras duas espécies estudadas (BRANCH et al., 1992). Por outro lado, *O. trinitatis* possui um comportamento críptico, com estratégias distintas aos demais para a obtenção de sua dieta mais onívora e dendrítica (GERKING et al., 1994), o que lhe conferiu uma posição trófica intermediária. Estudos recentes demonstram uma diferença de nicho isotópico para *O. trinitatis* de ambientes costeiros, em relação a populações de ilhas

oceânicas, onde em ilhas suas assinaturas de nitrogênio são menores quando comparadas a mesma espécie na APACC (Andrades et al., 2019). *E. lucunter* demonstra um comportamento bêntico de baixa mobilidade (OGDEN et al., 1978), onde seu forrageamento é limitado os arredores próximos ou dentro da sua toca escavada no substrato recifal, se alimentando de nutrientes disponíveis, geralmente, partes de algas soltas e restos alimentares de espécies em posições tróficas superiores (BLACK et al., 1984; BISHOP et al., 1994).

Essa distinção entre os nichos, permite com que essas três espécies consigam coexistir no mesmo ambiente, compartilhando seus recursos alimentares, sem que a competição alcance níveis extremos ao ponto de eliminar ou causar danos. *S. fuscus*, tem uma dieta mais rica que os demais, tendo como principal componente da sua nutrição as algas filamentosas, porém, detritos presentes em seus territórios, contêm alto valor nutritivo e invertebrados servem como nutrientes suplementares (LOBEL et al., 1980; HIXON et al., 1982; KLUMPP et al., 1988; ZELLER et al., 1988). Apesar de esporádicas investidas de defesa da *S. fuscus*, durante o forrageio do *O. trinitatis*, ambos não disputam diretamente seus recursos, e estudos demonstram tolerância de donzelas com blenídeos em seus territórios (ROBERTS et al., 1987). Além disso, espécies com comportamento criptobentônico *Ophioblennius* possuem alta vulnerabilidade à competição interespecífica (ANDRADES et al., 2021), onde a principal fonte de alimento, são diferentes tipos de algas filamentosas e detritos presentes nessa cobertura algal (AUED et al., 2018). *E. lucunter* se beneficia das regiões de forrageio das duas espécies de peixes, na medida que os restos de matéria orgânica são deixados durante a alimentação destes, provendo assim, recursos nutritivos para a espécie de ouriço estudada (ALVARADO, CORTÉS et al., 2012).

O maior tamanho de nicho para as espécies foi encontrado dentro das áreas no-take (ZPVM) e menor nicho nas áreas de turismo, especialmente em Maragogi. Isso pode estar relacionado com o padrão de riqueza e abundância algas e o comportamento desses herbívoros nas áreas com diferentes regimes de manejo (COSTA et al. 2019). Russ e colaboradores (2002) demonstraram que áreas *no-take* são importantes para a manter a composição bentônica natural de recifes de corais, contribuindo para a elevação da biomassa e diversidade de recursos alimentares para herbívoros. De fato, dados sobre a comunidade bentônica das zonas de manejo estudadas, apontam diferença

na estrutura das algas entre ZPVM, ZV e ZUS (MIRANDA et al. in prep.) corroborando os resultados do presente estudo.

O uso mais amplo dos recursos pelas espécies pode ocorrer devido as melhores condições nas áreas fechadas, favorecidas pela ausência pesca, que mantem mais equilibrada a teia trófica e permite a manutenção de diferentes herbívoros e uma específica intensidade de herbivoria sobre as algas (SANDIN et al., 2008). Além disso, nas áreas no-take, a frequência de pessoas em contato direto com o substrato é menor, assim como a disponibilidade de poluentes e nutrientes na água trazidos por turistas como óleo de embarcação, protetor solar, alimento artificial, urina e fezes humanas. Nyström et al., (2000) demonstrou que áreas no-take podem regular a herbivoria, sendo este um processo ecossistêmico essencial para a resiliência dos recifes.

Os resultados mostraram um tamanho mais reduzido da amplitude de nicho das espécies estudadas nas áreas de turismo. O litoral nordestino brasileiro recebe milhões de visitantes por ano, sendo os recifes de Maragogi e Japaratinga em Alagoas, dois dos principais destinos de turistas em todo Brasil. Os recifes das Galés em Maragogi podem receber até 720 pessoas por dia na zona de visitação (BARRADAS et al., 2012; ASSIS et al., 2011). Embora o ecoturismo ofereça muitas oportunidades de fontes de renda para comunidades costeiras (CONSTANZA et al., 2014; BURGİN et al., 2015; TRAVE et al., 2017), ele proporciona níveis de estresse para as espécies herbívoras por modificar, direta ou indiretamente seu comportamento, fisiologia e modo de uso do habitat (BURGIN et al., 2015; LUSSEAU et al., 2004; RIZZARI et al., 2017). Nas ZVs da APA Costa dos Corais, a alta frequência de pessoas caminhando sobre os recifes ou nadando próximo a eles, intensifica o contato com as espécies, especialmente *Stegastes* e *Ophioblennius*, que podem perder mais tempo e energia defendendo seu território, fugindo ou se escondendo da presença humana, o que atrapalha e modifica o forrageio, a obtenção de recursos e as taxas metabólicas (ALBUQUERQUE et al., 2015; BARNETT et al., 2016; BURGİN et al., 2015), regulando o nicho isotópico.

As diferentes condições as quais os recifes das localidades Maragogi e Japaratinga estão expostos, também devem exercer influência sobre a variação do nicho isotópico ocupado pelas espécies estudadas. Enquanto os recifes de Japaratinga estão situados há 1,5 km da costa, os recifes de Maragogi estão há 3,3 km de distância, em média. A maior proximidade da costa em Japaratinga, representa maior influência

antrópica sobre os recifes, tornando-os mais vulneráveis aos impactos costeiros. A ocupação e desenvolvimento da economia local das comunidades costeiras, que leva à má utilização do solo (RICHMOND et al., 1993), lançamento de rejeitos domésticos sem tratamento e prática da agricultura (plantação de cana-de-açúcar) próximo a margens dos rios, disponibilizam maior quantidade de sedimentos, partículas poluentes e nutrientes na água influenciando as comunidades bentônicas dos recifes (PHILIPP et al., 2003). Esse fato pode ser ilustrado pelos baixos valores de carbono encontrados para o ouriço *E. lucunter* em Japaratinga, que indica um empobrecimento de recursos alimentares nos recifes desta localidade. Considerando as algas como um importante recurso para os herbívoros, o aumento da sedimentação pode causar diminuição da luminosidade da água pela turbidez, influenciando a taxa fotossintética das algas, ou aumentando a asfixia pelo recobrimento do sedimento, além da diminuição na diversidade e aumento da dominância de poucas espécies (CHAVES & FEITOSA et al., 2018).

Diante dos fatos discutidos é possível inferir que o zoneamento na APA Costa dos Corais exerce influência direta sobre o nicho das espécies estudadas. Uma vez que as funções de herbivoria desempenhada por esses animais representam um importante fator no equilíbrio dos processos ecossistêmicos destes recifes de corais. Entender os mecanismos da herbivoria pode ser fundamental para a conservação desses ambientes, contribuindo assim, com o manejo dessas áreas, ao indicar para gestão quais características recifais tem o maior potencial para a manutenção das suas funções ecossistêmicas.

No geral, as espécies de herbívoros estudadas funcionam como importantes ferramentas para demonstrar a efetividade dentro das zonas de manejo dos dois municípios, uma vez que o nicho e posição isotópica entre elas se associam com a diversidade de recursos alimentares dentro de determinada área. Essa variação dentro e fora de áreas no-take podem indicar a importância dessas zonas para a preservação das características naturais dos ambientes recifais costeiros.

## REFERÊNCIAS

AINSWORTH, Tracy D.; THURBER, Rebecca Vega; GATES, Ruth D. The future of coral reefs: a microbial perspective. **Trends in ecology & evolution**, v. 25, n. 4, p. 233-240, 2010.

ALVARADO, Juan José; CORTÉS, Jorge; REYES-BONILLA, Héctor. Reconstruction of *Diadema mexicanum* bioerosion impact on three Costa Rican Pacific coral reefs. **Revista de Biología Tropical**, v. 60, p. 121-132, 2012.

ANDRADES, Ryan et al. Niche-Relationships Within and Among Intertidal Reef Fish Species. **Frontiers in Marine Science**, p. 574, 2021.

ANDRADES, Ryan et al. Niche-related processes in island intertidal communities inferred from stable isotopes data. **Ecological Indicators**, v. 104, p. 648-658, 2019.

AMARAL, A. Cecília Z.; MIGOTTO, Alvaro E. Importância dos anelídeos poliquetas na alimentação da macrofauna demersal e epibentônica da região de Ubatuba. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, v. 29, p. 31-35, 1980. AGARDY, M. T. Advances in marine conservation: the role of marine protected areas. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 9, n. 7, p. 267-270, 1994.

ARTAZA-BARRIOS, O. HSCHIAVETTI; SCHIAVETTI, A. Análise da efetividade do manejo de duas áreas de proteção ambiental do Litoral Sul da Bahia. **Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 7, n. 2, p. 117-128, 2007.

ARTERO, C. et al. Ontogenetic dietary and habitat shifts in goliath grouper *Epinephelus itajara* from French Guiana. **Endangered Species Research**, v. 27, n. 2, p. 155-168, 2015.

BARRADAS, Juliana Imenis et al. Tourism impact on reef flats in Porto de Galinhas beach, Pernambuco, Brazil. 2012.

BAKER, Ronald; BUCKLAND, Amanda; SHEAVES, Marcus. Fish gut content analysis: robust measures of diet composition. **Fish and Fisheries**, v. 15, n. 1, p. 170-177, 2014.

BELLWOOD, David R. et al. Confronting the coral reef crisis. **Nature**, v. 429, n. 6994, p. 827-833, 2004

BELLWOOD, D. R. D., Hughes, T. T. P., and Hoey, A. S. A. (2006). Sleeping functional group drives coral-reef recovery. **Curr. Biol.** 16, 2434-2439. doi: 10.1016/j.cub.2006.10.030

BIRKELAND, Charles; CHENG, Lanna; LEWIN, Ralph A. Motility of didemnid ascidian colonies. **Bulletin of Marine Science**, v. 31, n. 1, p. 170-173, 1981.

BONALDO, R., Hoey, A., and Bellwood, D. (2014). The ecosystem roles of parrotfishes on tropical reefs. **Oceanogr. Mar. Biol. An Annu. Rev.** 52, 81–132. doi: 10.1201/b17143-3.

BISHOP, Charles D.; WATTS, Stephen A. Two-stage recovery of gametogenic activity following starvation in *Lytechinus variegatus* Lamarck (Echinodermata: Echinoidea). **Journal of experimental marine biology and ecology**, v. 177, n. 1, p. 27-36, 1994.

BLACK, Robert et al. The functional significance of the relative size of Aristotle's lantern in the sea urchin *Echinometramathaei* (de Blainville). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 77, n. 1-2, p. 81-97, 1984.

BRANDL, Simon J. et al. The hidden half: ecology and evolution of cryptobenthic fishes on coral reefs. **Biological Reviews**, v. 93, n. 4, p. 1846-1873, 2018.

BRANDL, Simon J. et al. Demographic dynamics of the smallest marine vertebrates fuel coral reef ecosystem functioning. **Science**, v. 364, n. 6446, p. 1189-1192, 2019.

BRASIL, P. R. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. v. 225, p. 1o, 2000.

BRAWLEY, Susan H.; ADEY, Walter H. Territorial behavior of threespot damselfish (*Eupomacentrus planifrons*) increases reef algal biomass and productivity. **Environmental Biology of Fishes**, v. 2, n. 1, p. 45-51, 1977.

BURKHOLDER, Derek A. et al. Patterns of top-down control in a seagrass ecosystem: could a roving apex predator induce a behaviour-mediated trophic cascade? . **Journal of animal ecology**, v. 82, n. 6, p. 1192-1202, 2013.

CASTRO, C. B.; ZILBERDERG, S. Recifes Brasileiros, sua importância e conservação. In: *Conhecendo os Recifes Brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo*. Editores: Carla Zilberberg et al. **Museu Nacional, UFRJ**, 2016.

CARAGITSOU, E.; PAPAConstantinou, C. Food and feeding habits of large-scale gurnard, *Lepidotrigla cavillone* (Triglidae) in Greek Seas. **Cybium**, v. 14, n. 2, p. 95-104, 1990.

CARNEIRO, Livan Santos; CERQUEIRA, Walter Ramos Pinto. Informações sobre o ouriço-do-mar *Echinometra lucunter* (Linnaeus, 1758) (Echinodermata: Echinoidea) para o litoral de Salvador e adjacências. **Sitientibus série ciências biológicas**, v. 8, n. 2, p. 168-171, 2008.

COSTA, Tício Luiz Macêdo; VASCONCELOS FILHO, Antônio de Lemos; GALIZAVIANA, Elza Maria Braga. Aspectos gerais sobre a alimentação do cangulo, *Balistes vetula* Linnaeus, 1758 (Pisces-Balistidae) no estado de Pernambuco-Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 4, p. 71-88, 1987.

COSTA, Anne Karolline Ribeiro; MAIDA, Mauro. **O Efeito da exclusão da pesca em populações macrobentônicas de ambientes recifais com ênfase em ouriços**

**Echinometra lucunter na baía de Tamandaré, Pernambuco.** 2013. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco.

COSTANZA, ROBERT et al. Changes in the global value of ecosystem services. **Global environmental change**, v. 26, p. 152-158, 2014.

CHAVES, Laís de Carvalho Teixeira; FEITOSA, João Lucas Leão. Impactos diretos e indiretos das atividades humanas sobre ambientes recifais e a ictiofauna associada. **Ecologia de peixes recifais em Pernambuco**, p. 84-140.

D'ANGELO, Cecilia; WIEDENMANN, Jörg. Impacts of nutrient enrichment on coral reefs: new perspectives and implications for coastal management and reef survival. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 7, p. 82-93, 2014.

DE ASSIS, Cláudia Cordeiro. CONTROLE DA VISITAÇÃO PÚBLICA NAS PISCINAS NATURAIS DA COSTA DOS CORAIS EM MARAGOGI (AL). **Revista Brasileira De Ecoturismo (RBEcotur)**, v. 4, n. 4, 2011.

DE OLIVEIRA FIGUEIREDO, Marcia Abreu et al. Benthic marine algae of the coral reefs of Brazil: a literature review. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 2, p. 7, 2008.

DUDLEY, Nigel (Ed.). **Guidelines for applying protected area management categories.** Iucn, 2008.

ELLIOTT, J. P.; BELLWOOD, D. R. Alimentary tract morphology and diet in three coral reef fish families. **Journal of Fish Biology**, v. 63, n. 6, p. 1598-1609, 2003.

FEITOSA, João Lucas L. et al. Food resource use by two territorial damselfish (Pomacentridae: Stegastes) on South-Western Atlantic algal-dominated reefs. **Journal of sea research**, v. 70, p. 42-49, 2012.

FERREIRA, C. E. L. et al. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 7, p. 1093-1106, 2004.

FOLETO, Eliane Maria; ZIANI, Patrícia. Zoneamento ambiental e diretrizes para o plano de manejo do parque do morro em Santa Maria/RS. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 26, p. 15-37, 2013.

GARVEY, James E.; WHILES, Matt. **Trophic ecology.** CRC Press, 2016.

GERKING, Shelby D. **Feeding ecology of fish.** Elsevier, 2014.

GOVE, Jamison M. et al. Coral reef benthic regimes exhibit non-linear threshold responses to natural physical drivers. **Marine Ecology Progress Series**, v. 522, p. 33-48, 2015.

GOVE, Jamison M. et al. Near-island biological hotspots in barren ocean basins. **Nature communications**, v. 7, n. 1, p. 1-8, 2016.

GRAHAM, Nicholas AJ. Habitat complexity: coral structural loss leads to fisheries declines. **Current Biology**, v. 24, n. 9, p. R359-R361, 2014.

HAY, Mark E. Fish-seaweed interactions on coral reefs: effects of herbivorous fishes and adaptations of their prey. **The ecology of fishes on coral reefs**, p. 96-119, 1991.

HINDS, Patricia A.; BALLANTINE, David L. Effects of the Caribbean threespot damselfish, *Stegastes planifrons* (Cuvier), on algal lawn composition. **Aquatic Botany**, v. 27, n. 4, p. 299-308, 1987.

HENDLER, Gordon et al. **Sea stars, sea urchins, and allies: echinoderms of Florida and the Caribbean**. 1995.

HIXON, Mark A. FISH GRAZING, AND COMMUNITY STRUCTURE OF HAWVAIIAN REEF ALGA E. 1981.

HIXON, Mark A. Differential fish grazing and benthic community structure on Hawaiian reefs. 1982.

HOOPER, David U. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological monographs**, v. 75, n. 1, p. 3-35, 2005.

HUGHES, TP (1994) Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. **Science** 265:1547–1551.

HUGHES, Terry P. et al. No-take areas, herbivory and coral reef resilience. **Trends in ecology & evolution**, v. 22, n. 1, p. 1-3, 2007.

HUTCHINSON, G. Evelyn et al. **Introduction to population ecology**. Yale University Press, 1978. .

JOMPA, Jamaluddin; MCCOOK, Laurence J. The effects of nutrients and herbivory on competition between a hard coral (*Porites cylindrica*) and a brown alga (*Lobophora variegata*). **Limnology and Oceanography**, v. 47, n. 2, p. 527-534, 2002.

KELLY, Linda W. et al. Local genomic adaptation of coral reef-associated microbiomes to gradients of natural variability and anthropogenic stressors. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 28, p. 10227-10232, 2014.

KELLEHER, Graeme. **Guidelines for marine protected areas**. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 1999.

LABOREL, Jacques. Madreporaires et hydrocoralliaires recifaux des cotes Bresiliennes. Systematique, ecologie. repartition verticale et geographique. **Results Scientifique du Campagne de Calypso**, v. 9, n. 25, p. 171-229, 1969.

LASSUY, Dennis R. Effects of “farming” behavior by *Eupomacentrus lividus* and *Hemiglyphidodon plagiometopon* on algal community structure. **Bulletin of Marine Science**, v. 30, n. 1, p. 304-312, 1980.

LAWRENCE, John M.; JM, LAWRENCE. On the relationship between marine plants and sea urchins. 1975.

LAWRENCE, J. M. & SAMMARCO, P. W, Effect of feeding on the environment: Echinoidea In: JANGOUX, M. & LAWRENCE, J. M (eds). Rotterdam. A. A. **Balkema Press**, p. 499-519, 1982.

LEÃO, Zelinda MAN; KIKUCHI, Ruy KP; TESTA, Viviane. Corals and coral reefs of Brazil. In: **Latin American coral reefs**. Elsevier Science, 2003. p. 9-52.

LEITE, D. C. de A.; MACHADO, L. F.; ROSADO, A. S.; PEIXOTO, R. S. A saúde dos nossos recifes: uma questão de equilíbrio. In: ZILBERBERG et al., (Org.). **Conhecendo os recifes brasileiros**. Rio de Janeiro: **Museu Nacional**, 2016.

LEVINS, R.E.; LEWONTON, R. (1980) Dialectics and Reductionism in ecology, In: Keller, D. R. and Golley, F.B. **The Philosophy of Ecology: From Science to Synthesis**. Athens: The University of Georgia Press, p. 218-225.

LIMA, Gustavo Ferreira da Costa; LAYRARGUES, Philippe Pomier. Mudanças climáticas, educação e meio ambiente: para além do Conservadorismo Dinâmico. **Educar em Revista**, p. 73-88, 2014.

LITTLER, Mark M.; LITTLER, Diane S.; BROOKS, Barrett L. Harmful algae on tropical coral reefs: bottom-up eutrophication and top-down herbivory. **Harmful algae**, v. 5, n. 5, p. 565-585, 2006.

MAIDA, Mauro; FERREIRA, Beatrice Padovani. Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, Brazil, CEP 50739-540. In: **Proc 8th Int Coral Reef Sym**. 1997. p. 263-274.

MAIDA, M. & FERREIRA, B. P. 2003. Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais. In: Prates, A. P. L. ed. **Atlas dos Recifes de Coral nas Unidades de Conservação Brasileiras**. Brasília, **Ministério do Meio Ambiente**, p. 86-90.

MENDES, T. C.; VILLAÇA, R. C.; FERREIRA, C. E. L. Diet and trophic plasticity of an herbivorous blenny *Scartella cristata* of subtropical rocky shores. **Journal of Fish Biology**, v. 75, n. 7, p. 1816-1830, 2009.

MIRANDA, Ricardo J. et al. Integrating long term ecological research (lter) and marine protected area management: challenges and solutions. **Oecologia Australis**, v. 24, n. 2, p. 279-300, 2020.

MIRANDA-RIBEIRO, Alipio. 1919. A fauna vertebrada da ilha da Trindade. **Arquivos do Museu Nacional do Rio de Janeiro**.

MOBERG, Fredrik; FOLKE, Carl. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. **Ecological economics**, v. 29, n. 2, p. 215-233, 1999.

NUNES, Lucas T. et al. The influence of species abundance, diet and phylogenetic affinity on the co-occurrence of butterflyfishes. **Marine Biology**, v. 167, n. 8, p. 1-11, 2020.

NYSTRÖM, Magnus; FOLKE, Carl; MOBERG, Fredrik. Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment. **Trends in ecology & evolution**, v. 15, n. 10, p. 413-417, 2000.

OGDEN, John C.; LOBEL, Phillip S. The role of herbivorous fishes and urchins in coral reef communities. **Environmental biology of fishes**, v. 3, n. 1, p. 49-63, 1978.

PAULA, Y. C; CALDERON, N. E; SCHIAVETTI. Os peixes recifais e o turismo. In: Manual de turismo sustentável em recifes e ambientes coralíneos / Projeto Coral Vivo. – 1. ed. - Rio de Janeiro: SAMN, 2016. In: Gouveia, M. T. J (Org). Os peixes recifais e o turismo, 2016.

PEREIRA, Pedro Henrique et al. Unprecedented coral mortality on Southwestern Atlantic (SWA) coral reefs following major thermal stress. **Frontiers in Marine Science**, p. 338. 2022.

PEREIRA, Pedro HC et al. Reef fishes biodiversity and conservation at the largest Brazilian coastal Marine Protected Area (MPA Costa dos Corais). **Neotropical Ichthyology**, v. 19, 2021.

PIKITCH, Ellen K. et al. The global contribution of forage fish to marine fisheries and ecosystems. **Fish and Fisheries**, v. 15, n. 1, p. 43-64, 2014.

POST, David M. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. **Ecology**, v. 83, n. 3, p. 703-718, 2002.

RANDALL, John E. Overgrazing of algae by herbivorous marine fishes. **Ecology**, v. 42, n. 4, p. 812-812, 1961.

ROBERTSON, D. Ross; GAINES, Steven D. Interference competition structures habitat use in a local assemblage of coral reef surgeonfishes. **Ecology**, v. 67, n. 5, p. 1372-1383, 1986.

RUPPERT, Jonathan LW et al. Human activities as a driver of spatial variation in the trophic structure of fish communities on Pacific coral reefs. **Global change biology**, v. 24, n. 1, p. e67-e79, 2018.

RUSS, Garry R. Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools. **Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem**, v. 24, p. 421, 2002.

SAMMARCO, P. W. et al. Competitive strategies of soft corals (Coelenterata: Octocorallia): allelopathic effects on selected scleractinian corals. **Coral reefs**, v. 1, n. 3, p. 173-178, 1983.

SANDIN, Stuart A. et al. Baselines and degradation of coral reefs in the Northern Line Islands. **PloS one**, v. 3, n. 2, p. e1548, 2008.

SANTOS, Romana; FLAMMANG, Patrick. Is the adhesive material secreted by sea urchin tube feet species-specific?. **Journal of morphology**, v. 273, n. 1, p. 40-48, 2012.

STENECK, Robert S.; BELLWOOD, David R.; HAY, Mark E. Herbivory in the marine realm. **Current Biology**, v. 27, n. 11, p. R484-R489, 2017.

SCHOPPE, Sabine; WERDING, Bernd. The boreholes of the sea urchin genus *Echinometra* (Echinodermata: Echinoidea: Echinometridae) as a microhabitat in tropical South America. **Marine Ecology**, v. 17, n. 1-3, p. 181-186, 1996.

SEGATTI HAHN, Norma; LUCIANA DELARIVA, Rosilene. Métodos para avaliação da alimentação natural de peixes: o que estamos usando?. **Interciencia**, v. 28, n. 2, p. 100-104, 2003.

SHEPPARD, C. R. C.; DAVY, S. K.; PILLING, G. M. Coral Reefs–Biodiverse and Productive Tropical Ecosystems. **The Biology of Coral Reefs. Oxford University Press. New York, USA**, p. 1-32, 2009.

TOPOR, Zachary M. et al. Marine protected areas enhance coral reef functioning by promoting fish biodiversity. **Conservation Letters**, v. 12, n. 4, p. e12638, 2019.

WILSON, Shaun K. Growth, mortality and turnover rates of a small detritivorous fish. **Marine Ecology Progress Series**, v. 284, p. 253-259, 2004.