

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos
Trópicos

ÁVILA PRICILA SILVA LINS SOUZA

BIOINVASÃO: IMPACTO POTENCIAL DE ESPÉCIES INVASORAS NA ZONA
COSTEIRA MARINHA

MACEIÓ - ALAGOAS

Julho/2018

ÁVILA PRICILA SILVA LINS SOUZA

**BIOINVASÃO: IMPACTO POTENCIAL DE ESPÉCIES INVASORAS NA ZONA
COSTEIRA MARINHA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, área de concentração em Conservação da Biodiversidade Tropical.

Orientador: Prof. Dr. Marcos Vinícius Carneiro Vital

Coorientadora: Prof. ^a Dr. ^a Hilda Helena Sovierzoski

MACEIÓ - ALAGOAS

Julho/2018

Catálogo na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central

Bibliotecário: Marcelino de Carvalho

- S729b Souza, Ávila Pricila Silva Lins.
Bioinvasão: impacto potencial de espécies invasoras na zona costeira
marinha / Ávila Pricila Silva Lins Souza. – 2019.
73 f. : il. color.
- Orientador: Marcos Vinícius Carneiro Vital.
Co-orientadora: Hilda Helena Sovierzoski
Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade
Federal de Alagoas. Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Programa de
Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação. Maceió, 2019.
- Inclui bibliografias.
Anexo:f. 73.
1. Espécies introduzidas. 2. Fauna bentônica. 3. Bivalves - Biologia
costeira - Mares. 4. Zona entremarés. 5. Invasões biológicas. I. Título.

CDU: 574.587:594.1

Folha de aprovação

Ávila Pricila Silva Lins Souza

Bioinvasão: Impacto potencial de espécies invasoras na zona costeira marinha

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS na área da Biodiversidade.

Dissertação aprovada em 31 de julho de 2018.

Prof. Dr. Marcos Vinícius Carneiro Vital/UFAL
Orientador

Profa. Dra. Taciana Kramer de Oliveira Pinto/UFAL
(membro titular)

Prof. Dr. Ricardo Coutinho/IEAPM
(membro titular)

Profa. Dra. Ilana zalmon/UENF
(membro titular)

MACEIÓ - AL

Julho / 2018

DEDICATÓRIA

A Deus, razão da minha existência.

Aos meus pais, pelo carinho e dedicação.

A minha mãe (in memoriam), meu exemplo de fé e amor.

Ao meu esposo, por todo amor e compreensão.

A minha filha, minha inspiração.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por toda sabedoria e auxílio concedidos durante a realização do curso e por ser o meu guia todos os dias da minha vida.

Ao meu esposo, pelo apoio antes e durante a realização do curso e por estar sempre ao meu lado me dando carinho, amor e compreensão.

A minha filha, motivo maior pelo qual sou inspirada todos os dias.

A minha família, em especial aos meus pais, por todo carinho, dedicação e cuidados dispensados.

A minha mãe (in memoriam), meu exemplo de mulher, mãe, esposa e serva de Deus.

A minha ex-orientadora Dr. Mônica Dorigo Correia (in memoriam), por todo o incentivo e dedicação no começo do curso.

Ao meu orientador Dr. Marcos Vinícius Carneiro Vital por sua ajuda inestimável em literalmente todas as etapas do meu mestrado, meu exemplo de professor a ser seguido.

A minha coorientadora Dr. Hilda Sovierzoski, pela ajuda no projeto de campo e laboratório.

Aos meus colegas de mestrado, em especial a Juliana Pinheiro e Bruno Umbelino pela ajuda com os trabalhos de campo.

Aos meus colegas do laboratório do Setor de Comunidades Bentônicas em especial a Priscila Pacheco, Ivissom Brandão e André Bispo, pela assistência durante o trabalho de campo, identificação de espécies e discussões durante o estudo.

Aos meus colegas do laboratório de ecologia quantitativa LEQ, em especial a Bruno Pereira pela ajuda com o programa utilizado no artigo.

Ao Victor Andrei, estagiário do Instituto do Meio Ambiente de Alagoas IMA, pela identificação das algas.

Aos meus amigos, Lauriane Albuquerque e Jhonathan Marcelino pela ajuda com o trabalho de campo.

Aos professores do PPG-DIBICT pelo auxílio e suporte necessários durante a realização do curso.

RESUMO

Espécies exóticas invasoras são aquelas que estão fora da sua área de distribuição natural e que prosperam em seu novo ambiente, provocando impactos ecológicos e econômicos. As espécies invasoras podem causar impactos na abundância, riqueza e composição das espécies da comunidade nativa, assim como alterar as propriedades ou processos a nível de ecossistema. Estas espécies também podem provocar grandes prejuízos econômicos, como perdas de cultivos, pesca, silvicultura e capacidade de pastoreio. No Brasil, alguns levantamentos foram realizados para o registro das espécies exóticas marinhas, porém a legislação brasileira relacionada à prevenção e controle destas espécies, ainda possui dificuldades para a sua implementação. Uma das introduções com grande expansão e abundância ao longo da costa brasileira é o bivalve *Isognomon bicolor*. Além dos prejuízos ecológicos que *I. bicolor* pode estar provocando às espécies nativas, o bivalve invasor tem causado prejuízos econômicos às atividades marítimas devido à bioincrustação em embarcações e construções portuárias. Nesse trabalho avaliou-se o impacto do bivalve invasor *I. bicolor* na comunidade bentônica nativa, através de um experimento *in situ*, onde foi realizada a remoção desta espécie invasora e o posterior monitoramento mensal da comunidade nativa no decorrer de um ano. As análises realizadas detectaram mudanças significativas na estrutura da comunidade bentônica nativa, em termos de composição, abundância, riqueza e diversidade de espécies, como consequência da introdução do bioinvasor *I. bicolor*. O conhecimento sobre todas as interações entre os invasores bióticos e as espécies nativas é de extrema importância para avaliar os impactos que estas espécies podem causar aos ecossistemas e pode fornecer subsídios para amenizar a degradação ambiental e prevenir futuras invasões.

Palavras-chave: espécies introduzidas, comunidade bentônica, bivalves invasores, interação de espécies, zona entremarés, experimento, invasões biológicas.

ABSTRACT

Invasive alien species are those that are outside their natural range and that thrive in their new environment, causing ecological and economic impacts. Invasive species can impact on the abundance, richness, and composition of native community species, as well as altering ecosystem properties or processes. These species can also cause major economic losses, such as cultivation losses, fishing, silviculture and grazing capacity. In Brazil, some surveys have been carried out for the registration of exotic marine species, but the Brazilian legislation related to the prevention and control of these species still has difficulties for its implementation. One of the introductions with great expansion and abundance along the Brazilian coast is the bivalve *Isognomon bicolor*. In addition to the ecological damage that *I. bicolor* may be causing to native species, the invasive bivalve has caused economic damages to the marine activities due to biofouling in ships and port constructions. This work evaluated the impact of the invasive bivalve *I. bicolor* in the native benthic community, through an in situ experiment, where the invasive species was removed and the monthly monitoring of the native community was carried out in the course of one year. The analyzes revealed significant changes in the structure of the native benthic community, in terms of composition, abundance, richness and diversity of species, as a consequence of the introduction of the bioinvasor *I. bicolor*. Knowledge about all interactions between biotic invaders and native species is of extreme importance in assessing the impacts these species may have on ecosystems and can provide subsidies to improve environmental degradation and prevent future invasions.

Key-words: introduced species, benthic community, invading bivalves, species interaction, intertidal zone, experiment, biological invasions.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Indivíduos de *Isognomon bicolor* no recife de arenito do Saco da Pedra, Marechal Deodoro, Alagoas..... **22**

Figura 2. Área de estudo, situado no litoral do estado de Alagoas (AL) representado no mapa maior a direita. Os pontos pretos indicam os locais estudados (Recife de arenito da Sereia e do Saco da Pedra)
..... **35**

Figura 3. Desenho amostral esquemático indicando as amostras obtidas na zona entremarés das duas áreas de estudo. Os quadrados onde o bivalve invasor *I.bicolor* estava presente foram chamados de controle (quadrados cheios) e os demais onde a espécie invasora não se encontrava foram chamados de tratamento ou remoção (quadrados vazios).
..... **37**

Figura 4. Variação da riqueza de espécies nos recifes de arenito da Sereia e Saco da Pedra no decorrer dos meses. Os pontos representam o número médio de espécies e as barras representam o erro padrão nos diferentes meses de coleta no tratamento (com remoção) e no controle (sem remoção)..... **43**

Figura 5. Variação da diversidade de espécies (Simpson) no recife de arenito da Sereia e Saco da Pedra no decorrer dos meses. Os pontos representam a diversidade média e as barras representam o erro padrão nos diferentes meses de coleta no tratamento (com remoção) e no controle (sem remoção)..... **45**

Figura 6. Representação das diferenças na estrutura e composição da comunidade

nativa nos quadrados onde a espécie invasora *I.bicolor* foi removida (remoção) e nos quadrados onde esta espécie estava presente (controle) no recife de arenito da Sereia e Saco da Pedra, resultado de um NMDS aplicado à matriz de distância de Bray-Curtis (stress: 0,07 no recife da Sereia e 0,05 no recife do Saco da Pedra)

..... 47

Figura 7. *Biplots* das PCAs das densidades das espécies nativas da Sereia no decorrer do tempo e a relação com os quadrados experimentais de tratamento (com a presença de *I. bicolor*) e controle (sem a presença do bivalve invasor). Os pontos cheios representam os quadrados de controle e os pontos vazios os quadrados de tratamento ou remoção

..... 49

Figura 8. *Biplots* das PCAs das densidades das espécies nativas do Saco da Pedra no decorrer do tempo e a relação com os quadrados experimentais de tratamento (com a presença de *I. bicolor*) e controle (sem a presença do bivalve invasor). Os pontos cheios representam os quadrados de controle e os pontos vazios os quadrados de tratamento ou remoção

.....50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Lista taxonômica com as densidades médias (\pm desvio padrão) iniciais das espécies registradas nos recifes de arenito da Sereia e do Saco da Pedra antes da realização do experimento **40**

Tabela 2. Lista de artigos sobre os impactos potenciais da invasão de *I. bicolor* no Brasil..... **59**

SUMÁRIO

1 Apresentação.....	15
2 Revisão da literatura.....	16
2.1 Bioinvasão marinha.....	16
2.2 Bioinvasão marinha no Brasil.....	19
2.3 Bioinvasão marinha por <i>Isognomon bicolor</i>	21
Referências.....	26
3 Impacto da invasão de <i>isognomon bicolor</i> na estrutura das comunidades bentônicas nativas.....	32
Resumo.....	32
3.1 Introdução.....	33
3.2 Materiais e Métodos.....	35
3.2.1 Área de estudo.....	35
3.2.2 Experimento de remoção.....	36
3.2.3 Identificação e análise da biota nativa.....	37
3.2.4 Análise estatística.....	38
3.3 Resultados.....	39
3.4 Discussão.....	51

Referências.....	62
4 CONCLUSÕES.....	72
ANEXO.....	73

1 APRESENTAÇÃO

Esta dissertação é composta por dois capítulos, um capítulo com a revisão de literatura e outro capítulo com um artigo resultante do trabalho de dois anos de mestrado (2016-2018) no Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos trópicos. O trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Ecologia Quantitativa (LEQ) e no Setor de Comunidades Bentônicas (LABMAR), da Universidade Federal de Alagoas- UFAL.

No primeiro capítulo, a revisão da literatura foi dividida em três subseções: Bioinvasão, bioinvasão marinha no Brasil e bioinvasão por *I. bicolor*. Na subseção bioinvasão, são descritos o conceito desse processo, os principais vetores de introdução, os impactos ecológicos e econômicos e as medidas para prevenção e erradicação das invasões biológicas. Na subseção bioinvasão marinha no Brasil são mencionadas algumas listas de espécies marinhas exóticas no Brasil e são descritas algumas espécies invasoras, assim como é relatada a posição brasileira diante da problemática das espécies invasoras. Na subseção bioinvasão por *I. bicolor* é descrita a origem, a distribuição geográfica, os impactos ecológicos e econômicos na costa do Brasil, além das medidas de controle e erradicação desse bivalve invasor.

O segundo capítulo, é um manuscrito, intitulado: “**Impacto da invasão de *Isognomon bicolor* na estrutura das comunidades bentônicas nativas**” à ser submetido a revista Marine Pollution Bulletin. Este artigo busca preencher a lacuna existente sobre o impacto que a espécie invasora *I. bicolor* pode estar causando nas espécies nativas. Atualmente *I. bicolor* encontra-se bem estabelecido, é abundante e possui ampla distribuição na costa brasileira, o que faz deste bioinvasor uma ameaça potencial. Neste artigo foi realizado um experimento *in situ* onde o bioinvasor *I. bicolor* foi removido e a biota nativa monitorada mensalmente por 365 dias. Através desse experimento buscou-se demonstrar o impacto que este bivalve invasor pode provocar na estrutura da comunidade bentônica nativa.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Bioinvasão

Espécies exóticas invasoras são aquelas que estão fora da sua área de distribuição natural e que prosperam em seu novo ambiente, gerando um impacto negativo na biodiversidade nativa, nos recursos naturais ou na saúde humana (WILLIAMS; GROSHOLZ, 2008; IUCN 2009; MMA 2009). De acordo com Valéry e colaboradores (2008) as espécies adquirem vantagens competitivas após o desaparecimento de obstáculos naturais à sua proliferação, que permitem que os indivíduos se espalhem rapidamente e conquistem novas áreas dentro do ecossistema se tornando uma população dominante. O processo de invasão pode ser dividido em várias etapas, onde barreiras precisam ser superadas pela espécie ou população, para que estas possam ser nomeadas de acordo com o estágio de invasão (BLACKBURN et al., 2011). Os potenciais invasores passam por uma série de filtros que podem impedir a transição para estágios subsequentes. Assim, o "estágio" de invasão de uma determinada população depende do tempo, à medida que a população avança (ou regride) em cada estágio (COLAUTTI; MACISAAC, 2004).

As atividades humanas estão diretamente ou indiretamente relacionadas aos processos invasivos, tendo o ser humano como o agente principal de dispersão de potenciais invasores, seja intencionalmente ou não, através do aumento do comércio e do transporte global (SAKAI et al., 2001; MACK et al., 2005). Uma espécie pode entrar em uma nova região como resultado direto ou indireto da atividade humana por três mecanismos: Importação de mercadorias, como por exemplo, animais de estimação, aquariofilia e plantas de paisagem; Vetores de transporte, como a água de lastro ou incrustação em cascos de navios e plataformas; Dispersão através de corredores como canais, túneis e pontes ou de forma natural (HULME et al., 2008; LOPES, 2009). O comércio tem um papel direto na introdução de espécies exóticas como a horticultura e

embarque de grãos. A importação de mercadorias através dos contêineres rodoviário, ferroviário e fluvial também apresentam riscos de introduções da fauna e flora associados. Outras vias de transporte são a aviação e as estradas que são corredores potenciais para a propagação das espécies exóticas (HULME, 2009).

A cada nova pesquisa sobre as espécies exóticas invasoras, são confirmados os impactos na abundância, riqueza e composição das espécies da comunidade local (MASSE et al., 2017). As espécies invasoras podem mudar a biologia populacional e a estrutura da comunidade nativa, assim como alterar as propriedades ou processos no nível de ecossistema (MACK et al., 2005). As invasões biológicas podem alterar as propriedades ou processos no nível de ecossistema quando os invasores diferem dos nativos na aquisição ou utilização dos recursos, quando alteram a estrutura trófica da área ou quando alteram a frequência ou a intensidade de distúrbios (VITOUSEK, 1990). Um exemplo é a grama invasora *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov., na ilha do Havaí, que alterou gravemente a dinâmica ecológica e ecossistêmica das regiões áridas, suprimindo a vegetação e promovendo incêndios devastadores na flora nativa (SAKAI et al., 2001). A árvore exótica *Myrica faya* (Aiton) Wilbur., fixadora de nitrogênio na ilha do Havaí é outro exemplo de espécie invasora bem sucedida que afeta a população, comunidade e ecossistema nativo. *M. faya* altera a ciclagem de nutrientes e provoca mudanças físicas na estrutura da floresta como o deslocamento das árvores nativas (LODGE, 1993). Um outro exemplo também é o mexilhão *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) nos Grandes Lagos laurentinos e nos lagos e riachos do interior do alto-oeste dos Estados Unidos. Devido a filtração de *D. polymorpha*, ocorre a diminuição do fitoplâncton e o aumento da claridade da água, como resultado as plantas aquáticas vasculares aumentam e o fluxo de energia é desviado da zona pelágica para a zona bentônica (SAKAI et al., 2001).

Além dos impactos ecológicos que estas espécies podem causar como a substituição de espécies nativas em uma ecossistema, elas também podem provocar grandes prejuízos econômicos como perdas de cultivos, pesca, silvicultura e

capacidade de pastoreio (PIMENTEL et al., 2000; MACK et al., 2005; PIMENTEL et al., 2005). Os prejuízos econômicos que as espécies invasoras podem provocar, podem chegar a bilhões de dólares, devido a extensão dos danos e o controle dos custos. A erva daninha *Lythrum salicaria* L., por exemplo, foi introduzida como planta ornamental nos Estados Unidos e tem reduzido a biomassa de 44 plantas nativas e animais selvagens ameaçados de extinção. Ela ocorre em 48 estados e custa US \$45 milhões por ano utilizados para seu controle. Outro exemplo é a introdução do pombo *Columba livia* (Gmelin, 1789), também nos Estados Unidos que pode danificar edifícios e estátuas, além de serem os vetores de mais de 50 doenças humanas e pecuárias. Os custos potenciais com o controle desta ave chegam a US \$ 1,1 bilhão por ano (PIMENTEL et al., 2000; PIMENTEL et al., 2005).

As espécies exóticas invasoras estão alterando as comunidades naturais no mundo inteiro e irão empobrecer e homogeneizar os ecossistemas se não forem implantadas estratégias eficazes para seu controle. Uma gestão eficiente de espécies invasoras deve concentrar-se inicialmente na prevenção e posteriormente em estratégias de controle (SAKAI et al., 2001). Dentre as formas de controle utilizados para o combate e prevenção das invasões podemos destacar a quarentena, os tratados internacionais e o controle químico, mecânico ou biológico (MACK et al., 2005). Avaliações contínuas também são necessárias para avaliar o quão eficazes estão sendo as medidas de gestão e como estas podem ser melhorados (HULME, 2009). Entretanto, um dos maiores desafios enfrentados para o combate das espécies exóticas invasoras é o desenvolvimento de uma legislação para cada uma das vias de introdução (PIMENTEL et al., 2000; HULME et al., 2008). O elo com outras áreas de estudo também poderia levar a avanços importantes no ramo das invasões biológicas além de uma maior colaboração e comunicação entre tomadores de decisão e pesquisadores (SAKAI et al., 2001; EPANCHIN-NIELL, 2017).

2.2 Bioinvasão marinha no Brasil

No ambiente marinho a introdução de espécies invasoras ocorre na maioria das vezes através da água de lastro em navios, das incrustações e das importações de espécies para cultivo e aquariofilia (AMARAL; JABLONSKI, 2005). Um levantamento realizado pelo IMA em 2009, registrou 58 espécies exóticas marinhas no Brasil, destas, 9 foram consideradas invasoras: *Coscinodiscus wailesii* (Gran & Angst, 1931); *Alexandrium tamarense* (Lebour, 1925) Balech, 1995; *Caulerpa denticulata* (Decaisne, 1841); *Tubastraea coccínea* (Lesson, 1829); *Tubastraea tagusensis* (Wells, 1982); *Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845); *Leiosolenus aristatus* (Dillwyn, 1817); *Charybdis helleri* (A. Milne-Edwards, 1867) e *Styela plicata* (Lesueur, 1823) (LOPES, 2009). Outro levantamento realizado por Silva e Barros (2011) listou 41 espécies exóticas marinhas e dulcícolas no Brasil sendo que as espécies que tiveram maior distribuição e registros foram *Melanoides tuberculatus* (O. F. Müller, 1774); *Corbicula flumínea* (O. F. Müller, 1774); *Penaeus vannamei* (Boone, 1931) e *C. helleri* e Sampaio (2014) listou 65 espécies exóticas marinhas/costeiras em 21 unidades de conservação brasileiras.

A. tamarense é uma microalga invasora para o Brasil, que teve a sua primeira ocorrência em 1996 no Rio Grande do Sul, tendo o transporte em tanques de lastro como um provável vetor (FERREIRA et al., 2009). Atualmente esta espécie invasora encontra-se distribuída no Sul do Brasil nos estados do Paraná e Rio Grande do Sul (LOPES, 2009). *A. tamarense* apresenta alta produção de saxitoxina, composto responsável pela doença PSP (Paralisia Supranuclear Progressiva), ela também pode contaminar vários organismos marinhos, inclusive os recursos pesqueiros (moluscos, crustáceos) (AMARAL; JABLONSKI, 2005; FERREIRA et al., 2009; LOPES, 2009).

C. denticulata é uma alga invasora que foi relatada para a costa brasileira no estado do Espírito Santo (MITCHELL et al., 1990), provavelmente introduzida pelo tráfego de embarcações, aquicultura de moluscos ou aquariofilia (FERREIRA et al., 2009; LOPES 2009). Ela ocorre do estado do Piauí até a Bahia, Espírito Santo e Rio de

Janeiro (MITCHELL et al., 1990; FALCÃO; SZÉCHY, 2005). *C. denticulata* está sendo comercializada entre importadores e comerciantes locais para a ornamentação de aquários, entretanto está deslocando a espécie nativa *Sargassum vulgare* (C. Agardh, 1820), além de estar influenciando na abundância de outras espécies (FERREIRA et al., 2009; LOPES, 2009).

T. coccinea é um coral invasor originário do Arquipélago de Fiji (sul do Oceano Pacífico) (PAULA; CREED, 2004) e foi introduzido no Brasil provavelmente na década de 80 através de plataformas petrolíferas, incrustação ou casco de navios (LOPES, 2009). Esta espécie foi observada pela primeira vez em plataformas da Bacia de Campos no Rio de Janeiro (PAULA; CREED, 2005) e atualmente encontra-se nas costas Sudeste e Sul do Brasil, com alguns registros também para o nordeste (FERREIRA et al., 2009; COSTA et al., 2014). *T. Coccínea* tem sido utilizada na prática da aquariofilia e como “lembrancinha” no artesanato (PAULA, 2002). Entretanto, esta espécie invasora pode estar causando impactos ecológicos negativos nas espécies nativas brasileiras, inclusive competindo com o coral nativo *Mussismilia hispida* (CREED, 2006; MIRANDA et al., 2016).

C. helleri é um siri invasor originário do Indo-Pacífico, sem valor comercial para os pescadores no Brasil (LOPES, 2009). Esta espécie foi detectada pela primeira vez na Bahia de Guanabara no Rio de Janeiro em 1995 (TAVARES; MENDONÇA JUNIOR, 1996). Atualmente este siri invasor é encontrado em vários estados do país, podendo competir com espécies nativas por habitat e alimento como as espécies comerciais do gênero *Callinectes* (TAVARES; MENDONÇA JUNIOR, 2004; AMARAL; JABLONSKI, 2005; FERREIRA et al., 2009; LOPES, 2009). É também um potencial hospedeiro do WSSV (Vírus da Síndrome da mancha branca), vírus que pode infectar camarões e levá-los à morte (TAVARES; MENDONÇA JUNIOR 2004).

A legislação brasileira e internacional relacionada à prevenção e controle das espécies exóticas marinhas, possui dificuldades para a sua implementação tornando-se em muitos casos ineficiente (LOPES, 2009). A autoridade marítima brasileira

estabeleceu um instrumento legal, o Regulamento Norman 20 para o controle da água de lastro dos navios nos portos brasileiros (FERREIRA et al., 2009). Entretanto ainda há uma carência na regulamentação, dando a amplitude necessária nas invasões por incrustações em cascos de navios, por exemplo e nos aspectos criminais. Além disso, para colocar em prática o indicado na legislação, o Brasil precisa de esforços e recursos que este ainda não possui (LOPES, 2009). O estudo sobre os impactos ecológicos e econômicos atuais e potenciais das espécies exóticas invasoras também é de suma importância, sendo necessário maior investimento em pesquisas sobre esta problemática, envolvendo todas as áreas do conhecimento relacionadas ao tema (LOPES, 2009).

2.3 Bioinvasão por *Isognomon bicolor*

A costa brasileira está ocupada atualmente pela espécie bioinvasora *Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845) (figura 1), molusco exótico invasor originalmente distribuído no Golfo do México, sul da Flórida e na região do Caribe. *I. bicolor* pertence à família Pteriidae, na qual estão incluídos 32 gêneros. O gênero *Isognomon* é composto de mais duas outras espécies: *I. alatus* (Gmelin, 1791) e *I. radiatus* (Anton, 1739) (CAVALCANTE, 2015). Esta espécie foi relatada pela primeira vez para a Costa brasileira em 1994 em uma praia rochosa de Baraqueçaba no estado de São Paulo e foi provavelmente introduzida acidentalmente através de plataformas petrolíferas (DOMANESCHI; MARTINS 2002; BREVES-RAMOS et al., 2010; LOPES; COUTINHO, 2014).



Fig. 1 - Indivíduos de *Isognomon bicolor* no recife de arenito do Saco da Pedra, Marechal Deodoro, Alagoas. Fonte: Produção do próprio autor.

I. bicolor parece estar bem estabelecido no litoral brasileiro. Foram verificados vários registros do bivalve exótico invasor ao longo da costa do Brasil, desde o estado do Piauí até o estado de Santa Catarina, incluindo sua ocorrência em estuários hipersalinos (DIAS et al., 2013; GOMES; DA SILVA, 2013; LÓPEZ et al., 2014). Foram encontrados também registros desta espécie bioinvasora no Uruguai e no sul da Inglaterra, embora os achados foram em detritos flutuantes e não em substratos naturais, indicando sua sobrevivência a longo prazo e sua capacidade de recrutamento (BREVES et al., 2014; HOLMES et al., 2015).

I. bicolor é considerado uma espécie exótica invasora, porque já encontra-se estabelecido na costa brasileira, é abundante e possui distribuição suficiente para

interferir na sobrevivência das espécies nativas (BREVES-RAMOS et al., 2010; LOPES, 2009; MARTINEZ, 2012). Em um estudo conduzido nas praias do sudeste brasileiro, *I. bicolor* ocorreu em todos os locais e em todas as estações do ano, o que nos mostra o seu estabelecimento estável nas regiões (ZAMPROGNO et al., 2012). Por outro lado, há variações sazonais na infestação de *I. bicolor*, com maiores densidades observadas antes do inverno, provavelmente devido a sua menor tolerância a ação das ondas, principalmente as ressacas e tempestades de inverno, o que sugere que esta espécie invasora, em alguns locais, pode ainda não estar totalmente adaptada (CASARINI; HENRIQUES, 2011).

A heterogeneidade do substrato mostrou ser um dos fatores mais importantes para o estabelecimento desta espécie invasora que apesar de estar presente em superfícies planas e expostas possui também registros em fendas e cavidades de rochas de recifes rochosos da região intermareal, recifes de algas coralinas do infralitoral e recifes artificiais, além de rios hipersalinos (ZAMPROGNO et al., 2010; MARTINEZ, 2012; DIAS et al., 2013). O recrutamento por *I. bicolor* é realizado na maioria das vezes em ambientes menos expostos ou áreas protegidas da ação das ondas que podem facilitar a sua fixação e fornecimento de larvas pelo maior fluxo de água (BRANCH; STEFFANI, 2004; ZAMPROGNO et al., 2012). Estudos também mostraram a presença de indivíduos maiores em decorrência da eutrofização de algumas áreas, mostrando a relação entre a maior taxa de crescimento de *I. bicolor* em locais enriquecido com matéria orgânica (BREVES-RAMOS et al., 2010).

Ao associar-se com outras espécies nativas, *I. bicolor* tem o seu estabelecimento, abundância e alcance na sua distribuição aumentados (LOPEZ; COUTINHO, 2010). Um exemplo disto é a associação destes bivalves com as macroalgas do gênero *Sargassum*. Neste episódio o estabelecimento das larvas é facilitado, ficando protegido dos predadores, do estresse térmico e da dessecação (LOPEZ; COUTINHO, 2010). Alguns estudos também mostraram associações entre *I. bicolor* e algas calcárias articuladas, nesse caso o bioinvasor foi observado instalado no

caule destas algas em margens expostas, assim como também foi observado dentro das conchas vazias das cracas *Tetraclita stalactifera* (Lamarck, 1818), *Megabalanus coccopoma* (Darwin, 1854) e *Megabalanus tintinnabulum* (Linnaeus, 1758) , recebendo refúgio contra a ação das ondas, dessecação, predação e nidificação de peixes (MARTINEZ, 2012).

Desde a sua chegada, *I. bicolor* tem expandido-se e atualmente está entre as principais espécies marinhas invasoras com grande expansão e abundância na costa brasileira (FERREIRA et al., 2009). Esta espécie tem, aparentemente, causado alterações na estrutura das comunidades nativas de costões rochosos do litoral brasileiro (LOPES, 2009). Existe a possibilidade de *I. bicolor* estar competindo por espaço com outras espécies, como o mexilhão comestível *Perna perna* (Linnaeus, 1758). Alguns estudos observaram que nos locais onde as duas espécies ocupavam a mesma área o bivalve invasor *I. bicolor* encontrava-se aderido ao bisso de *P. Perna*, podendo comprometer a sua estabilidade por causa do peso adicional e por consequência seu desprendimento do substrato (FERNANDES et al. 2004; LOPES, 2009; CASARINI; HENRIQUES, 2011). Estudos realizados nas regiões Sudeste e Sul do Brasil, detectaram reduções significativas na abundância e distribuição das espécies sésseis nativas *Mytilaster solisianus* (d'Orbigny, 1842) e *P. perna* que foi atribuído como consequência direta ou indireta da entrada de *I. bicolor* (MARTINEZ, 2012).

Além dos prejuízos ecológicos que *I. bicolor* pode estar provocando às espécies nativas, o bivalve invasor tem causado prejuízos econômicos às atividades marítimas devido à bioincrustação em embarcações e construções portuárias, podendo aumentar o arrasto nas embarcações e conseqüentemente mais gastos com combustível, estimular a corrosão, aumentar o peso, reduzir a flutuabilidade e entupir tubulações (LOPES, 2009; CAVALCANTE 2015). Para prevenir ou controlar a invasão de *I. bicolor* no Brasil é necessário o cumprimento da NORMAM 20, incluindo a troca de água de lastro pelos navios e a inspeção nos portos, assim como implantar programas de monitoramento ambiental. O controle químico de *I. bicolor* deve ser realizado pelo uso

de tintas anti- incrustantes em cascos de navios, no entanto os controles mecânico ou biológico deste invasor são desconhecidos (LOPES, 2009).

REFERÊNCIAS

AMARAL, A. C. Z.; JABLONSKI, S. **Conservação da biodiversidade marinha e costeira no Brasil**. Megadiversidade, v. 1, n. 1, p. 43–51, 2005.

BLACKBURN, T. M. et al. **A proposed unified framework for biological invasions**. Trends in Ecology and Evolution, v. 26, n. 7, p. 333–339, 2011.

BRANCH, G. M.; STEFFANI, C. N. **Can we predict the effects of alien species? A case-history of the invasion of South Africa by *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck)**. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 300, p. 189–215, 2004.

BREVES-RAMOS, A. et al. **Population structure of the invasive bivalve *Isognomon bicolor* on rocky shores of Rio de Janeiro State (Brazil)**. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 90, n. 3, p. 453, 19 maio 2010.

BREVES, A. et al. **First records of the non-native bivalve *Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845) rafting to the Uruguayan coast**. Check List, v. 10, n. 3, p. 684–686, 2014.

CASARINI, L. M.; HENRIQUES, M. B. **Estimativa de estoque do mexilhão perna perna e da espécie invasora *Isognomon bicolor* em bancos naturais da baía de santos, São Paulo, Brasil**. Boletim do Instituto de Pesca, v. 37, n. 1, p. 1–11, 2011.

CAVALCANTE L. S. **Estrutura populacional do bivalve invasor *Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845) (bivalvia : pteriidae) em praias rochosas da Paraíba, nordeste do Brasil**. 2015. 45p. Dissertação (Mestrado), Departamento de Biologia, Universidade Estadual da Paraíba, PB, 2015.

COLAUTTI, R. I.; MACISAAC, H. J. **A neutral terminology to define “invasive” species.** *Diversity and distributions*, v. 10, p. 135–141, 2004.

COSTA T. J. F. et al. **Expansion of an invasive coral species over Abrolhos Bank, Southwestern Atlantic.** *Marine Pollution Bulletin*, v. 85, p. 252-253, 2014.

CREED, J.C. **Two invasive alien azooxanthellate corals, *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*, dominate the native zooxanthellate *Mussismilia hispida* in Brazil.** *Coral Reefs*, v. 25, p. 350, 2006.

DIAS, T. L. P. et al. ***Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845) (Mollusca: Bivalvia): First record of this invasive species for the States of Paraíba and Alagoas and new records for other localities of northeastern Brazil.** *Check List*, v. 9, n. 1, p. 157–161, 2013.

DOMANESCHI, O.; MARTINS, C. M. ***Isognomon bicolor* (C.B. Adams) (Bivalvia, Isognomonidae): primeiro registro para o Brasil, redescrição da espécie e considerações sobre a ocorrência e distribuição de *Isognomon* na costa brasileira.** *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 19, n. 2, p. 611–627, 2002.

EPANCHIN-NIELL, R. S. **Economics of invasive species policy and management.** *Biological Invasions*, v. 19, n. 11, p. 3333–3354, 2017.

FALCÃO, C.; SZÉCHY, M.T.M. **Changes in shallow phytobenthic assemblages in southeastern Brazil, following the replacement of *Sargassum vulgare* (Phaeophyta) by *Caulerpa scalpelliformis* (Chlorophyta).** *Botanica Marina*, v. 48, p. 208-217, 2005.

FERREIRA, C. E. L. et al. **Marine Bioinvasions in the Brazilian Coast : Brief Report on History of Events , Vectors , of Non-indigenous Species.** Marine Bioinvasions in the Brazilian Coast, v. 27, n. January, p. 459--477, 2009.

GOMES, L. E. O.; DA SILVA, E. C. **New record of Isognomon bicolor (C. B. Adams, 1845) (Bivalvia, Isognomonidae) to Bahia Litoral North.** Pan-American Journal of Aquatic Sciences, v. 8, n. 4, p. 361–363, 2013.

HOLMES, A. M. et al. **Trans-atlantic rafting of inshore Mollusca on Macro-Litter : American molluscs on British and Irish shores , new records.** Journal of Conchology, v. 42, n. 1, p. 1–9, 2015.

HULME, P. E. et al. **Grasping at the routes of biological invasions: A framework for integrating pathways into policy.** Journal of Applied Ecology, v. 45, n. 2, p. 403–414, 2008.

HULME, P. E. **Trade, transport and trouble: Managing invasive species pathways in an era of globalization.** Journal of Applied Ecology, v. 46, n. 1, p. 10–18, 2009.

LODGE, D. M. **Biological invasions: Lessons for ecology.** Trends in Ecology and Evolution, v. 8, n. 4, p. 133–137, 1993.

LOPES, R. M. **Informe Sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas no Brasil.** Environmental Research, v. Capítulo 2, n. Ministério do Meio Ambiente (ed.), p. 19–28, 2009.

LÓPEZ, M. S. et al. **Structure of intertidal sessile communities before and after the invasion of Isognomon bicolor (C.B. Adams, 1845) (Bivalvia, Isognomonidae) in southeastern Brazil.** Aquatic Invasions, v. 9, n. 4, p. 457–465, nov. 2014.

LOPEZ, M. S.; COUTINHO, R. **Positive interaction between the native macroalgae *Sargassum* sp. and the exotic and the exotic bivalve *Isognomon bicolor*?** Brazilian Journal of Oceanography, v. 58, n. SPEC. ISSUE, p. 69–72, 2010.

MACK R. N. et al. **Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control.** Richard. Bulletin of the Ecological Society of America, v. 86, n. November 1999, p. 249–250, 2005.

MARTINEZ, A. **Spatial distribution of the invasive bivalve *Isognomon bicolor* on rocky shores of Arvoredo Island (Santa Catarina, Brazil).** Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 92, n. 3, p. 495–503, 2012.

MBENOUN MASSE, P. S. et al. **Impact of the invasive ant *Wasmannia auropunctata* (Formicidae: Myrmicinae) on local ant diversity in southern Cameroon.** African Journal of Ecology, p. 423–432, 2017.

MIRANDA R. J et al. **Effects of the alien coral *Tubastraea tagusensis* on native coral assemblages in a southwestern Atlantic coral reef.** Marine biology, v. 3, p. 45, 2016.

MITCHELL, G.J.P. et al. **Tipos de vegetação marinha da baía do Espírito Santo sob a influência da poluição - Espírito Santo (Brasil).** In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA, 2. 1990, São Paulo. Anais. p. 202- 214.

PAULA, A.F. de. **Abundância e distribuição espacial do coral invasor *Tubastraea* na baía da Ilha Grande, RJ e o registro de *T. tagusensis* e *T. coccinea* para o**

Brasil. Rio de Janeiro, 2002. 87 p. Dissertação (Mestrado), Departamento de Ecologia, Universidade Estadual do Rio de Janeiro, RJ, 2002.

PAULA, A.F. de; CREED, J.C. **Two species of the coral Tubastraea (Cnidaria, Sclerectinia) in Brazil: a case of accidental introduction.** Bulletin of Marine Science, v. 74, n. 1, p. 175- 183, 2004.

PAULA, A.F. de, CREED, J.C. **Tubastraea, a coral which hitchhikers on oil platforms: abundance and distribution at Ilha Grande, Brazil.** In: CONGRESO LATINOAMERICANO DE CIENCIAS DEL MAR, 11. 2005, Viña del Mar, Chile. Resumo. p. 9-11.

PIMENTEL, D. et al. **Environmental and Economic Costs of Nonindigenous Species in the United States.** BioScience, v. 50, n. 1, p. 53–65, 2000.

PIMENTEL, D. et al. **Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States.** Ecological Economics, v. 52, n. 3 SPEC. ISS, p. 273–288, 2005.

SAKAI, A. et al. **The population biology of invasive species.** Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, v. 32, p. 305–332, 2001.

SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. **Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil.** Biodiversidade Brasileira, n. 2, p. 32–49, 2014.

SILVA E. C.; BARROS F. **Macrofauna bentônica introduzida no Brasil: Lista de espécies marinhas e dulcícolas e distribuição atual.** *Oecologia Australis*, v.15, p. 326-344, 2011.

TAVARES, M.; AMOUROUX, J.M. **First record of the nonindigenous crab, *Charybdis hellerii* (A. Milne-Edwards, 1867) from French Guyana (Decapoda, Brachyura, Portunidae).** *Crustaceana*, v. 76, n. 5, p. 625-630, 1996.

TAVARES, M.; MENDONÇA, Jr., J.B. **Introdução de Crustáceos Decápodes Exóticos no Brasil: Uma Roleta Ecológica.** In: SILVA, J.S.V.; SOUZA, R.C.C.L (Org.). *Água de lastro e bioinvasão.* Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 2004. p. 59-76.

VITOUSEK, P. M. **Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies.** *Oikos*, v. 57, n. 1, p. 7–13, 1990.

ZAMPROGNO, G. C.; FERNANDES, F. C.; FERNANDES, L. L. **Temporal and spatial variation of rocky shores intertidal benthic communities in Southeast Brazil.** *Iheringia, Série Zoológica Zool.* vol.102 no.4 Porto Alegre Dec. 2012, v. 102, n. 4, p. 375–383, 2012.

ZAMPROGNO, G. C.; FERNANDES, L. L.; FERNANDES, F. DA C. **Spatial variability in the population of *Isognomon bicolor* (C.B. Adams, 1845) (Mollusca, Bivalvia) on rocky shores in Espírito Santo, Brazil.** *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 58, n. 1, p. 23–29, 2010.

3 IMPACTO DA INVASÃO DE *ISOGNOMON BICOLOR* NA ESTRUTURA DAS COMUNIDADES BENTÔNICAS NATIVAS

Ávila P. S. L. Souza, Benitez C. S. Filho, Hilda H. Sovierzoski e Marcos V. C. Vital

RESUMO

Os ecossistemas recifais são um dos sistemas costeiros marinhos mais complexos da terra, no entanto, uma das grandes ameaças a esses ecossistemas é a introdução de espécies exóticas invasoras. Uma das introduções de grande expansão e abundância em ambientes bentônicos na costa brasileira é o bivalve *Isognomon bicolor*. Aqui nós avaliamos o impacto do bioinvasor *I. bicolor* sobre as espécies da comunidade bentônica nativa, através de um experimento *in situ*, no qual foi realizada a remoção desta espécie invasora e o monitoramento da comunidade ao longo de um ano. As análises realizadas demonstraram mudanças significativas na estrutura da comunidade nativa devido a presença do bivalve invasor *I. bicolor*. Os taxa *Mytilaster solisianus*, *Echinolittorina ziczac* e *Chaetomorpha* spp. apresentaram maiores abundâncias na presença do bioinvasor, sugerindo impactos positivos do bivalve nestas espécies, enquanto os taxa *Chaetomorpha aerea*, Oscillatoriales, *Tetraclita stalactifera* e *Vermittidae incertae sedis irregulares* foram mais abundantes na ausência do invasor, sugerindo impactos negativos da espécie invasora nesses organismos nativos. O estabelecimento da espécie exótica invasora *I. bicolor* nos substratos consolidados, pode provocar mudanças na estrutura da comunidade bentônica, alterando a composição, abundância, riqueza e diversidade das espécies nativas. O conhecimento sobre as interações entre as espécies nativas e invasoras são essenciais para a prevenção de futuras invasões e amenizar os impactos causados.

Palavras-chave: espécies introduzidas, comunidade bentônica, bivalves invasores, interação de espécies, zona entremarés, experimento, invasões biológicas.

3.1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas recifais são extremamente valiosos e um dos sistemas costeiros marinhos mais complexos da terra (CESAR; BEUKERING, 2004; LEÃO et al., 2016). No entanto, esses ecossistemas encontram-se constantemente ameaçados pelas mudanças graduais do clima, poluição, desenvolvimento inadequado da costa e pesca predatória (SCHEFFER et al., 2001). Outra grande ameaça à composição dessa biodiversidade é a introdução de espécies exóticas invasoras, espécies que estão além dos limites impostos por suas barreiras biogeográficas e que podem causar danos econômicos e ecológicos (SIMBERLOFF et al., 2013; WILLIAMS; GROSHOLZ, 2008). Os prejuízos econômicos que as espécies invasoras são capazes de provocar podem chegar a bilhões de dólares devido a extensão dos danos e o controle dos custos (PIMENTEL et al., 2000). Além dos prejuízos ecológicos, como alterações na biologia populacional, estrutura de uma comunidade e substituição de espécies nativas (SAKAI et al., 2001; MACK R. N. et al., 2005).

Ao longo da costa brasileira, uma das introduções com grande expansão e abundância no ambiente bentônico é o bivalve *Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845) (FERREIRA et al., 2009). Originalmente distribuído no Golfo do México, sul da Flórida e na região do Caribe (LÓPEZ et al., 2014), esta espécie foi relatada para a costa brasileira em 1994, provavelmente introduzida acidentalmente através de plataformas petrolíferas (DOMANESHI; MARTINS, 2002; BREVES-RAMOS et al., 2010). Atualmente ocorre desde o estado do Piauí até o estado de Santa Catarina, incluindo estuários hipersalinos (DOMANESCHI; MARTINS, 2002; LOEBMANN et al., 2010; LOPEZ; COUTINHO, 2010; DIAS et al., 2013; GOMES; DA SILVA, 2013; LÓPEZ et al., 2014). Foram encontrados também registros desta espécie exótica invasora no Uruguai e no sul da Inglaterra, embora nestes locais os exemplares tenham sido encontrados em detritos flutuantes e não em substratos naturais (BREVES et al., 2014; HOLMES et al., 2015).

A maioria dos estudos conduzidos sobre *I. bicolor* evidenciaram o registro da primeira introdução no Brasil, redescrição da espécie, distribuição geográfica, novos registros de ocorrência, distribuição espacial, assim como a estrutura populacional do bivalve invasor em recifes rochosos e artificiais, por exemplo (DOMANESCHI; MARTINS, 2002; BEZERRA, 2010; BREVES-RAMOS et al., 2010; ZAMPROGNO et al., 2010; BREVES et al., 2014). Estudos também foram desenvolvidos para descrever e comparar a variabilidade genética do bivalve invasor com outro bivalve nativo (ARANHA, 2010) e as interações entre *I. bicolor* e uma macroalga nativa (LOPEZ; COUTINHO, 2010) assim como predadores nativos (LÓPEZ et al., 2010). Entretanto poucos estudos foram desenvolvidos para a compreensão do efeito do bivalve invasor na comunidade nativa (MARTINEZ, 2012), apesar de *I. bicolor* encontrar-se estabelecido na costa brasileira, ser abundante e possuir distribuição suficiente para causar mudanças significativas na estrutura dessas comunidades (LOPES, 2009; BREVES-RAMOS et al., 2010; MARTINEZ, 2012).

Os impactos causados pelas espécies exóticas invasoras podem empobrecer e homogeneizar os ecossistemas naturais (MACK et al., 2005). No entanto, em muitos casos pouca informação tem sido produzida sobre as interações entre estas espécies e as espécies nativas e apesar do grande interesse de pesquisadores e gestores, existem ainda lacunas a serem preenchidas sobre os impactos causados (TEIXEIRA et al., 2010). Nesse estudo, foi testada a hipótese de que o bioinvasor marinho *I. bicolor* impacta a estrutura da comunidade bentônica, alterando a composição, abundância, riqueza e diversidade de espécies nativas. Para tal, objetivou-se: (1) Avaliar a riqueza e diversidade de espécies nativas em áreas com a presença da espécie invasora marinha *I. bicolor* e outras nas quais foi experimentalmente removida, ao longo de um ano; (2) comparar a composição e estrutura da comunidade das espécies nativas nestas mesmas áreas e (3) verificar como a densidade das espécies nativas recifais foram afetadas pela remoção experimental da espécie.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado na zona entremarés de recifes de arenito na costa do nordeste do Brasil (Figura 2). Nós examinamos dois locais: Recife de arenito de Saco da Pedra ($9^{\circ}44'45,2''$ S e $35^{\circ}49'13,6''$ W) e Recife de arenito da Sereia ($9^{\circ}34'03,2''$ S e $35^{\circ}38'48,3''$ W). A geomorfologia dos locais é caracterizada por recife de arenito relativamente íngreme, sendo que o recife da Sereia possui maior quantidade de fendas e poças d'água. No entanto, o recife do Saco da Pedra apresenta uma faixa rochosa mais extensa que a Sereia. O regime das marés é semi-diurno -0,1 a +2,3 m (DHN / Marinha do Brasil).

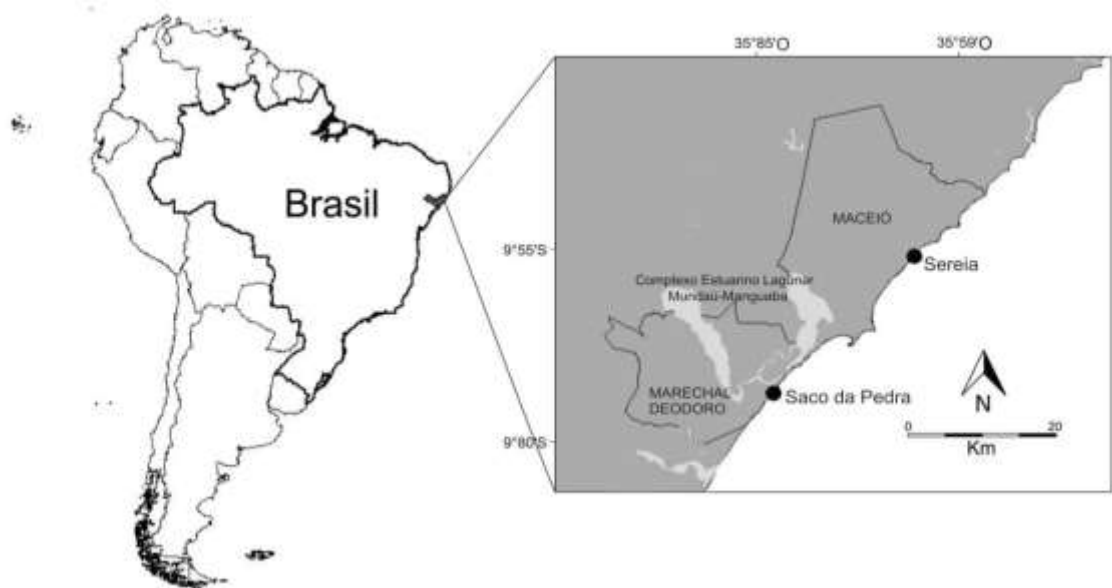


Fig. 2 - Área de estudo, situado no litoral do estado de Alagoas (AL) representado no mapa maior a direita. Os pontos pretos indicam os locais estudados (Recife de arenito da Sereia e do Saco da Pedra). Fonte: Produção do próprio autor.

3.2.2 Experimento de Remoção

Para testar a hipótese proposta, foi realizado um experimento *in situ* nos dois recifes de arenito estudados. Em cada recife, foram utilizados, 20 quadrados de PVC de 50 x 50 cm, em uma extensão de cerca de 80 m (Figura 3). No dia 1, realizou-se amostragem dos quadrados através de captura fotográfica de imagens, para caracterização prévia da biota antes da raspagem do bioinvasor. Após a amostragem inicial, dos 20 quadrados utilizados, em 10 os bivalves *I. bicolor* foram removidos experimentalmente (tratamento) e nos outros 10 quadrados estes não foram manipulados (controle). Os locais onde os quadrados foram posicionados durante a primeira amostragem, foram marcados com cimento marinho tubolit na ponta do vértice da parte superior esquerda como referência do local, para os demais dias de monitoramento. O experimento ocorreu entre outubro de 2016 à setembro de 2017. Nesse período o percentual de cobertura dos organismos foi monitorado através de fotos georreferenciadas de cada quadrado em 12 amostragens com intervalo de 30 dias entre elas, ao longo de 365 dias.

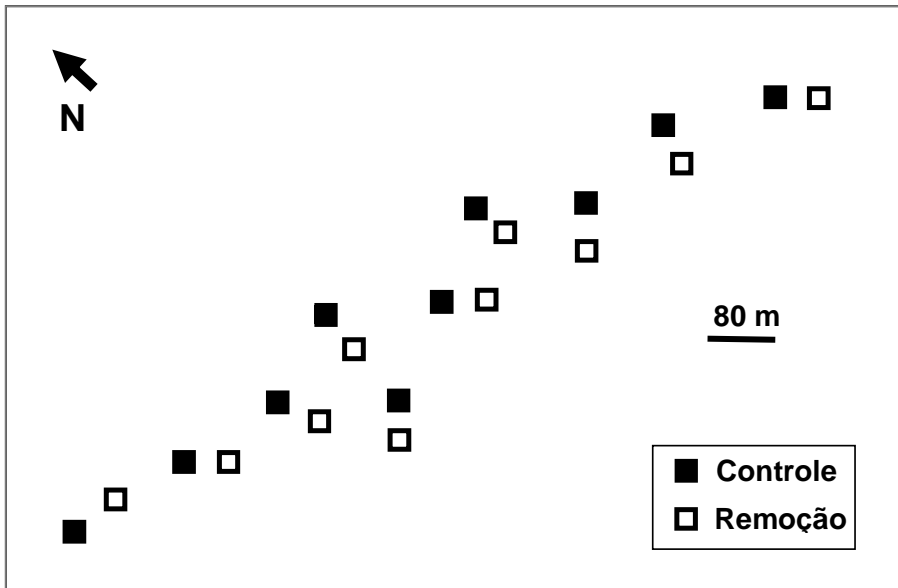


Fig. 3 - Desenho amostral esquemático indicando as amostras obtidas na zona entremarés das duas áreas de estudo. Os quadrados onde o bivalve invasor *I.bicolor* estava presente foram chamados de controle (quadrados cheios) e os demais onde a espécie invasora não se encontrava foram chamados de tratamento ou remoção (quadrados vazios). Fonte: Produção do próprio autor.

3.2.3 Identificação e análise da biota nativa

As fotos das unidades amostrais (quadrados) mensais foram analisadas e a biota identificada até o nível taxonômico mais baixo possível usando a literatura pertinente (por exemplo, DIAS et al., 2013; DOMANESCHI; MARTINS, 2002; RIOS, 2009) e em consulta com especialistas. Apenas a comunidade visualizada nas fotos dos quadrados estudados foi examinada. O percentual de cobertura de cada táxon foi calculado utilizando o programa Coral Point Count with Excel Extension 4.1 (KOHLENER; GILL, 2006). Para a utilização deste programa, foi criada uma base de dados com os nomes das espécies macrobentônicas encontradas nos quadrados analisados, as quais foram atribuídas posteriormente nas análises da porcentagem de cobertura. Para cada uma das 480 imagens obtidas durante as 12 amostragens, nos dois recifes de arenito

estudados, foram criados 100 pontos, totalizando 48.000 pontos, os quais foram identificados e assinalados com as espécies presentes nos pontos de intersecção. Os dados dos locais sem nenhuma espécie macrobentônica foram atribuídos à categoria PRS (Pavement, Rubble or Sand) que foram posteriormente removidos das análises, de forma que apenas valores de porcentagem de cobertura das espécies foram considerados para os cálculos de riqueza, diversidade e nas medidas de estrutura e composição da comunidade de todas as análises realizadas.

3.2.4 Análise estatística

Para avaliar o possível impacto do molusco invasor sobre a riqueza e diversidade de espécies locais, a riqueza de espécies e o índice de diversidade de Simpson foram calculados para cada unidade amostral nos dois recifes, e utilizados como variáveis resposta em uma análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas considerando o tratamento como fator, o mês de coleta como covariável e a interação entre ambos. Desta forma foram realizadas, portanto, quatro ANOVAS de medidas repetidas: uma para riqueza e outra para diversidade em cada recife. A presença da espécie invasora *I.bicolor* não foi contabilizada nas medidas de riqueza e diversidade.

Para avaliar o possível impacto do molusco invasor sobre a estrutura da comunidade local, foi calculada uma matriz de similaridade de Bray-Curtis para cada recife, considerando a soma dos dados coletados em um mês e cada tipo de quadrado como unidade amostral. As diferenças estatísticas entre a estrutura da comunidade com e sem o molusco foram testadas com uma PERMANOVA adaptada para matrizes de distância (função *adonis* do pacote *vegan* do software R). Para visualizar e interpretar estas possíveis diferenças, as matrizes foram então utilizadas em uma análise de Escalonamento Multidimensional não-métrico (NMDS) em duas dimensões, para evidenciar as diferenças entre as unidades amostrais de tratamento e de controle.

Para avaliar o efeito do bioinvasor *I.bicolor* nas abundâncias das espécies nativas, para cada recife estudado foi realizada uma Análise dos Componentes Principais (PCA)

das densidades das espécies nativas após uma transformação de Hellinger (utilizando, novamente, os meses como unidades amostrais). A transformação de Hellinger, conforme indicado por Borcard, Gillete e Legendre (2018), permite a aplicação da PCA, gerando um resultado equivalente ao uso da distância de Hellinger, indicada como uma excelente métrica para dados de abundância de espécies em análises de agrupamento ou ordenação. Os dois primeiros componentes principais de cada análise foram, então, utilizados para visualização gráfica no formato *biplot* (removendo as espécies nativas pouco correlacionadas com os componentes) para observar os possíveis efeitos do tratamento experimental nas densidades das espécies.

Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa R (R CORE TEAM, 2018).

3.3 RESULTADOS

Entre os 20 taxa detectados nos dois recifes de arenito estudados, 17 taxa foram registrados no recife da Sereia e 14 no recife do Saco da Pedra, sendo que antes do experimento foram registrados 10 taxa na Sereia e 9 no Saco da Pedra (tabela1). Os taxa mais abundantes no recife da Sereia antes da realização do experimento de remoção foram o gastrópode *Vermitidae incertae sedis irregulares* (d'Orbigny, 1841), o cirripédio *Chthamalus bisinuatus* (Pilsbry, 1916), as algas do gênero *Chaetomorpha* spp. e as cianobactérias da ordem *Oscillatoriales*. No recife do Saco da Pedra os taxa mais abundantes foram os gastrópodes *Vermitidae incertae sedis irregulares* (d'Orbigny, 1841), *Echinolittorina ziczac* (Gemelin, 1791) e o bivalve *Mytilaster solisianus* (d'Orbigny, 1842).

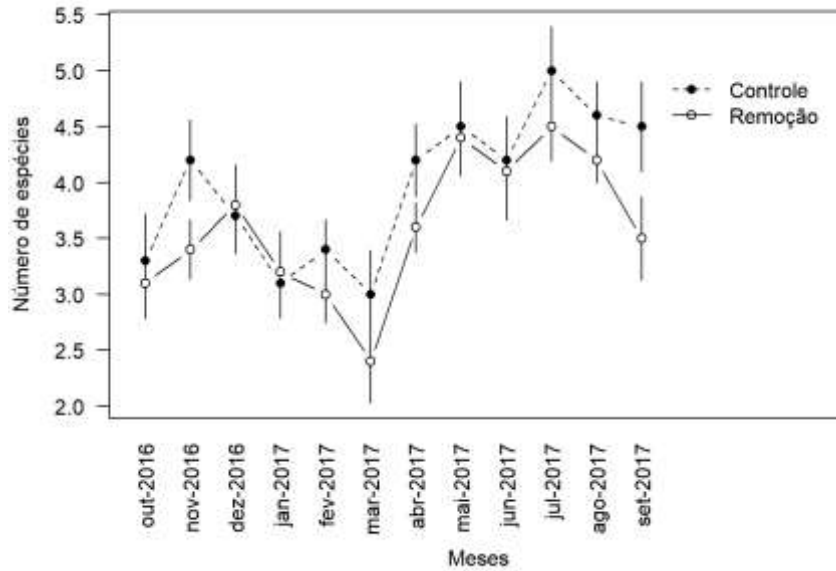
Tabela.1 - Lista taxonômica com as densidades médias (\pm desvio padrão) iniciais das espécies registradas nos recifes de arenito da Sereia e do Saco da Pedra antes da realização do experimento

Taxa	Sereia	Saco da Pedra
PORIFERA		
<i>Cliona celata</i> Grant, 1826	0	0.50 \pm 0.60
CNIDARIA		
<i>Bunodosoma cangicum</i> Belém & Preslercravo, 1973	0	0.05 \pm 0.22
<i>Zoanthus sociatus</i> (Ellis, 1768)	0	0.10 \pm 0.44
MOLLUSCA		
<i>Echinolittorina ziczac</i> (Gemelin, 1791)	0.75 \pm 2.26	2.60 \pm 5.71
<i>Fissurella clenchi</i> Pérez Farfante, 1943	0.20 \pm 0.41	0
<i>Isognomon bicolor</i> (C. B. Adams, 1845)	8.8 \pm 6.67	17.9 \pm 12.42
<i>Lottia subrugosa</i> (d'Orbigny, 1846)	0	0.05 \pm 0.22
<i>Mytilaster solisianus</i> (d'Orbigny, 1842)	0.05 \pm 0.22	25.25 \pm 22.50
<i>Vermittidae incertae sedis irregulares</i> (d'Orbigny, 1841)	15.20 \pm 10.35	23.45 \pm 10.95
ARTHROPODA		
<i>Chthamalus bisinuatus</i> (Pilsbry, 1916)	5.55 \pm 7.44	0

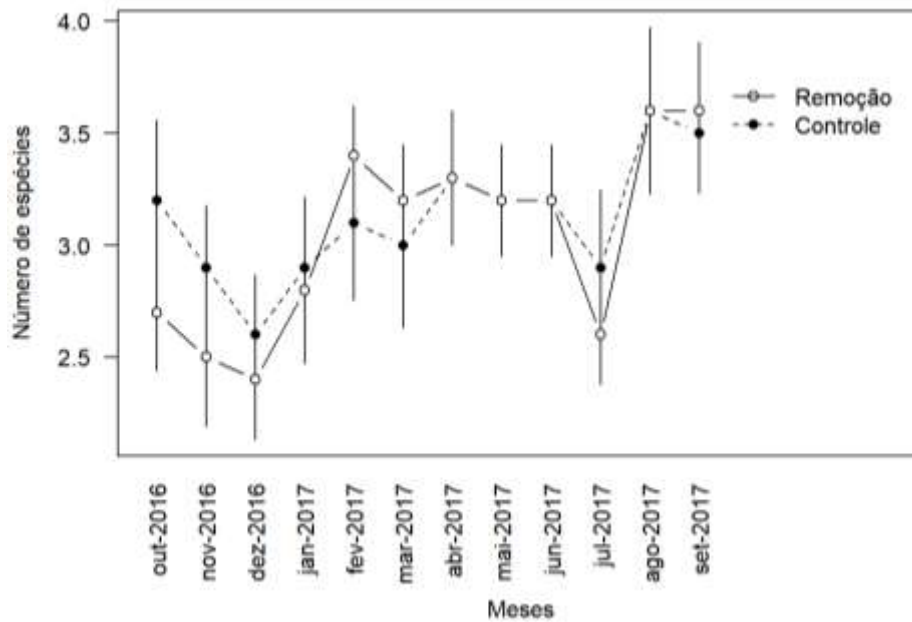
<i>Tetraclita stalactifera</i> (Lamarck, 1818)	0.65 ± 2.00	0
ECHINODERMATA		
<i>Echinometra lucunter</i> (Linnaeus, 1758)	0.10 ± 0.30	0.05 ± 0.22
CYANOPHYTA		
Oscillatoriales	10.90 ±17.69	0
CHLOROPHYTA		
<i>Chaetomorpha</i> spp.	5.35 ± 5.50	0
<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus, 1753	0	
Ulvales	0	0
Ulvaceae	0.65 ± 1.66	0
RHODOPHYTA		
<i>Bostrychia montagnei</i> Harvey, 1853	0	0
<i>Centroceras clavulatum</i> (C.Agardh) Montagne, 1846	0	0
<i>Ceramium corniculatum</i> Montagne, 1861	0	0

Os resultados da avaliação da riqueza de espécies no recife de arenito da Sereia sugerem um aumento na riqueza dos quadrados experimentais onde a espécie invasora *I. bicolor* estava presente (controle) em relação aos quadrados experimentais em que esta espécie encontrava-se ausente (tratamento) ($F=0,07$ e $p=0,008$), conforme resultado da ANOVA de medidas repetidas. A riqueza de espécies no recife de arenito

da Sereia variou no decorrer do ano ($F= 25,5$ e $p<0,001$), com decréscimos no quarto e nono mês do experimento nos quadrados onde a espécie invasora estava presente (controle), porém nos outros meses a riqueza de espécies nos quadrados de controle (com a espécie invasora) foi superior aos quadrados de tratamento (sem a espécie invasora) (figura 4). Os resultados da riqueza de espécies no recife de arenito do Saco da Pedra sugerem que não houve variação estatisticamente significativa da riqueza nos quadrados onde a espécie invasora *I.bicolor* estava presente (controle) em relação aos quadrados experimentais em que esta espécie encontrava-se ausente (tratamento) ($F=2,5$ e $p=0,11$), conforme resultado da ANOVA de medidas repetidas. A riqueza de espécies no recife de arenito do Saco da Pedra, assim como no recife de arenito da Sereia também variou no decorrer do ano ($F= 6,9$ e $p=0,009$), com maiores decréscimos no quinto e oitavo mês do experimento nos quadrados onde a espécie invasora estava presente (controle) (figura 4).



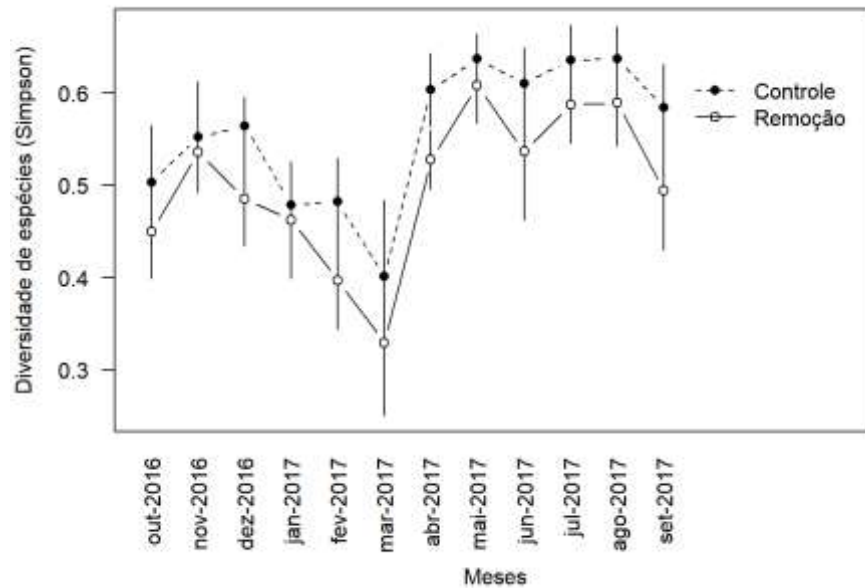
Sereia



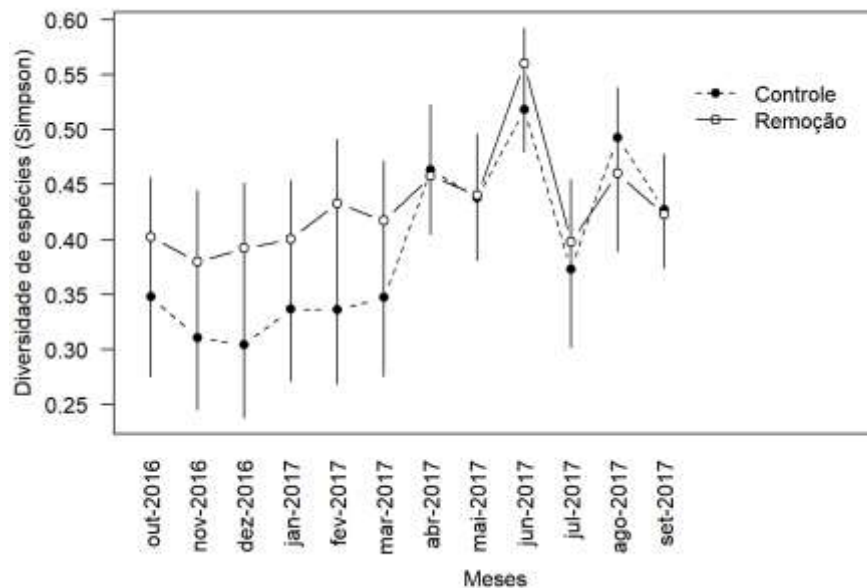
Saco da Pedra

Fig. 4 - Variação da riqueza de espécies nos recifes de arenito da Sereia e Saco da Pedra no decorrer dos meses. Os pontos representam o número médio de espécies e as barras representam o erro padrão nos diferentes meses de coleta no tratamento (com remoção) e no controle (sem remoção). Fonte: Produção do próprio autor.

Os resultados da diversidade de espécies (Simpson) no recife de arenito da Sereia, também sugerem um pequeno aumento na diversidade de espécies nos quadrados experimentais onde a espécie invasora *I.bicolor* estava presente (controle) em relação aos quadrados experimentais em que esta espécie encontrava-se ausente (tratamento) ($F=7,3$ e $p=0,007$), conforme resultado da ANOVA de medidas repetidas. A diversidade de espécies no recife de arenito da Sereia também variou no decorrer do ano ($F=12,7$ e $p<0,001$), porém em todos os meses, a diversidade de espécies foi maior nos quadrados experimentais onde a espécie invasora estava presente (Controle) (figura 5). Os resultados da diversidade de espécies (Simpson) no recife de arenito do Saco da Pedra são similares ao de riqueza e também sugerem que não houve variação estatisticamente significativa da diversidade de espécies nos quadrados onde a espécie invasora *I.bicolor* estava presente (controle) em relação aos quadrados experimentais em que esta espécie encontrava-se ausente (tratamento) ($F=0,87$ e $p=0,35$), conforme resultado da ANOVA de medidas repetidas. A diversidade de espécies no recife de arenito do Saco da Pedra também variou no decorrer do ano ($F=8,1$ e $p=0,004$), com decréscimos de diversidade do primeiro mês do experimento ao sexto mês nos quadrados experimentais de controle e outros decréscimos menores no nono e décimo mês (figura 5).



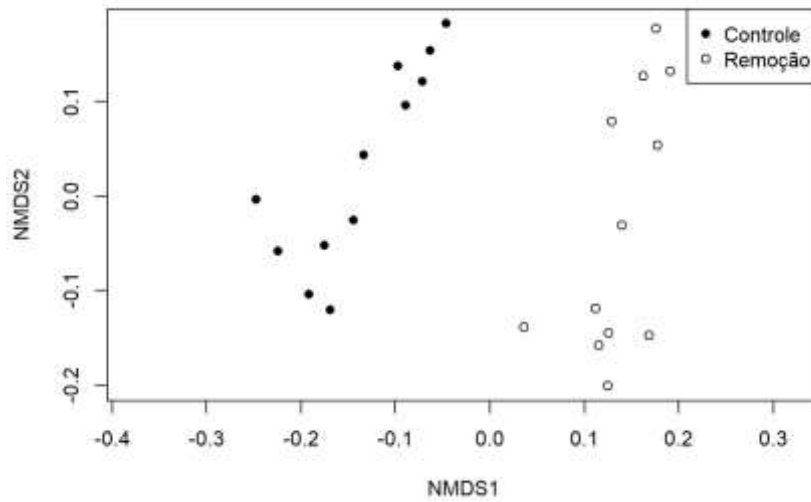
Sereia



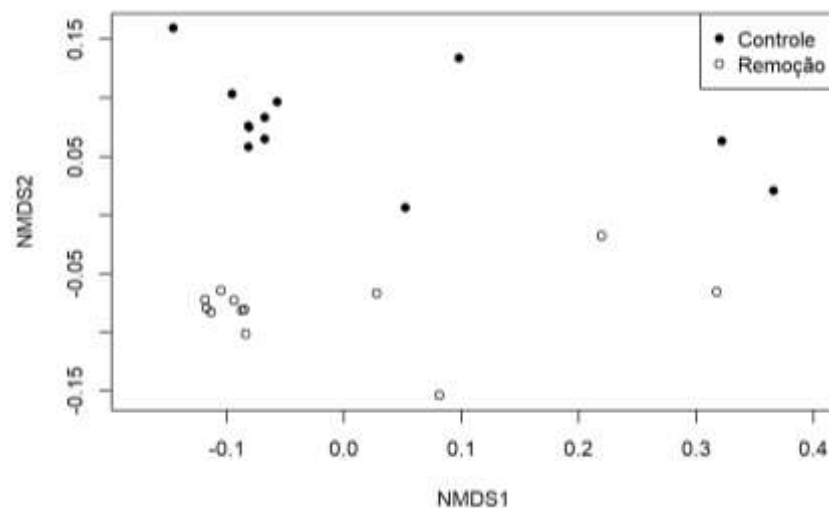
Saco da Pedra

Fig. 5 - Variação da diversidade de espécies (Simpson) no recife de arenito da Sereia e Saco da Pedra no decorrer dos meses. Os pontos representam a diversidade média e as barras representam o erro padrão nos diferentes meses de coleta no tratamento (com remoção) e no controle (sem remoção). Fonte: Produção do próprio autor.

As duas PERMANOVAs realizadas para medir os efeitos do tratamento experimental sobre a estrutura da comunidade detectaram diferenças estatisticamente significativas (Sereia: $F=18,5$, $p=0,001$, $R^2=0,46$; Saco da Pedra: $F=4,81$, $p=0,016$, $R^2=0,18$). Estas diferenças podem ser facilmente visualizadas através dos gráficos criados à partir de análises de NMDS, que mostraram uma separação muito clara entre a estrutura e a composição da comunidade nos quadrados onde foi feita a remoção do bioinvasor *I.bicolor* (tratamento) e nos quadrados onde não foi realizada nenhuma remoção (controle) (figura 6). Este efeito, porém, foi mais consistente em termos de explicação sobre a variação no coeficiente de Bray-Curtis na Sereia do que no Saco da Pedra, como indicado pelo coeficiente de determinação R^2 nos resultados do recife de arenito do Saco da Pedra.



Sereia



Saco da Pedra

Fig. 6 - Representação das diferenças na estrutura e composição da comunidade nativa nos quadrados onde a espécie invasora *I.bicolor* foi removida (remoção) e nos quadrados onde esta espécie estava presente (controle) no recife de arenito da Sereia e Saco da Pedra, resultado de um NMDS aplicado à matriz de distância de Bray-Curtis (stress: 0,07 no recife da Sereia e 0,05 no recife do Saco da Pedra). Fonte: Produção do próprio autor.

A PCA realizada pra medir o efeito do bioinvasor *I.bicolor* nas densidades das espécies nativas no decorrer do tempo, no recife de arenito da Sereia detectou que nos quadrados de controle, onde a espécie invasora estava presente, os taxa *M. solisianus*, *E. ziczac* e *Chaetomorpha spp.* foram as espécies que apresentaram as maiores abundâncias. As espécies *C. clavulatum*, *C. bisinuatus* e *F. clenchi* também tiveram a sua abundância aumentada devido a presença do invasor, porém em menores proporções. Nos quadrados onde o bioinvasor estava ausente, ou seja os quadrados de tratamento, onde havíamos removido o invasor, os taxóns que apresentaram maior abundância foram *C. aerea*, Oscillatoriales, *T. stalactifera* e *Vermittidae incertae sedis irregulares* (figura 7). A PCA realizada pra medir o efeito do bioinvasor *I.bicolor* nas abundâncias das espécies nativas no decorrer do tempo, no recife de arenito do Saco da Pedra detectou variações nas abundâncias dos taxa Ulvales, Ulvaceae, *M. solisianus*, *E. ziczac*, *Vermittidae incertae sedis irregulares* e *C. corniculatum*, porém não foi observada nenhuma relação com o tratamento experimental (figura 8).

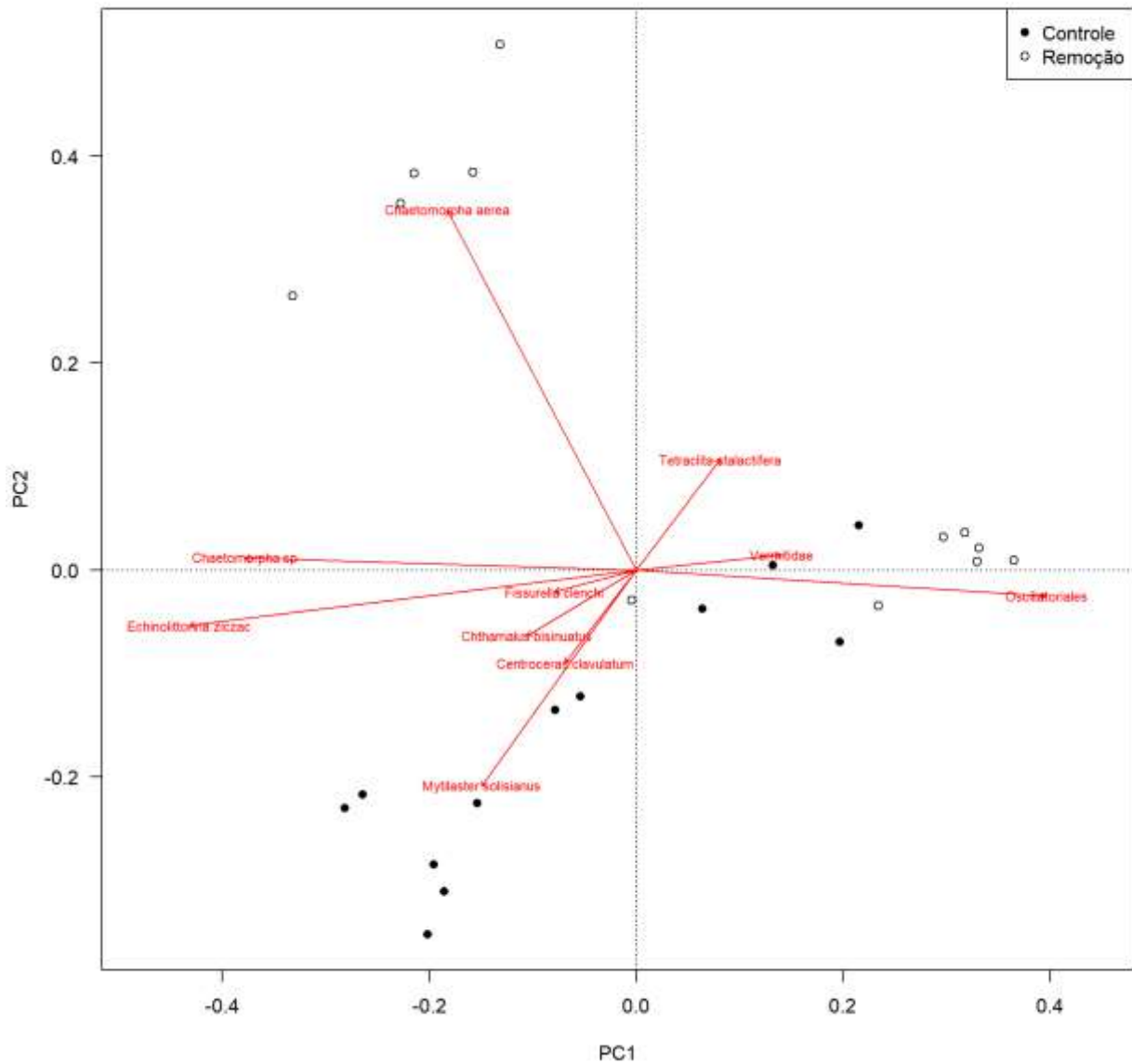


Fig. 7 - Biplot da PCAs das densidades das espécies nativas da Sereia no decorrer do tempo e a relação com os quadrados experimentais de tratamento (com a presença de *I. bicolor*) e controle (sem a presença do bivalve invasor). Os pontos cheios representam os quadrados de controle e os pontos vazios os quadrados de tratamento ou remoção. Fonte: Produção do próprio autor.

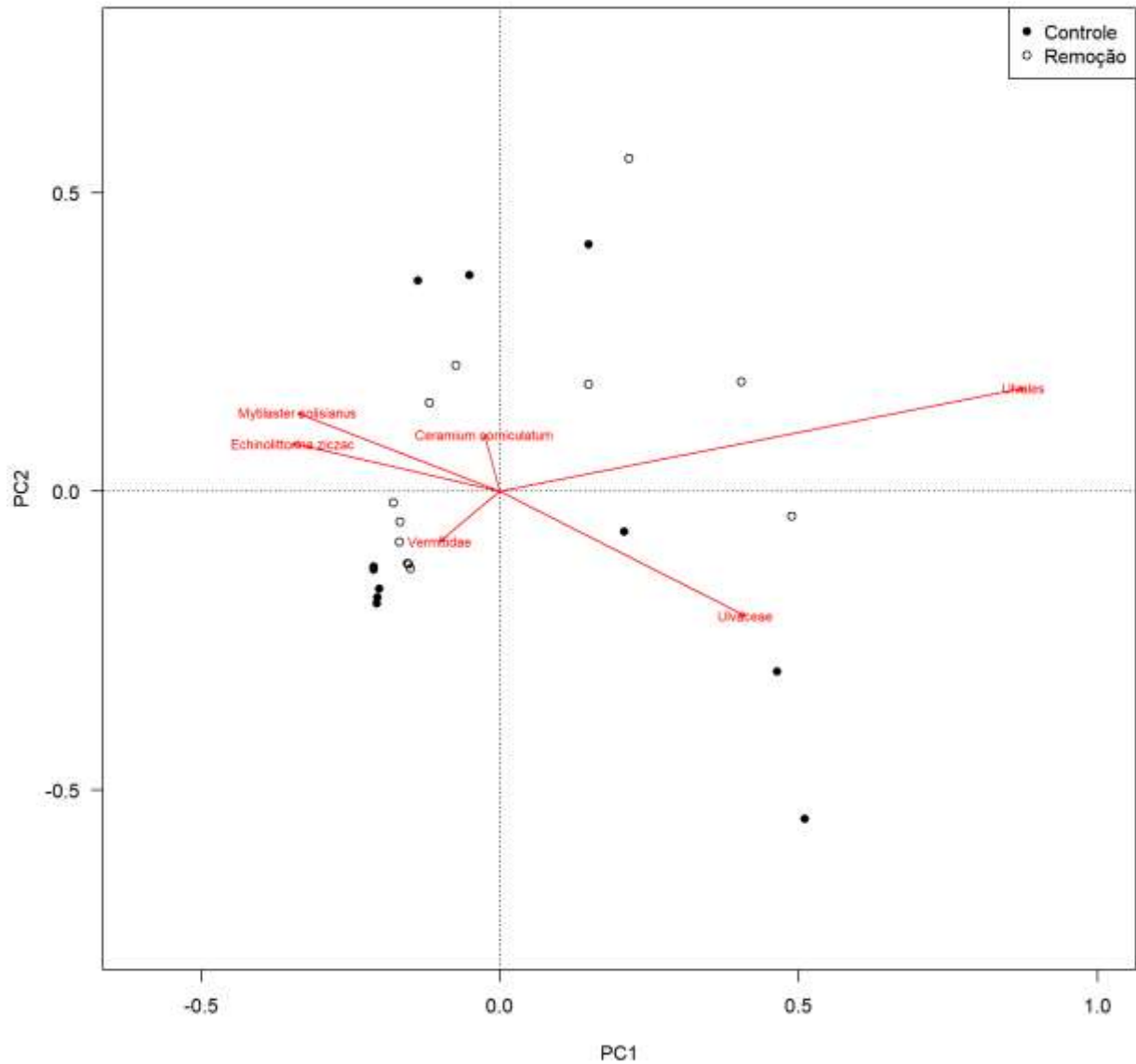


Fig. 8 - *Biplots* das PCAs das densidades das espécies nativas do Saco da Pedra no decorrer do tempo e a relação com os quadrados experimentais de tratamento (com a presença de *I. bicolor*) e controle (sem a presença do bivalve invasor). Os pontos cheios representam os quadrados de controle e os pontos vazios os quadrados de tratamento ou remoção. Fonte: Produção do próprio autor.

3.4 DISCUSSÃO

Os bioinvasores vêm alterando significativamente a distribuição da biota na terra e a cada nova pesquisa são confirmados os impactos sobre a abundância, riqueza e composição das espécies da comunidade nativa (MACK et al., 2005; MASSE et al., 2017). Neste estudo, realizamos um experimento *in situ* visando avaliar o impacto potencial do bivalve invasor *I. bicolor* nas espécies da comunidade nativa de recifes de arenito na costa do nordeste do Brasil. Os resultados do nosso experimento indicaram que o bioinvasor *I. bicolor* impacta a estrutura da comunidade bentônica, alterando a composição, abundância, riqueza e diversidade das espécies nativas.

Os resultados do nosso experimento no Recife de arenito da Sereia indicaram maior riqueza e diversidade das espécies nativas nos locais onde o bivalve invasor *I. bicolor* estava presente. Neste recife observamos que o bioinvasor apresentava-se formando bancos densos, com vários indivíduos agregados. Provavelmente *I. bicolor* esteja formando um substrato mais complexo do que as espécies nativas. Semelhante aos nossos resultados, um estudo realizado com a ostra exótica *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793), demonstrou que estes indivíduos tornavam o substrato mais complexo do que o formado pelas espécies locais (KOCHMANN et al. 2008). Outro estudo experimental realizado com o bivalve também invasor *Corbecula flumínea* (O. F. Müller, 1774) constatou que esta espécie pode aumentar consideravelmente a disponibilidade de superfícies duras para espécies que preferem habitats estruturados (WERNER; ROTHHAUPT, 2007). Pesquisas realizadas com mexilhões mostraram como estes podem aumentar a complexidade das comunidades bentônicas, além da riqueza e diversidade das espécies na zona intermareal (ROBINSON et al., 2007; SYLVESTER et al., 2007; GUIMARAENS 2015). De acordo com Crook (2002), algumas espécies engenheiras quando introduzidas podem aumentar a heterogeneidade do habitat e tendem a gerar abundâncias e riqueza de espécies, enquanto as que diminuem a complexidade tendem a ter o efeito reverso. Em outra pesquisa foi relatado

que as espécies invasoras ao invadirem um habitat, na maioria das vezes reduzirão a população das espécies nativas, entretanto em alguns casos estas espécies podem aumentar a abundância ou biomassa na presença do invasor (RODRIGUEZ, 2006). Existem também evidências de que essas “interações facilitadoras” são tão frequentes quanto outras interações interespecíficas, incluindo competição, predação e parasitismo (BRUNO et al., 2005). Por outro lado, de acordo com Souza e colaboradores (2009), aumentos na densidade e riqueza de invertebrados após invasões de bivalves são geralmente associados com diminuição e até extirpação de outras espécies nativas. Visto que uma espécie invasora formadora de habitat pode afetar os componentes de uma comunidade nativa de formas diferentes (GRIBBEN, 2013).

Nossos resultados experimentais no recife da Praia do Saco da Pedra mostraram que a presença do bivalve invasor *I. bicolor* não teve efeito na riqueza e diversidade das espécies nativas desse ambiente. Similar aos nossos resultados um estudo também indicou que não houve relação entre a abundância de *I. bicolor* e a diversidade da biota nativa (ARANHA, 2010). De acordo com Thomsen (2016) um invasor pode mudar, aumentar, diminuir ou não ter nenhum efeito sobre a riqueza, abundância ou estrutura da comunidade nativa. Um estudo realizado com o bivalve *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) mostrou influência negativa na abundância e biomassa do cirripédio *Chtamalus dentatus* (Krauss, 1848), entretanto não foram observadas alterações na diversidade, riqueza ou abundância da biota nativa (HANEKOM, 2008). Um estudo experimental realizado com ascídia invasora *Ciona robusta* (Hoshino & Tokioka, 1967), também não mostrou nenhum efeito sobre a riqueza e diversidade de espécies ou a composição da comunidade nativa em um dos ambientes estudados (ROBINSON et al., 2017). Thomsen e colaboradores (2011) sugeriu que a direção e magnitude dos impactos da invasão possivelmente depende das propriedades associadas à espécie invasora (por exemplo, tamanho, sexo e densidade), da biota nativa (por exemplo, estrutura da comunidade), níveis de recursos

(por exemplo, níveis de nutrientes) e das condições abióticas (por exemplo, sedimentação).

As nossas análises também demonstraram o potencial impacto do bivalve invasor *I. bicolor* na comunidade nativa, mostrando que o bioinvasor muda a estrutura da comunidade nativa em que ele está inserido, alterando-a significativamente. De acordo com Grosholz (2002), as espécies invasoras podem impactar não apenas uma única espécie, podendo também provocar mudanças na composição de uma comunidade inteira. Um estudo realizado com o bivalve invasor *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) mostrou impactos negativos dos leitos destes bivalves sobre a diversidade e densidade da fauna de invertebrados bentônicos (LOZANO et al., 2001). Um outro estudo realizado com o mexilhão invasor *Brachidontes pharaonis* (P. Fischer, 1870) demonstrou menor riqueza de espécies e diferenças na estrutura da comunidade nos locais onde o mexilhão invasor estava presente (BONNICI et al., 2012). Moluscos invasores também podem atuar como engenheiros do ecossistema e ter efeitos na densidade, biomassa e riqueza das espécies nativas. Segundo Simberloff et al. (2013), os bivalves invasores podem fornecer abrigo e substrato, alterando a química dos sedimentos e conteúdo de matéria orgânica, além de aumentar a penetração de luz pela alimentação do filtro. Existe uma variedade de mecanismos através do qual estes moluscos modificam ou criam habitats. Por causa das densidades geralmente altas e as amplas distribuições, estes pode alterar significativamente a estrutura e o funcionamento do ecossistema (SOUZA et al., 2009).

O resultado das nossas análises também revelaram que no recife de arenito da Sereia os taxa *M. solisianus*, *E. ziczac*, *Chaetomorpha* spp., *C. clavulatum*, *C. bisinuatus* e *F. clenchi* apresentaram maiores abundâncias nos locais onde a espécie invasora *I. bicolor* estava presente, sugerindo impactos positivos da espécie invasora nessas espécies nativas (Ver tabela 2 sobre os impactos potenciais de *I. bicolor* nas espécies nativas). Em nosso estudo, *I. bicolor* e *M. solisianus* foram encontrados nos mesmos locais, indicando que estas duas espécies podem interagir e coexistir. Similar

aos nossos resultados Guimaraens (2015) também observou *I. bicolor* e *M. solisianus* nos mesmos ambientes. O bivalve invasor *I. bicolor* também já foi visto colonizando as conchas vazias de *M. solisianus* (GUIMARAENS et al., 2013), apontando para uma associação positiva entre estas duas espécies. Por outro lado, alguns estudos detectaram reduções significativas na abundância e distribuição das espécies *M. solisianus* e *Perna perna* (Linnaeus, 1758) como consequência direta ou indireta da invasão de *I. bicolor* (HENRIQUES; CASARINI 2009; MARTINEZ, 2012). Nosso estudo também constatou a presença dos gastrópodes *E. ziczac* e *F. clenchi* nos ambientes onde *I. bicolor* estava presente. Equivalente aos nossos resultados, um estudo realizado com os gastrópodes Fissurelídeos mostrou que estes também apresentaram correlação positiva com a densidade da espécie invasora *I. bicolor* (QUEIROZ, 2015). Esta correlação pode ser explicada além da preferência de ambos pelo mesmo tipo de substrato rochoso, pela associação entre *I. bicolor* com outras espécies como as algas, das quais estes gastrópodes provavelmente estejam se alimentando (CASTRO; HUBER, 2012).

Os nossos resultados também identificaram maiores abundâncias das macroalgas do gênero *Chaetomorpha* e da macroalga *C. clavulatum* nos locais onde a espécie invasora estava presente, sugerindo algum tipo de facilitação. A espécie invasora possivelmente tem o estabelecimento das suas larvas facilitado devido a sua interação com essas algas, além de ficar protegida do estresse térmico e da dissecação através do micro-hábitat formado pelas folhas das macroalgas. Semelhante aos nossos resultados, alguns estudos mostraram a associação destes bivalves com as macroalgas do gênero *Sargassum* (JACOBUCCI, 2006; LOPEZ; COUTINHO 2010). Um estudo observou que a presença de outras espécies, dentre elas as algas filamentosas, é essencial para a colonização de *I. bicolor*, já que o invasor não é uma espécie pioneira na colonização de substratos nus (ROCHA, 2002). Um outro estudo relatou associações entre *I. bicolor* e algas calcárias articuladas, nesse caso o bioinvasor foi observado instalado no caule destas algas em margens expostas (MARTINEZ, 2012). A

espécie *C. bisinuatus* também mostrou ser impactada positivamente pela invasão de *I. bicolor*. Certamente esta craca nativa está favorecendo o estabelecimento do bivalve invasor, fornecendo substrato para sua fixação. Um estudo demonstrou que por *I. bicolor* não ser uma espécie pioneira na colonização de substratos, a presença de outras espécies, como as cracas, é essencial para sua colonização (ROCHA, 2002). Similar aos nossos resultados, um estudo realizado no nordeste do Brasil indicou que *C. bisinuatus* era abundante nos locais onde os bivalves invasores foram coletados (GUIMARAENS, 2015). Um outro estudo também mostrou que o cirripédio *Chthamalus* sp. apresentou correlação positiva com a densidade da espécie invasora *I. bicolor* (QUEIROZ, 2015). No entanto, *I. bicolor* tem se tornado dominante onde anteriormente a dominância era de cracas e mexilhões (GUIMARAENS, 2015).

Por outro lado, os taxa *C. aerea*, Oscillatoriales, *T. stalactifera* e *Vermittidae incertae sedis irregulares* possuíram maiores abundâncias nos locais onde o bivalve invasor estava ausente, indicando impactos negativos da espécie invasora nessas espécies nativas (Ver tabela 2 sobre os impactos potenciais de *I. bicolor* nas espécies nativas). Os nossos resultados mostraram que o bioinvasor *I. bicolor* possui um efeito negativo na macroalga *C. aérea*. Provavelmente a presença desta macroalga pode estar dificultando a fixação do bivalve invasor no substrato ou limitando a disponibilidade de espaço. De acordo com Lopes e colaboradores (2000) algumas macroalgas podem ter uma interferência negativa sobre alguns macroinvertebrados bentônicos. Algumas macroalgas podem influenciar na densidade dos bivalves ao interferir na alimentação destes, que é realizada através de partículas presentes na água e na disponibilidade de espaço para assentamento de larvas (QUEIROZ, 2015). A interferência das macroalgas depende dos componentes químicos e biológicos de cada espécie (JOMPA; MCCOOK, 2003), o que pode estar determinando se a interação será positiva ou negativa entre *I. bicolor* e as macroalgas. Os nossos resultados demonstraram que o bioinvasor *I. bicolor* também possui um efeito negativo nas espécies da ordem Oscillatoriales. As cianobactérias filamentosas marinhas Oscillatoriales são de extrema importância para os pastadores intertidais (BRAZÃO et al.,

2016). De acordo com Castro e Huber (2012) algumas cianobactérias bentônicas podem viver nas conchas de cracas e lapas de rochas costeiras, assim como também na superfície de algumas algas. Muitas cianobactérias marinhas também podem ocorrer em substratos ricos em calcário, como as algas dos corais e as conchas de moluscos (RAVEN et al., 2007). É provável que as espécies desse gênero estejam formando biofilmes na superfície das conchas do bioinvasor *I. bicolor* e servindo de alimento para os pequenos gastrópodes ali presentes. Este biofilme não foi capturado pelo nosso método, diante da presença de *I. bicolor* e por essa razão o resultado das nossas análises apontam para um efeito negativo de *I. bicolor* sobre as espécies da ordem Oscillatoriales.

Nosso estudo revelou que a craca nativa *T. stalactifera* é também uma espécie afetada negativamente pela invasão do bivalve *I. bicolor*. *T. stalactifera* teve maiores abundâncias nos locais onde o bivalve invasor estava ausente, sugerindo uma correlação negativa entre a cobertura percentual destas duas espécies. Existe a possibilidade que estas duas espécies estejam competindo por espaço ou disponibilidade de substrato. De acordo com Skinner e Coutinho (2005), recrutas desta craca geralmente são observados em substratos descobertos, o que faz com que a abundância de *I. bicolor* possa estar interferindo no assentamento larval de *T. stalactifera* (LÓPEZ, 2014). Além disso, larvas de cracas também fazem parte da dieta dos bivalves podendo diminuir o fornecimento de potenciais colonos para a zona intertidal (DAVENPORT et al., 2000). Similar ao nosso estudo, um estudo utilizando dados da pré - invasão de *I. bicolor*, demonstrou que a craca nativa *T. stalactifera* foi a espécie nativa mais afetada pela invasão, havendo uma diminuição em sua abundância após o estabelecimento dessa espécie bioinvasora (LÓPEZ et al, 2014). No entanto, um outro estudo observou que *T. stalactifera* era abundante nos locais onde o invasor *I. bicolor* havia sido coletado (GUIMARAENS, 2015). Outro estudo também relatou que o cirripédio *T. stalactifera* apresentou correlação positiva com a densidade da espécie invasora *I. bicolor* (QUEIROZ, 2015). *I. bicolor* também já foi observado dentro das conchas vazias das cracas *T. stalactifera* e também de outras cracas como

Megabalanus coccopoma (Darwin, 1854) e *Megabalanus tintinnabulum* (Linnaeus, 1758), fornecendo refúgio contra a ação das ondas, dessecação, predação e nidificação de peixes (MARTINEZ, 2012).

Os nossos resultados também detectaram uma correlação negativa entre a espécie *Vermitidae incertae sedis irregulares* e o bivalve invasor *I. bicolor*, sugerindo um efeito negativo do bioinvasor nesta espécie. Os vermitídeos são conhecidos pela criação de habitats e interação com outras espécies sésseis, aumentando a diversidade de peixes e apoiando organismos como poliquetas, esponjas e bivalves (GOLDING et al., 2014; GOREN; GALIL, 2001). De acordo com Coleman e Williams (2002), os vermitídeos podem ser considerados engenheiros de ecossistemas com grande efeitos na biodiversidade. Em nosso estudo nós observamos uma associação positiva entre *I. bicolor* e o vermitídeo. Em todos os ambientes estudados o bivalve invasor encontrava-se aderido a este gastrópode. *Vermitidae incertae sedis irregulares* estaria formando um substrato natural para a fixação dos bivalves invasivos, associação esta, que pode estar facilitando o estabelecimento desta espécie invasora e apesar dos resultados do nosso experimento, apontarem para uma maior abundância dos vermitídeos na ausência da espécie invasora, acreditamos que este resultado deve-se ao fato do bivalve invasor ter sido encontrado fixo em cima dos vermitídeos, que ao ser removido, fez com que os vermitídeos pudessem ser visualizados nas fotos e crescessem em abundância nas análises. Por outro lado, Breves- Ramos et al (2010) observou que os indivíduos de *I. bicolor* eram menores nos ambientes onde o vermitídeo estava presente e explicou que pode ser consequência da pressão dos vermitídeos presentes nessa ilha, que poderiam estar impedindo o crescimento dos indivíduos com uma barreira física.

Concluimos que o estabelecimento da espécie exótica invasora *I. bicolor* nos substratos consolidados, pode provocar mudanças na estrutura da comunidade bentônica, alterando a composição, abundância, riqueza e diversidade das espécies nativas. Pesquisas futuras são necessárias para testar os danos dessa espécie

invasora em comunidades nativas de ambientes diferentes, visto que além do bivalve invasor possuir registros em fendas e cavidades de rochas de costões rochosos e recifes de arenito da região entremarés, como no presente estudo, também apresenta registros em recifes de algas coralinas do infralitoral e recifes artificiais, além de rios hipersalinos. Estudos em maiores escalas espaciais e temporais também são essenciais para um monitoramento a longo prazo. O conhecimento sobre o universo da bioinvasão incluindo todas as interações dos invasores bióticos e as espécies nativas é de extrema importância para avaliar os impactos que estes podem causar aos ecossistemas e serve para sensibilizar e buscar apoio de tomadores de decisão e financiadores, assim como para o desenvolvimento de planos de controle e erradicação das espécies invasoras, para amenizar a degradação ambiental e prevenir futuras invasões.

Tabela 2: Lista de artigos sobre os impactos potenciais da invasão de *I. bicolor* no Brasil.

Referência	Local	Estudo	Resultado
Aranha, 2010	Costões rochosos de 15 praias do litoral norte do estado de São Paulo, Brasil	Coleta de espécies para analisar os padrões de distribuição e dominância de <i>I. bicolor</i> .	Ampla distribuição de <i>I. bicolor</i> com baixas porcentagens de cobertura. A cobertura da espécie invasora não teve relação com a diversidade da fauna local.
Aranha, 2010	Litoral sudeste do Brasil nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Espírito Santo.	Coletas de <i>I. bicolor</i> e <i>M. solisianus</i> para comparar a variabilidade e estruturação genética.	<i>I. bicolor</i> apresentou baixa estruturação e alta variabilidade genética, semelhante ao padrão da espécie nativa.
Breves-Ramos et al., 2010	Costões rochosos da Ilha do Brandão, Praia Vermelha e Ponta da Fortaleza, Cabo frio, Rio de Janeiro, Brasil.	Coleta de indivíduos de <i>I. bicolor</i> para comparar sua estrutura populacional e variação temporal.	Todas as áreas apresentaram altas densidades do bivalve. Os moluscos vermitídeos formavam recifes onde poucos indivíduos de <i>I. bicolor</i> conseguiam crescer.
Guimaraens, 2015	Recife de arenito da Piedade, Pernambuco, Brasil.	Coleta das espécies <i>I. bicolor</i> e <i>M. solisianus</i> para avaliação da estrutura populacional.	<i>M. solisianus</i> apresentou altas densidades, sugerindo que esta espécie podem coexistir. Observou-se <i>I. bicolor</i> colonizando conchas vazias de <i>T. Salactifera</i> e <i>M. Solisianus</i> .
Henriques e Casarini 2009	Costões rochosos da Baía de Santos, São Paulo, Brasil	Coleta das espécies <i>P. perna</i> e <i>I. bicolor</i> para comparar as densidades médias de ocupação e as diferenças entre o crescimento dos bivalves.	<i>P. perna</i> e <i>I. bicolor</i> possuem crescimento diferenciado. <i>I. bicolor</i> possui maior velocidade no crescimento.

Tabela 2 (continuação): Lista de artigos sobre os impactos potenciais da invasão de *I. bicolor* no Brasil.

Referência	Local	Estudo	Resultado
Jacobucci, 2006	Ilha da Queimada Pequena, Estação Ecológica dos Tupiniquins, São Paulo, Brasil.	Coleta de macroalgas do gênero <i>Sargassum</i> para a identificação da fauna associada.	O bivalve invasor <i>I. bicolor</i> foi observado associado as macroalgas do gênero <i>Sargassum</i> .
López; Coutinho, 2010	Costões rochosos da Ilha dos Porcos, Cabo frio, Rio de Janeiro, Brasil.	Experimento <i>in situ</i> para avaliar a interação entre <i>I. bicolor</i> e a macroalga <i>Sargassum</i> sp.	As macroalgas do gênero <i>Sargassum</i> tem um efeito positivo na abundância do bivalve invasor.
Jacobucci, 2006	Ilha da Queimada Pequena, Estação Ecológica dos Tupiniquins, São Paulo, Brasil.	Coleta de macroalgas do gênero <i>Sargassum</i> para a identificação da fauna associada.	O bivalve invasor <i>I. bicolor</i> foi observado associado as macroalgas do gênero <i>Sargassum</i> .
López et al. 2014	Costões rochosos de Cabo frio, Rio de Janeiro, Brasil	Análise do percentual de cobertura para verificar a estrutura das comunidades sésseis antes e depois da invasão de <i>I. bicolor</i> .	<i>T. stalactifera</i> diminuiu 70% em comparação com os valores obtidos antes da invasão de <i>I. bicolor</i> .
Lenz et al., 2011	Costões rochosos de Niterói, Rio de Janeiro, Brasil	Experimento para comparar <i>I. bicolor</i> e <i>P. perna</i> sob condições estressantes como flutuações na salinidade, oxigênio e temperatura.	<i>I. bicolor</i> parece ter mais tolerância ao estresse que <i>P. perna</i> .

Tabela 2 (continuação): Lista de artigos sobre os impactos potenciais da invasão de *I. bicolor* no Brasil.

Referência	Local	Estudo	Resultado
Martinez, 2012	Costões rochosos da Ilha de Arvoredo, Santa Catarina, Brasil	Coleta de espécies da comunidade recifal para avaliar a distribuição de <i>I. bicolor</i> e sua relação com outros táxons.	As baixas densidades de <i>Brachidontes</i> sp. e <i>P. perna</i> foram atribuídas a <i>I. bicolor</i> . Observou-se <i>I. bicolor</i> associado à macroalgas calcárias e em conchas vazias de <i>T. stalactifera</i> e <i>Megabalanus</i> spp.
Queiroz, 2015	Recifes de arenito da praia de Jacumã e Carapibus, Paraíba, Brasil.	Coleta de espécies para avaliar se a presença de <i>I. bicolor</i> pode estar influenciando ou sendo influenciada pela distribuição e densidade das espécies nativas.	A densidade e distribuição de <i>I. bicolor</i> está sendo influenciada de maneira positiva pelos táxons: <i>T. stalactifera</i> , <i>Chthamalus</i> sp., <i>M. exustus</i> , <i>L. subrugosa</i> e gastrópodes da família Fissurellidae.
Souza et al., 2018	Recifes de arenito da Sereia e Saco da Pedra, Alagoas, Brasil.	Experimento <i>in situ</i> para avaliar o impacto de <i>I. bicolor</i> nas espécies da comunidade bentônica nativa.	<i>I. bicolor</i> impacta positivamente os taxa: <i>M. solisianus</i> , <i>E. ziczac</i> , <i>Chaetomorpha</i> spp., <i>C. clavulatum</i> , <i>C. bisinuatus</i> e <i>F. clenchi</i> e negativamente os taxa <i>C. aerea</i> , Oscillatoriales, <i>T. stalactifera</i> e <i>Vermittidae incertae sedis irregulares</i> .

Referências

ARANHA, T. P. **Situação atual da ocorrência do bivalve invasor *Isognomon bicolor* no litoral norte paulista e variabilidade genética da espécie no sudeste brasileiro.** Biologia, 2010. 104p. Dissertação (Mestrado), Instituto de biologia, Universidade Estadual de Campinas, SP. 2010.

BEZERRA, D. F. **Distribuição da malacofauna em pilares dos terminais portuários do Ceará – Brasil, com ênfase no bivalve invasor *Isognomon bicolor*.** 2010. 65p. Dissertação (Mestrado), Instituto de Ciências do mar, Universidade Federal do Ceará, CE, 2010.

BOCARD, D.; GILLETE, F.; LEGENDRE, P. **Numerical ecology with R.** Springer International Publishing. 2ª edição, 2018.

BONNICI, L. E. et al. **Biological aspects and ecological effects of a bed of the invasive non-indigenous mussel *Brachidontes pharaonis* (Fischer P, 1870) in Malta.** Mediterranean Marine Science v.13, p. 153-161, 2012.

BRANCH, G. M.; STEFFANI, C. N. **Can we predict the effects of alien species? A case-history of the invasion of South Africa by *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck).** Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 300, p. 189–215, 2004.

BREVES-RAMOS, A. **Distribuição, abundância relativa e estrutura populacional de *Isognomon bicolor* (Adams, 1845) no litoral do estado do Rio de Janeiro, Brasil.** 2004. 109p. Dissertação (mestrado), Museu Nacional da Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, 2004.

BREVES-RAMOS, A. et al. **Population structure of the invasive bivalve *Isognomon bicolor* on rocky shores of Rio de Janeiro State (Brazil)**. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 90, n. 3, p. 453, 19 maio 2010.

BREVES, A. et al. **First records of the non-native bivalve *Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845) rafting to the Uruguayan coast**. Check List, v. 10, n. 3, p. 684–686, 2014.

BRUNO, J. F.; FRIDLEY J. D.; BROMBERG K. D.; BERTNESS M. D. **Insights into biotic interactions from studies of species invasions**. Insights into Ecology, Evolution, and Biogeography, p. 13–40, 2005.

CAVALCANTE, L. S. **Estrutura populacional do bivalve invasor *Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845) (bivalvia : pteriidae) em praias rochosas da Paraíba, nordeste do Brasil**. 2015. 45p. Dissertação (Mestrado), Departamento de Biologia, Universidade Estadual da Paraíba, PB, 2015.

CASARINI, L. M.; HENRIQUES, M. B. **Estimativa de estoque do mexilhão perna perna e da especie invasora *Isognomon bicolor* em bancos naturais da bahia de santos, São Paulo, Brasil**. Boletim do Instituto de Pesca, v. 37, n. 1, p. 1–11, 2011.

CASTRO, P.; HUBER M.E. **Biologia marinha**. AMGH Editora Ltda. 8ª edição, 2012.

CESAR, H. S. J. et al. **Economic Valuation of the Coral Reefs of Hawai'i**. Pacific Science, v. 58, n. 2, p. 231–242, 2004.

COLEMAN, F. C.; S. L. WILLIAMS. **Overexploiting marine ecosystem engineers: potential consequences for biodiversity**. Trends in Ecology and Evolution, v. 17, p. 40–44, 2002.

DAVENPORT J. et al. **Mussels *Mytilus edulis*: significant consumers and destroyers of mesozooplankton.** Marine Ecology Progress Series, v. 198, p. 131–137, 2000.

DIAS, T. L. P. et al. ***Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845) (Mollusca: Bivalvia): First record of this invasive species for the States of Paraíba and Alagoas and new records for other localities of northeastern Brazil.** Check List, v. 9, n. 1, p. 157–161, 2013.

DOMANESCHI, O.; MARTINS, C. M. ***Isognomon bicolor* (C.B. Adams) (Bivalvia, Isognomonidae): primeiro registro para o Brasil, redescrição da espécie e considerações sobre a ocorrência e distribuição de *Isognomon bicolor* na costa brasileira.** Revista Brasileira de Zoologia, v. 19, n. 2, p. 611–627, 2002.

ELTON, C.S. **The Ecology of Invasions by Animals and Plants.** University of Chicago press, 181p. Chicago, 1956

FERREIRA, C. E. L. et al. **Marine Bioinvasions in the Brazilian Coast : Brief Report on History of Events , Vectors , of Non-indigenous Species.** Marine Bioinvasions in the Brazilian Coast, v. 27, p. 459--477, 2009.

GOLDING, R. E. et al. **Deconstructing *Dendropoma*: A Systematic Revision of a World-Wide Worm-Snail Group, with Descriptions of New Genera (Caenogastropoda: Vermetidae).** Malacologia, v. 57, n.1, p.1-97, 2014.

GOMES, L. E. O.; DA SILVA, E. C. **New record of *Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845) (Bivalvia, Isognomonidae) to Bahia Litoral North.** Pan-American Journal of Aquatic Sciences, v. 8, n. 4, p. 361–363, 2013.

GOREN, M.; B. S. GALIL. **Fish biodiversity in the vermetid reef of Shiqmona (Israel)**. *Marine Ecology*, v. 22, p. 369–378, 2001.

GROSHOLZ E. **Ecological and evolutionary consequences of coastal invasions**. *Trends in Ecology & Evolution*. v.17, n.1, p. 22-27, 2002.

GUIMARAENS, M.A. et al. **Brachidontes solisianus (Bivalvia: Mytilidae) recolonization dynamics on a sandstone reef at Pernambuco – Brazil**. In: Nowak J., and Kozłowski M. (eds.), *Mussels ecology, life habitats and control*, Nova Science Publishers, New York, USA, p. 137-148, 2013.

GUIMARAENS, M. **Temporal Variation of Population Structure of the Invasive *Isognomon bicolor* (Mollusca, Bivalvia), *Brachidontes solisianus* (Mollusca, Bivalvia) and *Ulva* spp. (Chlorophyta, Ulvales) Biomass, Pernambuco - Brazil**. *International Journal of Marine Science*, v. 5, n. 43, p. 1–5, 2015.

HANEKOM, N. **Invasion of an indigenous *Perna perna* mussel bed on the South coast of South Africa na alien mussel *Mytilus galloprovincialis* and its effect on the associated fauna**. *Biological Invasions*, v. 10, p. 233-244, 2008.

HENRIQUES, M. B.; CASARINI, L. M. **Avaliação do crescimento do mexilhão *Perna perna* e da espécie invasora *Isognomon bicolor* em banco natural da ilha das Palmas, baía de Santos, estado de São Paulo, Brasil**. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 35, n. 4, p. 577–586, 2009.

HOLMES, A. M. et al. **Trans-atlantic rafting of inshore Mollusca on Macro-Litter: American molluscs on British and Irish shores, new records**. *Journal of Conchology*, v. 42, n. 1, p. 1–9, 2015.

JACOBUCCI G. et al. **Levantamento de Mollusca, Crustacea e Echinodermata associados a Sargassum spp. na Ilha da Queimada Pequena, Estação Ecológica dos Tupiniquins, litoral sul do Estado de São Paulo, Brasil.** Biota Neotropica, v.6, n.2, p.1-8, 2006.

JOMPA J.; MCCOOK L.J. **Coral–algal competition: macroalgae with different properties have different effects on corals.** Marine Ecology Progress Series, v. 258, p. 87–95, 2003.

KOCHMANN, J. et al. **Shift from native mussels to alien oysters: differential effects of ecosystem engineers.** Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 364, p. 1-10, 2008.

KOHLER, K. E.; GILL, S. M. **Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology.** Computers and Geosciences, v. 32, n. 9, p. 1259–1269, 2006.

LEÃO, Z. M. A. et al. **Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis.** Brazilian Journal of Oceanography, v. 64, n. sp2, p. 97–116, 2016.

LOEBMANN, D. et al. **The invasion of five alien species in the Delta do Parnaíba Environmental Protection Area, Northeastern Brazil.** Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol, v. 58, n. 3, p. 909–923, 2010.

LOPES R. J. **Impact of macroalgal blooms and wader predation on intertidal macroinvertebrates: experimental evidence from the Mondego estuary (Portugal).** Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 249, p.165–179, 2000

LOPES, R. M. **Informe Sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas no Brasil.** Environmental Research, v. Capítulo 2, n. Ministério do Meio Ambiente (ed.), p. 19–28, 2009.

LÓPEZ, M.S. et al. **Predator-prey interactions in a bioinvasion scenario: Differential predation by native predators on two exotic rocky intertidal bivalves.** Marine Ecology Progress Series, v. 403, p. 101-112, 2010

LÓPEZ, M. S. et al. **Structure of intertidal sessile communities before and after the invasion of *Isognomon bicolor* (C.B. Adams, 1845) (Bivalvia, Isognomonidae) in southeastern Brazil.** Aquatic Invasions, v. 9, n. 4, p. 457–465, nov. 2014.

LÓPEZ, M. S.; COUTINHO, R. **Positive interaction between the native macroalgae *Sargassum* sp. and the exotic bivalve *Isognomon bicolor*?** Brazilian Journal of Oceanography, v. 58, n. SPEC. ISSUE, p. 69–72, 2010.

LOZANO S. J. **Recent declines in benthic macroinvertebrate densities in Lake Ontario.** Canadian Journal Fisheries Aquatic Sciences, v. 58, p. 518–529, 2001.

MACK R. N., S. D. et al. **Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control.** Bulletin of the Ecological Society of America, v. 86, n. November 1999, p. 249–250, 2005.

MARTINEZ, A. **Spatial distribution of the invasive bivalve *Isognomon bicolor* on rocky shores of Arvoredo Island (Santa Catarina, Brazil).** Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 92, n. 3, p. 495–503, 2012.

MASSE, P. S. M et al. **Impact of the invasive ant *Wasmannia auropunctata* (Formicidae: Myrmicinae) on local ant diversity in southern Cameroon.** *African Journal of Ecology*, p. 423–432, 2017.

MOYSES, D. N. **Influência da heterogeneidade do substrato no recrutamento de invertebrados bentônicos e sucessão ecológica do médiolitoral do costão rochoso da Ilha do Brandão, Angra dos Reis, RJ.** Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ. 2005.

OSMAN, R. W.; WHITLATCH, R. B. **The control of the development of a marine benthic community by predation on recruits.** *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 311 (1): 117-145, 2004.

PIMENTEL, D. et al. **Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States.** *BioScience*, v. 50, n. 1, p. 53–65, 2000.

PAUL E. G. et al. **Wright and Tim M. Glasby Positive versus negative effects of an invasive ecosystem engineer on different components of a marine ecosystem.** *Oikos*, v. 122, p. 816–824, 2013.

QUEIROZ, R. N. M. **Estrutura da comunidade macrobentônica intertidal em praias invadidas pelo bivalve *Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845) (Mollusca: Pteriidae) no Nordeste brasileiro.** 60p. Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual da Paraíba, PB, 2015.

RAVEN P. H. et al., **Biologia vegetal.** Editora Guanabara Koogan. 8ª edição, 2007.

RIOS, E. **Compendium of brasilian Sea Shells.** Editora Evangraf, 2009.

ROBINSON T. B. et al. **Effects of the invasive mussel *Mytilus galloprovincialis* on rocky intertidal community structure in South Africa.** Marine Ecology Progress Series, v. 340, p.163–171, 2007.

ROBINSON T. B. et al. **The invasion and subsequent die-off of *Mytilus galloprovincialis* in Langebaan Lagoon, South Africa: effects on natural communities.** Marine Biology, v. 152, p. 225–232, 2007.

ROCHA, F. M. **Recrutamento e sucessão de uma comunidade bentônica de mesolitoral dominada pela espécie invasora *Isognomon bicolor* (Bivalvia: Isognomidae) C.B. Adams, 1748 em dois costões rochosos submetidos a diferentes condições de batimento de ondas.** Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, 2002.

RODRIGUEZ, L. F. **Can invasive species facilitate native species? Evidence of how, when, and why these impacts occur.** Biological Invasions, v. 8, n. 4, p. 927–939, 2006.

SAKAI, A. et al. **The population biology of invasive species.** Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, v. 32, p. 305–332, 2001.

SCHEFFER, M. et al. **Catastrophic shifts in ecosystems.** Nature, v. 413, n. 6856, p. 591–6, 2001.

SIMBERLOFF, D. et al. **Impacts of biological invasions: What's what and the way forward.** Trends in Ecology and Evolution, v. 28, n. 1, p. 58–66, 2013.

SKINNER L.F., COUTINHO R. **Effect of microhabitat distribution and substrate roughness on barnacle *Tetraclita stalactifera* (Lamarck, 1818) settlement.** Brazilian Archives of Biology and Technology, v. 48, p. 109–113, 2005.

SOUSA R. et al. **Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers.** Biological Invasions, v. 11, p. 2367–2385, 2009.

STACHOWICZ J. J., BYRNES J. E. **Species diversity, invasion success, and ecosystem functioning: disentangling the influence of resource competition, facilitation, and extrinsic factors.** Marine Ecology Progress Series 311:251–262, 2006.

SYLVESTER F. et al. **The invasive bivalve *Limnoperna fortunei* enhances benthic invertebrate densities in South American Floodplain Rivers.** Hydrobiologia, v. 589, p. 15–27, 2007.

TEIXEIRA, R. M. et al. **Bioinvasão marinha: Os bivalves exóticos de substrato consolidado e suas interações com a comunidade receptora.** Oecologia Australis, v. 14, n. 2, p. 381–402, 2010.

THOMSEN M. S. et al. **A framework to study the context-dependent impacts of marine invasions.** Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 400, p. 322–327, 2007.

THOMSEN M. S. et al. **Schiel To include or not to include (the invader in community analyses)? That is the question.** Biological Invasions, v.18, p.1515–1521, 2016.

WERNER S.; ROTHHAUPT K. O. **Effects of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* on settling juveniles and other benthic taxa.** Journal of the North American Benthological Society, v. 26, p. 673–680, 2007.

WILLIAMS, S. L.; GROSHOLZ, E. D. **The Invasive Species Challenge in Estuarine and Coastal Environments: Marrying Management and Science.** Estuaries and Coasts, v. 31, n. 1, p. 3–20, 12 fev. 2008.

ZAMPROGNO, G. C. et al. **Temporal and spatial variation of rocky shores intertidal benthic communities in Southeast Brazil.** Iheringia, Série Zoológica Zool. vol.102 no.4 Porto Alegre Dec. 2012, v. 102, n. 4, p. 375–383, 2012.

ZAMPROGNO, G. C. et al. **Spatial variability in the population of *Isognomon bicolor* (C.B. Adams, 1845) (Mollusca, Bivalvia) on rocky shores in Espírito Santo, Brazil.** Brazilian Journal of Oceanography, v. 58, n. 1, p. 23–29, 2010.

ZAICO, A. **Vulnerability of benthic habitats to the aquatic invasive species.** Biological Invasions, 9(6): 703-714, 2007.

4 Conclusões

Os resultados obtidos durante o nosso estudo nos permitiram concluir que:

- A espécie invasora *I. bicolor* altera a estrutura da comunidade nativa bentônica em termos de composição, abundância, riqueza e diversidade das espécies nativas.
- As espécies nativas *M. solisianus*, *E. ziczac* e *Chaetomorpha* spp., *C. clavulatum*, *C. bisinuatus* e *F. clenchi* foram mais abundantes nos ambientes onde *I. bicolor* estava presente, sugerindo impactos positivos da espécie invasora nestes organismos.
- Os taxa *C. aerea*, Oscillatoriales, *T. stalactifera* e *Vermittidae incertae sedis irregulares* foram mais abundantes nos ambientes em que a espécie *I. bicolor* havia sido removida, sugerindo impactos negativos do bivalve invasor nestas espécies.

ANEXO. Alguns dos taxa bentônicos encontrados nas praias da Sereia, Maceió, AL e Saco da Pedra, Marechal Deodoro, AL. (a) *Isognomon bicolor*, (b) *Echinolittorina ziczac*, (c) *Zoanthus sociatus*, (d) *Cliona celata*, (e) *Bunodosoma cangicum*, (f) *Mytilaster solisianus*, (g) *Echinometra lucunter*, (h) *Vermitidae incertae sedis irregulares*. Fonte: Produção do próprio autor.

