



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Oceanografia

Joanny de Souza Miranda

**Interações biológicas e suas consequências relacionadas à introdução de
espécies exóticas de Ascidiacea e outros grupos em comunidades
bioincrustantes**

Rio de Janeiro

2022

Joanny de Souza Miranda

Interações biológicas e suas consequências relacionadas à introdução de espécies exóticas de Ascidiacea e outros grupos em comunidades bioincrustantes

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Caracterização, Diagnóstico e Evolução de Ambientes Marinhos.

Orientador: Prof. Dr. Luis Felipe Skinner.

Rio de Janeiro

2022

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/C

M672 Miranda, Joanny de Souza.
Interações biológicas e suas consequências relacionadas à introdução de espécies exóticas de Ascidiacea e outros grupos em comunidades bioincrustantes. / Joanny de Souza Miranda. – 2022.
40 f.: il.

Orientador: Luís Felipe Skinner.

Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Oceanografia.

1. Oceanografia biológica – Comunidade incrustante – Teses. 2. Resistência em microorganismos – Teses. 3. Bioinvasão – Teses. 4. Predação (Biologia). – Teses. 5. Ecossistema aquático I. Skinner, Luís Felipe. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. III. Faculdade de Oceanografia. Título.

CDU 551.46

Bibliotecária responsável: Fernanda Lobo CRB7 5265

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Joanny de Souza Miranda

Interações biológicas e suas consequências relacionadas à introdução de espécies exóticas de Ascidiacea e outros grupos em comunidades bioincrustantes

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Caracterização, Diagnóstico E Evolução De Ambientes Marinhos.

Aprovada em 27 de outubro de 2022.

Banca examinadora:

Prof. Dr. Luís Felipe Skinner (Orientador)

Faculdade de Formação de Professores - UERJ

Prof.^a Dr.^a. Gisele Lôbo Hajdu

Instituto de Biologia Roberto Alcantara Gomes - UERJ

Prof. Dr. Marcos Antônio Fernandez

Faculdade de Oceanografia - UERJ

Prof.^a Dr.^a. Andrea de Oliveira Ribeiro Junqueira

Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof.^a Dr.^a. Ana Cláudia dos Santos Brasil

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

Rio de Janeiro

2022

RESUMO

MIRANDA, Joanny de Souza. *Interações biológicas e suas consequências relacionadas à introdução de espécies exóticas de Ascidiacea e outros grupos em comunidades bioincrustantes*. 2022. 40 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022.

Considerada uma das principais causadoras da extinção das espécies nativas dentro de um ecossistema, as dinâmicas das bioinvasões, principalmente em regiões tropicais, são de extrema importância. Devido a sua alta capacidade de colonização, os organismos pertencentes ao subfilo Tunicata, classe Ascidiacea, figuram entre os principais grupos de organismos introduzidos nos ambientes e com potencial invasor. Estruturas formadas por gaiolas de exclusão adaptadas, contendo placas de polietileno no seu interior, foram mantidas imersas por 10 meses, nos permitindo observar e comparar de que forma a predação pelágica atuou sobre essas comunidades bentônicas estabelecidas. Com o objetivo de avaliar a velocidade da ação dos predadores pelágicos sobre a estrutura da comunidade, além analisar a susceptibilidade das espécies de Ascidiacea à predação de acordo com as suas características morfofuncionais. Um total de 24 táxons foram registrados, sendo que 16 foram identificados em espécie. Dez espécies foram indicadas como exóticas, dentre estas, a ascídia solitária *Ascidia sydneyensis* e a colonial *Didemnum perlucidum*, espécie com maior porcentagem de contribuição (22%), seguida pela ascídia solitária criptogênica *Phallusia nigra* (16%). A grande importância que o tráfego marítimo tem para a BIG, ao longo dos anos, geraram muitas oportunidades para bioinvasões marinhas, e há evidências para a ideia de que a resistência biótica mediada pela predação desempenha um papel importante no controle de espécies exóticas, onde a manutenção de uma comunidade natural e diversificada de predadores pode ser muito eficaz.

Palavras-chave: Resistência biótica. Ascídia. Predação. Comunidade incrustante. Bioinvasão.

ABSTRACT

MIRANDA, Joanny de Souza. Biological interactions and their consequences related to the introduction of exotic species of Ascidiacea and other groups in biofouling communities. 2022. 40 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia), - Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022.

Considered one of the main causes of the extinction of native species within an ecosystem, the bioinvasions dynamics, especially in tropical regions, are extremely important. Due to their high colonization capacity, organisms belonging to the subphylum Tunicate, class Ascidiacea, are among the main groups of organisms introduced into environments and with invasive potential. With the aim of evaluating the speed of action of pelagic predators on the community structure, in addition to analyzing the susceptibility of Ascidiacea species to predation according to their morphofunctional characteristics, structures formed by adapted exclusion cages, containing polyethylene plates in their interior, were kept immersed for 10 months, allowing us to observe and compare how pelagic predation acted on these established benthic communities. A total of 24 taxa were recorded, 16 of which were identified in species. Ten species were indicated as exotic, among them, the solitary ascidian *Ascidia sydneiensis* and the colonial *Didemnum perlucidum*, species with the highest percentage of contribution (22%), followed by the cryptogenic solitary ascidian *Phallusia nigra* (16%). The great importance that maritime traffic has to the IGB, over the years, has generated many opportunities for marine bioinvasions, and there is evidence for the idea that biotic resistance mediated by predation plays an important role in the control of exotic species, where the maintaining a natural and diverse community of predators can be very effective.

Keywords: Biotic resistance. Ascidian. predation. Biofouling community. Bioinvasion.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Mapa destacando a região da Ponta Leste (-23.053398, -44.244093) na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil.....	14
Figura 2 –	Gaiolas submersas a aproximadamente um metro de profundidade Disposição de todo o experimento na região da Ponta Leste	15
Figura 3 –	Desenvolvimento da comunidade na placa de polietileno com nove meses de imersão. Mesma placa, com 10 meses de imersão e após um mês sem a tela de proteção	16
Figura 4 –	Gráfico destacando os filós e/ou subfilós de acordo com a sua porcentagem de cobertura no experimento.....	19
Figura 5 –	Fotografias das placas de colonização de bioincrustação nas três idades (8, 9 e 10 meses) de monitoramento no grupo controle (G0), representados pelas placas de 1 a 4.....	22
Figura 6 –	Fotografias das placas de colonização de bioincrustação nas três idades (8, 9 e 10 meses) de monitoramento no grupo 2 (G2), representados pelas placas de 5 a 8, expostas para a ação dos predadores por dois meses.....	24
Figura 7 –	Fotografias das placas de colonização de bioincrustação nas três idades (8, 9 e 10 meses) de monitoramento no grupo 1 (G1), representados pelas placas de 9 a 12, expostas para a ação dos predadores por um mês.....	26
Figura 8 –	Escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), utilizando-se o índice de similaridade de Bray Curtis, permitindo observar os padrões de similaridade neste experimento, levando-se em conta o fator exposição das placas para a predação, a idade das placas (8, 9 e 10 meses) e o tempo de exposição (1 ou 2 meses).....	28
Figura 9 –	Análise de porcentagem de similaridade (SIMPER), mostrando quais espécies mais contribuíram para a diferenciação das comunidades.....	29

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Porcentagem de cobertura e biomassa total (peso úmido) das espécies incrustantes presentes no tratamento Grupo Controle (G0) sem exposição para a predação, nas quatro placas experimentais.....	21
Tabela 2 –	Porcentagem de cobertura e biomassa total (peso úmido) das espécies incrustantes presentes nas quatro placas experimentais do Grupo 2 (G2) com exposição para a predação por dois meses.....	23
Tabela 3 –	Porcentagem de cobertura e biomassa total (peso úmido) das espécies incrustantes presentes nas quatro placas experimentais do Grupo 1 (G1) com exposição para a predação por um mês.....	25

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	8
1	HIPÓTESES	11
2	OBJETIVOS	12
3	METODOLOGIA	13
3.1	Área de estudo	13
3.2	Desenho experimental	14
3.3	Identificação e classificação do status das espécies	16
3.4	Análise das placas	16
3.5	Tratamento e análise dos dados	17
4	RESULTADOS	18
4.1	Composição da Comunidade incrustante e status das espécies presente	18
4.2	Sucessão da comunidade e efeito da predação	19
4.3	Biomassa	27
4.4	Análise dos gráficos escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) e SIMPER	27
	DISCUSSÃO	30
	REFERÊNCIAS	35

INTRODUÇÃO

As regiões tropicais são caracterizadas como de extrema importância nos estudos de bioinvasão, uma vez que estas são as regiões que apresentam maior biodiversidade (BARLOW et al., 2018). O Brasil possui uma região costeira de aproximadamente 8.500 Km de extensão, e destaca-se por ser o país com maior costa tropical do mundo (DIAS et al., 2013). Entretanto, as regiões costeiras são também as mais populosas, sendo estas continuamente modificadas a fim de sustentar atividades residenciais, turísticas, comerciais e industriais (BULLERI; CHAPMAN, 2010).

A redução da disponibilidade de substratos rochosos como consequência do aumento da urbanização das áreas costeiras, além de acelerarem a perda da biodiversidade, também exercem influência na distribuição de várias espécies, uma vez que estas podem passar a se desenvolver em estruturas antropogênicas (AIROLDI et al., 2015; IGNACIO et al., 2010; STACHOWICZ et al., 2008).

A construção de infraestruturas marinhas, que envolvem a substituição de substratos naturais, atuam muitas vezes como porta de entrada para espécies exóticas. Em alguns casos, mesmo fora do seu habitat natural, as espécies exóticas podem apresentar vantagens sobre as espécies nativas (AIROLDI et al., 2015). Entretanto, mesmo com diversos estudos sendo realizados ao redor do mundo sobre introdução de espécies, ainda é debatido como e em que dimensão essas espécies alteram o ambiente e as interações ecológicas (KUMSCHICK et al., 2015).

De acordo com Bourne et al. (2018), as introduções, e as invasões biológicas passam por quatro estágios diferentes: transporte, introdução, estabelecimento e dispersão. Sendo assim, as larvas após serem transportadas, utilizam as estruturas artificiais para se fixarem, uma vez que estas, muitas vezes, não se diferenciam em grande escala dos substratos rochosos, ou pelo menos, não o suficiente para influenciarem no processo de assentamento (BULLERI; CHAPMAN, 2010).

As bioinvasões não apenas atuam como um dos responsáveis por mudanças no ecossistema marinho, como apresentam efeitos drásticos sobre a diversidade biológica. Podendo causar impacto na economia, alteram a estrutura do habitat e influenciam por exemplo na pesca, não apenas em escalas regionais, mas também globais, mostrando a importância de se melhor compreender a problemática das bioinvasões ao redor do mundo (ALBANO et al., 2019; BAX et al., 2001; BOURNE et al., 2018).

No entanto, além das introduções via embarcações, Stachowicz et al. (2002) sugerem que o aquecimento global é um dos fatores que confere uma vantagem numérica à introdução de Ascidiacea, especialmente em regiões temperadas, uma vez que espécies tropicais introduzidas, ou seja, exóticas na região, apresentam uma taxa de crescimento muito maior, quando comparado com as nativas, em temperaturas mais elevadas.

Segundo Bellard et al. (2016), a bioinvasão é hoje considerada uma das principais causadoras da extinção das espécies nativas dentro de um ecossistema. Além disso, o número de espécies exóticas estabelecidas tem aumentado fortemente em todo o mundo nos últimos dois séculos e sabe-se que o manejo de espécies invasoras marinhas apresenta maior probabilidade de sucesso quando as espécies são detectadas precocemente (OJAVEER et al., 2015; SEEBENS et al., 2018).

Sendo assim, compreender os processos que sustentam a biodiversidade nas estruturas antropogênicas e sua relação com as espécies exóticas é fundamental para melhorar a nossa capacidade de prever futuras invasões em áreas costeiras (BULLERI; CHAPMAN, 2010; SEEBENS et al., 2018).

De acordo com Gestoso, Ramalhosa, e Canning-Clode (2018), regiões antropicamente impactadas são excelentes para testar teorias relacionadas ao processo de bioinvasão, principalmente relacionadas às etapas de assentamento e estabelecimento. Ao longo da costa brasileira, mesmo com a existência de uma Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras detalhando etapas de ação para sua implementação (CONABIO, 2018), pouco tem sido feito para controlar a bioinvasão (CREED et al., 2017).

Os organismos pertencentes ao subfilo Tunicata, classe Ascidiacea, são invertebrados marinhos bentônicos sésseis, solitários ou formadores de colônias (LAMBERT, 2005). São organismos incrustantes que constituem uma parte importante da fauna bêntica de substratos consolidados, uma vez que a classe Ascidiacea é a mais diversificada dentre os tunicados (ROCHA; DIAS; LOTUFO, 2011; SHENKAR; SWALLA, 2011).

Devido a sua alta capacidade de incrustação, estas se fixam em estruturas móveis, como embarcações e plataformas ou outras estruturas flutuantes, chegando a lugares onde não eram registradas anteriormente. Sendo assim, a incrustação biológica gera problemas como a introdução de espécies e as ascídias estão entre os principais grupos de organismos introduzidos nos ambientes e com potencial invasor (KOTT, 2002; LAMBERT, 2002; ROCHA et al., 2009).

Tais introduções podem causar impactos negativos nas comunidades, alterando a dinâmica de colonização destas, além da exclusão de espécies nativas devido à competição

por recursos como espaço e alimento. As ascídias figuram entre os principais filtradores encontrados em estruturas antropogênicas nos portos, marinas e culturas de mariscos (KREMER; ROCHA; ROPER, 2010; LAMBERT; LAMBERT, 2003; ROCHA et al., 2009; SKINNER; BARBOZA; ROCHA, 2016).

A Baía da Ilha Grande é a região que apresenta a maior concentração de barcos recreacionais e marinas da América do Sul e uma das maiores em relação a atividades de navegação de cabotagem e transoceânica. Estas atividades, quando combinadas, podem ser uma das responsáveis pela chegada e dispersão das espécies exóticas (BARBOZA; SKINNER, 2021; SKINNER; BARBOZA; ROCHA, 2016), caracterizando esta região como ideal para se compreender os processos relacionados à bioinvasão no sudoeste do Atlântico.

1 HIPÓTESES

- a) A predação limita a colonização e o estabelecimento de espécies exóticas de Ascidiacea.
- b) A pressão da predação reduz a biomassa das espécies de Ascidiacea.

2 OBJETIVOS

- a) Avaliar a velocidade da ação dos predadores pelágicos sobre a estrutura da comunidade;
- b) Analisar a susceptibilidade das espécies de Ascidiacea à predação de acordo com as suas características morfofuncionais;
- c) Quantificar o impacto da predação sobre a estrutura da comunidade e biomassa acumulada após dez meses de imersão.

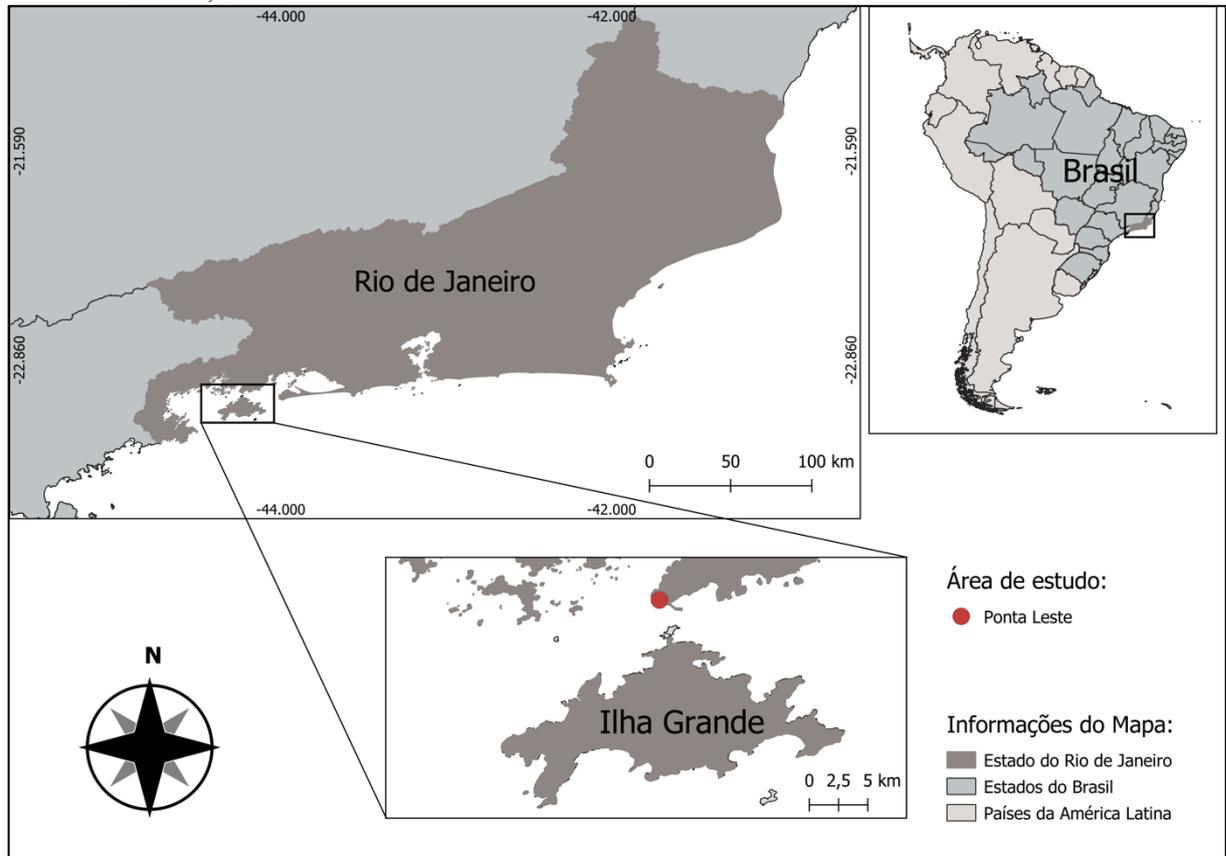
3 METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

A Baía da Ilha Grande (BIG) é uma das mais importantes do Sudoeste do Atlântico, pois é considerada um *hotspot* de biodiversidade e um dos locais de maior trânsito marítimo, além de abrigar um importante polo de maricultura, turismo, pesca e diversas comunidades tradicionais. Localiza-se no Sudeste do Brasil e apresenta uma área de aproximadamente 1.000 Km² (Figura 1), águas calmas e quentes, que apresentam uma variação entre 20°C e 28°C e é caracterizado como um ambiente oligotrófico, com exceção das regiões próximas às grandes áreas urbanas como Angra dos Reis e Paraty (IGNACIO et al., 2010; SKINNER; BARBOZA; ROCHA, 2016).

Devido a sua grande beleza natural, A BIG é uma região altamente turística, sobretudo voltada às atividades marítimas, com a presença de muitas marinas e embarcações de recreio. Porém, sua posição estratégica entre os dois maiores centros urbanos do litoral do SW do Atlântico levou a implantação de diversas estruturas antropogênicas como um estaleiro, um porto comercial, um terminal de óleo e derivados e duas usinas nucleares. Estas atividades intensificam o fluxo de embarcações, promovendo o transporte de espécies. Além disso, inúmeros cultivos são encontrados na região, servindo de abrigo para as espécies exóticas (SKINNER; BARBOZA; ROCHA, 2016).

Figura 1 - Mapa destacando a região da Ponta Leste (-23.053398, -44.244093) na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil.



Fonte: A autora, 2022.

Apesar das atividades humanas, até 2007 a Baía da Ilha Grande não era considerada um ecossistema fortemente impactado (CREED et al., 2007). Entretanto, diversas alterações na costa têm modificado fortemente esta condição, como a diminuição da qualidade da água das praias (INEA, 2020).

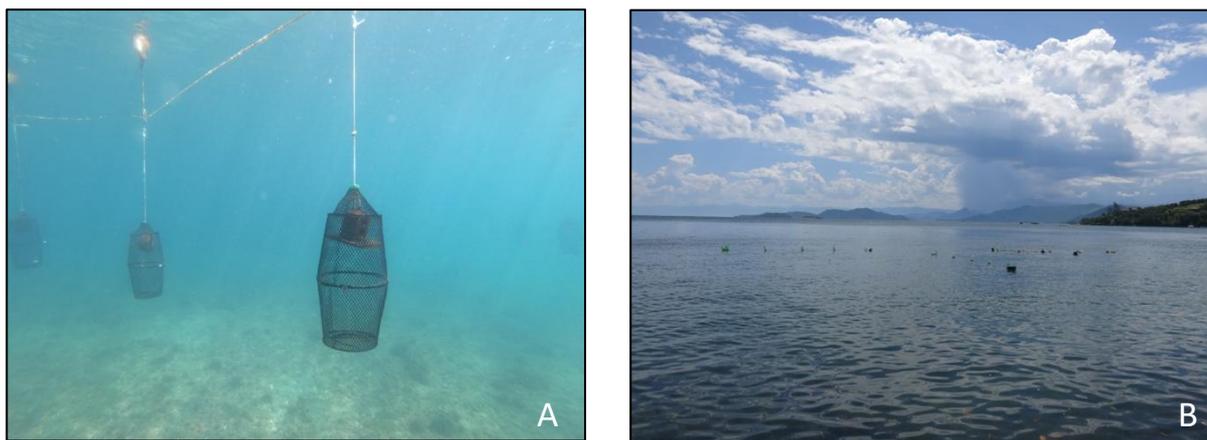
A região da Ponta Leste (-23.053398, -44.244093) foi escolhida devido à proximidade ao Terminal de Angra dos Reis (TAAR, antigo Terminal da Baía da Ilha Grande - TEBIG), ao estaleiro Brasfels (Verolme) e a área de fundeio de navios e plataformas do Bananal, caracterizando-a como local de grande probabilidade introdução de novas espécies.

3.2 Desenho experimental

As estruturas foram formadas por gaiolas de exclusão adaptadas, seguindo o modelo de Ruiz et al. (2018) e Ashton et al. (2022) contendo placas de polietileno (15 x 15 cm) no seu

interior voltada para baixo, protegidas da luz, da sedimentação e evitando a proliferação de algas. As gaiolas foram presas a garrafas pets, que atuam como boias e garantem a flutuação das estruturas em torno de um metro de profundidade e aproximadamente um e meio metros de distância entre uma e outra (Figura 2).

Figura 2 - Gaiolas submersas a aproximadamente um metro de profundidade (A); Disposição de todo o experimento na região da Ponta Leste (B).



Fonte: A autora, 2022.

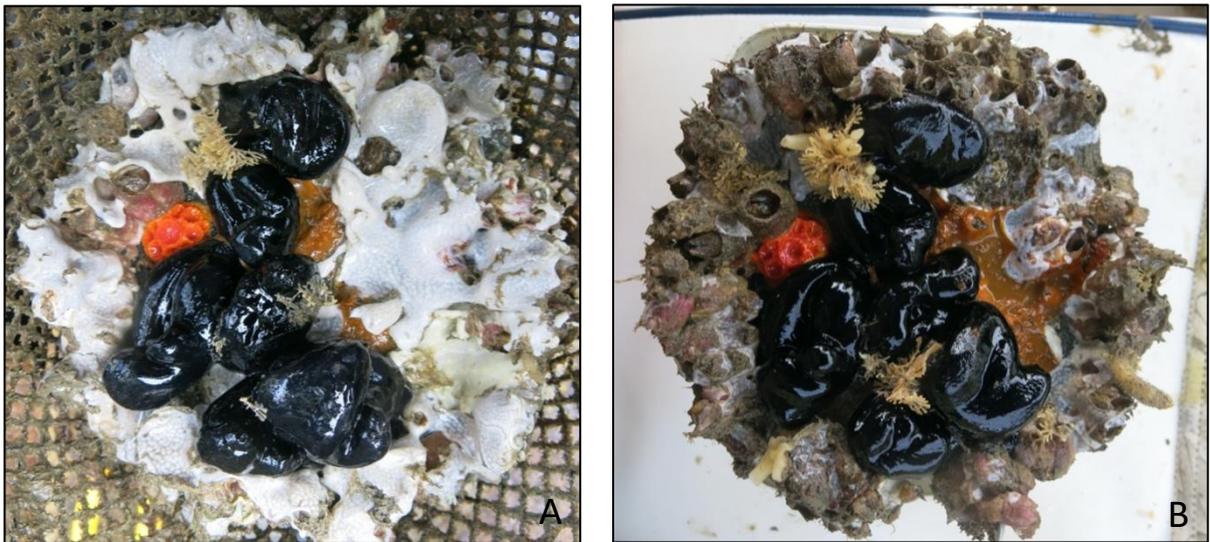
As estruturas experimentais foram imersas em novembro de 2019, iniciando o período de desenvolvimento das comunidades nas placas (sucessão), ajustadas ao período de isolamento e restrições de locomoção devido à pandemia de COVID-19. A partir de julho de 2020 até setembro de 2020 (três meses), foram realizadas avaliações mensais das comunidades por meio de fotografias, juntamente com a remoção da tela de proteção de parte das estruturas. Isso possibilitou a ação dos predadores pelágicos sobre as comunidades desenvolvidas e com idades de oito e nove meses de imersão.

O estudo apresentou um total de 12 estruturas divididas em três grupos contendo quatro gaiolas (réplicas) cada:

- a) Grupo Controle (G0): Comunidades formadas sob exclusão de predadores durante todo o experimento (10 meses);
- b) Grupo 1 (G1): Placas expostas para predação por um mês, após nove meses de desenvolvimento protegidas.
- c) Grupo 2 (G2): Corresponde as placas expostas aos predadores por dois meses, após o desenvolvimento inicial de oito meses protegidas;

As estruturas foram mantidas ao todo por dez meses, nos permitindo observar e comparar de que forma a predação pelágica atuava sobre uma comunidade bentônica estabelecida (Figura 3).

Figura 3 - Desenvolvimento da comunidade na placa de polietileno com nove meses de imersão (A). Mesma placa, com dez meses de imersão e após um mês sem a tela de proteção (B).



Fonte: A autora, 2022.

3.3 Identificação e classificação do status das espécies

A identificação das espécies foi realizada a partir da coleta dos espécimes diretamente das placas ou da parede das gaiolas, além do auxílio de microscópio estereoscópico, utilizando as publicações disponíveis na literatura.

As espécies de Ascidiacea foram majoritariamente classificadas como nativas, criptogênicas e exóticas seguindo Oricchio et al. (2019) e ocasionalmente, outros artigos sobre a distribuição de Ascidiacea no Brasil e sudoeste do Atlântico.

3.4 Análise das placas

Todas as fotografias obtidas nos últimos três meses de experimento foram analisadas utilizando o programa para processamento de imagens de amostras de quadrados fotográficos 2D photoQuad (TRYGONIS; SINI, 2012), que integra métodos para medir o número e a porcentagem de cobertura de espécies sésseis em fotoquadrados. A cobertura de cada táxon sésstil foi medida sobrepondo em cada imagem 49 pontos uniformemente distribuídos, onde cada ponto corresponde a 2.04% de ocupação. Com base em caracteres morfológicos externos, cada ponto foi atribuído manualmente ao táxon ou categoria morfofuncional correspondente.

Após os dez meses de imersão as placas foram retiradas e raspadas a fim de se quantificar a biomassa total (peso úmido) da comunidade desenvolvida e estabelecida em cada placa, e sob os dois tempos estabelecidos de predação, nos permitindo avaliar a velocidade com a qual os predadores atuam nas comunidades. Esta biomassa foi obtida em uma balança portátil com capacidade máxima de 1.420 g e 0,1 g de precisão.

3.5 Tratamento e análise dos dados

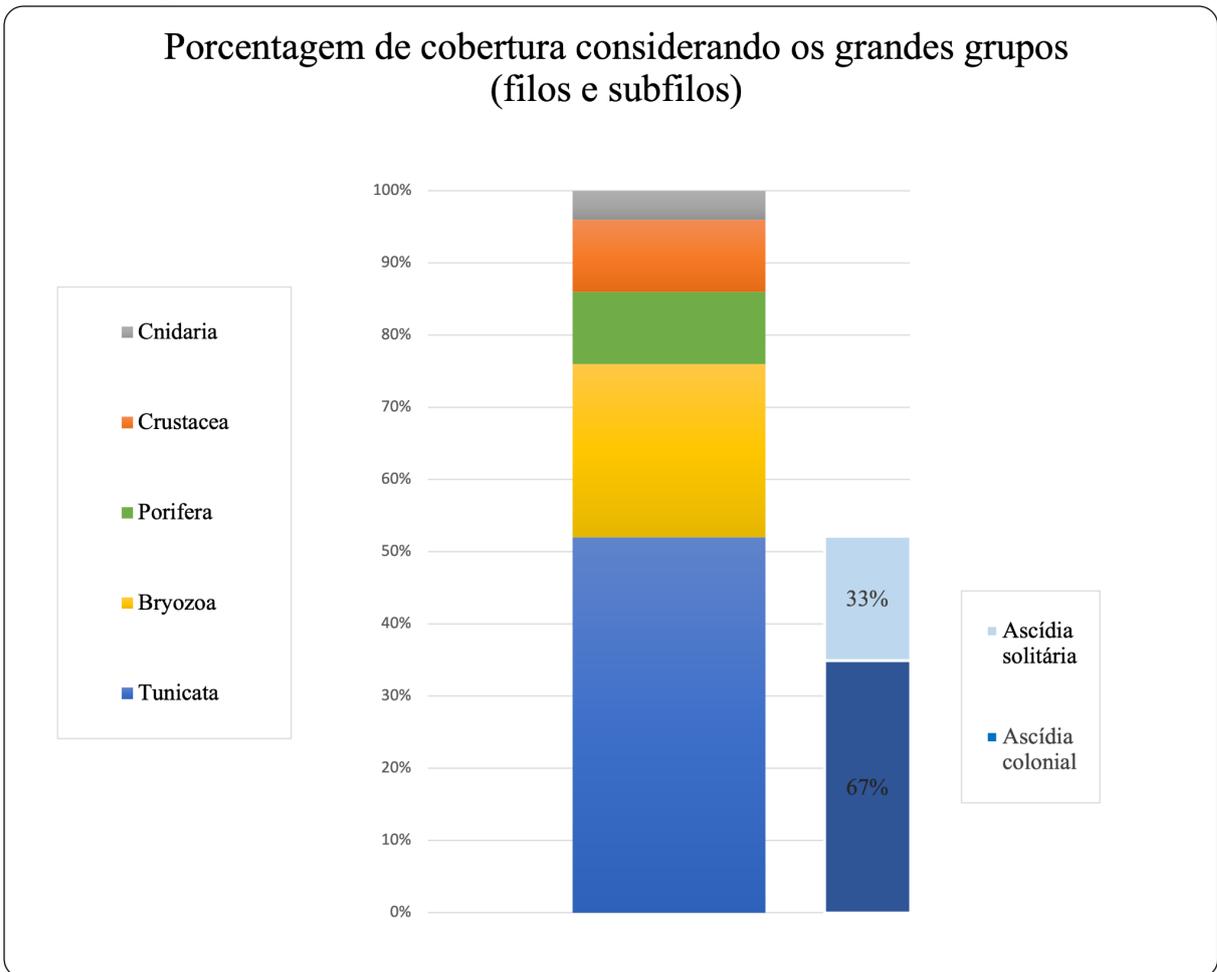
Com o objetivo de normalizar os dados e homogeneizar as variâncias, os dados de porcentagem de cobertura das espécies em cada placa foram transformados na raiz do arco-seno e em seguida, analisados utilizando estatística descritiva e métodos multivariados de ordenação não métrica (nMDS –*multidimensional scaling* – JOHNSON; WICHERN, 1999). Foi utilizado o índice de similaridade de Bray-Curtis e após os cálculos das similaridades, foram gerados gráficos nMDSs. Para essas análises foi utilizado o programa Primer 6.1 (CLARKE; GORLEY, 2006). As placas foram comparadas individualmente uma vez que, caso fossem observadas pela média, não seria possível visualizar mudanças na estrutura devido à exposição aos predadores e/ou ao desenvolvimento da comunidade.

4 RESULTADOS

4.1 Composição da Comunidade incrustante e status das espécies presentes

Um total de 24 táxons foram registrados, abrangendo um total de cinco filos e/ou subfilos (Figura 4), destes, 16 foram identificados em espécie. Apenas uma espécie encontrada pode ser indicada como Nativa (N) na região (ORICCHIO et al., 2019) a esponja *Mycale angulosa* (Duchassaing & Michelotti, 1864). Esta, no entanto, foi observada em apenas uma das placas experimentais. Considerando as (C) (CARLTON et al., 2011), foram identificados a esponja *Tedania ignis* (Duchassaing & Michelotti, 1864) e o briozoário *Savignyella lafontii* (Audouin, 1826). Dentre os tunicados, foram observadas a ascídia colonial *Symplegma brackenhielmi* (Michaelson, 1904), e as ascídias solitárias *Herdmania pallida* (Heller, 1878) e *Phallusia nigra* (Savigny, 1816), totalizando cinco espécies criptogênicas. Dez espécies foram indicadas como exóticas (E), as esponjas calcáreas *Heteropia glomerosa* (Bowerbank, 1873), *Paraleucilla magna* (Klautau, Monteiro & Borojevic, 2004) e *Sycettusa hastifera* (Row, 1909), além do cnidário *Tubastraea coccinea* (Lesson, 1830), popularmente conhecido como coral-sol. Representando os briozoários, *Bugula neritina* (Linnaeus, 1758) e *Licornia diadema* (Busk, 1852), e do filo Crustacea, as cracas *Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854) e *Amphibalanus reticulatus* (Utinomi, 1967), além do táxon *Megabalanus* spp. Dentre os tunicados foram encontradas a ascídia solitária *Ascidia sydneiensis* (Stimpson, 1855) e a colonial *Didemnum perlucidum* (Monniot F., 1983).

Figura 4 - Gráfico destacando os filos e/ou subfilos de acordo com a sua porcentagem de cobertura no experimento.



Fonte: A autora, 2022.

4.2 Sucessão da comunidade e efeito da predação

Considerando as placas que permaneceram fechadas durante os dez meses (1 a 4, grupo controle (G0), Tabela 1 e Figura 5) a sucessão da comunidade bentônica na ausência de predação é representada pela crescente cobertura de tunicados. Dentre estes, a ascídia colonial mais abundante foi a espécie exótica *D. perlucidum*, cobrindo muitas vezes mais de 50% da placa. *Phallusia nigra*, espécie criptogênica, representou a ascídia solitária com maior porcentagem de cobertura, influenciando na biomassa das placas onde havia sua presença (será apresentada mais adiante no texto). Nenhuma das espécies mais expressivas são nativas. Briozoários, o segundo grupo mais abundante, também aumenta sua cobertura ao longo do

tempo, enquanto as cracas tem sua porcentagem de cobertura reduzida relacionado ao crescimento de outras espécies sobre elas, sendo *Megabalanus* spp. excluído.

Nas placas com exposição aos predadores (G2 e G1 – Tabelas II e III e Figuras 6 e 7), o efeito do tratamento experimental é exercido pela exclusão de tunicados coloniais, principalmente *D. perlucidum*, e aumento na porcentagem de cobertura de briozoários como *L. diadema* e esponjas, sobretudo *T. ignis*. Em paralelo, aumenta a epibiose das cracas, representada pela menor porcentagem de cobertura deste grupo. A cobertura da espécie *P. nigra* se mantém estável ou aumentando e é possível observar um aumento no tamanho corporal dos indivíduos ao longo dos dois meses.

Merece destaque a esponja *M. angulosa*, única espécie nativa observada no experimento, que aumenta sua porcentagem de cobertura com a idade da placa, mesmo após a exposição dessa para a ação dos predadores. A espécie exótica invasora *T. coccinea*, foi observada em apenas uma placa e sua porcentagem de cobertura manteve-se estável ao longo dos três meses de monitoramento. Considerando-se o número de pólipos da colônia de *T. coccinea*, esta cresceu de três para sete pólipos, no período de oito para nove meses, mas foi sufocada pelo crescimento corporal de *P. nigra*.

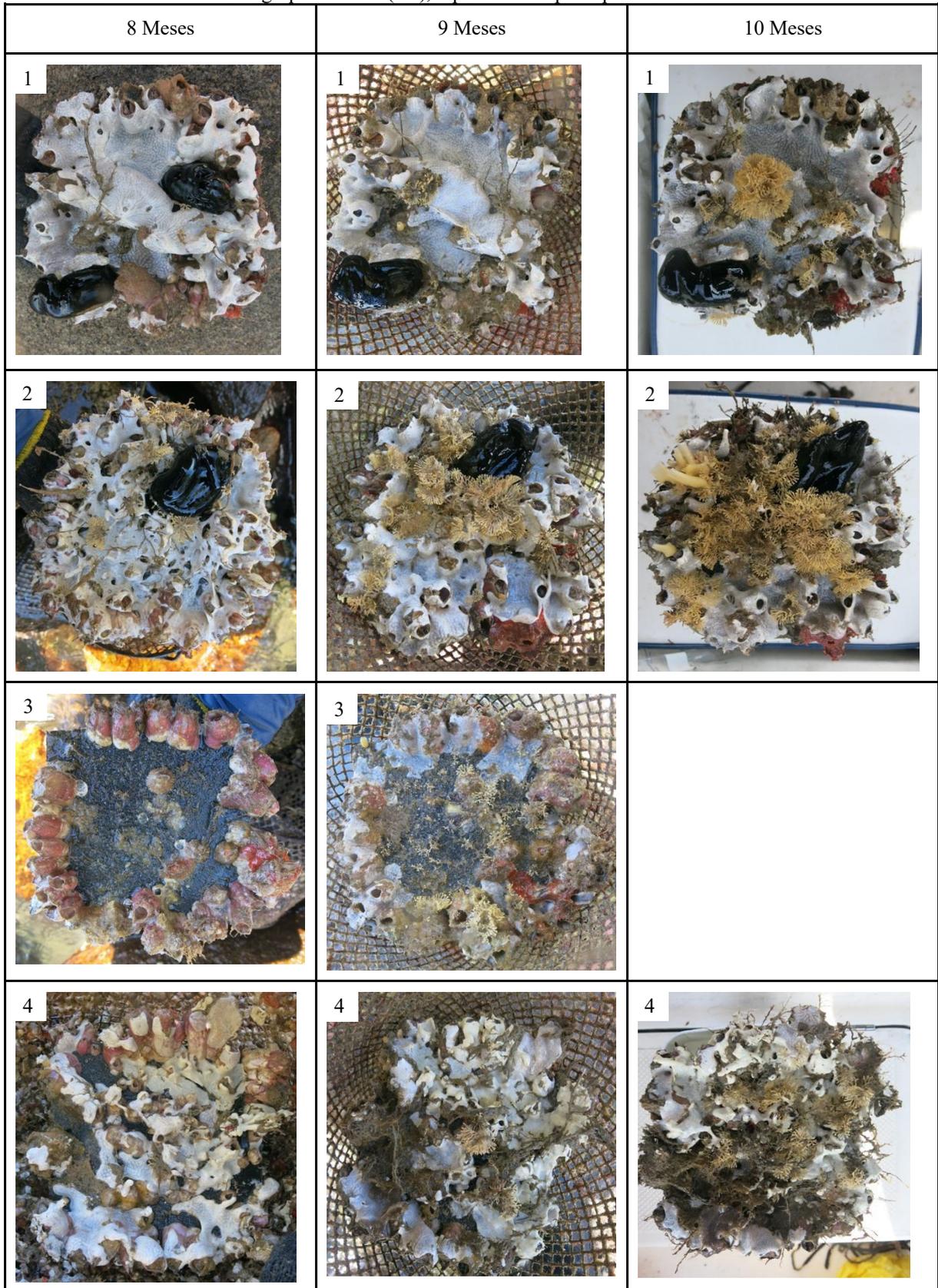
Quanto maior o tempo de exposição das placas aos predadores, maior o crescimento de Bryozoa, além de reforçar a exclusão de ascídias coloniais, permitindo assim a visualização de algumas espécies anteriormente encobertas por estas, como claramente observado na placa 10.

Tabela 1 - Porcentagem de cobertura e biomassa total (peso úmido) das espécies incrustantes presentes no tratamento Grupo Controle (G0) sem exposição para a predação, nas quatro placas experimentais.

		% de Cobertura - Grupo Controle (G0)														
		Placa 1			Placa 2			Placa 3			Placa 4					
Status	Lista de espécies	8 M	9 M	10 M	8 M	9 M	10 M	8 M	9 M	10 M	8 M	9 M	10 M			
		Porifera														
E	<i>Paraleucilla magna</i>	0	0	0	0	0	2.04	0	4.08		0	0	0			
C	<i>Tedania ignis</i>	0	0	4.08	0	0	0	0	4.08		0	0	0			
		Cnidaria														
	Hydrozoa NI	0	0	0	0	0	0	6.12	2.04		0	0	0			
	Pennaria sp.	0	0	0	0	6.12	2.04	0	0		0	0	2.04			
		Bryozoa														
E	<i>Licornia diadema</i>	0	2.04	12.24	2.04	32.65	48.98	0	12.24		2.04	10.2	22.45			
C	<i>Savignyella lafontii</i>	18.37	20.41	18.37	8.16	0	2.04	0	0		4.08	30.61	40.82			
		Crustacea														
E	<i>Amphibalanus amphitrite</i>	0	0	0	0	0	0	0	0		2.04	0	0			
E	<i>Amphibalanus reticulatu:</i>	0	0	0	0	0	0	2.04	2.04		4.08	0	0			
	Balanus NI	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	4.08			
	Cirripedia recruta	0	0	0	0	0	0	0	4.08		0	0	0			
E	Megabalanus spp.	8.16	0	0	8.16	6.12	6.12	34.69	12.24		8.16	0	0			
		Tunicata														
E	<i>Ascidia sydneiensis</i>	0	0	0	0	0	0	2.04	0		0	0	0			
E	<i>Didemnum perlucidum</i>	55.1	65.31	57.14	69.39	38.78	30.61	6.12	32.65		63.27	53.06	20.41			
C	<i>Herdmania pallida</i>	2.04	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0			
C	<i>Phallusia nigra</i>	16.33	8.16	8.16	12.24	10.2	8.16	0	0		0	0	0			
	Diplossoma morfotipo 2	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	10.2			
	Biofilme	0	0	0	0	0	0	42.86	20.41		14.29	6.12	0			
	Não identificado	0	4.08	0	0	0	0	6.12	6.12		2.04	0	0			
		Biomassa total			320g			352g			192g			252g		

Fonte: A autora, 2022.

Figura 5 - Fotografias das placas de colonização de bioincrustação nas três idades (8, 9 e 10 meses) de monitoramento no grupo controle (G0), representados pelas placas de 1 a 4.



*Presença de Peixe-porco dentro da gaiola 3 (8 Meses)

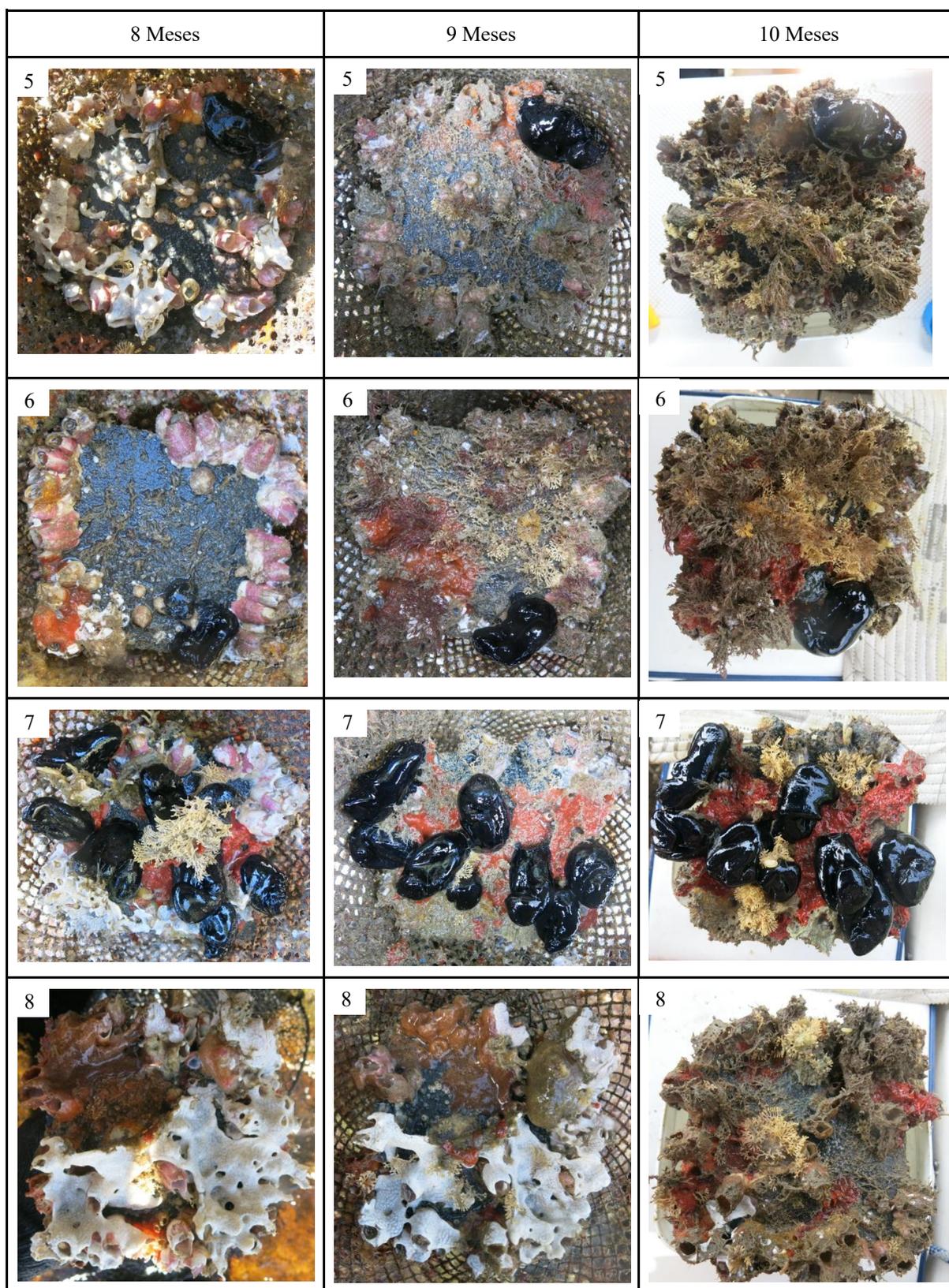
Fonte: A autora, 2022.

Tabela 2 - Porcentagem de cobertura e biomassa total (peso úmido) das espécies incrustantes presentes nas quatro placas experimentais do Grupo 2 (G2) com exposição para a predação por dois meses.

		% de Cobertura - Grupo 2 (G2)											
		Placa 5			Placa 6			Placa 7			Placa 8		
Status	Lista de espécies	8 M	9 M	10 M	8 M	9 M	10 M	8 M	9 M	10 M	8 M	9 M	10 M
Porifera													
E	<i>Heteropia glomerosa</i>	0	0	0	0	0	0	4.08	0	0	0	0	0
E	<i>Paraleucilla magna</i>	0	0	2.04	0	2.04	2.04	0	0	2.04	0	0	2.04
C	<i>Tedania ignis</i>	0	0	2.04	4.08	8.16	6.12	10.2	26.53	28.57	0	0	10.2
Cnidaria													
	Hydrozoa NI	0	14.29	0	12.24	12.24	0	2.04	0	0	0	0	2.04
Bryozoa													
E	<i>Bugula neritina</i>	0	10.2	16.33	0	22.45	0	0	0	0	0	0	0
E	<i>Licornia diadema</i>	0	6.12	26.53	0	8.16	24.49	10.2	2.04	14.29	0	10.2	16.33
C	<i>Savignyella lafontii</i>	0	26.53	28.57	0	28.57	55.1	0	12.24	6.12	0	0	36.73
Crustacea													
E	<i>Amphibalanus reticulatus</i>	4.08	0	0	8.16	0	0	0	0	0	0	2.04	4.08
	Balanus NI	2.04	0	0	0	0	0	0	0	0	2.04	0	0
	Cirripedia recruta	2.04	0	0	0	0	0	0	0	0	2.04	0	0
E	Megabalanus spp.	20.41	12.24	0	30.61	6.12	0	10.2	0	0	10.2	2.04	4.08
Tunicata													
E	<i>Didemnum perlucidum</i>	30.61	2.04	2.04	0	4.08	2.04	14.29	6.12	4.08	53.06	42.86	8.16
C	<i>Herdmania pallida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.04	0	0
C	<i>Phallusia nigra</i>	8.16	10.2	10.2	6.12	4.08	8.16	34.69	46.94	44.9	0	0	0
C	<i>Symplegma brackenhielm</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.04
	Diplossoma morfotipo 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14.29	0
	Diplossoma morfotipo 2	4.08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ascidia colonial NI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30.61	20.41	0
	Biofilme	24.49	14.29	12.24	38.78	4.08	0	8.16	6.12	0	0	8.16	14.29
	Não identificado	0	4.08	0	0	0	2.04	6.12	0	0	0	0	2.04
Biomassa total		197g			217g			302g			187g		

Fonte: A autora, 2022.

Figura 6 - Fotografias das placas de colonização de bioincrustação nas três idades (8, 9 e 10 meses) de monitoramento no grupo 2 (G2), representados pelas placas de 5 a 8, expostas para a ação dos predadores por dois meses.



*Presença de Peixe-porco dentro da gaiola 6 (8 Meses)

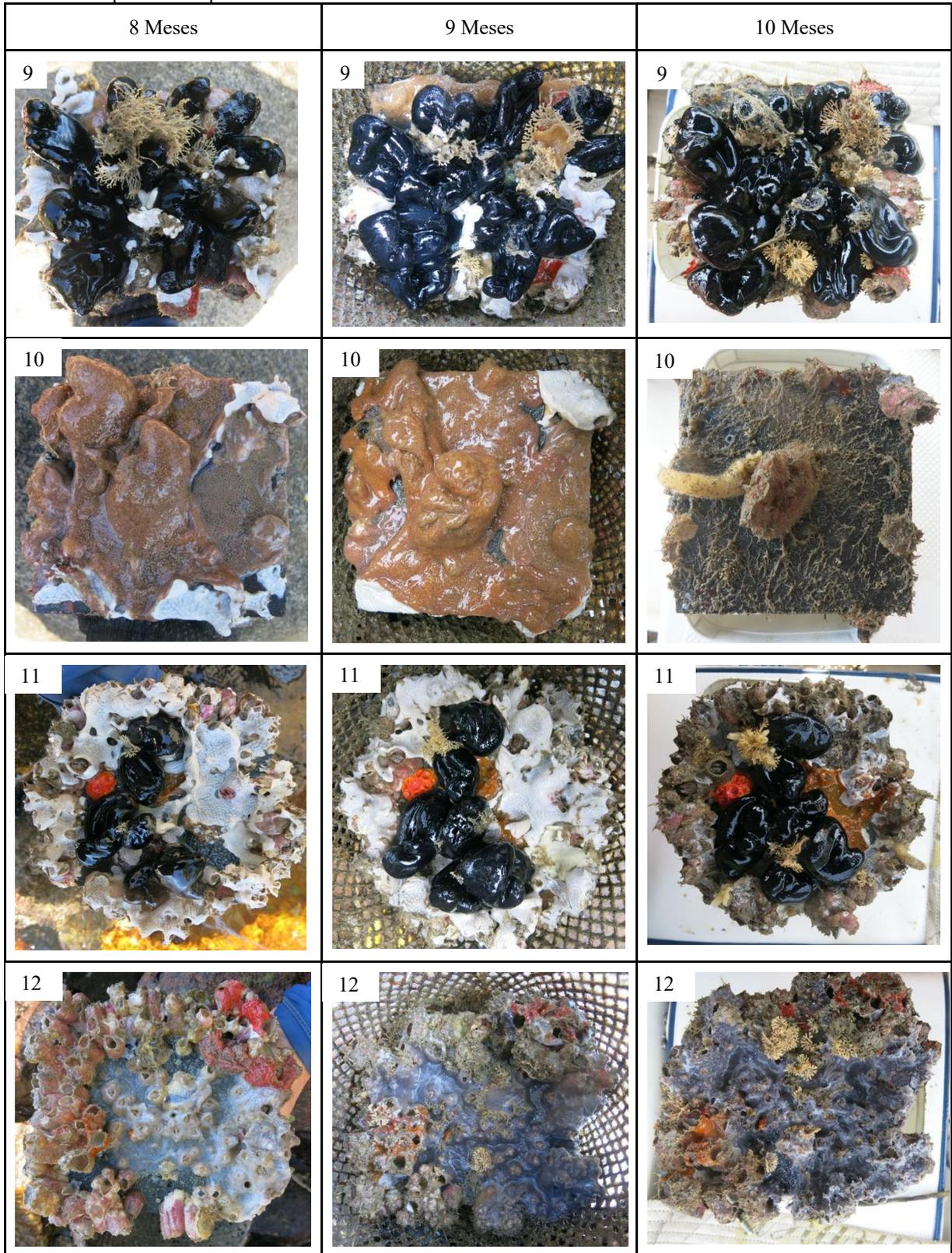
Fonte: A autora, 2022.

Tabela 3 - Porcentagem de cobertura e biomassa total (peso úmido) das espécies incrustantes presentes nas quatro placas experimentais do Grupo 1 (G1) com exposição para a predação por um mês.

		% de Cobertura - Grupo 1 (G1)											
		Placa 9			Placa 10			Placa 11			Placa 12		
Status	Lista de espécies	8 M	9 M	10 M	8 M	9 M	10 M	8 M	9 M	10 M	8 M	9 M	10 M
Porifera													
N	<i>Mycale angulosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	44.9	63.27	65.31
E	<i>Sycettusa hastifera</i>	0	0	0	0	0	6.12	0	0	0	0	0	0
C	<i>Tedania ignis</i>	0	2.04	0	0	0	0	0	0	0	8.16	0	6.12
Cnidaria													
	Hydrozoa NI	8.16	0	0	0	0	38.78	0	0	2.04	2.04	6.12	2.04
E	<i>Tubastraea coccinea</i>	0	0	0	0	0	0	2.04	2.04	2.04	0	0	0
Bryozoa													
E	<i>Licornia diadema</i>	20.41	12.24	14.29	0	0	0	2.04	4.08	4.08	0	2.04	12.24
C	<i>Savignyella lafontii</i>	0	4.08	16.33	0	0	0	0	0	2.04	0	20.41	4.08
Crustacea													
E	<i>Amphibalanus reticulatu:</i>	0	0	0	0	0	2.04	6.12	0	0	4.08	0	0
	Balanus NI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.04
	Cirripedia recruta	0	0	0	0	0	2.04	0	0	0	0	0	0
E	<i>Megabalanus spp.</i>	2.04	0	2.04	0	0	2.04	0	6.12	18.37	30.61	6.12	0
Tunicata													
E	<i>Didemnum perlucidum</i>	12.24	10.2	2.04	12.24	10.2	0	55.1	42.86	20.41	2.04	2.04	6.12
C	<i>Herdmania pallida</i>	0	0	0	0	0	8.16	0	0	0	0	0	0
C	<i>Phallusia nigra</i>	55.1	61.22	65.31	0	0	0	28.57	38.78	42.86	0	0	0
	Ascidia colonial NI	2.04	10.2	0	87.76	89.8	0	0	0	0	0	0	0
	Biofilme	0	0	0	0	0	32.65	4.08	2.04	0	4.08	0	0
	Não identificado	0	0	0	0	0	8.16	2.04	4.08	6.12	4.08	0	2.04
Biomassa total		337g			47g			372g			322g		

Fonte: A autora, 2022.

Figura 7 - Fotografias das placas de colonização de bioincrustação nas três idades (8, 9 e 10 meses) de monitoramento no grupo 1 (G1), representados pelas placas de 9 a 12, expostas para a ação dos predadores por um mês.



Fonte: A autora, 2022.

4.3 Biomassa

A biomassa média foi maior no grupo controle (279 g), seguido pelos grupos G1 (269,5 g) e G2 (225,75 g), de acordo com o tempo de exposição aos predadores. No entanto, essas diferenças não foram significativas (ANOVA, $F = 0,32$; $P = 0,73$; 11 G.L.).

4.4 Análise dos gráficos escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) e SIMPER

O escalonamento multidimensional utilizando-se o índice de similaridade de Bray Curtis permite observar os padrões de similaridade neste experimento, levando-se em conta, além do fator exposição das placas para a predação, a idade das placas (8, 9 e 10 meses), e o tempo de exposição (1 ou 2 meses). Quanto mais próximos os pontos, mais similares eles são (ordenação de táxons). Sendo assim, foi possível avaliar como estas variáveis influenciam na formação das comunidades, considerando também a riqueza, abundância e recrutamento das espécies (Figura 8).

É possível observarmos a formação de cinco agrupamentos. Inicialmente, temos um grande conjunto de placas representado majoritariamente pelas placas que não foram expostas à ação dos predadores durante todo o experimento (G0 - triângulos verdes e azuis, quadrados azuis), com algumas exceções destacadas.

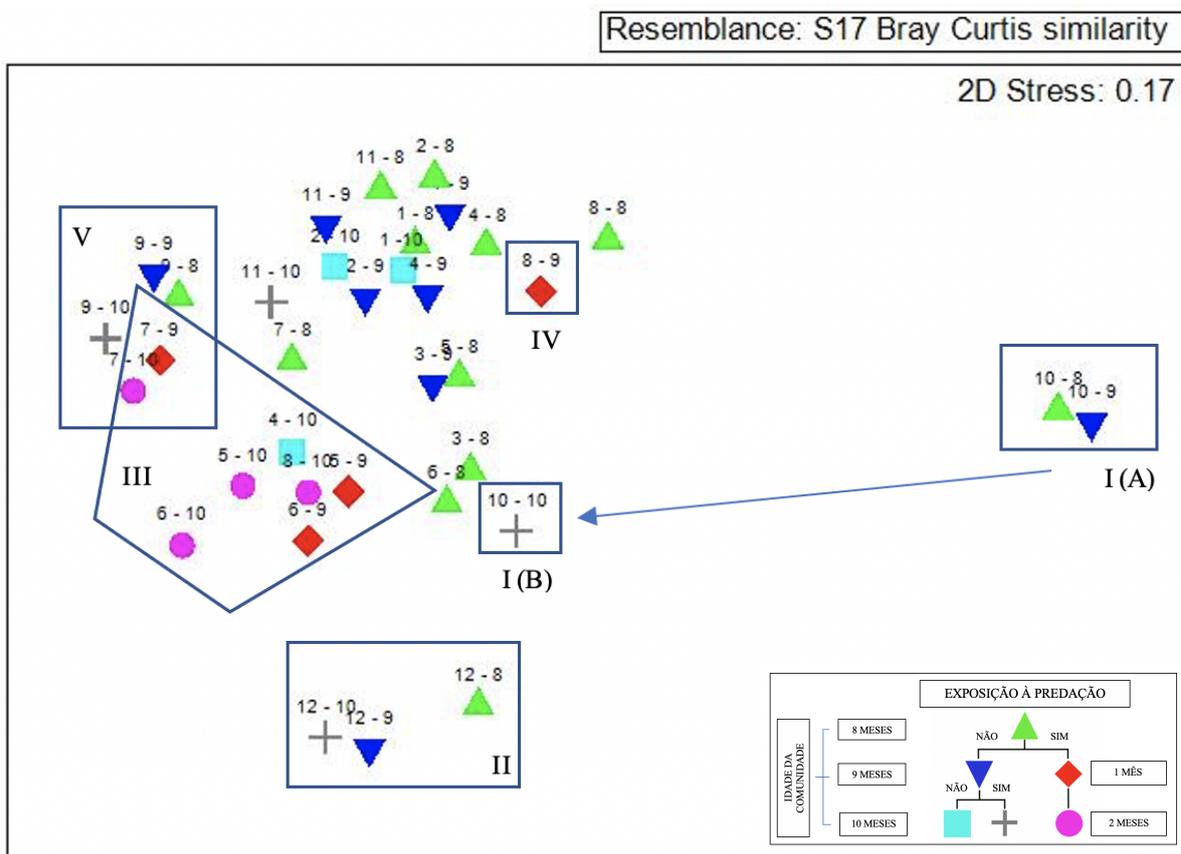
Dois grupos se destacam devido a alterações no padrão de colonização (grupo I e II). O grupo I, bem separado dos demais devido a presença de uma ascídia colonial não identificada (NI) ocupando aproximadamente 88% da placa (IA) e que sofre drástica mudança após exposição da placa para a predação (IB). E o grupo II, representado pela placa 12, que possui a esponja *Mycale angulosa* recobrendo aproximadamente 45% da placa, o que caracteriza a sua separação dos demais, porém, com pouca mudança sob efeito de predadores.

O grupo III é representado em sua maioria pelas placas que ficaram expostas durante dois meses (G2), permitindo assim essa alta similaridade em função do efeito dos predadores sobre essa comunidade. No “grupo” IV, formado exclusivamente pela placa oito, que mesmo com atuação dos predadores por um mês, algumas espécies normalmente predadas se mantiveram, mantendo essa placa destacada das demais e mais próxima das placas representadas pelo controle G0.

O grupo V, diferentemente dos demais, se destaca pela alta similaridade em relação à composição, sendo a cobertura da espécie *Phallusia nigra* o fator mais representativo desse agrupamento, muito bem representado pelas placas 7 e 9.

Considerando um contraste/comparação entre as placas expostas por um mês (pontos vermelhos e cruzes cinza) estas não se agrupam, ao contrário do esperado, uma vez que estas apresentam diferença de apenas um mês em relação ao momento de exposição. Assim, a ação dos predadores e/ou a própria dinâmica de recrutamento não foram suficientes para deixá-las similares.

Figura 8 - Escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), utilizando-se o índice de similaridade de Bray Curtis, permitindo observar os padrões de similaridade neste experimento, levando-se em conta o fator exposição das placas para a predação, a idade das placas (8, 9 e 10 meses) e o tempo de exposição (1 ou 2 meses).



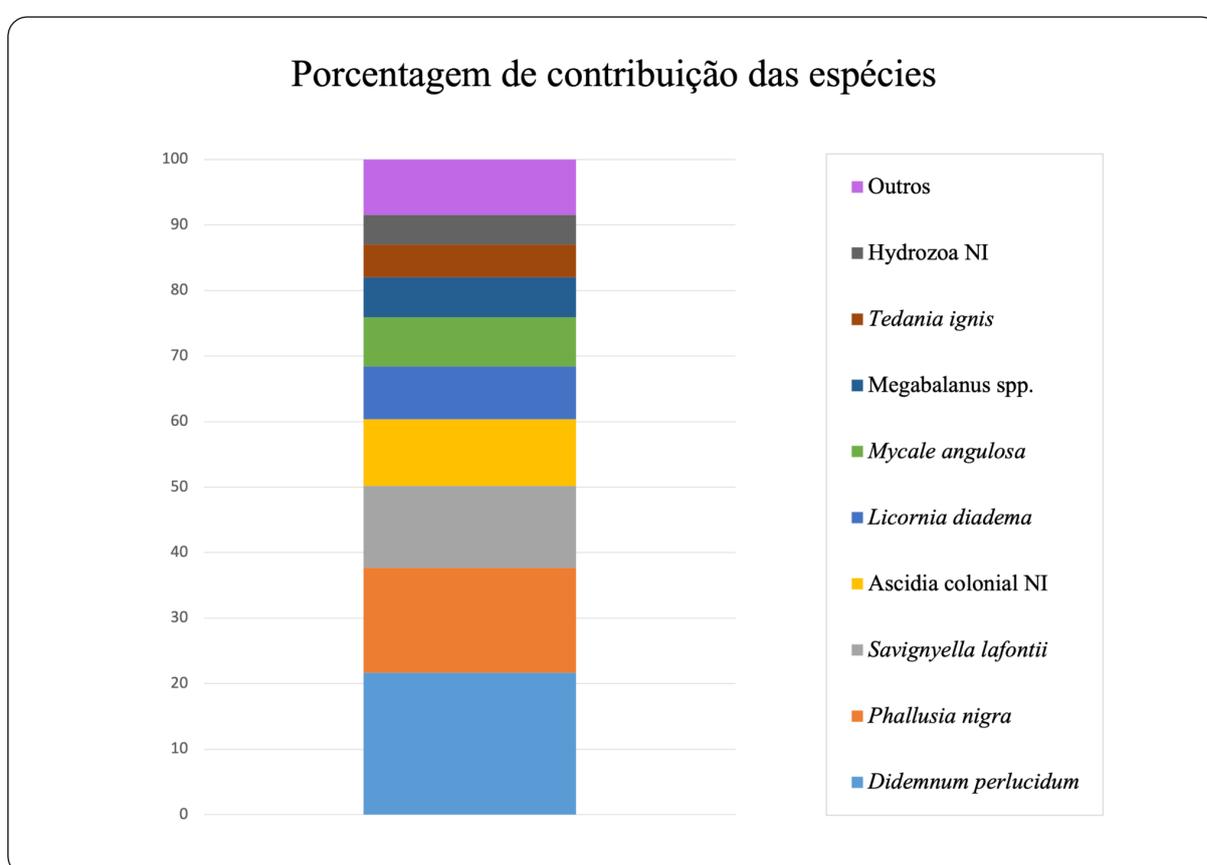
Fonte: A autora, 2022.

As diferentes contribuições de cada espécie na diferenciação das comunidades, evidenciadas pelo SIMPER, apontam que a espécie com maior contribuição foi *D. perlucidum*

(22%), seguida por *P. nigra* (16%) e *S. lafonti* (12%), que juntas representaram 50% da identidade da comunidade (Figura 9).

Outros três táxons contribuíram de forma mais expressiva na comunidade: uma ascídia colonial NI (10%), e as espécies *Licornia diadema* (8%) e *Mycale angulosa* (8%), evidenciando a alta representatividade do Subfilo Tunicata e filo Bryozoa para a diferenciação das comunidades.

Figura 9 - Análise de porcentagem de similaridade (SIMPER), mostrando quais espécies mais contribuíram para a diferenciação das comunidades.



Fonte: A autora, 2022.

DISCUSSÃO

Nesse trabalho, o uso de substratos rígidos artificiais foi eficiente para detectar espécies exóticas no ambiente. Adicionalmente, a exclusão de predadores, além de permitir a detecção de espécies consideradas mais palatáveis (KREMER; DA ROCHA, 2016; LAMBERT, 2019; ORICCHIO et al., 2016; VIEIRA; DIAS; FLORES, 2016), possibilitou, após a abertura das telas, verificarmos o efeito dos predadores pelágicos sobre algumas espécies e seus efeitos sobre a comunidade.

Devido a este desenho experimental, os predadores bentônicos foram excluídos, sendo então examinada a predação principalmente por peixes nas estruturas flutuantes. Apenas uma espécie de peixe foi observada interagindo com as placas durante este estudo, o *Stephanolepis hispidus*, popularmente conhecido como peixe-porco. Este é um viés da maioria dos estudos com exclusão de predadores em comunidades incrustantes de substratos artificiais, uma vez que os predadores bentônicos são usualmente negligenciados. Há de se destacar também que a presença de mergulhadores ao redor das estruturas afetava a permanência de outras espécies de peixes ou sua aproximação às estruturas, sendo isso um fato também bastante registrado na literatura (BENEVIDES et al., 2019; CHAVES; FEITOSA, 2018).

A presença de muitas espécies criptogênicas ilustra o dilema do pouco conhecimento da biodiversidade em regiões tropicais, reforçando a necessidade de mais estudos taxonômicos e monitoramento regular de áreas de alto risco e biodiversidade, como a região da BIG. Estas são medidas indispensáveis para garantir que ações apropriadas possam ser tomadas rapidamente quando as introduções forem descobertas.

Desde 1970, após a construção da rodovia entre Santos e Rio de Janeiro, o desenvolvimento costeiro da Baía da Ilha Grande aumentou, incrementando o número de marinas e os investimentos no setor petrolífero (SKINNER; BARBOZA; ROCHA, 2016), e vem colocando a região da BIG num cenário de elevado crescimento econômico e industrial. A grande importância que o tráfego marítimo tem para a BIG ao longo dos anos geraram muitas oportunidades para bioinvasões marinhas, sendo o caso dos corais azooxantelados *Tubastraea coccinea* e *T. tagusensis* o mais representativo (OIGMAN-PSZCZOL et al., 2017; De PAULA; CREED, 2005), mas outras espécies invasoras estão plenamente estabelecidas (CREED et al., 2020; IGNACIO et al., 2010; INEA, 2013).

O tráfego marítimo tem sido apontado como um importante vetor de introdução biológica, como registrado, por exemplo, na Ilha da Madeira, em Portugal (CASTRO et al.,

2020), cujos vetores principais são a água de lastro e a bioincrustação. O transporte marítimo desempenha um papel importante na dispersão de espécies em todo o mundo, sendo um dos principais vetores de introdução em águas marinhas e salobras (AFONSO et al., 2020; CASTRO et al., 2020). Entretanto, o transporte secundário promovido pelos barcos de recreio e a posterior dispersão das espécies é conhecido por ser um componente muito importante da dinâmica de invasão em múltiplas escalas, dentro e entre ecossistemas adjacentes (AFONSO et al., 2020; BAILEY et al., 2020; KAUANO; ROPER; ROCHA, 2017; KENNEDY et al., 2020; LINS et al., 2018).

Nos oceanos ao redor do mundo, substratos artificiais são importantes para o recrutamento de muitos organismos bentônicos, incluindo espécies exóticas. A maior disponibilidade de substratos artificiais muitas vezes está associada a áreas com intenso tráfego de embarcações, e águas calmas como baías e marinas (KREMER; DA ROCHA, 2016). A disponibilidade de substratos artificiais são pontos de entrada para potenciais colonizadores (AFONSO et al., 2020; FOSTER et al., 2016; KENNEDY et al., 2020), além de forte candidato como força motriz nos padrões de distribuição de ascídias, uma vez que a maioria das espécies está restrita a substratos consolidados (LINS et al., 2018; MORENO; FARIA; ROCHA, 2014).

Essas estruturas feitas pelo homem podem proporcionar ambientes favoráveis para o estabelecimento e rápida disseminação de espécies marinhas introduzidas nas regiões litorâneas (BUMBEER; ROCHA, 2012). Considerando o crescimento contínuo da população humana e o desenvolvimento associado de costas ao redor do mundo e águas *offshore*, as infraestruturas marinhas fornecem cada vez mais habitats artificiais e influenciam a proporção de abundância de espécies nativas e exóticas em escalas regionais (AIROLDI et al., 2015; BISHOP et al., 2017; BUMBEER; ROCHA, 2016).

Há uma necessidade de explorar os efeitos da predação para a ecologia e funcionamento dos ecossistemas costeiros, uma vez que a introdução de espécies pela transposição das barreiras biogeográficas como consequência de muitas atividades antrópicas, é um componente chave da perda de biodiversidade global e ameaça aos ecossistemas marinhos, na saúde pública e nos meios de subsistência (BAILEY et al., 2020; BUMBEER; ROCHA, 2012; KENNEDY et al., 2020).

Dentre os grupos de espécies mais comumente introduzidas em todo o mundo, as ascídias destacam-se e compreendem um grupo altamente diversificado de espécies solitárias ou coloniais (DIAS et al., 2021). São consideradas também, modelos para estudos de introdução e bioinvasão em função de suas larvas lecitotróficas de vida curta, de seu arsenal

químico para proteção contra predação e/ou epibiose (LÓPEZ; COUTINHO, 2008; LOTUFO, 2002) e seu sucesso em colonizar uma variedade de infraestruturas marinhas artificiais (AIROLDI et al., 2015; LINS et al., 2018).

Espécies invasoras como *Ciona intestinalis* têm sido reportadas como causadoras de grandes prejuízos em cultivos marinhos (DUMONT; GAYMER; THIEL, 2011; ROCHA; KREMER, 2005; UTERMANN et al., 2020). Mais recentemente, *Didemnum vexillum* também se tornou uma espécie merecedora de muita atenção e preocupação pelos prejuízos gerados (LINS et al., 2018). No Brasil, apenas *Styela plicata* tem seu status de invasora estabelecida, mas sem avaliação de seus impactos econômicos (BARROS; ROCHA; PIE, 2009; ROCHA; KREMER, 2005).

Amplamente registrada em locais tropicais e temperados, a ascídia colonial *Didemnum perlucidum* (Monniot, 1983) está normalmente associada a estruturas antropogênicas e substratos artificiais. Comumente registrada como uma espécie exótica ou criptogênica, sabe-se que o aumento da temperatura influencia positivamente no seu recrutamento e crescimento (DIAS et al., 2021), destacando-se a importância da temperatura do mar no sucesso dessa e também de outras espécies exóticas de ascídiaceas (BARBOZA; SKINNER, 2021; CASTRO et al., 2021).

Airolid et al (2015) demonstraram que a maioria das espécies nativas de ascídias estavam praticamente ausentes de quaisquer habitats artificiais construídos ao longo das extensas costas arenosas do Mar Adriático, ao Norte na Itália, assim como observado neste trabalho, onde nenhuma espécie nativa de Ascidiacea foi identificada.

Dados do Laboratório de Ecologia e Dinâmica Bêntica Marinha da UERJ (LabBentos UERJ) demonstram, desde 2009, um aumento de temperatura média na BIG (BARBOZA; SKINNER, 2021; SKINNER 2018) que juntamente com alterações e destruição de habitats naturais mediadas por ações antrópicas, promovem um favorecimento de espécies exóticas, onde a combinação desses e outros fatores, podem fazer com que essas espécies se tornem invasoras.

Outro grupo comumente reportado como invasor, os Crustacea - Cirripedia (cracas) são bem-sucedidos tanto em substratos naturais quanto artificiais (CARLTON; NEWMAN; PITOMBO, 2011; MENDEZ; SCHWINDT; BORTOLUS, 2015). Esses exemplos destes dois grupos sugerem que os substratos artificiais podem favorecer desproporcionalmente espécies exóticas, aumentando as fontes locais de propágulos exóticos e a pressão destes para colonizar todos os tipos de substratos (BUMBEER; ROCHA, 2012; LINS et al., 2018). Entretanto, as cracas são consideradas competidoras fracas e facilmente encobertas por organismos

coloniais, como as ascídias (BOLTON; CLARK; JOHNSTON, 2019; KREMER; DA ROCHA, 2016), assim como observado neste estudo.

Considerando a predação por invertebrados bentônicos sobre quatro espécies de ascídias exóticas na costa do pacífico no Canadá, Epelbaum et al., (2009) demonstraram que as ascídias sofrem relativamente pouco sob efeito desses predadores, quando comparadas com outros invertebrados marinhos bentônicos.

A predação pode, potencialmente, controlar a propagação de populações localizadas de ascídias. Epelbaum et al. (2009) testaram em ambientes de fazendas marinhas, o uso de organismos como ouriços-do-mar para atuarem no controle biológico de invasores, a fim de reduzir significativamente a incrustação de ascídias. Entretanto, é improvável que a predação por si só impeça o estabelecimento e disseminação em larga escala de ascídias exóticas, uma vez que quando dada uma escolha, todos os predadores testados (incluindo várias espécies de moluscos, equinodermos e artrópodes), escolheram seus respectivos alimentos preferidos sobre as ascídias. (EPELBAUM et al., 2009).

Entretanto, em um estudo detalhado do efeito da predação por peixes nos diferentes grupos de invertebrados, Kremer e Rocha (2016) mostraram que as ascídias foram as mais fortemente influenciadas e que no litoral brasileiro, a predação principalmente por peixes nativos, exerce um importante papel na estruturação das comunidades marinhas incrustantes. Mais recentemente, Ashton et al. (2022) mostraram, em uma larga escala latitudinal, que a pressão de predação é um importante fator estruturador de comunidades, sendo mais efetiva nos trópicos e mais tênue nas maiores latitudes. Assim, fornecem evidências para a ideia de que a resistência biótica mediada pela predação desempenha um papel importante no controle de espécies introduzidas, onde a manutenção de uma comunidade natural e diversificada de predadores pode ser mais eficaz do que técnicas caras de remoção.

Como evidenciado em nossos resultados, a predação altera de forma rápida a comunidade, e embora as ascídias exóticas pareçam especialmente vulneráveis à predação (KREMER; DA ROCHA, 2016), muitas espécies possuem impedimentos mecânicos, como túnicas resistentes ou espículas, ou ainda, produzem metabólitos secundários defensivos ou concentrações de ácidos e metais pesados como estratégias defensivas adicionais. Além disso, o efeito da predação sobre esses indivíduos pode variar de acordo com o tamanho da presa ou até mesmo estágios da vida (EPELBAUM et al., 2009; GAUFF et al., 2022; KREMER; DA ROCHA, 2016). A predação pode atuar reduzindo tanto a riqueza de espécies quanto a abundância de organismos. Indivíduos de corpo mole, como as ascídias coloniais, são comumente predadas e assim, liberam espaço para outros grupos. No entanto, os efeitos

indiretos da predação não necessariamente resultam no aumento da riqueza de espécies, onde assim como observado em Vieira et al. (2016), esses espaços podem ser monopolizados por briozoários, que se mostram resistentes à ação dos predadores.

Em um experimento realizado na área portuária de Puerto Madryn (Atlântico Sudoeste, Argentina), os resultados mostraram que predadores bentônicos exerceram maior pressão de predação do que predadores nectônicos, como peixes, na cobertura, composição e diversidade das comunidades incrustantes, e que os predadores bentônicos em latitudes temperadas têm um papel essencial na diminuição da dominância de ascídias invasoras e na cobertura de comunidades incrustantes (GIACHETTI et al., 2020).

Logo, assim como Kremer e Rocha (2016) e Gauff et al. (2022), defendemos a ideia e fica claro nesse trabalho que a resistência biótica pode depender mais da identidade e características morfofuncionais das espécies envolvidas de presas e predadores em potencial, do que do status atribuído à espécie estudada, podendo haver um favorecimento de espécies com esqueleto calcário ou estrutura corporal rígida (túnicas) na ação desses predadores.

Entretanto, embora os predadores bentônicos não possam impedir o estabelecimento de ascídias invasoras, esses predadores ainda podem exercer resistência biótica reduzindo a abundância e/ou dominância de algumas espécies (GIACHETTI et al., 2020). Porém, em áreas mais quentes do Atlântico Ocidental, os peixes são predadores ativos de comunidades incrustantes de estruturas artificiais. Assim, como consequência da sobrepesca, a diminuição do número de peixes pode resultar em uma maior probabilidade de bioinvasão. O controle da sobrepesca pode ser o melhor método para controlar também as espécies invasoras introduzidas (FREESTONE; RUIZ; TORCHIN, 2013; KREMER; DA ROCHA, 2016).

Ao longo de uma sucessão, há o aumento da biodiversidade e da complexidade da comunidade do ecossistema, uma tendência ao aumento do tamanho dos indivíduos e conseqüentemente, aumento de biomassa. Neste trabalho, os resultados levam a reforçar as múltiplas histórias de desenvolvimento que estas comunidades possuem (SUTHERLAND et al., 1974), onde a ação dos predadores, pode induzir uma mudança dessa comunidade para outra configuração. As comunidades, de modo geral, têm algum nível de resistência à mudança, e assim, elas permanecerão em seu “estado estável” até que a perturbação seja grande o suficiente para forçar o sistema a outro estado, ficando claro nesse experimento o papel da predação moldando as comunidades incrustantes.

REFERÊNCIAS

- AFONSO, I. et al. Assessment of the colonization and dispersal success of non-indigenous species introduced in recreational marinas along the estuarine gradient. **Ecological Indicators**, v. 113, p. 1–10, 2020.
- AIROLDI, L. et al. Corridors for aliens but not for natives: Effects of marine urban sprawl at a regional scale. **Diversity and Distributions**, v. 21, n. 7, p. 755–768, 2015.
- ALBANO, P. G. et al. Management priorities for marine invasive species. **Science of the Total Environment journal**, n. July, p. 8, 2019.
- ASHTON, G. V. et al. Predator control of marine communities increases with temperature across 115 degrees of latitude. **Science** 376, 1215–1219, 2022.
- BAILEY, S. A. et al. Trends in the detection of aquatic non-indigenous species across global marine, estuarine and freshwater ecosystems: A 50-year perspective. **Diversity and Distributions**, v. 26, n. 12, p. 1780–1797, 2020.
- BARBOZA, D. F.; SKINNER, L. F. Ocean and Coastal The spread of the introduced ascidians *Ciona robusta* Hoshino the southwestern Atlantic. **Ocean and Coastal Research**, v. 69, p. 1–13, 2021.
- BARLOW, J. et al. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. **Nature**, v. 559, n. 7715, p. 517–526, 2018.
- BARROS, R.; ROCHA, R.; PIE, M. Human-mediated global dispersion of *Styela plicata* (Tunicata, Ascidiacea). **Aquatic Invasions**, v. 4, n. 1, p. 45–57, 2009.
- BAX, N. et al. The Control of Biological Invasions in the World ' s Oceans. **Conservation Biology**, v. 15, n. 5, p. 1234–1246, 2001.
- Bellard C, Cassey P, Blackburn TM. Alien species as a driver of recent extinctions. **Biol. Lett.** 12: 20150623, 2016.
- BENEVIDES, L. J. et al. Fear-induced behavioural modifications in damselfishes can be diver-triggered. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 514–515, n. December 2018, p. 34–40, 2019.
- BISHOP, M. J. et al. Effects of ocean sprawl on ecological connectivity: impacts and solutions. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 492, p. 7–30, 2017.
- BOLTON, D. K.; CLARK, G. F.; JOHNSTON, E. L. Novel in situ predator exclusion method reveals the relative effects of macro and mesopredators on sessile invertebrates in the field. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 513, p. 13–20, 2019.
- BOURNE, S. D. et al. Marine Invasion Genomics: Revealing Ecological and Evolutionary Consequences of Biological Invasions. **Springer Nature**, p. 1–37, 2018.

BULLERI, F.; CHAPMAN, M. G. The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, n. 1, p. 26–35, 2010.

BUMBEER, J.; ROCHA, R. Detection of introduced sessile species on the near shore continental shelf in southern Brazil. **Zoologia**, v. 29, n. 2, p. 126–134, 2012.

BUMBEER, J.; ROCHA, R. Invading the natural marine substrates: A case study with invertebrates in South Brazil. **Zoologia**, v. 33, n. 3, 2016.

CARLTON, J. T.; NEWMAN, W. A.; PITOMBO, F. B. Barnacle invasions: introduced, cryptogenic, and range expanding Cirripedia of North and South America. In *In the wrong place-alien marine crustaceans: Distribution, biology and impacts*, Springer, p. 159-213, 2011.

CASTRO, N. et al. Exploring marine invasions connectivity in a NE Atlantic Island through the lens of historical maritime traffic patterns. **Regional Studies in Marine Science**, v. 37, p. 101-333, 2020.

CASTRO, N. et al. Winners and losers: prevalence of non-indigenous species under simulated marine heatwaves and high propagule pressure. **Marine Ecology Progress Series**, v. 668, p. 21–38, 2021.

CHAVES, L.; FEITOSA, J. Impactos diretos e indiretos das atividades humanas sobre ambientes recifais e a ictiofauna associada. *Ecologia de peixes recifais em Pernambuco*, p 84-140, 2018.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. PRIMER v6: User Manual PRIMER-E. **Plymouth, UK**, p. 1–91, 2006.

CONABIO. Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade. Resolução nº 7, de 29 de maio de 2018. p. 1, 2018.

CREED, J. C. et al. **RAP Ilha Grande - Um levantamento da biodiversidade : histórico e conhecimento da biota**. *Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande*. MMA/SBF, Brasília, p. 43-63, 2007.

CREED, J. C. et al. The Sun-Coral Project: the first social-environmental initiative to manage the biological invasion of *Tubastraea* spp. in Brazil. **Management of Biological Invasions**, v. 8, n. 2, p. 181–195, 2017.

CREED, J. C. et al. Invasive alien species and their effects on marine animal forests. In *Perspectives on the Marine Animal Forests of the World*. Springer, p. 419-467, 2020.

De PAULA, A. F.; CREED, J. C. Spatial distribution and abundance of nonindigenous coral genus *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) around Ilha Grande, Brazil. **Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia**, v. 65, n. 4, p. 661–673, 2005.

DIAS, G. M. et al. Fifty years of ascidian biodiversity research in São Sebastião, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 93, n. 1, p. 273–282, 2013.

DIAS, P. J. et al. Multiple introductions and regional spread shape the distribution of the cryptic ascidian *Didemnum perlucidum* in Australia : an important baseline for management under climate change. **Aquatic Invasions**, v. 16, n. January, 2021.

DUMONT, C. P.; GAYMER, C. F.; THIEL, M. Predation contributes to invasion resistance of benthic communities against the non-indigenous tunicate *Ciona intestinalis*. **Biological Invasions**, v. 13, n. 9, p. 2023–2034, 2011.

EPELBAUM, A. et al. Susceptibility of non-indigenous ascidian species in British Columbia (Canada) to invertebrate predation. **Marine Biology**, v. 156, n. 6, p. 1311–1320, 2009.

FOSTER, V. et al. Identifying the physical features of marina infrastructure associated with the presence of non-native species in the UK. **Marine Biology**, v. 163, n. 8, p. 1–14, 2016.

FREESTONE, A. L.; RUIZ, G. M.; TORCHIN, M. E. Stronger biotic resistance in tropics relative to temperate zone : effects of predation on marine invasion dynamics Published by : Ecological Society of America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/23436157> REFERENCES Linked references are available o. **Ecology**, v. 94, n. 6, p. 1370–1377, 2013.

GAUFF, R. P. M. et al. Alien vs. predator: influence of environmental variability and predation on the survival of ascidian recruits of a native and alien species. **Biological Invasions**, v. 24, n. 5, p. 1327–1344, 2022.

GESTOSO, I.; RAMALHOSA, P.; CANNING-CLODE, J. Biotic effects during the settlement process of non-indigenous species in marine benthic communities. **Aquatic Invasions**, v. 13, n. 2, p. 247–259, 2018.

GIACHETTI, C. B. et al. Invasive ascidians: How predators reduce their dominance in artificial structures in cold temperate areas. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 533, p. 1–10, 2020.

IGNACIO, B. L. et al. Bioinvasion in a Brazilian Bay : Filling Gaps in the Knowledge of Southwestern Atlantic Biota. **PLoS ONE**, v. 5, n. 9, p. 1–9, 2010.

INEA. Plano de Manejo / Resumo Executivo. **Instituto Estadual do Ambiente**, n. Fase 2, p. 98, 2013.

INEA, 2020. Qualidade das Águas por Região Hidrográfica (RHs). Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/ar-agua-e-solo/qualidade-das-aguas-por-regiao-hidrografica-rhs/>. Acesso em: 24 de abril de 2021.

JOHNSON, R. A. & WICHERN, D. W. Applied Multivariate statistical analysis. **Prentice Hall**. 4ª ed. p. 816, 1999.

KAUANO, R. V.; ROPER, J. J.; ROCHA, R. M. Small boats as vectors of marine invasion: experimental test of velocity and desiccation as limits. **Marine Biology**, v. 164, n. 1, p. 1–10, 2017.

KENNEDY, C. et al. Report on the 2018 Rapid Assessment Survey of Introduced, Cryptogenic, and Native Marine Species at New England Marinas: Massachusetts to Maine.

Commonwealth of Massachusetts, Executive Office of Energy and Environmental Affairs, Office of Coastal Zone Management, Boston, MA. p. 30, 2020.

KOTT, P. **Ascidiacea (Thnicata) from Darwin, Northern Territory, Australia****The Beagle : Records of the Museums and Art Galleries of the Northern Territory Darwin :** Northern Territory Museum of Arts and Sciences, 2002.

KREMER, L. P.; DA ROCHA, R. M. The biotic resistance role of fish predation in fouling communities. **Biological Invasions**, v. 18, n. 11, p. 3223–3237, 2016.

KREMER, L. P.; ROCHA, R. M.; ROPER, J. J. An experimental test of colonization ability in the potentially invasive *Didemnum perlucidum* (Tunicata, Ascidiacea). **Biological Invasions**, v. 12, n. 6, p. 1581–1590, 2010.

KUMSCHICK, S. et al. Ecological impacts of alien species: Quantification, scope, caveats, and recommendations. **BioScience**, v. 65, n. 1, p. 55–63, 2015.

LAMBERT, C. C.; LAMBERT, G. Persistence and differential distribution of nonindigenous ascidians in harbors of the Southern California Bight. **Marine Ecology Progress Series**, v. 259, n. 1917, p. 145–161, 2003.

LAMBERT, G. Nonindigenous ascidians in tropical waters. **Pacific Science**, v. 56, n. 3, p. 291–298, 2002.

LAMBERT, G. Ecology and natural history of the protochordates. **Canadian Journal of Zoology**, v. 83, n. 1, p. 34–50, 2005.

LAMBERT, G. Floating docks, pilings, boat hulls and other non-natural benthic surfaces (called artificial substrates) are well documented as sites of first arrival and establishment of many introduced marine species, transported by. **Aquatic Invasions**, v. 14, n. 1, p. 132–149, 2019.

LINS, D. M. et al. Predicting global ascidian invasions. **Diversity and Distributions**, p. 1–13, 2018.

LÓPEZ, M. S.; COUTINHO, R. Acoplamento plâncton-bentos : o papel do suprimento larval na estrutura das comunidades bentônicas de costões rochosos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 4, p. 575–601, 2008.

LOTUFO, T. M. DA C. *Ascidiacea (Chordata: Tunicata) do litoral tropical brasileiro* (Tese apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, para obtenção do título de Doutor em Ciências, na área de Zoologia.). Universidade de São Paulo, 2002.

MENDEZ, M. M.; SCHWINDT, E.; BORTOLUS, A. Differential benthic community response to increased habitat complexity mediated by an invasive barnacle. **Aquatic Ecology**, v. 49, n. 4, p. 441–452, 2015.

MORENO, T. R.; FARIA, S. B. DE; ROCHA, R. M. Biogeography of Atlantic and Mediterranean ascidians. **Marine Biology**, v. 161, n. 9, p. 2023–2033, 2014.

OIGMAN-PSZCZOL, S. et al. O controle da invasão do coral-sol no Brasil não é uma causa perdida. **Ciência e Cultura**, v. 69, n. 1, p. 56–59, 2017.

OJAVEER, H. et al. Classification of non-indigenous species based on their impacts: considerations for application in marine management. **PLOS Biology**, v. 13, n. 4, p. 1–13, 2015.

ORICCHIO, F. T. et al. Distinct community dynamics at two artificial habitats in a recreational marina. **Marine Environmental Research**, v. 122, p. 85–92, 2016.

ORICCHIO, F. T.; MARQUES, A.C.; HAJDU, E. et al. Exotic species dominate marinas between the two most populated regions in the southwestern Atlantic Ocean. **Mar Pollut Bull**, 146:884-892, 2019.

ROCHA, R. M. et al. Bivalve cultures provide habitat for exotic tunicates in Southern Brazil. **Aquatic Invasions**, v. 4, n. 1, p. 195–205, 2009.

ROCHA, R. M.; DIAS, G. M.; LOTUFO, T. M. Checklist das ascídias (Tunicata, Ascidiacea) do Estado de São Paulo, Brasil. Introdução Lista das Espécies de Ascidiacea do Estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 749–759, 2011.

ROCHA, R. M.; KREMER, L. P. Introduced ascidians in Paranagua Bay, southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 1170–1184, 2005.

RUIZ, G. M. et al. PANAMEX: Pan American Experimental Initiative Caging Experiment Protocol, 2018.

SEEBENS, H. et al. Global rise in emerging alien species results from increased accessibility of new source pools. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 2018.

SHENKAR, N.; SWALLA, B. J. Global diversity of Ascidiacea. **PLoS ONE**, v. 6, n. 6, 2011.

SKINNER, L. F.; BARBOZA, D. F.; ROCHA, R. M. Rapid Assessment Survey of introduced ascidians in a region with many marinas in the southwest Atlantic Ocean, Brazil. **Management of Biological Invasions**, v. 7, n. 1, p. 13–20, 2016.

SKINNER, L. F. Sea surface Temperature measured since 2012 for Ponta Leste, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brazil, 2018.

STACHOWICZ, J. J. et al. Linking climate change and biological invasions: Ocean warming facilitates nonindigenous species invasions. **Pnas**, v. 99, n. 24, p. 1549-15500, 2002.

STACHOWICZ, J. J. et al. Diversity enhances cover and stability of seaweed assemblages: The role of heterogeneity and time. **Ecology**, v. 89, n. 11, p. 3008–3019, 2008.

SUTHERLAND, J. P. et al. Multiple Stable Points in Natural Communities. **The American Naturalist**, v. 108, n. 964, p. 859–873, 1974.

TRYGONIS, V.; SINI, M. PhotoQuad: A dedicated seabed image processing software, and a comparative error analysis of four photoquadrat methods. **Journal of Experimental Marine**

Biology and Ecology, v. 424–425, p. 99–108, 2012.

UTERMANN, C. et al. Comparative microbiome and metabolome analyses of the marine tunicate *Ciona intestinalis* from native and invaded habitats. **Microorganisms**, v. 8, n. 12, p. 1–21, 2020.

VIEIRA, E. A.; DIAS, G. M.; FLORES, A. A. V. Effects of predation depend on successional stage and recruitment rate in shallow benthic assemblages of the Southwestern Atlantic. **Marine Biology**, v. 163, n. 4, p. 1–12, 2016.