



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO TRÊS RIOS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO MEIO AMBIENTE - DCMA**

DECLÍNIO DA POPULAÇÃO DE OURIÇOS-DO-MAR *Echinometra lucunter* (LINNAEUS, 1758) EM UMA PRAIA COSTEIRA DA BAÍA DA ILHA GRANDE, RJ

Lucas Silveira Nascimento

**ORIENTADOR: Prof. Dr. Leonardo Mitrano Neves
COORIENTADOR: MSc. Lécio de Carvalho Júnior**

**TRÊS RIOS - RJ
DEZEMBRO – 2023**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO TRÊS RIOS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO MEIO AMBIENTE - DCMA**

DECLÍNIO DA POPULAÇÃO DE OURIÇOS-DO-MAR *Echinometra lucunter* (LINNAEUS, 1758) EM UMA PRAIA COSTEIRA DA BAÍA DA ILHA GRANDE, RJ

Lucas Silveira Nascimento

Monografia apresentada ao curso de Gestão Ambiental, como requisito parcial para obtenção do título de bacharel em Gestão Ambiental da UFRRJ, Instituto Três Rios da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

**TRÊS RIOS - RJ
DEZEMBRO – 2023**

Nascimento, Lucas Silveira, 1995

Declínio da população de ouriços-do-mar *Echinometra lucunter* (Linnaeus, 1758) em uma praia costeira na Baía da Ilha Grande, RJ
33f.: fig 3., tabs 3.

Orientador: Leonardo Mitrano Neves. Monografia (bacharelado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto Três Rios.

Bibliografia: f. 26-33.

1. Variação espaço-temporal – 2. Recifes rochosos – 3. Ouriço-do-mar – 4. Espécies invasoras I. Nascimento, Lucas Silveira. II. Mitrano-Neves, Leonardo. III Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Instituto Três Rios. IV. Declínio da população de ouriços-do-mar *Echinometra lucunter* (Linnaeus, 1758) de uma praia costeira na Baía da Ilha Grande, RJ



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO TRÊS RIOS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO MEIO AMBIENTE – DCMA

DECLÍNIO DA POPULAÇÃO DE OURIÇOS-DO-MAR *Echinometra lucunter*
(LINNAEUS, 1758) EM UMA PRAIA COSTEIRA DA BAÍA DA ILHA GRANDE, RJ

Lucas Silveira Nascimento

Monografia apresentada ao Curso de Gestão Ambiental como pré-requisito parcial para obtenção do título de bacharel em Gestão Ambiental da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto Três Rios da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Aprovada em 15/12/2023

Banca examinadora:

Documento assinado digitalmente
gov.br ALEXANDRE FERREIRA LOPES
Data: 21/12/2023 18:08:49-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Alexandre Ferreira Lopes

A handwritten signature in black ink, appearing to read "Alexandre Ferreira Lopes", written over a horizontal line.

Prof. Dr. Fábio Souto de Almeida

A handwritten signature in black ink, appearing to read "Fábio Souto de Almeida", written over a horizontal line.

Prof. Dr. Orientador Leonardo Mitrano Neves

Documento assinado digitalmente
gov.br LECIO DE CARVALHO JUNIOR
Data: 22/12/2023 10:10:36-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Coorientador MSc. Lécio de Carvalho Junior

TRÊS RIOS - RJ
DEZEMBRO – 2023

Dedicatória

*“Dedico este trabalho aos meus pais e aos meus avós que sempre
olham por mim lá do Céu”*

AGRADECIMENTO

Agradeço, primeiramente, à Deus por, mesmo nos momentos mais difíceis onde tudo estava falhando, falar comigo através das pessoas incríveis que existem na minha vida, que não deixaram o “barco afundar” e por me acompanhar até aqui ao longo dessa complicada, porém ainda curta, jornada chamada vida.

Aos meus pais, Riany e Lucio, um agradecimento mais que especial por sempre acreditarem em mim e no meu potencial, mesmo quando tudo parecia perdido, as situações desfavoráveis e principalmente quando nem eu conseguia acreditar em mim mesmo e ver uma luz. Por todo o apoio emocional e financeiro ao longo de todos esses anos, pelas viagens maravilhosas, conselhos e broncas. Sem vocês eu não seria nada e não conseguiria alcançar nem 1% do que eu alcancei.

Ao meu orientador, Leonardo Mitrano Neves, e ao meu coorientador, Lécio de Carvalho Júnior, por todo apoio ao longo do desenvolvimento deste trabalho, por acreditarem em mim e tornar tudo isso possível.

Ao coordenador do curso, Fábio Freitas por não desistir de mim e conseguir salvar mais uma alma. Por me dar uma gigantesca demonstração do verdadeiro significado de ser professor.

À minha amada, e nada normal, família! Meu tio Ronald, minhas primas Tainá, Yasmin e “Naninha”, por todo apoio e incentivo ao longo desse período afastado de casa. Em especial ao meu avô “Juca” (in memorian) e minha avó Olier (in memorian), por tudo o que fizeram por mim.

À todos os amigos que fiz em Três Rios e que foram fundamentais para meu crescimento e amadurecimento, em especial Tomás Brod, Mayke Lima, Luan Otaviano, Juliana Pratta, Yuri Coutinho e Guilherme Nolasco. Aos amigos que deixei em Nova Iguaçu, Gabryel Muniz, Jorge Fernandes, Anderson Oliveira, Eduardo Santana, Gabriel Rosa, Lucas Aragão, Brenno Andrian, Adrian Chaves, Igor Clark, Gabriel Pagniez, Cláudio Augusto, Matheus Moura e Luiz Henrique, por mesmo de longe estarem sempre se fazendo presente com mensagens de apoio e conselhos.

Aos grandes amigos que fiz nesses últimos anos João Victor, Miguel Pozzato, Emilly Antunes e Hévorá Suian, por me mostrarem que até nos momentos mais difíceis e solitários, um café, uma conversa e um violão curam qualquer coisa quando ao lado das pessoas certas.

Ao meu amigo-irmão, músico e poeta Fernando Pessoa por todo ensinamento, broncas, risadas, por ser meu maior confidente e conselheiro todos esses anos sempre presente compartilhando tristezas e alegrias.

*“Nós enfrentamos o infortúnio porque assim nos tornamos mais fortes.”
(Takehiko Inoue)*

RESUMO

A introdução de espécies exóticas é uma das principais ameaças aos ambientes recifais, promovendo mudanças drásticas na estrutura e funcionamento de suas comunidades, limitando a disponibilidade de recursos essenciais para espécies nativas e resultando na perda da biodiversidade em diferentes escalas espaciais. O presente estudo teve como objetivo investigar o impacto do octocoral invasor *Latissimia ningalooensis* na abundância de *Echinometra lucunter* em um recife rochoso na Praia Vermelha, baía da Ilha Grande – RJ. Os dados de abundância de ouriços foram obtidos a partir de fotoquadrados tomados em duas zonas de profundidade (interface e raso) nos anos de 2011 e 2017. Em 2020, censos visuais subaquáticos foram realizados ao longo de transectos de 40 m² para avaliar a abundância de *E. lucunter* em áreas com diferentes coberturas do octocoral invasor. A análise multivariada de variância permutacional (PERMANOVA) foi utilizada para avaliar a existência de diferenças significativas na abundância de *E. lucunter* entre os anos (2011 e 2017) e as zonas (raso e interface). O modelo linear baseado em distância (DistLM) foi utilizado para identificar os preditores do habitat associados a variação temporal na abundância de *E. lucunter*. A abundância dos ouriços diminuiu entre 2011 e 2017, principalmente na zona rasa do recife. As matrizes de algas epilíticas (MAE) e zoantídeos explicaram 22,4% da variação temporal da abundância dos ouriços. Espacialmente, a abundância dos ouriços em 2020 foi maior em áreas dominadas por MAE (130 indivíduos) em comparação às áreas dominadas pelo octocoral invasor (13 indivíduos). A principal mudança entre os períodos analisados na comunidade bentônica foi observada através da diminuição de MAE após o estabelecimento da *L. ningalooensis*. Os resultados indicam que a expansão do octocoral invasor podem impactar *E. lucunter*, especialmente pela redução na cobertura de macroalgas e na área disponível para o forrageamento.

Palavras-chave: Bentos, espécies invasoras, recifes rochosos, variação espaço-temporal.

ABSTRACT

The introduction of exotic species is one of the main threats to reef environments, promoting drastic changes in the structure and functioning of their communities, limiting the availability of essential resources for native species, and resulting in the loss of biodiversity at different spatial scales. The present study aimed to investigate the impact of the invasive octocoral *Latissimia ningalooensis* on the abundance of *Echinometra lucunter* on a rocky reef in Praia Vermelha, Ilha Grande bay – RJ. Urchin abundance data were obtained from photoquadrats taken in two depth zones (interface and shallow) in the years 2011 and 2017. In 2020, underwater visual censuses were carried out along 40 m² transects to assess the abundance of *E. lucunter* in areas with different coverage of the invasive octocoral. Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) was used to evaluate the existence of significant differences in the abundance of *E. lucunter* between the years (2011 and 2017) and the zones (shallow and interface). The distance-based linear model (DistLM) was used to identify habitat predictors associated with temporal variation in *E. lucunter* abundance. Urchin abundance decreased between 2011 and 2017, especially for the shallow reef zone. Epilithic algal matrix (EAM) and zoanthids explained 22.4% of the temporal variation in urchin abundance. Spatially, urchin abundance in 2020 was higher in areas dominated by EAM (130 individuals) compared to areas dominated by invasive octocoral (13 individuals). The main change between the periods analyzed in the benthic community was observed through the decrease in EAM after the establishment of *L. ningalooensis*. The results indicate that the expansion of the invasive octocoral may have an impact on *E. lucunter*, especially by reducing the cover of macroalgae and the available foraging area.

Keywords: Benthos, invasive species, rocky reefs, spatio-temporal variation.

LISTA DE ABREVIACÕES E SBOLOS

BIG - Baía da Ilha Grande

CPCe - Coral Points with Excel Extensions

ECHLUC - *Echinometra lucunter*

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

MAE – Matrizes de algas epilticas

MMA – Ministério do Meio Ambiente

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudo com indicação do local de amostragem. O triângulo representa o recife rochoso amostrado na Praia Vermelha, baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. O Losango indica o centro do município de Angra dos Reis. Fonte: Carvalho-Junior, 2019X

Figura 2. Abundância de *Echinometra lucunter* (média $\pm$ erro padrão - 40 m²) nos anos de 2011 e 2017, em diferentes profundidades (Interface e Raso) observados no recife rochoso da Praia Vermelha, baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil.X

Figura 3. Abundância de *Echinometra lucunter* no ano de 2020 em duas áreas do recife (baixa e alta cobertura de *L. ningalooensis*). Box-plot representa as medianas, primeiro quartil, terceiro quartil, valores mínimos e máximos. Barras vermelhas representam os valores médios; cada ponto representa um transecto (40 m²), o círculo sem preenchimento evidencia o ponto discrepante (*outlier*).X

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Resultados da análise de variância permutacional (PERMANOVA) com base na matriz de distância Euclidiana (transformação em raiz quadrada) da abundância de *Echinometra lucunter* no recife rochoso da Praia Vermelha, baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil.....X

Tabela 2. Composição dos táxons mais abundantes e sua porcentagem de cobertura (%) nos anos de 2011 e 2017, em diferentes profundidades (Interface e Raso) observados no recife rochoso da Praia Vermelha, baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. Cobertura (%) representada pela média ($\pm$ erro padrão) dos três transectos.....X

Tabela 3. Sumário dos modelos finais da regressão linear baseada na distância (DistLM), demonstrando porcentagens de variação explicada por cada variável para a abundância de *Echinometra lucunter* no recife rochoso da Praia Vermelha, baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil.....X

Sumário

1. INTRODUÇÃO.....	14
1.1 OBJETIVO GERAL	16
1.1.1 Objetivos Específicos	17
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	17
2.1. ÁREA DE ESTUDO.....	17
2.2. PROGRAMA DE AMOSTRAGEM.....	19
2.3. ANÁLISE DE DADOS	19
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	20
3.1. VARIAÇÃO TEMPORAL DE <i>ECHINOMETRA LUCUNTER</i> (2011 – 2017).....	20
3.2. VARIAÇÃO TEMPORAL DA COMUNIDADE BENTÔNICA (2011 – 2017) E SUA INFLUÊNCIA SOBRE <i>E. LUCUNTER</i>	21
3.3. EFEITOS DA COBERTURA DE <i>LATISSIMIA NINGALOOENSIS</i> NA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE <i>ECHINOMETRA LUCUNTER</i> (2020).....	24
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	26
5. REFERÊNCIAS	26

1. INTRODUÇÃO

A destruição de habitats em conjunto com a introdução de espécies exóticas são duas das maiores ameaças ambientais e econômicas enfrentadas atualmente e uma das principais causas da perda da biodiversidade global (Canning-Clode 2015). Espécies consideradas exóticas são aquelas que, após sua introdução, se estabelecem em um ecossistema que não é o seu habitat natural, com alto potencial de dispersão, causando impactos negativos sobre a biodiversidade, os ecossistemas nativos e, por vezes, a saúde humana (Mack *et al.* 2000). Essas espécies competem frequentemente com as espécies nativas por recursos, alterando a estrutura e a função do ecossistema (Strayer 2012). Devido à expansão do comércio por navios entre países de diversas regiões ao redor do mundo, a invasão biológica tem se tornado cada vez mais frequente no habitat marinho (Mantelatto *et al.* 2018). Em ambientes de costão rochoso, as espécies invasoras modificam tanto a composição das espécies quanto a interação entre os elementos da comunidade (Moreira & Creed 2012). Com o aumento significativo dos registros de espécies exóticas em diversas regiões do planeta (Ruiz *et al.* 2009), é importante a elaboração de estudos sobre os impactos a longo prazo dessas espécies nos ecossistemas em que foram inseridas (Strayer 2012).

A comunidade bentônica nativa é importante pois garante um alto nível de produtividade primária, provê abrigo e recursos para diversas espécies (Tomas *et al.* 2010). No entanto, com a introdução de espécies exóticas, a comunidade bentônica nativa pode sofrer mudanças significativas, afetando sua função e a estrutura do ecossistema. (Canning-Clode 2015, Strayer 2012). Por exemplo, Tomas *et al.* (2010) notou que a introdução de espécies exóticas diferentes de algas no Mediterrâneo pode afetar a preferência alimentar de ouriços-do-mar *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816). Consequentemente, a ingestão à longo prazo dessa alga causa alterações no crescimento dos indivíduos, na fecundidade e no tamanho da lanterna de Aristóteles (aparelho de alimentação), o que acarreta na perda de desempenho de pastoreio dos ouriços. Outro exemplo é a espécie exótica *Undaria pinnatifida* (Suringar, 1873), uma alga marrom que foi introduzida no sul da Austrália há mais de três décadas e se espalhou rapidamente, formando densas “matas” submarinas que afetam a biodiversidade local (South *et al.* 2017). Além disso, as espécies invasoras podem afetar a disponibilidade de recursos para outras espécies, como a espécie invasora *Ciona intestinalis* (Linnaeus, 1767), uma das espécies invasoras mais prósperas em ambientes marinhos atualmente, se alimenta de plâncton e compete com as espécies nativas por esse recurso, acarretando na diminuição da riqueza e da

abundância de espécies em escala local em áreas geográficas distintas ao redor do mundo (Micael *et al.* 2020). Vale ressaltar que a introdução de espécies exóticas também provoca modificações na estrutura do habitat. Como observado por Mack (2000), moluscos da espécie *Littorina littorea* (Linnaeus, 1758) de origem europeia e introduzido na América do Norte, foram capazes de transformar enseadas costeiras de lodaçais e pântanos salgados para um grande costão rochoso.

Determinadas espécies desempenham um papel ecológico tão importante, que é necessária uma investigação dos mecanismos que determinam sua distribuição e abundância para subsidiar a compreensão da organização estrutural de uma comunidade (Carvalho 2016). Os ouriços-do-mar representam um dos mais importantes organismos bentônicos herbívoros no sistema marinho tropical e temperado (Gaines & Lubchenco 1982; Lawrence 2001), e desempenham um papel fundamental regulando espécies invasoras (Tomas 2010), além de atuarem como espécies chaves na estrutura de comunidades coralíneas (Johansson *et al.* 2010). É possível também verificar o nível de degradação recifal aferindo a proliferação e abundância desses organismos (McClanahan & Mutere 1994; Jackson *et al.* 2001; McManus & Polsenberg 2004).

Estudos apontam que o aumento da densidade de ouriços afeta drasticamente a distribuição, abundância e diversidade de algumas espécies de algas, podendo comprometer a estrutura recifal devido à altas taxas de bioerosão (Pedrechi Neto 1997; Killp 1999; Costa 2013). Por outro lado, já foi verificado que com a invasão de outros indivíduos também de pastoreio a competição por alimento ou a ocupação do habitat por algas exóticas gera um significativo aumento na mortalidade dos ouriços (Hunt & Scheibling 1997; Pearse & Hines 1979).

A região da baía da Ilha Grande (BIG), possui um complexo de mais de 170 ilhas, compreendendo sistemas estuarinos, oceânicos e de costões rochosos. Se por um lado na BIG está localizado o maior número de unidades de conservação do Estado do Rio de Janeiro, sendo classificada como -Área de Extrema Importância Biológica pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA 2002), por outro seus ecossistemas altamente biodiversos são constantemente ameaçados pela degradação de seus habitats provocada pela poluição, assoreamento, industrialização portuária e, principalmente, pela sobrepesca (Alho *et al.* 2002; Teixeira-Neves *et al.* 2016).

No presente estudo o ouriço-do-mar *Echinometra lucunter* (Linnaeus, 1758) é a espécie alvo devido a sua ampla distribuição na costa do Brasil (Tommasi, 1966; Xavier, 2010), sua

ocorrência e abundância em uma variedade de habitats de águas rasas (Grunbaum *et al.*, 1978) pela importância ecológica nos ecossistemas recifais (Breen & Mann, 1976) e pela sua relevante abundância ao longo da BIG (Creed *et al.* 2007). Apesar de sua importância ecológica e econômica para a região, ainda são poucos os trabalhos sobre a composição específica dos equinodermas que ocorrem na BIG, especialmente em relação a um determinado distúrbio provocado pela ação de espécies invasoras.

Ainda assim, um estudo recente registrou a ocorrência de duas espécies de octocorais invasores na BIG, ocupando grandes extensões em um recife rochoso costeiro (Mantelatto *et al.* 2018). Embora tenham sido aplicados grandes esforços na retirada dos invasores, somente a Green Star (*Clavularia cf. viridis*) foi erradicada enquanto o Xenia Blue, *Latissimia ningalooensis* sp. (Ekins, Benayahu & McFadden, 2022), ainda ocupa uma grande área de cobertura em um recife rochoso da BIG (Mantelatto *et al.* 2018, MMA 2019). A invasão do octocoral *L. ningalooensis* promoveu mudanças significativas na cobertura bentônica do costão rochoso da Praia Vermelha, acarretando na diminuição expressiva da cobertura de Matrizes de Algas Espilíticas (MAE) entre 2011 e 2017 (Carvalho-Junior 2019). Em um estudo realizado recentemente, notou-se que houve uma mudança significativa na estrutura da comunidade bentônica entre os anos de 2017 e 2020, em particular a diminuição de cobertura de áreas turfíferas na área invadida (Carvalho-Junior *et al.* 2022). Mediante à expansão de *L. ningalooensis* e ao impacto causado na cobertura bentônica sésil, é esperado que os organismos bentônicos vágeis também tenham sido influenciados ao longo do tempo. O principal objetivo deste trabalho é entender as relações entre a expansão da *L. ningalooensis* e a abundância de indivíduos de *E. Lucunter*. Porém, estudos recentes que associem essa introdução de tais espécies nesses ecossistemas com a diminuição da população de ouriços-do-mar ainda são escassos e podem ser essenciais para entender como estes dois grupos interagem entre si.

1.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo do presente estudo foi investigar o impacto do octocoral invasor *Latissimia ningalooensis* na abundância de *Echinometra lucunter* em um recife rochoso na Praia Vermelha, baía da Ilha Grande – RJ.

1.1.1 Objetivos Específicos

- Identificar alterações na abundância de *E. lucunter* entre os anos (2011 e 2017) e as zonas de profundidade (Raso e Interface);
- Investigar a influência de grupos da cobertura bentônica sobre a abundância de *E. lucunter*
- Avaliar a influência da cobertura de *L. ningalooensis* sobre a distribuição espacial de *E. lucunter* no recife.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi realizado em um recife rochoso, situado na baía da Ilha Grande (23°04'36 S;44°01'18W), estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. A baía da Ilha Grande abrange uma área de aproximadamente 1,000 km² e contém cerca de 170 ilhas rodeadas por águas rasas (profundidades não maiores que 8 m) (Ignacio et al. 2010). Diversas ilhas apresentam recifes rochosos formados por rochas graníticas que se estendem até a interface com o substrato arenoso (Neves et al. 2016). As amostragens foram realizadas em um recife rochoso raso (<1 - 7 m) com aproximadamente 10.000 m², localizado na Praia Vermelha (margem continental da BIG) situado no município de Angra dos Reis (Figura 1).

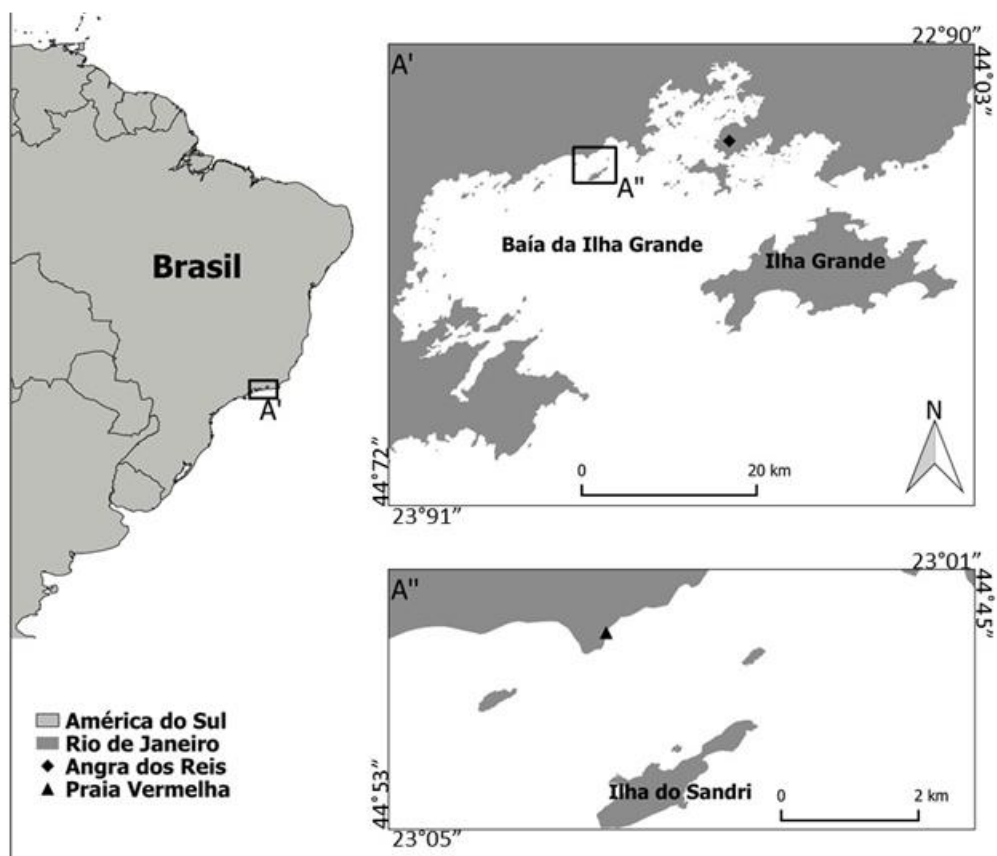


Figura 1. Área de estudo com indicação do local de amostragem. O triângulo representa o recife rochoso amostrado na Praia Vermelha, baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. O Losango indica o centro do município de Angra dos Reis. Fonte: Carvalho-Junior, 2019

A região apresenta um clima tropical úmido, com uma média anual de temperatura acima de 18 °C e chuvas concentradas de dezembro a março (IBGE 2002). A temperatura da água varia de 20 °C a 31 °C e a salinidade varia de 29 a 36 PSU (Dias & Bonecker 2008). As massas de água locais são influenciadas pelos ventos e marés com uma média de amplitude de 1.6 m (Nogueira et al. 1991). A cobertura bentônica é constituída principalmente por matrizes de algas epilíticas (MAE), o octocoral invasor *L. ningalooensis*, algas frondosas (e.g. *Sargassum* spp. e *Dichotomaria marginata*) e zoantídeos (principalmente *Palythoa caribaeorum*) (Carvalho-Junior 2019).

2.2. PROGRAMA DE AMOSTRAGEM

Os dados de abundância de ouriços foram obtidos a partir de fotoquadrados tomados em duas zonas de profundidade nos anos de 2011 e 2017, ao longo de transectos de 40 m² (20 m x 2 m). Foram selecionadas duas diferentes zonas de profundidades para as fotografias: "Interface" (substrato consolidado, a 2 m da interface areia/rocha – 3,5 a 7 m) e "Raso" (limite superior da maré baixa - 1 a 3,5 m) para os dois anos. As fotografias foram realizadas em cada um dos transectos/zona amostrados utilizando uma câmera digital (*Cannon PowerShot G9*) com caixa estanque (WP-DC21) presa a um quadrante de Policloreto de Vinila (PVC), permitindo amostrar uma área de 0,36 m² de substrato (areia/rocha) em cada foto. Em cada transecto (total de 12 por ano) foram feitos entre 15 e 20 fotoquadrados. No total, 379 fotografias foram efetuadas (187 em 2011; 192 em 2017). As imagens foram analisadas para estimar a porcentagem de cobertura dos organismos bentônicos mais abundantes, dos quais se destacaram as matrizes de algas epilíticas (MAE), zoantídeos (principalmente a *Palythoa caribaeorum*), algas frondosas (*Sargassum spp.* e *Dichotomaria marginata*) e o octocoral invasor (*Latissimia ningalooensis*).

Em 2020, censos visuais subaquáticos foram realizados ao longo de transectos de 40 m² (20 m x 2 m) para avaliar a abundância de *E. lucunter* em diferentes matrizes de habitat afetadas pelo invasor *L. ningalooensis* (contagem de indivíduos por censo visual). Foram selecionadas duas matrizes de habitat distintas: 1. baixa cobertura de *L. ningalooensis* (0 – 20%) e 2. alta cobertura de *L. ningalooensis* (20 – 50%, aproximadamente). Um total de 12 transectos foram realizados (seis em áreas com baixas coberturas de *L. ningalooensis* e seis em áreas com alta cobertura do invasor).

2.3. ANÁLISE DE DADOS

A análise multivariada de variância permutacional (PERMANOVA, Anderson et al. 2008) foi utilizada para avaliar a existência de diferenças significativas na abundância de *E. lucunter* entre os anos (2011 e 2017) e zonas (Raso e Interface). O modelo linear baseado em distância (DistLM; Legendre & Anderson 1999, McArdle & Anderson 2001) foi utilizado para avaliar o conjunto de variáveis (componente dos bentos: matriz de algas epilíticas, algas frondosas, zoantídeos e *L. ningalooensis*) que possuem um efeito significativo na abundância de *E. Lucunter*. As análises foram baseadas em uma matriz de distância Euclidiana e a

abundância do ouriço *E. lucunter* foi previamente transformada através da raiz quadrada para diminuir a sua variabilidade. As análises foram realizadas com o uso do pacote estatístico PRIMER versão 6 + PERMANOVA (Anderson et al. 2008).

A porcentagem de cobertura bentônica foi estimada plotando 40 pontos aleatórios em cada imagem e identificando os organismos (menor nível taxonômico possível) sob cada um dos pontos com o auxílio do programa *Coral Point with Excel Extensions* – CPCe 3.4 (Kohler & Gill 2006).

As diferenças entre a abundância de *E. lucunter* em áreas com alta e baixa cobertura de *L. ningalooensis*, no ano de 2020, foram testadas através do teste de Mann-Whitney. Este teste não paramétrico foi realizado devido a não conformidade da normalidade dos dados, previamente investigados (teste de Shapiro-Wilk e teste de Levene). A análise foi realizada através do software R (R Development Core Team 2016, versão 4.0.3) no ambiente de desenvolvimento integrado RStudio (RStudio Team 2016, versão 1.3.1093).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. VARIAÇÃO TEMPORAL DE *ECHINOMETRA LUCUNTER* (2011 – 2017)

O total de 74 indivíduos de *Echinometra lucunter* foi observado nos anos de 2011 e 2017 no recife rochoso da Praia Vermelha, Angra dos Reis a partir dos fotoquadrados. As maiores abundâncias de *E. lucunter* foram observadas no ano de 2011 (52 indivíduos), enquanto no ano de 2017 foram registrados 22 indivíduos. Em relação as zonas de profundidades, os maiores registros foram realizados nas zonas mais rasas (2011 – 47; 2017 – 22 indivíduos), enquanto as zonas mais profundas, na interface com o substrato arenoso, apresentaram as menores abundâncias (2011 – 5; 2017 – 0 indivíduos).

A abundância de *E. lucunter* variou significativamente em relação aos diferentes anos ($p < 0.05$) e zonas de profundidade analisadas ($P < 0.001$) (Tabela 1). A abundância média de ouriços diminuiu entre os anos tanto na área rasa (2011, $0,39 \pm 0,10$ indivíduos e 2017, $0,16 \pm 0,10$ indivíduos) quanto na interface (2011, $0,07 \pm 0,04$ indivíduos e 2017, nenhum indivíduo observado, média $\pm$ erro padrão, Figura 2).

Tabela 1. Resultados da análise de variância permutacional (PERMANOVA) com base na matriz de distância Euclidiana (transformação em raiz quadrada) da abundância de *Echinometra lucunter* no recife rochoso da Praia Vermelha, baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil.

Fonte de variação	DF	MS	Pseudo-F	perms	P
An	1	1,903	5,2625	9832	0,0203
Zo	1	4,8282	13,352	9836	0,0006
An x Zo	1	0,48718	1,3472	9817	0,2495
Resíduos	375	0,36162			
Total	378				

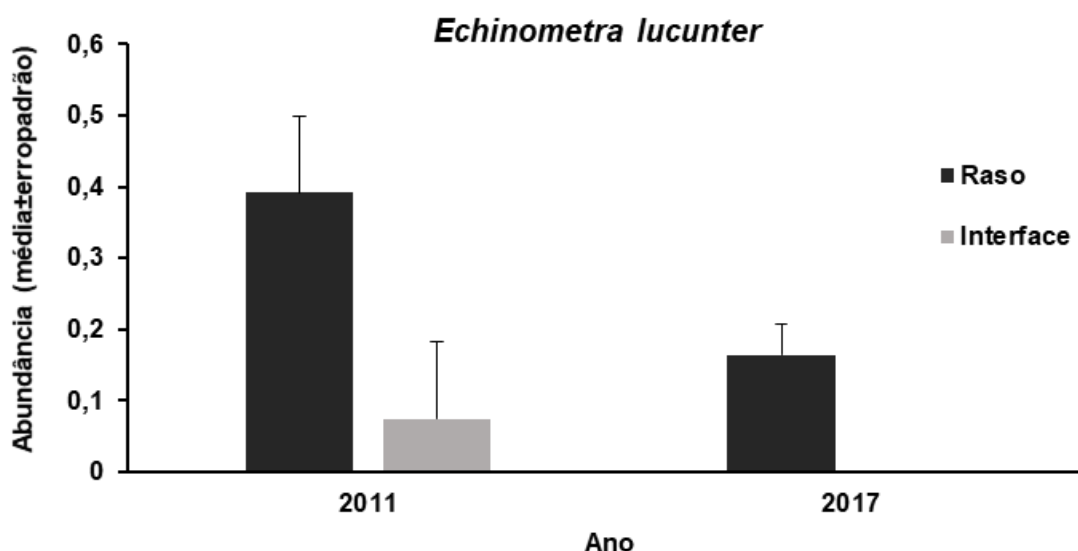


Figura 2. Abundância de *Echinometra lucunter* (média $\pm$ erro padrão - 40 m²) nos anos de 2011 e 2017, em diferentes profundidades (Interface e Raso) observados no recife rochoso da Praia Vermelha, baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil.

3.2. VARIAÇÃO TEMPORAL DA COMUNIDADE BENTÔNICA (2011 – 2017) E SUA INFLUÊNCIA SOBRE *E. LUCUNTER*

As matrizes de algas epilíticas dominaram a cobertura bentônica do costão da praia Vermelha nos dois períodos, variando de 69,95% a 30,7%. Algas frondosas variaram de 3,18% a 10,28%, enquanto zoantídeos de 2,91% a 6,74% (Tabela 2). Mudanças temporais na comunidade bentônica foram observadas e associadas ao estabelecimento do octocoral invasor

L. ningalooensis. A cobertura de *L. ningalooensis*, que em 2011 não estava presente na comunidade bentônica, em 2017 já correspondia a 27,57% de cobertura da interface e 13,54% no raso. Associado ao estabelecimento de *L. ningalooensis*, foi observado uma redução na cobertura de MAE de 29% na área rasa e 37% na interface.

Tabela 2. Composição dos táxons mais abundantes e sua porcentagem de cobertura (%) nos anos de 2011 e 2017, em diferentes profundidades (Interface e Raso) observados no recife rochoso da Praia Vermelha, baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. Cobertura (%) representada pela média ($\pm$ erro padrão) dos três transectos.

Táxons	2011		2017	
	Cobertura (%)		Cobertura (%)	
	Interface	Raso	Interface	Raso
Matriz de algas epilíticas	67,76 $\pm$ 2,54	69,95 $\pm$ 2,49	30,70 $\pm$ 2,67	40,75 $\pm$ 2,60
Algas frondosas	3,18 $\pm$ 0,52	4,08 $\pm$ 0,63	10,28 $\pm$ 1,46	9,39 $\pm$ 1,04
Zoantídeos	2,91 $\pm$ 1,63	13,64 $\pm$ 2,56	6,74 $\pm$ 2,30	11,24 $\pm$ 2,25
<i>L. ningalooensis</i>	-	-	27,54 $\pm$ 3,24	13,54 $\pm$ 1,59

As elevadas porcentagens de cobertura de MAE encontradas no recife rochoso da Praia Vermelha corroboram com estudos anteriores realizados na BIG (Creed et al. 2007, Teixeira-Neves et al. 2015). Em geral, ambientes recifais brasileiros apresentam baixas cobertura de corais, enquanto há um maior domínio de macroalgas, como MAE e algas frondosas (Aued et al. 2018). Apesar disso, a principal mudança entre os períodos (2011 – 2017) na cobertura bentônica na Praia Vermelha foi observada através da diminuição de MAE, após o estabelecimento de *L. ningalooensis*. O octocoral invasor apresentou porcentagens de cobertura significativas no recife rochoso da Praia Vermelha, com maiores ocorrências a zona da interface, comparado com as zonas mais rasas (Carvalho-Junior 2019). Entretanto, *L. ningalooensis* ocupava, em 2017, uma extensão de cerca de 170 m do recife, em todas as profundidades (Mantelatto et al. 2018) e parece apresentou novas expansões para áreas mais rasas do recife onde não há a presença de zoantídeos (Carvalho-Junior et al. 2022). Os octocorais da família Xeniidae estão entre os organismos mais comuns e conspícuos

encontrados em águas rasas de recifes por todo o Indo-Pacífico (Benayahu & Loya 1981). Estes organismos possuem altas taxas de crescimento, fecundidade e extensa reprodução vegetativa (Benayahu & Loya 1985), além disso, são apontados com grande potencial em se tornarem invasivos (Ruiz Allais et al. 2014).

A rápida expansão da *L. ningalooensis*, parece ter afetado principalmente as áreas cobertas por MAE, enquanto em áreas com maior domínio de zoantídeos se mantiveram constantes. A dominância de *L. ningalooensis* na interface pode estar relacionada a interações interespecíficas. *Palythoa caribaeorum* é principal zoantídeo encontrado no recife rochoso da Praia Vermelha. O zoantídeo é considerado um exímio competidor, produzindo fortes toxinas (Kaul et al. 1974, Gleibs 1995), impedindo o crescimento e a propagação de outros organismos bentônicos (Suchanek e Green 1981, Acosta 2001, Rabelo et al. 2013) e atuando como grande homogeneizador de habitats (Neves 2013).

As matrizes de algas epilíticas e os zoantídeos explicaram 27,4% e 17,4% da variação na abundância de ouriços, respectivamente, de acordo com o modelo linear baseado em distância (DistLM, Tabela 3). A presença e a ausência de alguns organismos bentônicos sésseis, como macroalgas por exemplo, podem influenciar direta e indiretamente a atividade e distribuição de ouriços em recifes rasos.

Tabela 3. Sumário dos modelos finais da regressão linear baseada na distância (DistLM), demonstrando porcentagens de variação explicada por cada variável para a abundância de *Echinometra lucunter* no recife rochoso da Praia Vermelha, baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil.

Variáveis selecionadas pelo modelo (% de explicação)	R ²	AIC	RSS
Matriz de algas epilíticas (27,4), Zoantídeos (17,4)	0,44	-44,52	0,17

Os resultados apresentados apontam que a diminuição de MAE no recife rochoso da Praia Vermelha entre os períodos estudados parece estar associada a variação na abundância de *E. Lucunter*. As macroalgas têm um importante papel em ambientes recifais, constituindo a principal fonte de alimento para ouriços (McClanahan & Muthiga 2007) e peixes herbívoros (Bonaldo et al. 2006). Dessa forma, é esperado que em áreas com uma maior concentração de ouriços possua uma menor cobertura de alga e vice-versa, devido a frequente atividade de

pastoreio destes indivíduos (Oliveira 1991). Apesar disso, alguns estudos demonstram que *E. lucunter* pode utilizar alguns invertebrados bentônicos (e.g. cnidários e esponjas) como fonte de alimento (McClintock et al. 1982, Oliveira 1991, McClanahan & Murtiga 2001).

3.3. EFEITOS DA COBERTURA DE *LATISSIMIA NINGALOOENSIS* NA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE *ECHINOMETRA LUCUNTER* (2020)

Um total de 143 indivíduos de *E. lucunter* foram observados no ano de 2020 através dos censos visuais. A abundância foi maior na área com baixa cobertura (total de 130 indivíduos) em contraste com áreas dominadas pelo invasor (13 indivíduos) de acordo com o (Teste de Mann-Whitney, $P < 0,05$). (Figura 3).

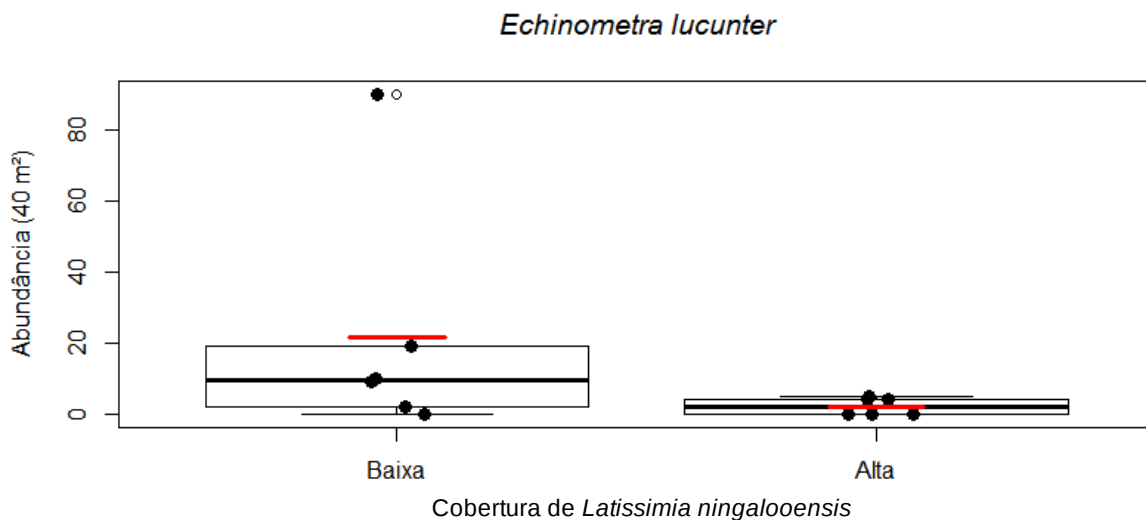


Figura 3. Abundância de *Echinometra lucunter* no ano de 2020 em duas áreas do recife (baixa e alta cobertura de *L. ningalooensis*). Box-plot representa as medianas, primeiro quartil, terceiro quartil, valores mínimos e máximos. Barras vermelhas representam os valores médios; cada ponto representa um transecto (40 m²), o círculo sem preenchimento evidencia o ponto discrepante (*outlier*).

Foi notada uma variação espacial e diferenças no uso do habitat de *E. lucunter* entre as áreas associadas a diferentes coberturas de *L. ningalooensis*. Em geral, a distribuição de ouriços em recifes rasos e as maiores abundâncias estão associadas a substratos tridimensionalmente mais complexos e com estruturas proeminentes (Dumas et al. 2007; Rogers e Lorenzen 2016). *Latissimia ningalooensis* demonstrou ser um grande homogeneizador do ambiente (Carvalho-

Junior 2019), com capacidade de causar a perda da complexidade estrutural do habitat e mediar diferenças na disponibilidade de alimento. A presença de uma espécie invasora pode alterar propriedades fundamentais em um determinado ecossistema, as relações tróficas existentes e até mesmo características físicas como a produtividade e ciclo de nutrientes (Bertness 1984, Vitousek 1990).

Foi observado que áreas com baixas coberturas do octocoral invasor estão inversamente associadas as maiores abundância de *E. lucunter*. Em apenas um transecto realizado foi possível observar uma agregação de cerca 90 indivíduos em uma área coberta por macroalgas e com baixa cobertura do octocoral. As espécies do gênero *Echinometra* são sedentárias e normalmente estão distribuídas em um padrão de agregado, próximo as tocas e fendas (*homing behavior*) (McClanahan and Murtiga 2001). Um estudo realizado no sudeste brasileiro demonstrou que em diferentes áreas do substrato rochoso, as variações na densidade do ouriço *E. lucunter* foram encontradas devido a distribuição de forma agregada, em uma escala de menos de 0,5 m (Calderon et al. 2007).

Algumas espécies de *Echinometra* possuem a capacidade de se desenvolverem em locais impactados, cavando buracos em recifes e se alimentando ao redor de suas tocas, acarretando menor gasto energético (Sangil e Guzman, 2016). No entanto, a expansão do octocoral invasor sobre áreas antes dominadas por macroalgas pode reduzir a disponibilidade de alimento (Ling et al. 2020) e aumentar a área de forrageamento. Em contrapartida, ouriços podem ficar isolados no recife por áreas densamente cobertas pelo octocoral invasor, o que é em parte suportado pela ausência de ouriços sobre grandes manchas de *L. ningalooensis* (observação pessoal).

Diversos fatores podem influenciar na distribuição de ouriços em ambientes recifais, acarretando uma distribuição agregada (Iken et al. 2010). Fatores ambientais como a profundidade (McPherson 1969), temperatura (Sewell 1999) e a salinidade (Honorato et al. 2017) podem influenciar a abundância e saúde de *E. Lucunter* em recifes rasos, por exemplo. Além disso, a presença de predadores, como peixes (Fagundes 2019) e aves marinhas (Schneider 1985) também podem afetar a abundância e a atividade de pastoreio dos ouriços. Entretanto, os resultados aqui apresentados descrevem a abundância de ouriços em ambientes rasos, com pouca variação de temperatura e baixa profundidade. Além disso, a Praia Vermelha não apresenta a ocorrência de grandes predadores de ouriços.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo observou mudanças significativas no número de indivíduos de ouriços-do-mar do recife rochoso da Praia Vermelha entre os anos analisados (2011 e 2017). As matrizes de algas epilíticas diminuíram sua dominância entre os anos (2011 e 2017) e zonas estudadas (raso e interface), associado ao estabelecimento do octocoral invasor *L. ningalooensis*. A diminuição do número de indivíduos de *E. lucunter* parece estar diretamente ligada a essa diminuição de MAE, pois estas algas constituem sua principal fonte de alimento. O padrão de distribuição, em relação as zonas de profundidades, não foi alterado entre os anos de amostragem, com os ouriços ocorrendo majoritariamente na zona rasa do recife. Em 2020, foi observado que áreas com menor cobertura de *L. ningalooensis* a abundância de ouriços foi maior, tendo um agregado com 90 indivíduos em um único transecto. Embora sejam seres sedentários e que se distribuem em um padrão agregado, a expansão da *L. ningalooensis* e a diminuição da área de forrageamento podem contribuir ainda mais para esse comportamento, uma vez que os ouriços precisarão se deslocar da área sem cobertura em busca de alimento.

O presente estudo investigou os impactos de grandes coberturas locais de um octocoral invasor sobre a abundância, variação temporal (antes e depois da invasão) e espacial (entre áreas pouco e muito cobertas pelo invasor) de *E. lucunter* em um recife rochoso da baía da Ilha Grande. No entanto, estudos que investiguem o impacto do invasor sobre o comportamento de *E. lucunter* são necessários para uma compreensão mais ampla dos processos associados a diminuição local dos ouriços, favorecendo o entendimento dos impactos do octocoral invasor sobre invertebrados móveis. O manejo de *E. lucunter* para áreas adjacentes, não impactadas diretamente pela *L. ningalooensis*, pode permitir a manutenção das funções desempenhadas pelos ouriços-do-mar neste recife costeiro.

5. REFERÊNCIAS

Alho CJR, Schneider M, Vasconcellos LA (2002) Degree of threat to the biological diversity in the Ilha Grande State Park (RJ) and guidelines for conservation. Brazilian Journal of Biology, v. 62, p. 375-385.

Allais JPR, Amaro ME, McFadden CE, Halász A, Benayahu Y (2014) The first incidence of an alien soft coral of the family Xeniidae in the Caribbean, an invasion in eastern Venezuelan coral communities. *Coral Reefs* 33(2) 287–287.

Anderson MJ (2006) Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, v. 62, n. 1, p. 245–253.

Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR (2018) PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. Primer-E, Plymouth, UK, 214 p.

Aued AW, Smith F, Quimbayo JP, Candido DV, Longo GO, Ferreira CE, ... & Segal B (2018) Large-scale patterns of benthic marine communities in the Brazilian Province. *PloS one*, 13(6), e0198452.

Bonaldo RM, Krajewski JP, Sazima C, Sazima I (2006) Foraging activity and resource use by three parrotfish species at Fernando de Noronha Archipelago, tropical West Atlantic. *Marine Biology*, 149: 423–433.

Calderon, E. N., Zilberberg, C., & de Pavia, P. C. (2007). The possible role of *Echinometra lucunter* (Echinodermata: Echinoidea) in the local distribution of *Darwinella* sp. (Porifera: Dendroceratida) in Arraial do Cabo, Rio de Janeiro State, Brazil. *Porifera research: biodiversity, innovation and sustainability. Série Livros*, 28, 211-217.

Canning-Clode J (2015) Biological invasions in changing ecosystems: vectors, ecological impacts, management and predictions. Berlin: Springer.

Carvalho-Junior. Mudanças temporais na comunidade bentônica da Praia Vermelha, baía da Ilha Grande, após a invasão de *Sansibia* sp. (Octocorallia, Xeniidae). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, [s. n.], 2019. 43 p.

Carvalho-Junior L, Neves LM, Teixeira-Neves TP & Cardoso SJ. Long-term changes in benthic communities following the invasion by an alien octocoral in the Southwest Atlantic, Brazil.

Marine Pollution Bulletin, [S. l.], v. 186, p. 114386, jan. 2023.

Carvalho, NF. Variação espacial e temporal da abundância de macrobentos com foco no ouriço-do-mar *Echinometra lucunter* (Linnaeus, 1758) em áreas recifais abertas e fechadas da APA Costa dos Corais. 2016. Universidade Federal de Pernambuco, [s. l.], 2016.

Castro CB, Echeverría CA, Pires DO & Fonseca CG (1999) Distribuição de bentos (Cnidaria e Echinodermata) em costões rochosos da Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. In: Silva SHG & Lavrado HP (eds) Ecologia dos Ambientes Costeiros do Estado do Rio de Janeiro. Série Oecologia Brasiliensis, PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil, 7: 179–193.

Corrêa C (2014) Estrutura da assembleia de peixes recifais em costões rochosos da Ilha Grande, RJ: influências da complexidade topográfica, cobertura bêntica e atividade antrópica. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, p. 51.

Costa CF, Sassi R, Gorlach-Lira K, LaJeunesse TC and Fitt WK (2013) Seasonal changes in zooxanthellae harbored by zoanthids (Cnidaria, Zoanthidea) from coastal reefs in northeastern Brazil. Pan-American Journal of Aquatic Sciences 8, 253–264

Connell JH, Hughes TP, Wallace CC, Tanner JE, Harms KE, Kerr AM (2004) A long-term study of competition and diversity of corals. Ecological Monographs 74(2):179_210.

Connell SD, Foster MS, Airoidi L (2014) What are algal turfs? Towards a better description of turfs. Marine Ecology Progress Series 495:299_307.

Creed JC (2006) Two invasive alien azooxanthellate corals, *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*, dominate the native zooxanthellate *Mussismilia hispida* in Brazil. Coral Reefs 25:350.

Creed JC, Pires DO & Figueiredo MDO (2007) Biodiversidade marinha da baía da Ilha Grande (pp. 109-132). Brasília: MMA/SBF.

Dumas, P., Kulbicki, M., Chifflet, S., Fichez, R., & Ferraris, J. (2007). Environmental factors influencing urchin spatial distributions on disturbed coral reefs (New Caledonia, South Pacific). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 344(1), 88-100.

De Paula AF, Pires DO, Creed JC (2014) Reproductive strategies of two invasive sun corals (*Tubastraea* spp.) in the southwestern Atlantic. *J Mar Biol Assoc U K* 94:481–492.

Dias C, BONECKER SLC (2008) Long-term study of zooplankton in the estuarine system of Ribeira Bay, near a power plant (Rio de Janeiro, Brazil). *Hydrobiologia*, v. 614, n. 1, p. 65– 81.

Eriksson BK, Rubach A, Hillebrand H (2006) Biotic habitat complexity controls species diversity and nutrient effects on net biomass production. *Ecology*, v. 87, n. 1, 246–54.

Fabricius K, De'ath G, McCook L, Turak E & Williams DM (2005) Changes in algal, coral and fish assemblages along water quality gradients on the inshore Great Barrier Reef. *Marine pollution bulletin*, 51(1), 384-398

Falcão C, Széchy MTM (2005) Changes in shallow phytobenthic assemblages in southeastern Brazil, following the replacement of *Sargassum vulgare* (Phaeophyta) by *Caulerpa scalpelliformis* (Clorophyta). *Bot. Mar.*, v. 48, n. 3, p. 208-217.

Ferreira CEL, Goncalves JEA, Coutinho R (2001) Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. *Environmental Biology of Fishes*, v. 61, p. 353–369.

Floeter SR, Halpern BS, Ferreira CEL (2006) Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. *Biological Conservation*, v. 128, p. 391–402.

Floeter SR, Krohling W, Gasparini J, Ferreira CEL, Zalmon IR (2007) Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environmental Biology of Fishes*, v. 78, p. 147–160.

Francini-Filho RB, Con, EO, Meirelles PM, Amado-Filho GM, Thompson FL, Pereira-Filho GH ... & Güth AZ (2013) Dynamics of coral reef benthic assemblages of the Abrolhos Bank,

eastern Brazil: inferences on natural and anthropogenic drivers. *PloS one*, 8(1), e54260.

Galil BS (2007) Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. *Mar Pollut Bull* 55: 314–322.

García-Charton JA, Pérez-Ruzafa A, Sánchez-Jerez P, Bayle-Sempere, JT, Reñones O, Moreno D (2004) Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology*, v. 144, p. 161–182.

Gardner TA, Côté IM, Gill JA, Grant A, & Watkinson AR (2003) Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science*, 301(5635), 958-960.

Gleibs S, Mebs D & Werding B (1995) Studies on the origin and distribution of palytoxin in a Caribbean coral reef. *Toxicon* 33, 1531– 1537

Glynn PW, Alvarado JJ, Banks JJ, Cortés J, Feingold JS, Jiménez C, Zapata FA (2017) Eastern Pacific coral reef provinces, coral community structure and composition: An overview. In PW

Glynn, D Manzello & I Enochs (Eds.), *Coral reefs of the Eastern Pacific: Persistence and loss in a dynamic environment* (pp. 107 – 176). Dordrecht, the Netherlands: Springer Science+Business.

Goatley CH, Bonaldo RM, Fox RJ & Bellwood DR (2016) Sediments and herbivory as sensitive indicators of coral reef degradation. *Ecology and Society*.

Gorgula SK, Connell SD (2004) Expansive covers of turf-forming algae on human-dominated coast: the relative effects of increasing nutrient and sediment loads. *Mar.Biol.* 145, 613–619

Gray JS, Clarke KR, Warwick RM & Hobbs G (1990) Detection of initial effects of pollution on marine benthos: an example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 66: 285–299.

Hajdu E, Berlinck RGS, Freitas JC de (1999) Porifera. In: Migotto A, Tiago CG (eds). *Biodiversidade do Estado de São Paulo: síntese do conhecimento ao final do século XX* (ser. eds. Joly CA, Bicudo CEM), vol. 3. Invertebrados Marinhos. Fapesp, São Paulo. pp. 20-30.

Hunt, H. L. & Scheibling, R. E. (1997). Role of early post-settlement mortality in recruitment of benthic marine invertebrates. *Marine Ecology Progress Series*, 155, 269-301.

Iken, K., Benedetti-Cecchi, L., Cruz-Motta, J.J., Knowlton, A., et al., 2010. Large scale spatial distribution patterns of echinoderms in nearshore rocky habitats. *Plo- SOne* 5, e13845.

Ling, S. D., Reeves, S. E., & Kriegisch, N. (2020). Octocoral barrier to grazing sea urchins allows macroalgal recovery on barrens ground. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 524, 151292.

Ignacio BL, Julio LM, Junqueira AOR, Ferreira-Silva MAG (2010) Bioinvasion in a Brazilian bay: filling gaps in the knowledge of southwestern Atlantic biota. *PloSone*, v. 5, n.9, p 1–9.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2002) Geografia do Brasil–Região Sudeste. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, v. 3, p. 1–89.

Koutsoukos VS (2012) Descrição da Estrutura de Comunidades Bentônicas de Ilhas da Estação Ecológica de Tamoios, baía da Ilha Grande, RJ. Tese de Doutorado. Universidade Federal Fluminense.

Killp, A. M. (1999). Efeitos da população do ouriço *Echinometra lucunter* sobre a comunidade bentônica em um recife de Tamandaré-PE. Dissertação de Mestrado, Programa de pós-graduação em oceanografia, universidade federal de Pernambuco, recife.

Kohler KE, Gill SM (2006) Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers & Geosciences*, v. 32, p. 1259–1269.

Lages, B. G., Fleury, B. G., Ferreira, C. E., & Pereira, R. C. (2006) Chemical defense of an

exotic coral as invasion strategy. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 328(1), 127-135.

Lages BG, Fleury BG, Menegola C, Creed JC (2011) Change in tropical rocky shore communities due to an alien coral invasion. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 438, 85–96.

McClanahan TR, Muthiga N (2001) The ecology of Echinometra. In: Lawrence JM (ed). *Edible sea urchins: biology and ecology. Developments in Aquaculture and Fisheries Science*, vol. 32. Elsevier Science, Amsterdam. pp. 225-243

McClintock JB, Klinger TS, Lawrence JM (1982) Feeding preferences of echinoids for plant and animal food models. *Bull Mar Sci* 32: 365-369

Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA (2000) Biological invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol Appl* 10: 689–710.

Mantelatto MC, da Silva AG, dos Santos Louzada T, McFadden CS & Creed JC (2018) Invasion of aquarium origin soft corals on a tropical rocky reef in the southwest Atlantic, Brazil. *Marine pollution bulletin*, 130, 84-94.

Ministério do Meio Ambiente - MMA (2002) Biodiversidade Brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade Brasileira. Fundação Bio-RIO, SECTAM, IDEMA, SNE, Brasília.

Ministério do Meio Ambiente - MMA (2019) Guia de orientação para o manejo sustentável de espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação Federais, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBIO, Brasília.

Neves LM *et al.* The Farther the Better: Effects of Multiple Environmental Variables on Reef Fish Assemblages along a Distance Gradient from River Influences. *PLOS ONE*, [S. l.], v. 11, n. 12, p. e0166679, 1 dez. 2016.

Oliveira MC (1991) Survival of seaweeds ingested by three species of tropical sea urchins from Brazil. *Hydrobiologia* 222: 13-17

Rogers, A., & Lorenzen, K. (2016). Does slow and variable recovery of *Diadema antillarum* on Caribbean fore-reefs reflect density-dependent habitat selection?. *Frontiers in Marine Science*, 3, 63.

R Development Core Team (2016) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

RStudio Team (2016) RStudio: integrated development for R. Boston, MA.

Sangil C & Guzman HM (2016). Assessing the herbivore role of the sea-urchin *Echinometra viridis*: keys to determine the structure of communities in disturbed coral reefs. *Marine environmental research*, 120, 202-213.

Teixeira-Neves TP, Neves LM, Araújo FG. The development of a preliminary rock reef fish multimetric index for assessing thermal and urban impacts in a tropical bay. *Marine Pollution Bulletin*, v. 109, n. 1, p. 290–300, ago. 2016.

Teixeira-Neves, TP, Neves LM, Araújo FG. Hierarchizing biological, physical and anthropogenic factors influencing the structure of fish assemblages along tropical rocky shores in Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, [S. l.], v. 98, n. 6, p. 1645–1657, jun. 2015.