



**MARINHA DO BRASIL
INSTITUTO DE ESTUDOS DO MAR ALMIRANTE PAULO MOREIRA
UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
PROGRAMA ASSOCIADO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA
MARINHA**

LAIS PEREIRA D' OLIVEIRA NAVAL XAVIER

**ECO-ENGENHARIA EM ÁREA PORTUÁRIA E SUAS IMPLICAÇÕES NA
BIOINCRUSTAÇÃO E NA PREVENÇÃO DOS PROCESSOS DE BIOINVASÃO.**

**ARRAIAL DO CABO
2018**



**MARINHA DO BRASIL
INSTITUTO DE ESTUDOS DO MAR ALMIRANTE PAULO MOREIRA
UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
PROGRAMA ASSOCIADO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA
MARINHA**

LAIS PEREIRA D' OLIVEIRA NAVAL XAVIER

**ECO-ENGENHARIA EM ÁREA PORTUÁRIA E SUAS IMPLICAÇÕES NA
BIOINCRUSTAÇÃO E NA PREVENÇÃO DOS PROCESSOS DE BIOINVASÃO.**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira e à Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Biotecnologia Marinha.

Orientador: Dr. Ricardo Coutinho
Coorientadora: Dra. Luciana V.R. de Messano

**ARRAIAL DO CABO
2018**

LAIS PEREIRA D' OLIVEIRA NAVAL XAVIER

**ECO-ENGENHARIA EM ÁREA PORTUÁRIA E SUAS IMPLICAÇÕES NA
BIOINCRUSTAÇÃO E NA PREVENÇÃO DOS PROCESSOS DE BIOINVASÃO.**

Dissertação apresentada ao Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira e à Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biotecnologia Marinha.

COMISSÃO JULGADORA:

Dr. Ricardo Coutinho

Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira
Professor orientador - Presidente da Banca Examinadora

Dr. Bernardo Antonio Perez da Gama

Universidade Federal Fluminense

Dr. José Eduardo Arruda Gonçalves

Universidade Estácio de Sá

Dr. Alexandre Dias Kassuga

CAPES - Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira

Suplente

Arraial do Cabo, 27 de Fevereiro de 2018.

Dedico essa dissertação à minha amada mãe Clemilda (*in memoriam*), ao meu pai Luiz e ao meu marido e companheiro Fabio. Obrigada pelo amor, carinho e compreensão!

AGRADECIMENTOS

À Deus pela vida!

Aos meus pais, Clemilda Simas (*in memoriam*) e Luiz Naval, por todo amor, carinho, dedicação e apoio. Em especial à minha querida e amada mãe, que hoje enche o céu de alegria. Amo vocês!

Ao meu marido e companheiro Fabio Contrera Xavier, pelo amor, paciência, amizade, dedicação e muito suporte. Te amo!

À minha família em especial meu primo Vinicius e minha tia Cleusa por toda ajuda durante as Disciplinas no Rio, aos meus irmãos Wagner, Luciana e Débora pelo incentivo e apoio e aos meus sobrinhos que alegram meus dias. Amo vocês!

Ao meu orientador Dr. Ricardo Coutinho pela oportunidade, apoio, carinho, confiança e ensinamentos. Muito obrigada pela dedicação e por nunca medir esforços para oferecer as melhores condições para o grupo.

À minha coorientadora Dra. Luciana Messano pela incansável ajuda, atenção, carinho e amizade. Agradeço imensamente pela dedicação "*full time*".

Aos amigos da Divisão de Biotecnologia Marinha, sem exceção, pelo suporte na instalação do experimento e realização desse trabalho, em especial Héctor Fabian, Rafael Menezes e Lucas Paes pela constante ajuda durante os campos e ao Maurício pelo suporte no LAREMAR.

Às secretárias mais lindas que conheço, Glauce e Thamirys. Sempre atenciosas e dedicadas. Em especial, Glauce que topou buscar nada mais do que meia tonelada de estrutura de concreto no Rio de Janeiro. Obrigada Glau!

Aos doutores Paula Spotorno e Frederico Tâmega pelas sugestões durante a escrita da dissertação.

Aos amigos Luciana Altvater, Alexandre Kassuga, Sabrina Martinez, José Eduardo, Thiago, Márcio e Ellen pelo companheirismo a cada dia. Em especial Lu e Kassuga pelas sugestões durante a escrita da dissertação e ajuda com as análises dos dados.

Ao Professor Dr. Jean Valentin pelas sugestões durante as análises estatísticas.

À Dra. Maria Helena pelo apoio e também identificação do Biofilme.

Aos taxonomistas Dra. Luciana Granthom, Dra. Paula Spotorno, Dra. Luciana Altvater, Dr. Júlio César Monteiro, MSc. Nilce Gomes e MSc. Géssica Lima pelo suporte durante a identificação da comunidade macroincrustante.

Aos alunos do Programa de Biotecnologia Marinha por todos os momentos durante as Disciplinas. Em especial à minha linda amiga Juliana Ferrari.

Aos professores do Programa de Biotecnologia Marinha pela formação acadêmica. Em especial Dra. Daniela Sudatti pela amizade, apoio e incentivo.

Aos integrantes da Divisão de Química do IEAPM, Marcos, Dagles, Nina, Lucas e Laudemir pelas análises de nutrientes e clorofila.

Ao Dr. Rogério Candella por ter fornecido os dados de maré.

Ao Programa de Biotecnologia Marinha do IEAPM/UFF por todo suporte durante a realização dessa pesquisa.

Ao Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira pela estrutura concedida e auxílio junto ao Depósito Naval, para a liberação das estruturas na Alfândega.

Ao *World Harbour Project* pelo fornecimento das estruturas experimentais e todo suporte.

Ao Porto do Forno por autorizar a instalação das estruturas no quebra-mar.

À Faperj pela bolsa concedida.

À todos, OBRIGADA!

RESUMO

Grandes áreas costeiras foram modificadas pela construção de estruturas artificiais como píeres, quebra-mares e paredões. Essas estruturas causam impactos nos ecossistemas marinhos e a aplicação de técnicas de Eco-engenharia, em áreas como portos e marinas, pode minimizar a degradação causada por essas construções. Nesse contexto, em 2015, o Instituto de Ciências do Mar de Sydney (SIMS) iniciou o Projeto Mundial de Portos (WHP) com o objetivo de criar um programa global que vise a restauração de ecossistemas portuários ao redor do mundo. No Brasil, o projeto foi realizado em Arraial do Cabo, RJ - Brasil. O presente estudo tem como objetivo avaliar experimentalmente o efeito da complexidade do habitat na diversidade da comunidade incrustante e também na prevenção das bioinvasões marinhas, uma vez que é esperado que o aumento da diversidade nativa minimize o estabelecimento de espécies exóticas. Para a realização do experimento, placas experimentais, produzidas a partir de moldes confeccionados em impressoras 3D pelo Laboratório de Desenhos Recifais (Melbourne, Austrália), foram distribuídas ao longo de duas áreas no entremarés do quebra-mar no Porto do Forno. Sete tratamentos foram incluídos no desenho experimental com cinco réplicas cada (4 experimentais e 3 controles). Os tratamentos experimentais combinaram a complexidade do habitat em dois níveis topográficos (complexo com 2,5 cm de altura e complexo com 5 cm de altura) com o transplante ou não de bivalves nas estruturas. Para estimar a porcentagem de cobertura da comunidade incrustante e calcular o índice de diversidade, as estruturas foram fotografadas, na maré baixa, ao longo de 13 meses (setembro/2016 a setembro/17). A porcentagem de cobertura da comunidade foi avaliada através de análises multivariadas (cluster, MDS). Por fim, para comparar o índice de diversidade de Shannon-Wiener por tratamento ao longo do tempo foi aplicado o teste ANOVA para medidas repetidas e o teste *a posteriori* de Tukey. Durante as primeiras 48 horas de exposição, os bivalves presentes nas estruturas experimentais foram predados. Assim, a complexidade acentuada pelos transplantes de bivalves não pôde mais ser um parâmetro a ser testado e, por isso esses tratamentos foram excluídos das análises de cobertura da comunidade incrustante. Nos demais tratamentos, foram registrados colonizando as estruturas, nos dois *sites*, os grupos: biofilme, algas filamentosas, algas calcáreas incrustantes, poliquetos serpulídeos, cracas, bivalves e ascídias. Com base na porcentagem de cobertura da comunidade incrustante, as análises cluster e MDS evidenciaram a formação de dois grupos. O grupo 1 compreendeu amostras dos controles e o grupo 2 compreendeu as amostras dos tratamentos com complexidade. Quanto ao índice de diversidade, os maiores valores foram observados nas estruturas complexas, quando comparadas aos controles. Nossos resultados indicam que a utilização de técnicas de Eco-engenharia em áreas degradadas pode ser eficaz para aumentar a diversidade na região do entremarés. No entanto, a presença de espécies exóticas nas estruturas com complexidade indicou que o aumento da diversidade observado não foi suficiente para inibir a colonização por essas espécies. Assim, compreender a relação entre a complexidade e o aumento da diversidade, assim como o aumento da diversidade e o estabelecimento de espécies exóticas é de extrema importância para a elaboração de projetos futuros que visem a recuperação de ambientes costeiros urbanizados.

Palavras-chave: Eco-engenharia, Complexidade do habitat, Biodiversidade e Bioinvasão.

ABSTRACT

Large coastal landscapes were modified by man-made structures such as piers, breakwaters, seawalls and vertical pillars. These structures cause impacts to marine ecosystems and the application of ecological engineering techniques, in specific areas such as ports and marines, might be an important tool to minimize degradation caused by these constructions. In this context, in 2015, the Sydney Institute of Marine Science (SIMS) initiated the World Harbour Project (WHP). The project aims to create global research and management programs focused on restoration of ports and harbor areas worldwide. In Brazil, the experiment has been carried at Forno Harbor situated at Arraial do Cabo, RJ - Brazil. This study aims to evaluate the effects of habitat enhancement on fouling community diversity and also on the prevention of marine bioinvasions, since it is expected that the increase on diversity of native species minimizes the establishment of non-indigenous species (NIS). In order to perform the experiment, experimental panels, produced from molds designed by Reef Design Lab (Melbourne, Australia) using 3D-printing, were randomly distributed at two sites along the intertidal zone of the breakwater at Forno Harbor. Seven treatments were included in the experimental design with five replicates each (4 experimental and 3 controls). Experimental treatments combined habitat enhancement at two topographic levels (complex with 2.5 cm height and complex with 5 cm height) with or without bivalve seeded on the structures. To estimate the fouling community percent cover and to calculate the diversity index, the structures were photographed at low tide along 13 months (September/2016 to September/17). Photographs were analyzed using the CPCe software and fouling percent cover was evaluated using multivariate analysis (Cluster, MDS). In order to compare Shannon-Wiener Diversity index by treatment over time, it was applied a repeated measures ANOVA and Tukey's post-hoc. During the first 48 hours of exposure, the bivalves from the experimental structures were preyed. For that reason, the structural complexity enhanced by bivalves' transplant could not be used anymore as a parameter and these data were not included in the results. Concerning the other treatments, we recorded, in both sites: biofilm, filamentous algae, encrusting coralline algae, serpulid tubeworms, barnacles, bivalves and ascidians. Based on fouling community percent cover, the cluster and MDS analysis showed the formation of two groups. The group 1 comprised samples of controls and the group 2 comprised samples of the complexity treatments. Regarding the diversity index, the highest values were observed in the complex structures, compared to the controls. Our findings indicate that topographic complexity increased local fouling diversity and that eco-engineering techniques in degraded areas may be effective in restoring intertidal fouling community. However, the presence of NIS on complex tiles indicated that habitat enhancement did not inhibit the colonization of exotic species. Hence, understanding the relationship between complexity and the increasing of diversity, as well as the establishment of NIS is essential for the elaboration of future projects aiming the restoration of urbanized environments.

Keywords: Eco-engineering, Habitat enhancement, Biodiversity and Bioinvasion.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - A) Mapa de localização da área de estudo - Porto do Forno, Arraial do Cabo - RJ/Brasil. As linhas vermelhas representam os locais de instalação das placas experimentais nos sites 1 (St1) e 2 (St2); B) Foto aérea do Porto do Forno.	19
Figura 2 - Placas experimentais utilizadas no experimento. A) Placa controle; B) Placas experimentais complexas - 2,5 cm de altura e 5 cm de altura.	21
Figura 3 - Desenho Ilustrativo da instalação do experimento no quebra-mar situado no Porto do Forno. A linha tracejada em vermelho representa a maré 0.0 da DHN.	22
Figura 4 - Conjunto (placa experimental e placa de apoio) fixado no quebra-mar com fios rígidos e abraçadeiras plásticas.	22
Figura 5 - A) Tratamentos: Controles 1 e 2 - Placa plana sem e com bivalve; Tratamentos 3 e 4 - Placa complexa com 2,5 cm de altura sem e com bivalve e Tratamentos 5 e 6 - Placa complexa com 5 cm de altura sem e com bivalve. B) Controle do artefato - placa em granito	24
Figura 6 - Área utilizada para estimar a porcentagem de cobertura dos organismos incrustantes. As imagens foram analisadas no programa CPCe 4.1 (Kohler and Gill, 2006).	27
Figura 7 - Média e desvio padrão do pH da água do mar nas áreas de estudo durante o período amostrado (outubro/2016 a setembro/2017). A) Site 1; B) Site 2.	29
Figura 8 - Média e desvio padrão da turbidez nas áreas de estudo durante o período amostrado (setembro/2016 a setembro/2017). A) Site 1; B) Site 2.	29
Figura 9 - Média e desvio padrão dos níveis de nutrientes nas áreas de estudo durante o período amostrado (setembro/2016 a setembro/2017). A) Site 1; B) Site 2.	30
Figura 10 - Média e desvio padrão dos níveis de clorofila A, B, C e Feofitina nas áreas de estudo durante o período amostrado (setembro/2016 a setembro/2017). A) Site1; B) Sit2.	31
Figura 11 - Variação do nível da maré na área do Porto do Forno durante o período amostrado (setembro/2016 a setembro/2017).	31
Figura 12 - Variação da temperatura nas áreas de estudo durante o período amostrado (setembro/2016 a setembro/2017). A) Site 1; B) Site 2.	32

Figura 13 - Média e desvio padrão do número de bivalves predados por tratamento e fotografias das placas que sofreram intensa "predação" um mês após o início do experimento. A) Site 1; B) Site 2.	38
Figura 14 - Porcentagem de cobertura dos organismos incrustantes (C1 - placa controle; T3 - Placa experimental com 2,5 cm de altura; T5 - placa experimental com 5 cm de altura e C7 - placa controle do artefato) no site 1 durante o período amostrado (setembro/2016 a setembro/2017).	39
Figura 15 - Fotografias das estruturas (C1 - placa controle; T3 - Placa experimental com 2,5 cm de altura; T5 - placa experimental com 5 cm de altura e C7 - placa controle do artefato) no site 1 para os meses: setembro/16, novembro/16, fevereiro/17, junho/17 e setembro/17.	40
Figura 16 - Dendograma evidenciando a formação dos grupos 1 (controle 1 (C1) e controle do artefato (C7)) e 2 (tratamentos com complexidade) com base na análise de agrupamento (cluster), a partir do sexto mês de experimento no site 1.	41
Figura 17 - Análise de ordenação pelo método de escalonamento multidimensional (MDS) baseado na porcentagem de cobertura dos organismos incrustantes entre os tratamentos, a partir do sexto mês de experimento no site 1.	42
Figura 18 - Média e desvio padrão dos valores de Diversidade de Shannon-Wiener por tratamento durante o período amostrado no site 1. As letras indicam diferenças significativas entre os grupos dentro de cada mês. Letras iguais representam grupos iguais e letras diferentes representam grupos diferentes.	43
Figura 19 - Porcentagem de cobertura dos organismos incrustantes (C1 - placa controle; T3 - Placa experimental com 2,5 cm de altura; T5 - placa experimental com 5 cm de altura e C7 - placa controle do artefato) no site 2 durante o período amostrado (setembro/2016 a setembro/2017).	45
Figura 20 - Fotografias das estruturas (C1 - placa controle; T3 - Placa experimental com 2,5 cm de altura; T5 - placa experimental com 5 cm de altura e C7 - placa controle do artefato) no site 2 para os meses: setembro/16, novembro/16, fevereiro/17, junho/17 e setembro/17.	46
Figura 21 - Dendograma evidenciando a formação dos grupos 1 (controle 1 (C1) e controle do artefato (C7)) e 2 (tratamentos com complexidade) com base na análise de agrupamento (cluster), a partir do sexto mês de experimento no site 2.	47

Figura 22 - Análise de ordenação pelo método de escalonamento multidimensional (MDS) baseado na porcentagem de cobertura dos organismos incrustantes entre os tratamentos, partir do sexto mês de experimento no site 2.....	48
Figura 23 - Média e desvio padrão dos valores de Diversidade de Shannon-Wiener por tratamento durante o período amostrado no site 2. As letras indicam diferenças significativas entre os grupos dentro de cada mês. Letras iguais representam grupos iguais e letras diferentes representam grupos diferentes.....	49

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Tratamentos utilizados no experimento. As siglas foram utilizadas para representar os tratamentos durante as análises estatísticas.....	23
Tabela 2 - Data (mês e ano) e nível de maré (previsão fornecida pela DHN) durante as fotografias e sigla utilizada para representar os meses durante as análises estatísticas.	26
Tabela 3 - Lista dos táxons registrados após o término do experimento para os sites 1 e 2 e categorias utilizadas no CPCe para as análises de cobertura. Os táxons sem categoria foram detectados após a triagem em laboratório.	33
Tabela 4 - Composição da comunidade do biofilme por site.	36
Tabela 5 - Similaridade média (SIMPER) e categorias mais relevantes para a formação dos grupos 1 (controle 1 (C1) e controle do artefato (C7)) e 2 (tratamentos com complexidade (T3 e T5)) no site 1, através das análise cluster e MDS.	42
Tabela 6 - ANOVA de medidas repetidas entre os tratamentos no site 1, com base na Diversidade de Shannon-Wiener, durante o período amostrado.....	43
Tabela 7 - Similaridade média (SIMPER) e categorias mais relevantes para a formação dos grupos 1 (controle 1 (C1) e controle do artefato (C7)) e grupo 2 (tratamentos com complexidade (T3 e T5)) no site 2, através das análises cluster e MDS.	48
Tabela 8 - ANOVA de medidas repetidas entre os tratamentos no site 2, com base na Diversidade de Shannon-Wiener, durante o período amostrado.....	49
Tabela 9 - Lista de espécies nativas que colonizaram as placas experimentais.....	50
Tabela 10 - Lista de espécies exóticas e criptogênicas com origem e distribuição para o Brasil (N - Norte; NE - Nordeste; SE - Sudeste; S - Sul) adaptado de Rocha <i>et al.</i> 2013, Almeida <i>et al.</i> ,2015 e Granthom-Costa (2017)... ..	51

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 OBJETIVOS	16
2.1 OBJETIVO GERAL	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3 HIPÓTESES	16
4 MATERIAIS E MÉTODOS	17
4.1 ÁREA DE ESTUDO	17
<u>4.1.1 Porto do Forno</u>	18
4.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	19
4.3 DESENHO EXPERIMENTAL	20
<u>4.3.1 Instalação do Experimento</u>	20
<u>4.3.2 Tratamentos</u>	23
<u>4.3.3 Tratamentos com bivalves transplantados</u>	24
<u>4.3.3.1 O mexilhão <i>Perna perna</i> (Linnaeus, 1758)</u>	24
<u>4.3.3.2 Coletas</u>	25
4.4 ANÁLISE DA PORCENTAGEM DE COBERTURA DA COMUNIDADE INCRUSTANTE	26
4.5 ANÁLISE EM LABORATÓRIO DA COMUNIDADE INCRUSTANTE	27
4.6 ANÁLISES DOS DADOS	28
5 RESULTADOS	29
5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	29
5.2 ANÁLISE DA COMUNIDADE INCRUSTANTE	32
<u>5.2.1 Táxons Registrados</u>	32
<u>5.2.2 Análise da Comunidade Incrustante</u>	37
<u>5.2.2.1 Tratamentos com bivalves transplantados</u>	37
<u>5.2.2.2 Site 1</u>	38
<u>5.2.2.3 Site 2</u>	43
<u>5.2.3 Status das Espécies Encontradas</u>	50
6 DISCUSSÃO	52
7 CONCLUSÕES	57
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58

1 INTRODUÇÃO

A bioincrustação marinha é o processo de colonização ou crescimento de organismos sobre superfícies submersas consolidadas. Em geral, o termo bioincrustação é empregado para delimitar situações em que o crescimento dos organismos incrustantes é considerado prejudicial ou indesejável (Hellio & Yebra, 2009). Esse processo tem início com a adsorção de partículas orgânicas e a formação do biofilme, seguido pela colonização por esporos de macroalgas, fungos e protozoários. E por fim, segue-se a colonização por larvas de bivalves, cirripédios e outros invertebrados (Wahl, 1989).

O crescimento da bioincrustação em estruturas criadas pelo homem pode gerar sérios prejuízos operacionais e financeiros. Em navios e outras embarcações, a bioincrustação pode reduzir a fluviabilidade, estimular a corrosão e aumentar o consumo de combustível. Apesar dos esforços da indústria de tintas e revestimentos, ainda não existe uma solução anti-incrustante eficiente, que de fato evite a bioincrustação (Dafforn *et al.*, 2011). Dessa forma, tanto a atividade naval quanto a petrolífera apresentam um papel particularmente importante na dispersão dos organismos incrustantes entre as diferentes regiões do mundo. Associado à água de lastro, o transporte da bioincrustação por embarcações é considerado um dos principais vetores para a transferência de espécies (Williams *et al.*, 2013). Em decorrência do crescimento do comércio internacional, da exploração de petróleo e gás *offshore* e do fluxo cada vez maior de navios e plataformas ao redor do mundo, muitas espécies vêm sendo introduzidas em áreas distintas de sua origem, processo conhecido como bioinvasão marinha. As espécies introduzidas, transportadas intencionalmente ou não, são chamadas exóticas (Carlton, 2001).

De acordo com o Informe sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas do Brasil (Lopes & Villac, 2009), as espécies exóticas podem ser classificadas em contidas, detectadas e estabelecidas. Espécies exóticas contidas são aquelas que, após o evento de introdução, encontram-se presentes apenas em substrato artificial controlado e isolado do ambiente natural. As detectadas são aquelas já presentes em ambiente natural, porém sem aumento de abundância e dispersão. Já as estabelecidas são aquelas detectadas de forma recorrente, com ciclo de vida completo na natureza e aumento populacional. Entretanto, quando as espécies

exóticas começam a interferir na estrutura da comunidade nativa, passam a ser consideradas invasoras.

Em diferentes regiões do mundo ocorreram introduções históricas, em sua maioria accidental, através dos navios, plataformas e outras estruturas. Porém, muitos organismos como ostras, mexilhões, caranguejos, peixes e macroalgas foram introduzidos através de atividades relacionadas à pesca, maricultura ou aquicultura (Carlton, 2001; Gollasch, 2007; Crooks & Rilov, 2009). Para muitas espécies não existem evidências de que sejam nativas ou não-nativas. Nesses casos, as espécies são chamadas de criptogênicas (Carlton, 1996).

A dispersão das espécies incrustantes exóticas depende, principalmente, da capacidade de um organismo tolerar e sobreviver às condições encontradas durante o transporte e, posteriormente, do novo ambiente. Assim, o sucesso de colonização e o estabelecimento dessas espécies, depende tanto do seu potencial competitivo quanto da disponibilidade de substratos para fixação, principalmente em áreas com alto tráfego de embarcações, como portos e marinas. Esses ambientes, principalmente os mais eutrofizados, sustentam uma comunidade mais homogênea, nas quais espécies exóticas e criptogênicas são observadas em grande abundância (Crooks & Rilov, 2009; Preisler *et al.*, 2009; Marins *et al.*, 2010).

Diante da necessidade cada vez mais crescente de infraestruturas costeiras, grandes áreas foram modificadas e degradadas, não só para a construção de marinas e áreas portuárias, mas de outras estruturas que funcionam como "blindagens" contra processos hidrodinâmicos e efeitos provenientes das mudanças climáticas (Slott *et al.*, 2006; Dugan *et al.*, 2012; Dafforn *et al.*, 2015a). Essas estruturas apresentam um papel particularmente importante na dinâmica das bioinvasões marinhas (Bulleri & Aioldi, 2005; Glasby *et al.*, 2007; Aioldi & Bulleri, 2011), não só pela disponibilidade de substrato, mas por facilitar a dispersão das espécies exóticas, devido à formação de "corredores" que podem conectá-las ao ambiente natural (Bulleri & Chapman, 2010; Aioldi *et al.*, 2015).

Dessa forma, a construção de estruturas artificiais em áreas costeiras provoca impactos que atuam no ambiente marinho em escalas locais e regionais. Dentre os efeitos provenientes destas construções, destacam-se as alterações nos processos hidrodinâmicos, a fragmentação ou perda de habitat e complexidade estrutural, a diminuição da conectividade ecológica (fluxo de organismos, nutrientes, recursos e energia) e a redução da diversidade nativa (Floerl & Inglis, 2003; Bulleri

et al., 2005; Bulleri & Chapman, 2010; Bishop *et al.*, 2017). Essa baixa diversidade de espécies nativas em estruturas artificiais, também contribui para a colonização por espécies exóticas e/ou criptogênicas, uma vez que as características (orientação, composição e complexidade) oferecidas por esses substratos são consideradas desfavoráveis para os organismos nativos (Connel & Glasby, 1999; Chapman & Bulleri, 2003; Bulleri *et al.*, 2005; Moschella *et al.*, 2005; Vaselli *et al.*, 2008; Dugan *et al.*, 2012; Dafforn *et al.*, 2012; Airoidi *et al.*, 2015).

Com o objetivo de conciliar os interesses humanos e reduzir os impactos provenientes da urbanização costeira, técnicas de Eco-engenharia ou Engenharia-verde (Bioengenharia) vêm sendo indicadas em substituição às construções tradicionais (Chapman & Blockley, 2009; Dugan *et al.*, 2012; Dafforn *et al.*, 2012; Dafforn *et al.*, 2015b; Airoidi *et al.*, 2015; Loke & Todd, 2015; Toh *et al.*, 2017). Essas técnicas visam a utilização de estratégias para aumentar a diversidade de espécies nativas, além de atribuir valor ecológico a essas estruturas (Johnson *et al.*, 2003; Kostylev *et al.*, 2005; Loke *et al.*, 2014; Strain *et al.*, 2017b).

Em geral, a Eco-engenharia visa a utilização de materiais cujo *design* aumente a complexidade topográfica e forneça "microhabitats" para os organismos bentônicos (Dafforn *et al.*, 2015b; Morris *et al.*, 2017). A presença desses "microhabitats" contribui para o aumento da diversidade, além de atrair peixes e crustáceos, uma vez que fornece tocas e refúgios para esses organismos (Strain *et al.*, 2017a). Entretanto, quando os recursos para a aplicação de estruturas que simulam o ambiente natural são limitados, outras estratégias são indicadas para aumentar a biodiversidade local. Em ambientes recifais degradados, por exemplo, transplantes de corais escleractínios são indicados para restaurar as funções desses ecossistemas (Toh *et al.*, 2017). Outra técnica indicada é a fixação de espécies "engenheiras", como algas e bivalves (espécies formadoras de bancos no ambiente natural) (Perkol-Finkel *et al.*, 2012). Os bancos de mexilhão, por exemplo, representam um papel notoriamente importante para as comunidades do entremarés no ambiente natural, pois aumentam a biodiversidade, uma vez que fornecem proteção contra dessecação, calor e predação para os organismos associados (Lathlean & McQuaid, 2017).

Com base no exposto acima, é esperado que o aumento da diversidade nativa minimize o estabelecimento de espécies exóticas. Desta forma, a aplicação de técnicas de Eco-engenharia em áreas-chave como portos e marinas podem ser

utilizadas como forma de prevenção para os processos de bioinvasão ao redor do mundo (Carlton, 1996; Dugan *et al.*, 2012; Airoidi *et al.*, 2015; Dafforn *et al.*, 2015a). Nesse contexto, em 2015, foi iniciado pelo Instituto de Ciências do Mar de Sydney (SIMS), o Projeto Mundial de Portos (*World Harbour Project* - WHP). O projeto tem como objetivo desenvolver programas globais de pesquisa e gestão que visem a restauração de ecossistemas portuários, incluindo testes com a utilização de Eco-engenharia. Atualmente, o projeto possui 26 parceiros institucionais distribuídos ao longo do Pacífico, Oriente Médio, Ásia, Europa e Américas. No Brasil, o projeto foi realizado no município de Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, pelo Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira (IEAPM), sendo parte da presente dissertação.

Dessa forma, o presente estudo tem como objetivo avaliar a influência do aumento da complexidade do microhabitat, pelo uso de estruturas experimentais, na dinâmica de colonização das espécies bentônicas incrustantes (nativas e invasoras) na região entremarés do quebra-mar do Porto do Forno, Arraial do Cabo - RJ. Para a realização do experimento, foram utilizadas placas experimentais de concreto com três níveis de complexidade topográfica, com e sem o transplante do bivalve *Perna perna*.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a colonização da comunidade incrustante em função do aumento da complexidade do habitat em placas experimentais, acentuadas ou não pelo transplante do bivalve *Perna perna*, bem como verificar a relação entre o estabelecimento de espécies exóticas e o aumento da complexidade topográfica.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o efeito da complexidade do habitat em placas experimentais na diversidade da comunidade incrustante;
- Avaliar o efeito da complexidade do habitat em placas experimentais com bivalves transplantados, na diversidade da comunidade incrustante;
- Relacionar a complexidade das placas experimentais com o estabelecimento das espécies exóticas.

3 HIPÓTESES

- As estruturas complexas, com diferentes níveis topográficos, apresentam maior diversidade específica;
- A complexidade topográfica acentuada por bivalves transplantados aumenta a diversidade específica;
- As estruturas complexas apresentam menor abundância de espécies exóticas, quando comparadas com as espécies nativas.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

O município de Arraial do Cabo (42° 01' 40" W - 22° 57' 58" S), localizado no estado do Rio de Janeiro, encontra-se dentro dos limites da Unidade de Conservação Federal Resex Mar - AC (Reserva Extrativista Marinha de Arraial do Cabo), criada em 1997, com o objetivo de garantir a exploração sustentável e a conservação dos recursos naturais (Brasil, 1997).

Arraial do Cabo (região do Cabo Frio) é considerado o ponto de ocorrência mais frequente e de maior intensidade do fenômeno da ressurgência no Brasil (Candella, 2009). Esse fenômeno, resultante da combinação entre a geomorfologia da costa do município e o regime de ventos, ocorre com maior frequência durante a primavera e o verão (Carbonel, 1998). Durante essas estações, a persistência dos ventos nordeste, paralelos à costa, provoca o afastamento da Água Costeira (AC) e a ascensão da Água Central do Atlântico Sul (ACAS). Esta, caracterizada por temperaturas abaixo de 20°, salinidade entre 34,3 e 36 e rica em nutrientes (Miranda, 1985), influencia a produtividade primária e consequentemente, a estrutura dos ecossistemas costeiros (Valentin, 1984; Valentin & Coutinho, 1990).

Além disso, o município sustenta um sistema recifal único favorecido pelos regimes hidrodinâmicos característicos da região (Ferreira, 2003; Rogers *et al.*, 2014; Granthom-Costa *et al.*, 2016). A inflexão da costa do município de Arraial do Cabo e a presença das Ilhas do Cabo Frio e Porcos, dividem a região em dois ambientes com características distintas. O ambiente externo, exposto à águas mais frias provenientes da ressurgência, sustenta uma comunidade subtropical. Em contrapartida, a parte interna, chamada Baía do Arraial do Cabo, possui pouca influência da ressurgência e consequentemente, sustenta uma comunidade tropical (Guimarães & Coutinho, 1996; Ferreira, 2003; Candella, 2009; Batista *et al.*, 2017). A Baía do Arraial do Cabo é formada por pequenas enseadas e trata-se de uma área constantemente afetada por atividades antropogênicas como descargas de efluentes domésticos, intenso fluxo de embarcações e atividades portuárias (Porto do Forno) (López, 2008; Cury *et al.*, 2011; Messano *et al.*, 2014; Rogers *et al.*, 2014).

4.1.1 Porto do Forno

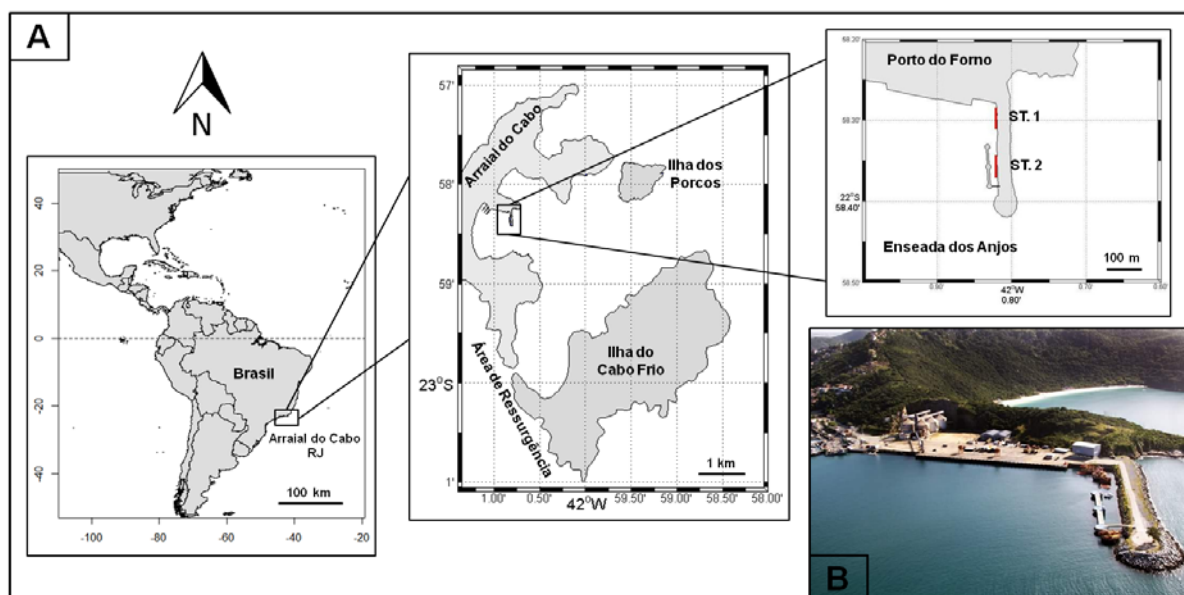
O Porto do Forno (22°58'20"S, 42°00'50"E), implantado na Enseada dos Anjos em 1924, é alfandegado e opera com estruturas para movimentar e armazenar containers e diversas cargas (COMAP, 2008).

A infraestrutura do Porto do Forno é composta por um cais comercial (200 metros de extensão) e três Duques d'Alba (Cais do Anel), implantados junto a um molhe de proteção (quebra-mar) de aproximadamente, 250 metros de extensão (EIA/RIMA, 2009). O quebra-mar, construído em 1972, forma uma "sub-baía" e, por consequência, altera o padrão de circulação dentro da Enseada dos Anjos, tornando-o mais complexo (Candella, 2009).

O quebra-mar, assim como outras estruturas presentes na área do Porto do Forno, abrigam uma comunidade na qual várias espécies exóticas podem ser observadas, tais como *Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845) (López *et al.*, 2010), *Schizoporella errata* (Waters, 1878) (Ramalho *et al.*, 2011), *Spirobranchus giganteus* (Pallas 1766) (Skinner *et al.*, 2012), *Rhodosoma turcicum* (Savigny, 1816), (Skinner *et al.*, 2013), *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829 (Batista *et al.*, 2017) e *Eualetes tulipa* (Rousseau in Chenu 1843) (Spotorno *et al.*, 2017).

Para a realização do experimento, placas experimentais, acentuadas ou não pelo transplante do bivalve *Perna perna*, foram instaladas em áreas distintas na parte interna do quebra-mar situado no Porto do Forno, Arraial do Cabo (RJ) (*Site 1* (St1) e *Site 2* (St2)) (Figura 1).

Figura 1 - A) Mapa de localização da área de estudo - Porto do Forno, Arraial do Cabo - RJ/Brasil. As linhas vermelhas representam os locais de instalação das placas experimentais nos sites 1 (St1) e 2 (St2); **B)** Foto aérea do Porto do Forno.



4.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

As características físico químicas e os níveis de clorofila (a, b, c e feofitina) na área de estudo (*sites* 1 e 2), foram analisadas a partir de coletas mensais de setembro de 2016 a setembro de 2017. Entretanto, as coletas referentes à março de 2017 não puderam ser realizadas por problemas operacionais na área portuária.

Os parâmetros abióticos de salinidade, pH, turbidez e oxigênio dissolvido foram obtidos, em réplicas e por *site*, através de uma sonda multiparâmetro (Horiba). No entanto, os dados de salinidade e oxigênio dissolvido não foram utilizados por problemas na sonda durante a realização das coletas.

Para analisar a qualidade da água (nitritos, nitratos, amônia e fosfatos) e obter os níveis de clorofila, foram realizadas coletas de 6 amostras (3L cada) de água do mar de superfície, sendo 3 para cada *site*. Todas as amostras foram transportadas ao IEAPM dentro de garrafas térmicas individuais. No laboratório, 500 ml de cada amostra foi congelada para posterior análise dos níveis de nutrientes através da metodologia descrita por Strickland e Parsons (1972). Ainda no laboratório, para obter os níveis de clorofila, 1L de cada amostra foi filtrada através de filtros de Acetato de Celulose (Millipore - 0,45µm), posteriormente, armazenados

em tubos independentes e mantidos em refrigerador para posterior extração e quantificação dos níveis de clorofila a, b, c e feofitina.

As características físico químicas da água do mar e os níveis de clorofila foram obtidos e monitorados com o auxílio da Divisão de Química e Geoquímica Marinha do Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira (IEAPM).

A temperatura foi monitorada através de sensores *Thermochron® iButtons®*, fixados nas placas experimentais e configurados para coletar dados a cada 20 minutos. As trocas dos sensores, assim como o *download* dos dados foram realizados mensalmente. Entretanto, entre março e agosto de 2017 ocorreram algumas falhas nos dados coletados. Os dados foram tratados, plotados e analisados de hora em hora.

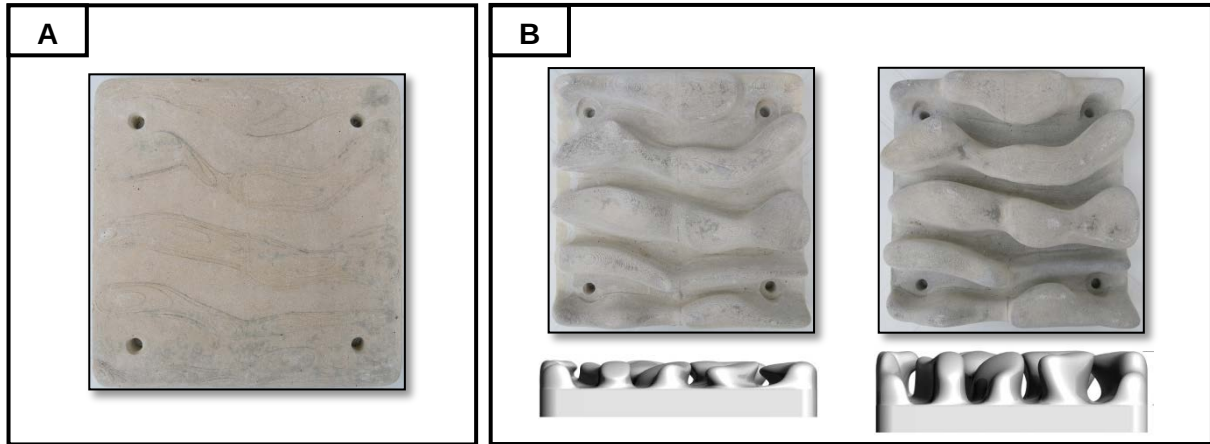
O regime de marés foi monitorado diariamente através de uma estação maregráfica, mantida pela Divisão de Oceanografia Física do IEAPM, situada no Porto do Forno. Entretanto, os dados referentes aos meses de maio e junho de 2017 não foram obtidos devido a problemas na estação durante esses períodos.

4.3 DESENHO EXPERIMENTAL

4.3.1 Instalação do Experimento

O experimento teve como base placas com a superfície plana e placas com a superfície complexa. As placas complexas apresentavam ondulações de 2,5 cm e 5 cm de altura, respectivamente. Todas as placas apresentavam microtexturas de 1mm e aproximadamente, 25 cm de lado (Figura 2). Essas estruturas foram produzidas pelo *Reef Design Lab* (Melbourne - Austrália), a partir de ECO concreto e moldes confeccionados em impressoras 3D.

Figura 2 - Placas experimentais utilizadas no experimento. **A)** Placa controle; **B)** Placas experimentais complexas com 2,5 cm de altura e 5 cm de altura.



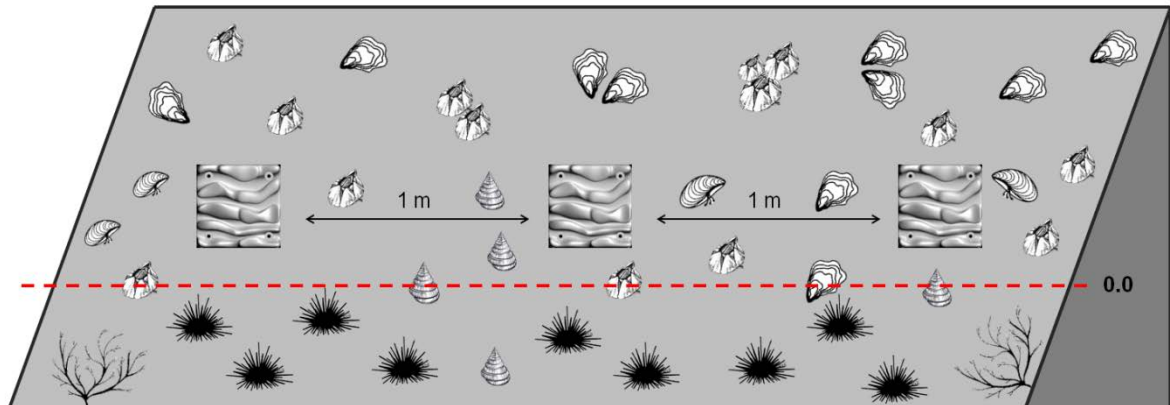
Para cada *site*, foram instaladas aleatoriamente 35 placas na região entremarés com aproximadamente, 1m de distância entre cada uma (Figura 3). As placas foram instaladas com base nas previsões de marés fornecidas pela Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN). Durante a instalação, devido à irregularidade do substrato, no *site* 1, o nível de maré foi de 0,3m (x_{ref}), e no *site* 2 foi de 0,2m (x_{ref}). A relação entre os dados de maré obtidos através do marégrafo do IEAPM e da tábua de marés da DHN foi estimada a partir da diferença média (D_m), definida por:

$$D_m = \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N (x_n - y_n)$$

onde, n representa valores aleatórios dentro do período do experimento (4 valores por mês), N o número de amostras, x_n a amostra da DHN e y_n a amostra do marégrafo. Assim, o nível de maré medido pelo marégrafo (y_{ref}), equivalente ao nível da maré durante a instalação do experimento, foi calculado a partir de:

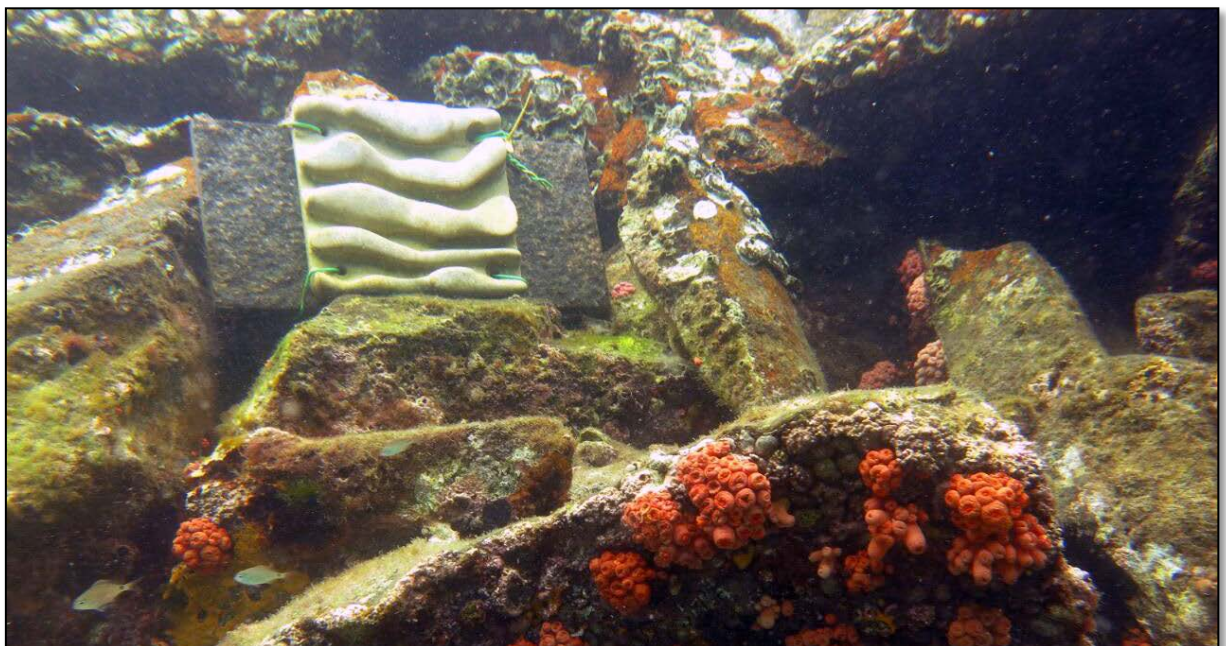
$$y_{ref} = x_{ref} - D_m$$

Figura 3 - Desenho Ilustrativo da instalação do experimento no quebra-mar situado no Porto do Forno. A linha tracejada em vermelho representa a maré 0,0 da DHN.



Para a instalação do experimento, foram utilizadas estruturas de apoio (placas de granito) com o objetivo de garantir a integridade das placas experimentais. Os conjuntos, placa experimental e estrutura de apoio, foram fixados nos blocos de granito do quebra-mar com o auxílio de fios rígidos e abraçadeiras plásticas (Figura 4). O experimento teve início em setembro/2016 e duração de 12 meses para o monitoramento de parâmetros bióticos e abióticos.

Figura 4 - Conjunto (placa experimental e placa de apoio) fixado no quebra-mar com fios rígidos e abraçadeiras plásticas.



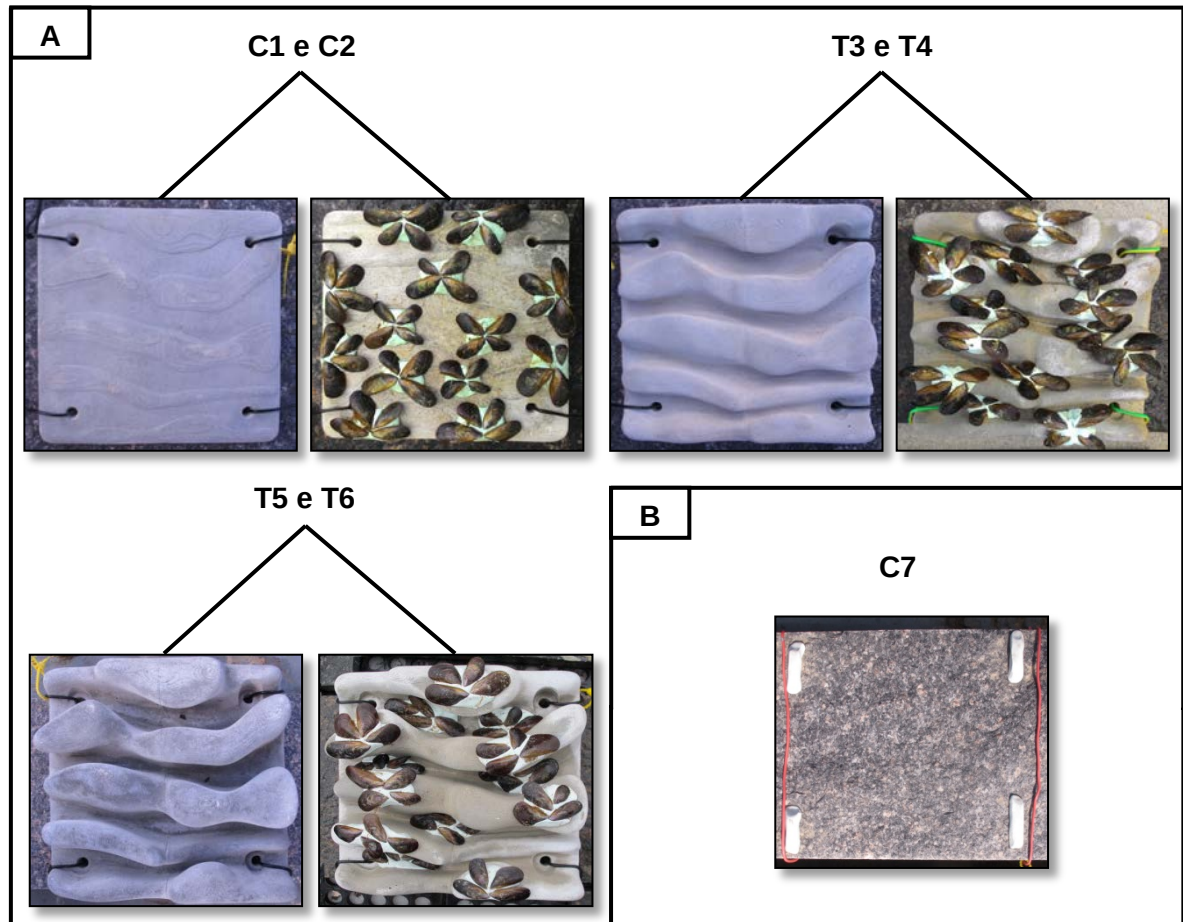
4.3.2 Tratamentos

O experimento consistiu em 4 tratamentos e 3 controles com 5 réplicas cada, sendo 2 controles com placas experimentais sem complexidade com e sem bivalves transplantados e 1 controle do artefato (placa de granito - mesmo material do quebra-mar). Os tratamentos experimentais combinaram a complexidade do habitat em dois níveis topográficos (2,5 cm e 5 cm de altura) com o transplante ou não de bivalves nas estruturas (Figura 5). Os tratamentos utilizados no experimento podem ser vistos na tabela abaixo (Tabela 1).

Tabela 1 - Tratamentos utilizados no experimento. As siglas foram utilizadas para representar os tratamentos durante as análises estatísticas.

TRATAMENTOS		
C1	Controle 1	Controle - Placa experimental plana.
C2	Controle 2	Controle - Placa experimental plana com bivalve transplantado.
T3	Tratamento 3	Placa experimental complexa - 2,5 cm de altura.
T4	Tratamento 4	Placa experimental complexa - 2,5 cm de altura com bivalves transplantados.
T5	Tratamento 5	Placa experimental complexa - 5 cm de altura.
T6	Tratamento 6	Placa experimental complexa - 5 cm de altura com bivalves transplantados.
C7	Controle do artefato	Placa controle.

Figura 5 - A) Placas Experimentais: Controles 1 e 2 - Placa plana sem e com bivalve; Tratamentos 3 e 4 - Placa complexa com 2,5 cm de altura sem e com bivalve e Tratamentos 5 e 6 - Placa complexa com 5 cm de altura sem e com bivalve. **B)** Controle do artefato - Placa em granito.



4.3.3 Tratamentos com bivalves transplantados

Um dos objetivos deste trabalho foi testar se a presença de um bivalve acentuando a complexidade topográfica das estruturas causaria diferença na colonização e na diversidade da comunidade incrustante. Para tal, o bivalve utilizado no experimento foi o mexilhão *Perna perna*.

4.3.3.1 O mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758)

O mexilhão *Perna perna*, molusco bivalve da família Mytilidae (Rafinesque 1815), é uma espécie nativa do continente africano. Esse bivalve habita tanto regiões tropicais (norte da África) como subtropicais (África do Sul). A espécie possui grande capacidade de resistir às variações ambientais como temperatura e salinidade. Estes, podem ser encontrados desde a zona entremarés, logo abaixo da

faixa de *Brachidontes* e *Tetraclita*, até a zona do infralitoral. A distribuição do *Perna perna* nos costões depende, principalmente, do grau de inclinação do substrato e do regime hidrodinâmico local. Além disso, esses bivalves podem ser encontrados aderidos a qualquer substrato "duro" submerso como cordas, madeiras e concreto (Fernandes *et al.*, 2008).

Por muitos anos a espécie foi considerada nativa para a costa brasileira. No entanto, sua ausência em registros e em sambaquis consiste em uma evidência de bioinvasão. Provavelmente, a espécie foi trazida ao Brasil, em cascos de navios negreiros, durante o período de colonização pelos portugueses. Atualmente, a espécie é considerada exótica estabelecida (introdução histórica) e de grande importância para os processos de estruturação das comunidades na região entremarés (Souza, 2004). Entretanto, Campos (2017) sugere evidências de que a espécie seja nativa para a costa brasileira.

4.3.3.2 Coletas

Para a implementação dos tratamentos com bivalves, foi necessário um total de 1.560 mexilhões com dimensões entre 2 e 4 cm de comprimento. Os organismos foram coletados com auxílio de espátula, marreta e samburá. As coletas ocorreram em dois dias e em três lugares distintos, já que não foi possível coletar a quantidade necessária de bivalves em um único dia e local. No dia 25/08/2016 os organismos foram coletados no Porto do Forno e na Fazenda de Maricultura (Praia do Forno); e no dia 26/08/2016 foram coletados em uma balsa situada na Ilha do Cabo Frio.

Os organismos coletados foram transportados ao IEAPM em água do mar e dentro de caixas térmicas. Posteriormente, em laboratório foram triados para a remoção da fauna associada e medidos com o auxílio de um paquímetro. Os bivalves foram fixados nas placas experimentais com o auxílio de massa epóxi. Para cada placa foram fixados 13 grupos com 4 indivíduos. Para as estruturas complexas, 7 grupos foram fixados na superfície e 6 nas frestas.

4.4 ANÁLISE DA PORCENTAGEM DE COBERTURA DA COMUNIDADE INCRUSTANTE

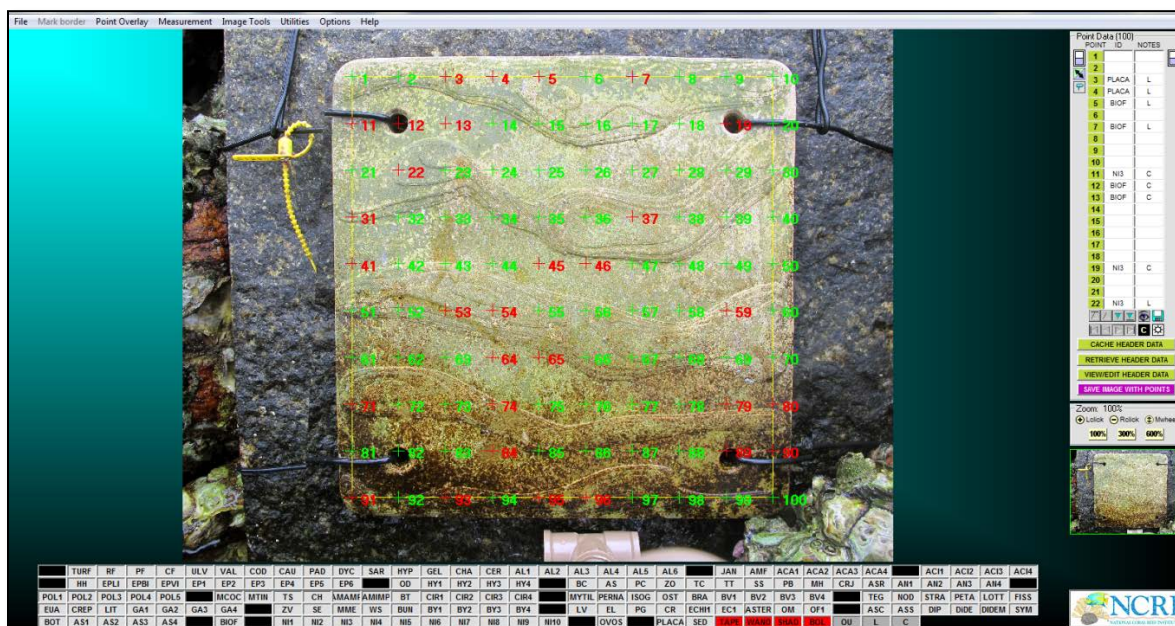
As placas foram fotografadas ao longo de doze meses (setembro/16 a setembro/17) durante o período de maré baixa (Tabela 2). Um suporte (*frame*), de PVC, foi utilizado para que a distância entre a máquina fotográfica e as placas fosse a mesma em todas as fotografias (40 cm). Cabe ressaltar que em março de 2017 as fotografias não foram obtidas por dificuldades de acesso à área portuária pela rotina operacional.

Tabela 2 - Data (mês e ano) e nível de maré (previsão fornecida pela DHN) durante as fotografias e sigla utilizada para representar os meses durante as análises estatísticas.

MÊS	ANO	MARÉ	SIGLA
Setembro	2016	0,1	M1
Outubro	2016	0,3	M2
Novembro	2016	0,2	M3
Dezembro	2016	0,3	M4
Janeiro	2017	0,3	M5
Fevereiro	2017	0,2	M6
Abril	2017	0,2	M7
Maio	2017	0,2	M8
Junho	2017	0,1	M9
Julho	2017	0,1	M10
Agosto	2017	-0,1	M11
Setembro	2017	0,1	M12

A porcentagem de cobertura da comunidade foi estimada através do *software* de análise de imagens *Coral Point Count with Excel extensions* CPCe (Kohler & Gill, 2006). Para estimar a porcentagem de cobertura dos organismos incrustantes, um *grid* uniforme com 100 pontos foi sobreposto às fotografias. Destes, 30 pontos foram selecionados para serem analisados ao longo do experimento (Figura 6). Para as placas complexas, 15 pontos foram selecionados na superfície e 15 dentro das frestas (mesmos pontos utilizados na contagem das placas planas). Para evitar o efeito de borda, 1 cm das laterais de cada fotografia foi excluído. Os organismos observados nas placas foram classificados em categorias para facilitar a contagem das fotografias (Tabela 3).

Figura 6 - Área utilizada para estimar a porcentagem de cobertura dos organismos incrustantes. As imagens foram analisadas no programa CPCe 4.1 (Kohler and Gill, 2006).



Durante a análise de cobertura da comunidade incrustante, alguns táxons não foram contabilizados, pois não foram detectados nas fotografias. Por consequência, esses organismos não foram enquadrados nas categorias utilizadas nas análises, sendo identificados apenas durante a triagem do material em laboratório.

4.5 ANÁLISE EM LABORATÓRIO DA COMUNIDADE INCRUSTANTE

Após o término do experimento, as placas foram retiradas do campo e levadas ao IEAPM para análise da comunidade incrustante. Durante o experimento, diferentes colorações no biofilme foram observadas. Assim, com o objetivo de identificar possíveis diferenças em sua composição, amostras de biofilme foram analisadas. Áreas de 2cm² foram raspadas das placas com auxílio de escovas individuais e armazenadas dentro de tubos, em um refrigerador. Posteriormente, as amostras foram colocadas em lâminas e os espécimes foram identificados sob microscópio ótico da marca Carl Zeiss (Axio Lab.A1) pela Dra. Maria Helena C. B. Neves (pesquisadora do IEAPM).

Já, a comunidade macroincrustante foi triada em laboratório e os espécimes foram anestesiados com mentol e fixados em formol à 4%. Cada espécime foi

identificado até o menor nível taxonômico possível sob microscópio estereoscópico e classificado segundo o Worms (*World Register of Marine Species*). Por fim, os espécimes foram classificados em nativos, exóticos ou criptogênicos, segundo Rocha *et al.* (2013); Almeida *et al.* (2015) e Granthom-Costa (2017). Todas as amostras foram depositadas na Coleção Biológica do IEAPM.

4.6 ANÁLISES DOS DADOS

Com base nos dados de porcentagem de cobertura, convertidos para arco-seno, análises de agrupamento (Cluster) e de ordenação multidimensional não métrica (MDS) foram aplicadas. Essas análises foram realizadas a fim de verificar a similaridade entre as amostras dos tratamentos pré-estabelecidos durante o experimento. A matriz de similaridade para essas análises foi construída por meio do coeficiente Bray-Curtis e o dendrograma através do método de média dos grupos. Com o objetivo de identificar diferenças entre os grupos formados através do Cluster e do MDS, o teste ANOSIM foi aplicado. Por fim, os níveis de similaridade e dissimilaridade, assim como a contribuição de cada espécie para a formação dos grupos, foram calculados através da análise SIMPER. Essas análises foram realizadas através do *software* Primer 6.

Com o objetivo de verificar o efeito da complexidade na diversidade da comunidade incrustante, o índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H) foi calculado para todas as amostras. Os valores de diversidade foram comparados, entre os tratamentos e os meses amostrados, através do teste estatístico ANOVA para medidas repetidas. O teste *a posteriori* de Tukey foi aplicado a fim de verificar as diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos durante o experimento. As premissas de normalidade e homocedasticidade foram avaliadas através dos testes Kolmogorov-Smirnov e Levene, respectivamente. Visto que essas premissas não foram atendidas, os dados de diversidade foram convertidos para a escala logarítmica [$\log(x+1)$].

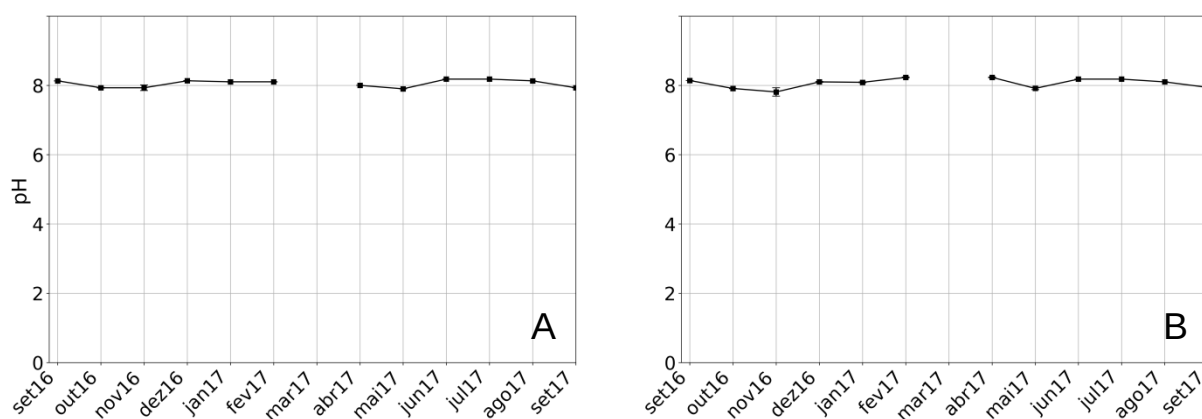
Os testes de normalidade e homocedasticidade das variâncias, assim como a ANOVA para medidas repetidas e o teste *a posteriori* de Tukey, foram realizados através do *software* Statistica.

5. RESULTADOS

5.1 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO

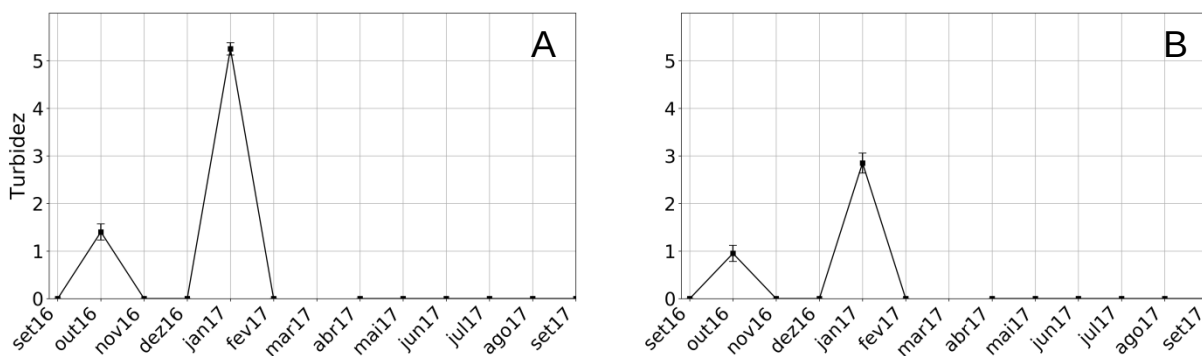
Durante o período amostrado, os valores de pH foram semelhantes nos dois *sites*, com média anual de 8 e variação de 7,8 a 8,2 (Figura 7).

Figura 7: Média e desvio padrão do pH da água do mar nas áreas de estudo durante o período amostrado (outubro/2016 a setembro/2017). **A)** Site 1; **B)** Site 2.



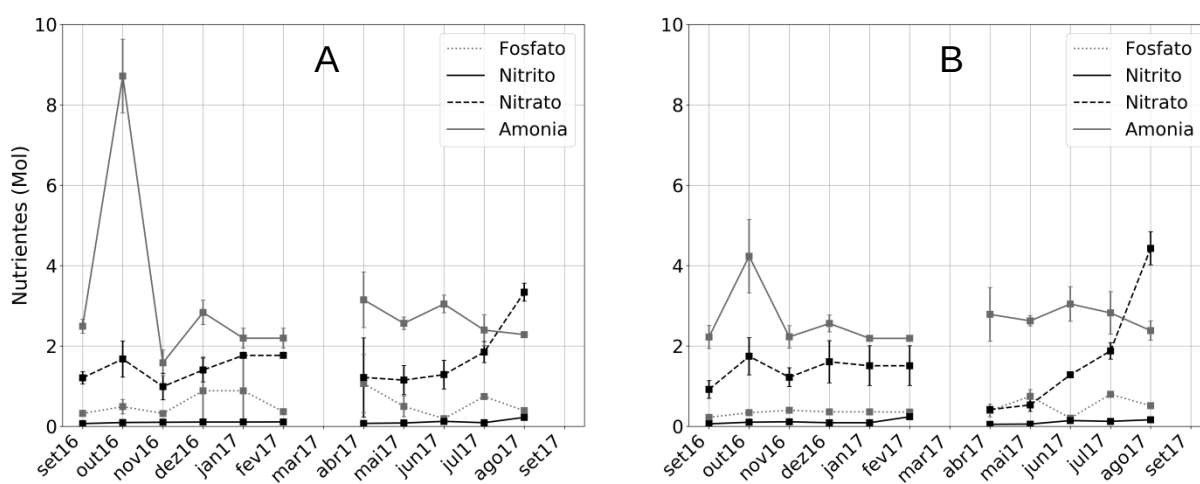
Valores de turbidez superiores à 0, para os dois *sites*, foram registrados apenas durante os meses de outubro/16 ($st1 = 1,40$; $st2 = 0,95$) e janeiro/17 ($st1 = 5,25$; $st2 = 2,85$) (Figura 8).

Figura 8: Média e desvio padrão da turbidez nas áreas de estudo durante o período amostrado (setembro/2016 a setembro/2017). **A)** Site 1; **B)** Site 2.



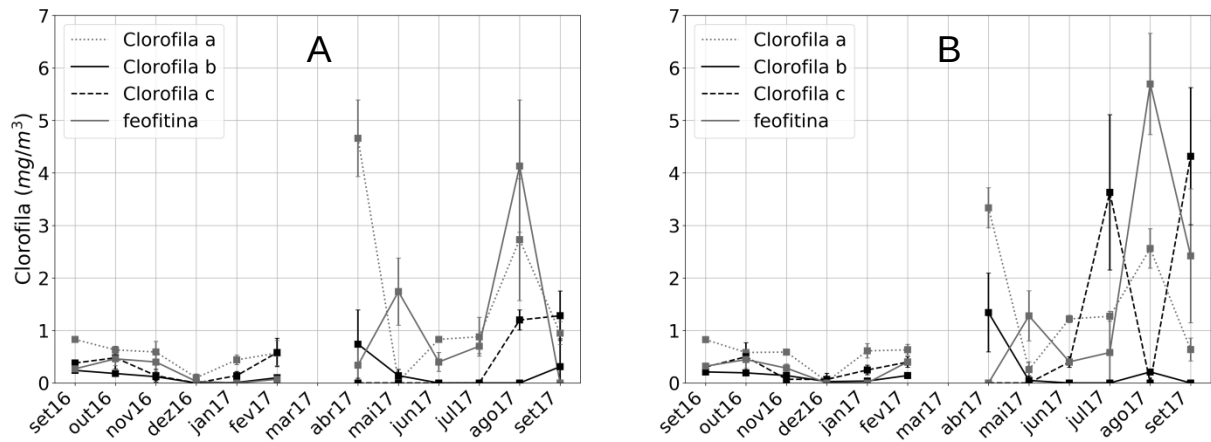
A variação dos níveis de nutrientes, para os dois *sites*, durante o período amostrado, pode ser vista na figura abaixo (Figura 9). A variação do fosfato foi de 0,32 a 1,06 para o *site* 1 e de 0,20 a 0,80 para o *site* 2. A variação do nitrito foi muito similar para os *sites* 1 (0,07 a 0,22) e 2 (0,05 a 0,24). Entretanto, para o *site* 1, o nitrato variou de 0,99 a 3,34 e para o *site* 2, de 0,42 a 4,43 e os maiores valores foram registrados, para os dois *sites*, a partir abril/17. Por fim, os maiores e menores valores da amônia foram registrados em novembro/16 (St1 = 1,58; St2 = 2,19) e outubro/16 (St1 = 8,73; St2 = 4,23), respectivamente. A partir do segundo semestre foi possível perceber um aumento nos valores de amônia, provavelmente em função do lançamento de efluentes domésticos na Enseada dos Anjos durante esse período Coelho-Souza *et al.* (2013).

Figura 9: Média e desvio padrão dos níveis de nutrientes nas áreas de estudo durante o período amostrado (setembro/2016 a setembro/2017). **A)** Site 1; **B)** Site 2.



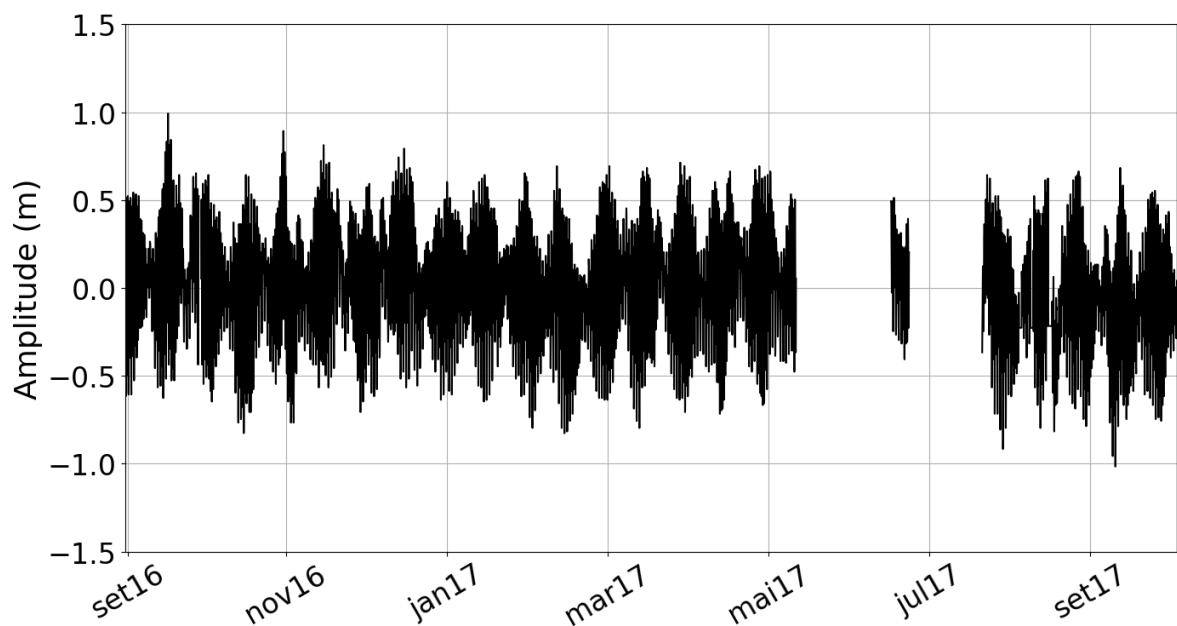
As concentrações dos níveis de clorofila a, b, c e feofitina, para o *site* 1, variaram de 0,03 a 2,73 mg/m³, 0 a 1,34 mg/m³, 0 a 1,28 mg/m³ e 0 a 1,74 mg/m³, respectivamente. Para o *site* 2, a clorofila a variou de 0,03 a 3,34 mg/m³, a clorofila b de 0 a 1,34 mg/m³, a clorofila c de 0 a 3,63 mg/m³ e a feofitina de 0 a 5,70 mg/m³ (Figura 10). Para os dois *sites*, as maiores variações entre os níveis de clorofila foram observadas durante o outono e o inverno. Em função do aumento dos nutrientes a partir do segundo semestre pode-se notar alguns picos nos níveis de clorofila nas áreas de estudo durante esse período.

Figura 10: Média e desvio padrão dos níveis de clorofila a, b, c e feofitina nas áreas de estudo durante o período amostrado (setembro/2016 a setembro/2017). **A)** Site 1; **B)** Site 2.



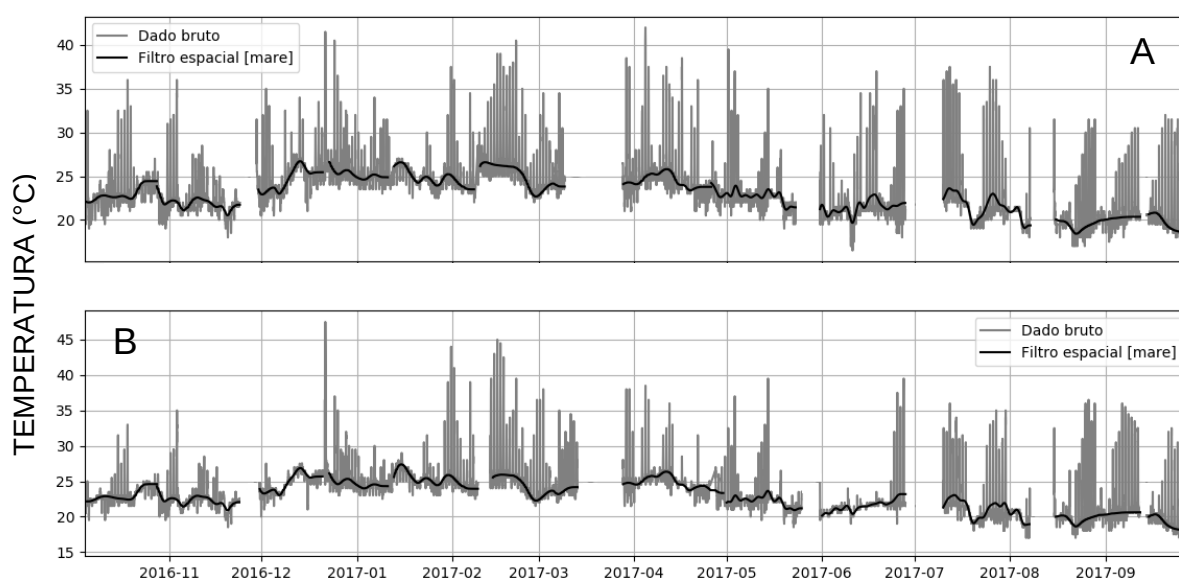
A variação da maré durante o período amostrado pode ser vista na figura abaixo (Figura 11). As placas do *site* 1, expostas a partir da maré 0,3m, permaneceram submersas 72% do tempo enquanto as placas do *site* 2, expostas a partir da maré 0,2m, permaneceram submersas 82% do tempo. Para os dois *sites*, as placas permaneceram maiores períodos fora da água e expostas à temperatura atmosférica e demais fenômenos meteorológicos, durante os meses de fevereiro/17, agosto/17 e setembro/17.

Figura 11: Variação do nível da maré na área do Porto do Forno durante o período amostrado (setembro/2016 a setembro/2017).



A variação da temperatura nas áreas de estudo pode ser vista no gráfico abaixo (Figura 12). A variação da temperatura foi muito similar nas duas áreas. A máxima anual para os dois *sites* foi de 26,5°C e a mínima 17,5°C. Os maiores valores para os dois *sites*, foram registrados durante o verão. Durante o período amostrado, em setembro/17, um possível evento de ressurgência foi observado na área de estudo.

Figura 12: Variação da temperatura nas áreas de estudo durante o período amostrado (setembro/2016 a setembro/2017). **A)** Site 1; **B)** Site 2.



5.2 ANÁLISE DA COMUNIDADE INCRUSTANTE

5.2.1 Táxons Registrados

Dentro das categorias utilizadas para a análise de cobertura ao longo do experimento, 31 táxons foram identificados ao menor nível taxonômico possível. A sinopse taxonômica (segundo o *World Register of Marine Species - Worms*) e as categorias detectadas nas análises de cobertura foram utilizadas para compor a listagem a seguir (Tabela 3).

Tabela 3 (Continua) - Lista dos táxons registrados após o término do experimento para os *sites* 1 e 2 e categorias utilizadas no CPCE para as análises de cobertura. Os táxons sem categoria foram detectados após a triagem em laboratório.

Táxons	Site 1	Site 2	Categoria
Reino Plantae			
Filo Chlorophyta			
Classe Ulvophyceae			
Ordem Cladophorales			
Família Cladophoraceae			
<i>Cladophora spp.</i>	x	x	Chlorophyta
Ordem Ulvales			
Família Ulvaceae			
Gênero <i>Ulva</i>			
<i>Ulva flexuosa</i> Wulfen		x	
<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus		x	
Filo Rhodophyta			
Classe Florideophyceae			
Ordem Gelidiales			
Família Gelidiaceae			
Gênero <i>Gelidium</i>			
<i>Gelidium crinale</i> (Hare ex Turner) Gaillon		x	
Ordem Ceramiales			
Família Ceramiaceae			
Gênero <i>Ceramium</i>			
<i>Ceramium flaccidum</i> (Kütz.) Ardissonne		x	Rhodophyta
Família Rhodomelaceae			
<i>Neosiphonia sp.</i>		x	Rhodophyta
Ordem Corallinales			
Família <i>Corallinacea</i>	x	x	Alga calcária incrustante
Ordem Peyssonneliales			
Família Peyssonneliaceae			
<i>Peyssonnelia sp.</i>		x	
Reino Animalia			
Filo Cnidaria			
Classe Cnidaria			
Ordem Scleractinia			
Família Dendrophylliidae			
<i>Tubastraea coccinea</i> Lesson, 1829		x	<i>Tubastraea</i>
Filo Annelida			
Classe Polychaeta			
Ordem Sabellida			
Família Serpulidae	x	x	Serpulidae
Filo Mollusca			
Classe Bivalvia			
Ordem Ostreida			

Tabela 3 (Continua) - Lista dos táxons registrados após o término do experimento para os *sites* 1 e 2 e categorias utilizadas no CPCe para as análises de cobertura. Os táxons sem categoria foram detectados após a triagem em laboratório.

Táxons	Site 1	Site 2	Categoria
Família Ostreidae			
<i>Ostrea sp.</i>	x	x	Bivalvia
Família Pteriidae			
Gênero <i>Isognomon</i>			
<i>Isognomon bicolor</i> (C. B. Adams, 1845)	x	x	<i>I. bicolor</i>
Gênero <i>Pinctada</i>			
<i>Pinctada imbricata</i> Röding, 1798		x	
Classe Gastropoda			
Ordem Littorinimorpha			
Família Vermetidae			
Gênero <i>Eualetes</i>			
<i>Eualetes tulipa</i> (Rousseau in Chenu, 1843)		x	<i>E. tulipa</i>
Gênero <i>Petaloconchus</i>			
<i>Petaloconchus varians</i> (d'Orbigny, 1839)		x	
<i>Thylaeodus sp.</i>		x	
Filo Arthropoda			
Classe Hexanauplia			
Ordem Thoracica			
Família Balanidae			
Gênero <i>Amphibalanus</i>			
<i>Amphibalanus amphitrite</i> (Darwin, 1854)		x	Recruta de Cirripedia
Gênero <i>Balanus</i>			
<i>Balanus trigonus</i> Darwin, 1854		x	Recruta de Cirripedia
Família Tetracitidae			
Gênero <i>Tetracita</i>			
<i>Tetracita stalactifera</i> (Lamarck, 1818)	x	x	<i>T. stalactifera</i>
Ordem Chthamalus			
Família Chthamalidae			
<i>Chthamalus spp.</i>	x	x	Recruta de cirripedia
Filo Bryozoa			
Classe Gymnolaemata			
Ordem Cheilostomatida			
Família Bugulidae			
Gênero <i>Bugulina</i>			
<i>Bugulina stolonifera</i> (Ryland, 1960)		x	
<i>Bugula sp.</i>		x	Bryozoa sp1
Família Schizoporellidae			
Gênero <i>Schizoporella</i>			
<i>Schizoporella errata</i> (Waters, 1878)	x	x	<i>S. errata</i>
Família Bictiporidae			
Gênero <i>Hippoporina</i>			
<i>Hippoporina indica</i> Madhavan Pillai, 1978		x	

Tabela 3 (conclusão) - Lista dos táxons registrados após o término do experimento para os *sites* 1 e 2 e categorias utilizadas no CPCe para as análises de cobertura. Os táxons sem categoria foram detectados após a triagem em laboratório.

Táxons	Site 1	Site 2	Categoria
Família Watersiporidae			
Gênero <i>Watersipora</i>			
<i>Watersipora subtorquata</i> (d'Orbigny, 1852)		x	
Filo Chordata			
Classe Ascidiacea			
Ordem Stolidobranchia			
Família Styelidae			
Gênero <i>Botrylloides</i>			
<i>Botrylloides nigrum</i> Herdman, 1886	x	x	<i>B. nigrum</i>
<i>Botrylloides giganteum</i> (Pérès, 1949)		x	
Gênero <i>Botryllus</i>			
<i>Botryllus tabori</i> Rodrigues, 1962	x	x	<i>B. tabori</i>
Família Styelidae			
Gênero <i>Styela</i>			
<i>Styela canopus</i> (Savigny, 1816)		x	
Ordem Aplousobranchia			
Família Didemnidae			
<i>Didemnum sp.</i>		x	Didemnidae
Família Holozoidae			
Gênero <i>Distaplia</i>			
<i>Distaplia bermudensis</i> Van Name, 1902		x	
Riqueza	10	31	

A categoria Biofilme foi altamente representativa nos dois *sites* durante todo o experimento. Com base na identificação do biofilme, a composição da comunidade não pôde ser relacionada com as colorações observadas durante as amostragens. Entretanto, diferenças na composição do biofilme foram observadas entre os *sites* 1 e 2. No *site* 1, o biofilme foi composto por 20 táxons com representantes dos filos Cyanobacteria, Ochrophyta, Myxozoa e Fungi. Já no *site* 2, apenas 11 táxons, pertencentes aos filos Cyanobacteria e Ochrophyta, foram observados, também, na composição do biofilme (Tabela 4).

Tabela 4 (Continua) - Composição da comunidade do biofilme por *site*.

Táxons	Site 1	Site 2
Reino Bacteria		
Filo Cyanobacteria		
Classe Cyanophyceae		
Ordem Chroococcales		
Família Dermocarpellaceae		
Gênero <i>Cyanocystis</i>		
<i>Cyanocystis hemisphaerica</i> (Setchell & N.L.Gardner) Kaas, 1985	x	
Gênero <i>Pleurocapsa</i>		
<i>Pleurocapsa entophysaloides</i> Setchell & N.L.Gardner, 1918	x	x
Ordem Nostocales		
Família Rivulariaceae		
Gênero <i>Calothrix</i>		
<i>Calothrix confervicola</i> C.Agardh ex Bornet & Flahault, 1886	x	x
Ordem Oscillatoriales		
Família Oscillatoriaceae		
<i>Oscillatoria</i> sp.	x	x
<i>Plectonema</i> sp.	x	x
<i>Phormidium</i> sp.	x	x
Bactéria Gram-Positiva_Cocci	x	x
Bactéria Gram-Positiva_Bastonete	x	
Reino Chromista		
Filo Ochrophyta		
Classe Bacillariophyceae		
Ordem Bacillariales		
Família Bacillariaceae		
Gênero <i>Bacillaria</i>		
<i>Bacillaria paxillifera</i> (O.F.Müller) T.Marsson, 1901	x	x
Gênero <i>Cylindrotheca</i>		
<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenberg) Reimann & J.C.Lewin, 1964	x	x
<i>Nitzschia</i> sp.	x	
Ordem Licmophorales		
Família Licmophoraceae		
<i>Licmophora</i> sp.	x	x
Ordem Naviculales		
Família Naviculaceae		
<i>Navicula</i> sp.	x	x
Ordem Rhizosoleniales		
Família Rhizosoleniaceae		
Ordem Rhizosoleniales		
Família Rhizosoleniaceae		
<i>Rhizosolenia</i> sp.	x	
Família Striatellaceae		
<i>Grammatophora</i> sp.	x	
Filo Myzozoa		
Classe Dinophyceae		
Ordem Gonyaulacales		
Família Ostreopsidaceae		
<i>Ostreopsis</i> sp.	x	
Ordem Dinophysiales		
Família Dinophysiaceae		
<i>Dinophysis</i> sp.	x	
Dinoflagelado	x	

Tabela 4 (conclusão) - Composição da comunidade do biofilme por *site*.

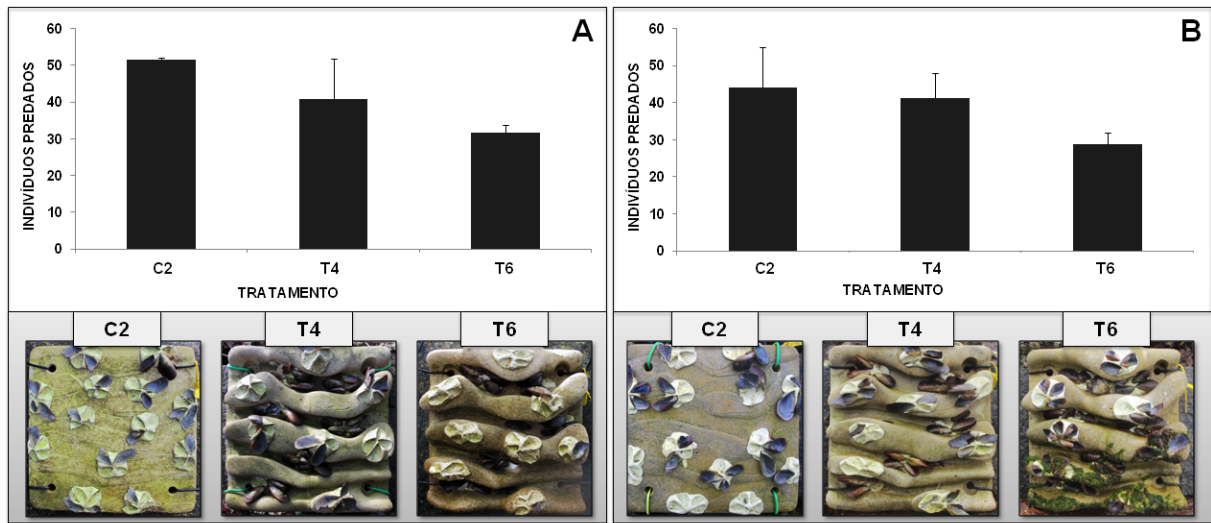
Táxons	Site 1	Site 2
Reino Fungi Filo Ascomycota	x	
Riqueza	20	11

5.2.2 Análise da Comunidade Incrustante

5.2.2.1 Tratamentos com bivalves transplantados

Em relação aos tratamentos com bivalves transplantados, os resultados de porcentagem de cobertura não puderam ser incluídos nas análises. Os bivalves presentes nas estruturas foram predados durante as primeiras 48 horas de exposição e, ao final do primeiro mês, poucos indivíduos haviam sobrevivido (Figura 13). Os maiores valores de indivíduos predados, ao fim do primeiro mês, foram observados no controle 2 (C2) e no tratamento complexo T4 (2,5 cm). Já, a complexidade do tratamento T6 (5 cm) ofereceu aos bivalves maior proteção contra a predação. Evidências como, fragmentos de conchas e conchas rachadas/quebradas foram encontradas nas estruturas e, também, no local. Entretanto, no decorrer do experimento, os bivalves que haviam sobrevivido foram predados pelos gastrópodos *Leucozonia nassa* e *Stramonita brasiliensis*. Diante do exposto, a complexidade acentuada pelos transplantes de bivalves não pôde mais ser um parâmetro a ser testado e, por isso esses tratamentos foram excluídos das análises de cobertura da comunidade incrustante.

Figura 13 - Média e desvio padrão do número de bivalves predados por tratamento e fotografias das placas que sofreram intensa "predação" um mês após o início do experimento. **A)** Site 1; **B)** Site 2.



5.2.2.2 Site 1

O biofilme dominou a comunidade incrustante nas placas dos tratamentos experimentais T3 (placas complexas com 2,5 cm de altura) e T5 (placas complexas com 5 cm de altura) e também dos controles 1 (C1-controle da complexidade) e do artefato (C7) até o fim do experimento. Ao fim do primeiro mês de imersão, as placas de todos os tratamentos experimentais e dos controles foram colonizadas por poliquetos serpulídeos. Estes, a partir do quarto mês, tornaram-se o segundo grupo dominante em termos de cobertura, para os tratamentos com complexidade T3 (M1: 6%; M12: 9%) e T5 (M1: 15%; M12: 10%). Após o segundo mês, recrutas de *Tetracilita stalactífera* colonizaram as placas dos tratamentos experimentais (T3 e T5) e também dos controles C1 e C7. Após o terceiro mês, as placas dos tratamentos T3, T5 e do C7 foram colonizadas por algas calcárias incrustantes. Estas, foram observadas nas placas do C1 a partir do sétimo mês, porém com baixa cobertura (0,7%). Esse tratamento, foi o único colonizado, a partir do quarto mês, pelos bivalves do gênero *Ostrea* (M4: 1% e M12: 7%). Macroalgas do gênero *Cladophora* foram observadas colonizando apenas placas do tratamento T3 entre os meses de novembro/16 (1%) e maio/17 (2%). Além disso, entre abril/17 e agosto/17 as placas desses tratamentos foram colonizadas pelo briozoário *Schizoporella errata* (M7: 1%; M10: 3%), pelo bivalve *Isognomon bicolor* (4%) e pela ascídia *Botrylloides nigrum*.

(0,7%). Por fim, as placas do tratamento T5 foram colonizadas, a partir do sexto mês, pelo bivalve *Isognomon bicolor* (M6: 3%; M12: 5%) (Figuras 14 e 15).

Figura 14 - Porcentagem de cobertura dos organismos incrustantes (C1 - placa controle; T3 - Placa experimental com 2,5 cm de altura; T5 - placa experimental com 5 cm de altura e C7 - placa controle do artefato) no *site* 1 durante o período amostrado (setembro/2016 a setembro/2017).

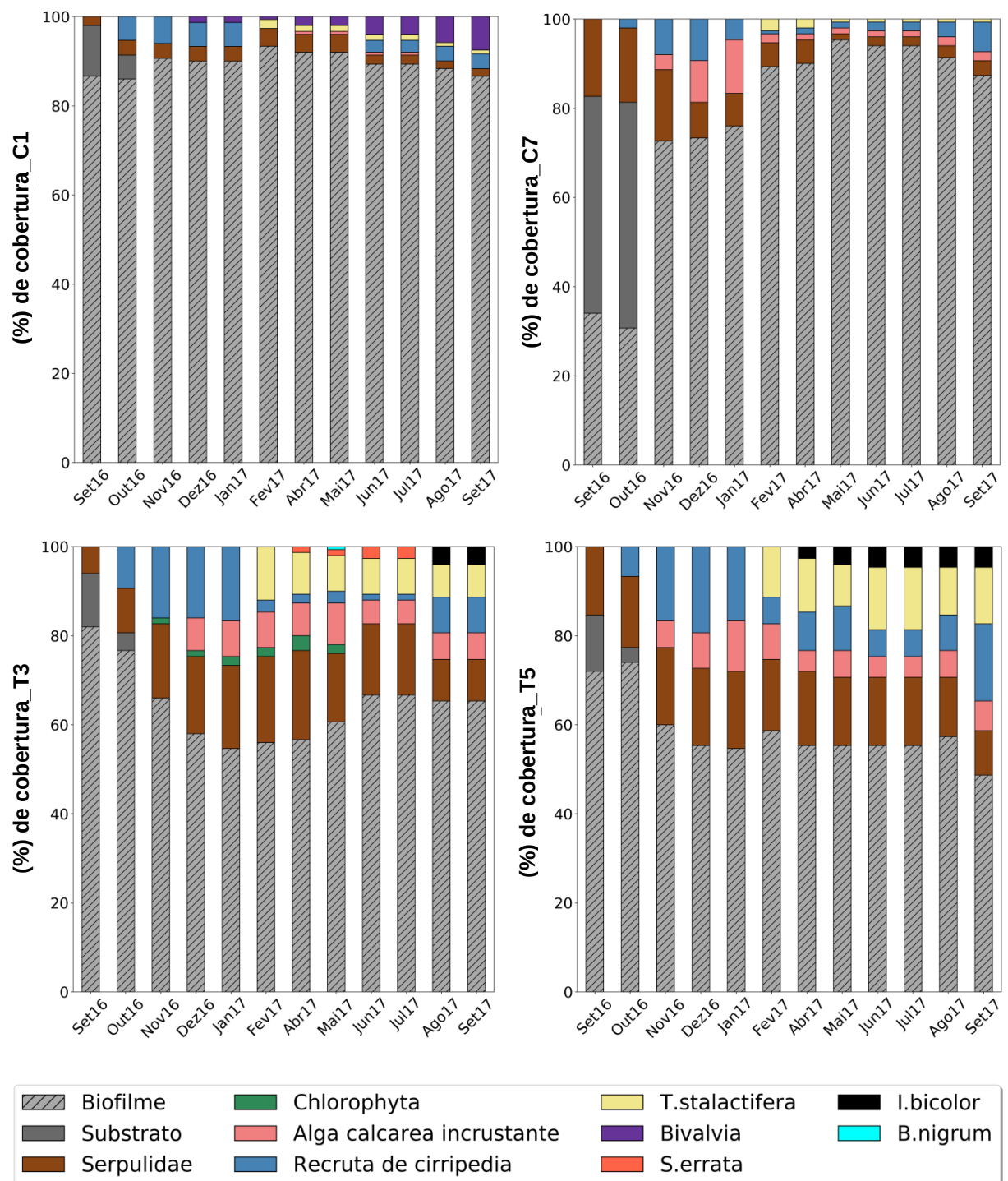
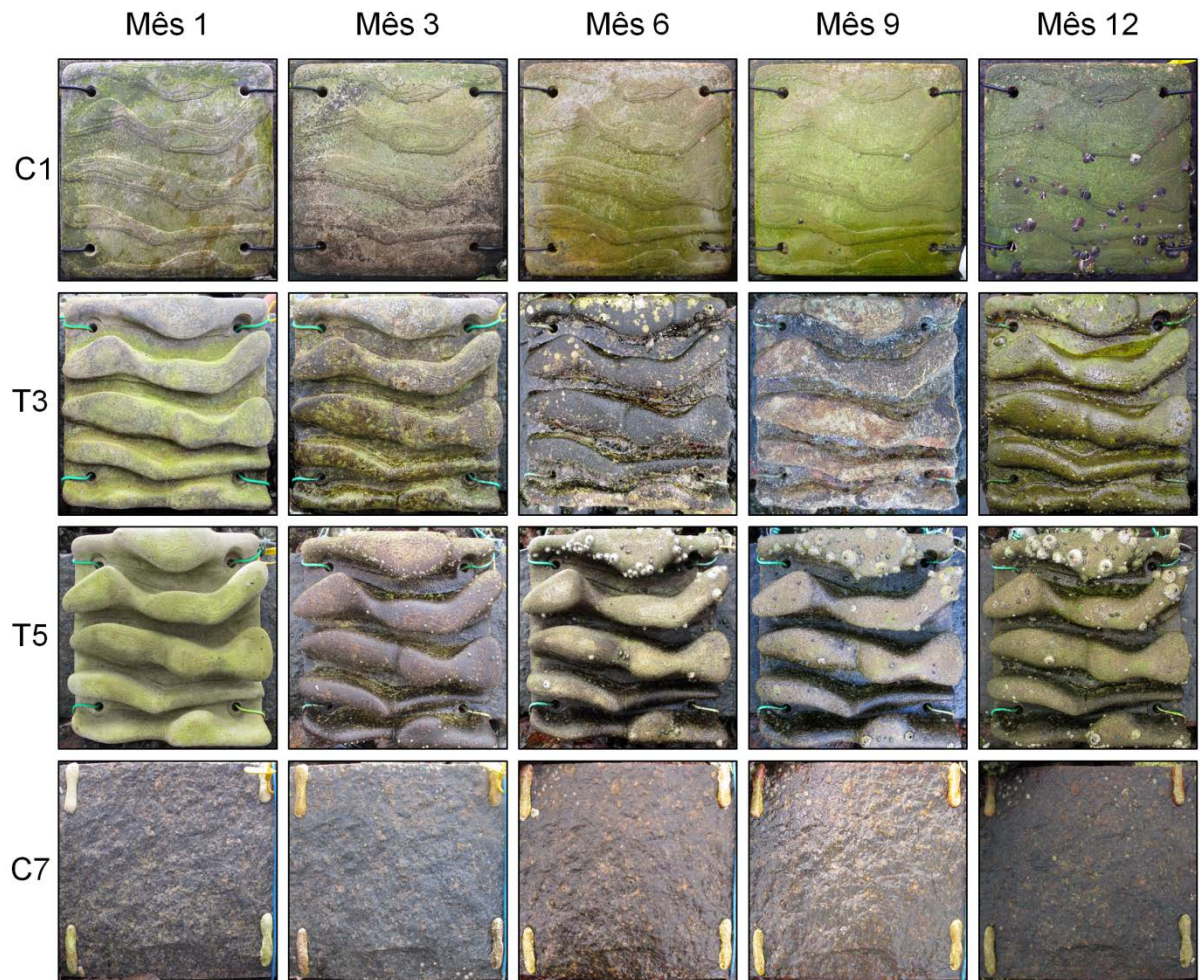


Figura 15 - Fotografias das estruturas (C1 - placa controle; T3 - Placa experimental com 2,5 cm de altura; T5 - placa experimental com 5 cm de altura e C7 - placa controle do artefato) no *site* 1 para os meses: setembro/16, novembro/16, fevereiro/17, junho/17 e setembro/17.



Com base na porcentagem de cobertura das espécies incrustantes, as análises de agrupamento (Cluster) e de ordenação (MDS) evidenciaram, a partir do sexto mês, a formação de dois grupos principais. O grupo 1 compreendeu amostras dos controle 1 (C1) e do artefato (C7) e o grupo 2 compreendeu amostras dos tratamentos com complexidade (T3 - 2,5 cm e T5 - 5 cm) (Figuras 16 e 17). Com base na análise SIMPER, a dissimilaridade entre esses grupos foi de 38% e as categorias mais relevantes para essa dissimilaridade foram biofilme (27%), *T.stalactifera* (17%) e Serpulidae (16%) (Tabela 5). Diferenças significativas entre os grupos 1 e 2 foram evidenciadas, também, através da análise ANOSIM ($R=0,955$; $p=0,1$).

Figura 16 - Dendrograma evidenciando a formação dos grupos 1 (controles 1 (C1) e do artefato (C7) e 2 (tratamentos com complexidade) com base na análise de agrupamento (cluster), a partir do sexto mês de experimento no *site* 1.

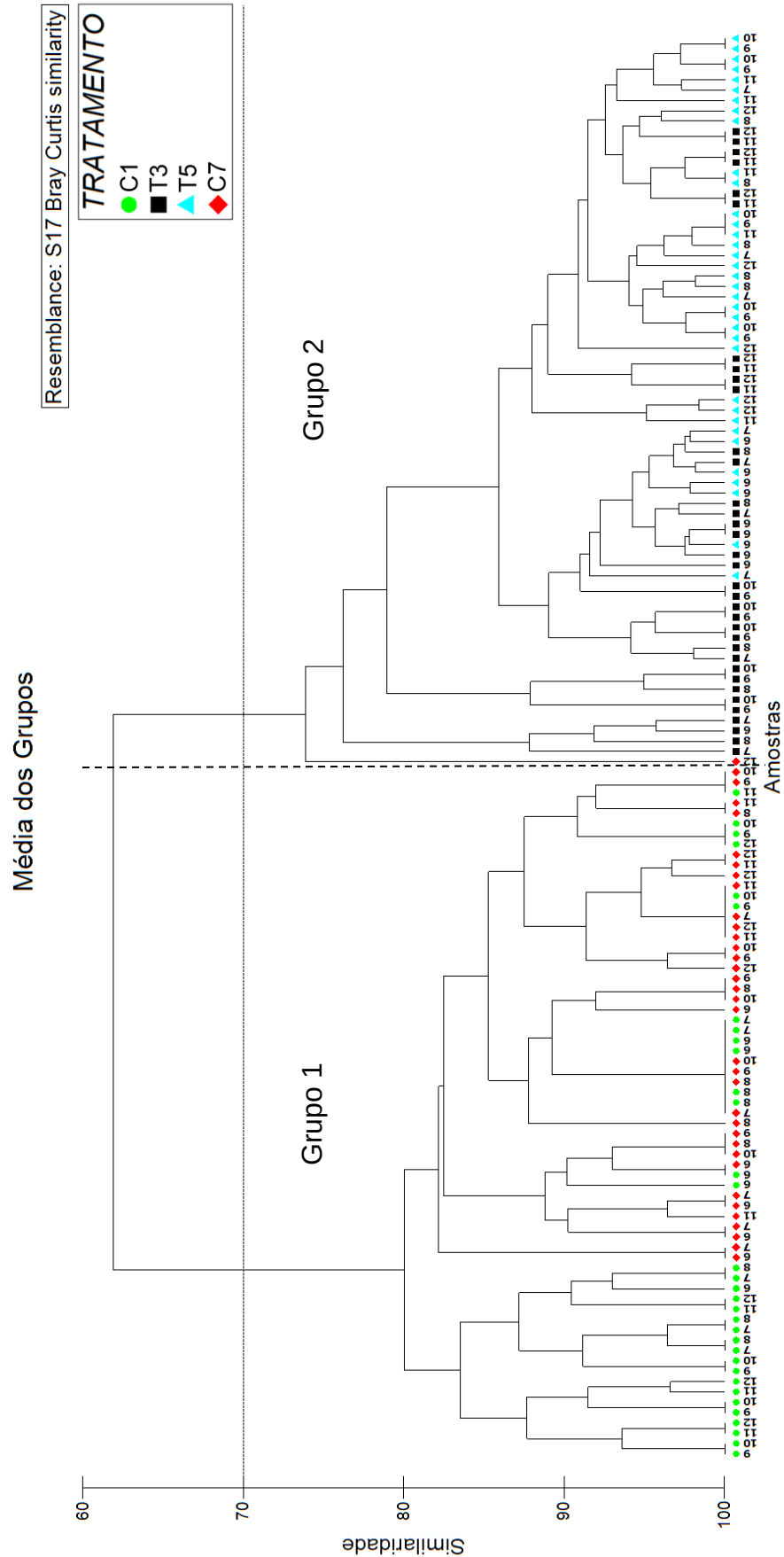


Figura 17 - Análise de ordenação pelo método de escalonamento multidimensional (MDS) baseado na porcentagem de cobertura dos organismos incrustantes entre os tratamentos, a partir do sexto mês de experimento no *site* 1.

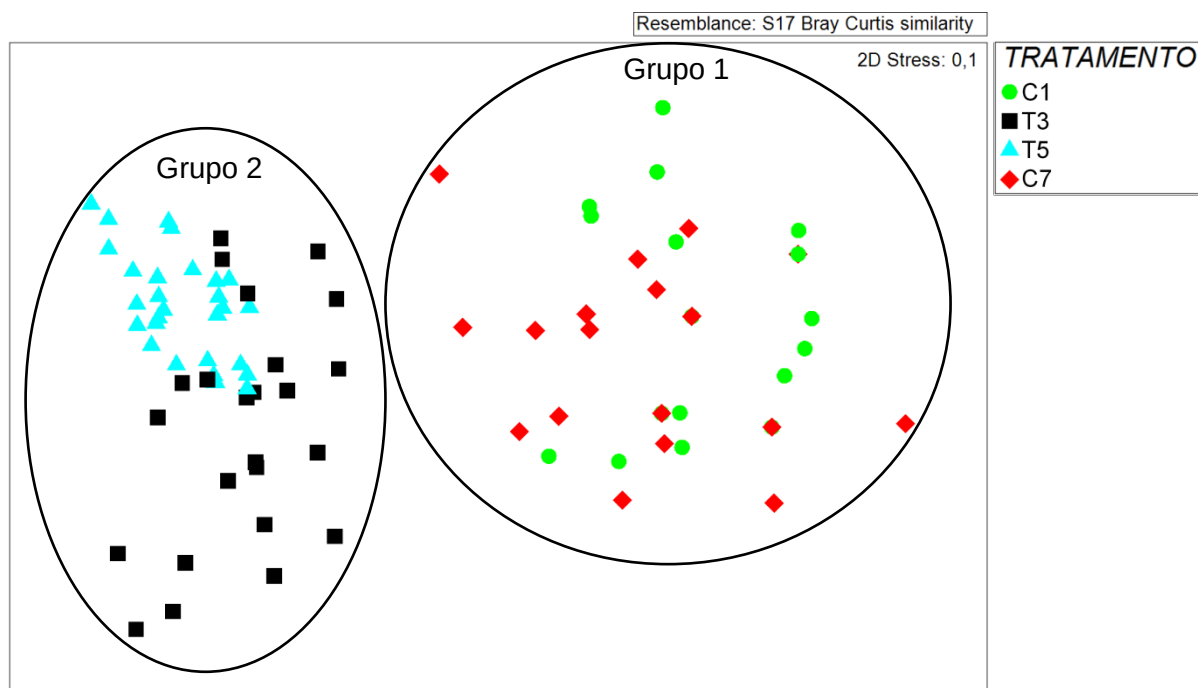


Tabela 5 - Similaridade média (SIMPER) e categorias mais relevantes para a formação dos grupos 1 (controles 1 (C1) e do artefato (C7)) e grupo 2 (tratamentos com complexidade (T3 e T5)) no site 1, através das análises cluster e MDS.

Grupos	Similaridade	Categorias	Contribuição (%)	Contribuição Cumulativa (%)
1 (C1 e C7)	83,66%	Biofilme	86,26	86,26
		Serpulidae	7,36	93,62
2 (T3 e T5)	85,88%	Biofilme	44,30	44,30
		Serpulidae	18,58	62,87
		<i>T. stalactifera</i>	14,49	77,37
		Alga calcarea incrustante	11,77	89,14
		Recruta de Cirripedia	8,03	97,17

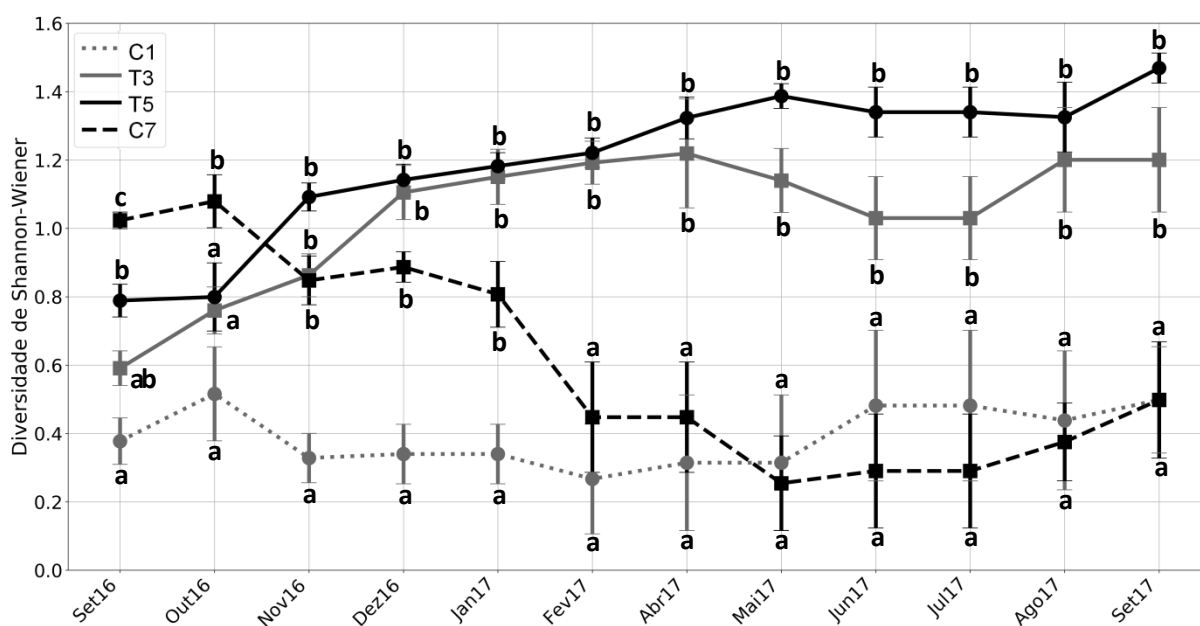
Quanto ao Índice de Diversidade de Shannon-Wiener, diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos durante o experimento (ANOVA $F=20,194$; $p<0,05$) (Tabela 6). Em geral, os maiores valores do índice de diversidade foram registrados nos tratamentos com complexidade (T3 e T5). Durante o período amostrado, os tratamentos complexos não foram significativamente diferentes. Porém, diferenças significativas entre os tratamentos complexos (T3 e T5) e os controles foram observadas a partir do primeiro mês no C1, com exceção

do segundo mês, e do sexto mês no C7 (Figura 18). Por fim, a partir do quinto mês diferenças significativas não foram observadas entre os controles C1 e C7.

Tabela 6 - ANOVA de medidas repetidas entre os tratamentos no *site* 1, com base na Diversidade de Shannon-Wiener, durante o período amostrado.

	Graus de Liberdade	F	p
Tempo	11	4,470	<0,05
Tratamento	3	67,359	<0,05
Tempo X Tratamento	33	20,194	<0,05

Figura 18 - Média e desvio padrão dos valores de Diversidade de Shannon-Wiener por tratamento durante o período amostrado no *site* 1. As letras indicam os tratamentos com diferenças significativas dentro de cada mês. Letras iguais representam grupos iguais e letras diferentes representam grupos diferentes.



5.2.2.3 Site 2

O biofilme dominou, em termos de cobertura ($\geq 50\%$), a comunidade incrustante presente nas placas do controles 1 (C1) e do artefato (C7) e dos tratamentos experimentais T3 e T5 durante a maior parte dos meses amostrados. Entretanto, ao fim do primeiro mês de imersão, algas Chlorophyta e Rhodophyta e poliquetos serpulídeos recrutaram nas placas de todos os tratamentos. Os poliquetos serpulídeos tornaram-se o terceiro dominante em termos de cobertura,

para os tratamentos com complexidade T3 (19%) e T5 (19%). A partir do segundo mês, as placas dos tratamentos com complexidade T3 e T5 foram colonizadas por algas calcárias incrustantes, que posteriormente colonizaram também, as placas do controle do artefato (C7) (dezembro/16) e do controle 1 (C1) (fevereiro/16). A categoria alga calcárea incrustante tornou-se o segundo dominante para os tratamentos com complexidade T3 (22%) e T5 (29%). A colonização por recrutas de *Tetraclita stalactifera* teve início a partir do quarto mês no C1 (2%) e do segundo mês nos tratamentos T3 (3%), T5 (3%) e no C7 (9%). O briozoário *Schizoporella errata* foi observado, a partir do quarto e do sétimo mês nas placas dos tratamento T5 (5%) e T3 (3%), respectivamente. O bivalve *Isognomon bicolor* (1%) foi observado, apenas nas placas do tratamento T5, a partir do sétimo mês. Além disso, entre o maio/17 e setembro/17, *Tubastraea coccinea* (1%), *Pinctada imbricata* (0,6%) e *Eualetes tulipa* (1%), foram observados colonizando, com baixa cobertura, as placas do tratamento T5 (Figuras 19 e 20).

Figura 19 - Porcentagem de cobertura dos organismos incrustantes (C1 - placa controle; T3 - Placa experimental com 2,5 cm de altura; T5 - placa experimental com 5 cm de altura e C7 - placa controle do artefato) no *site* 2 durante o período amostrado (setembro/2016 a setembro/2017).

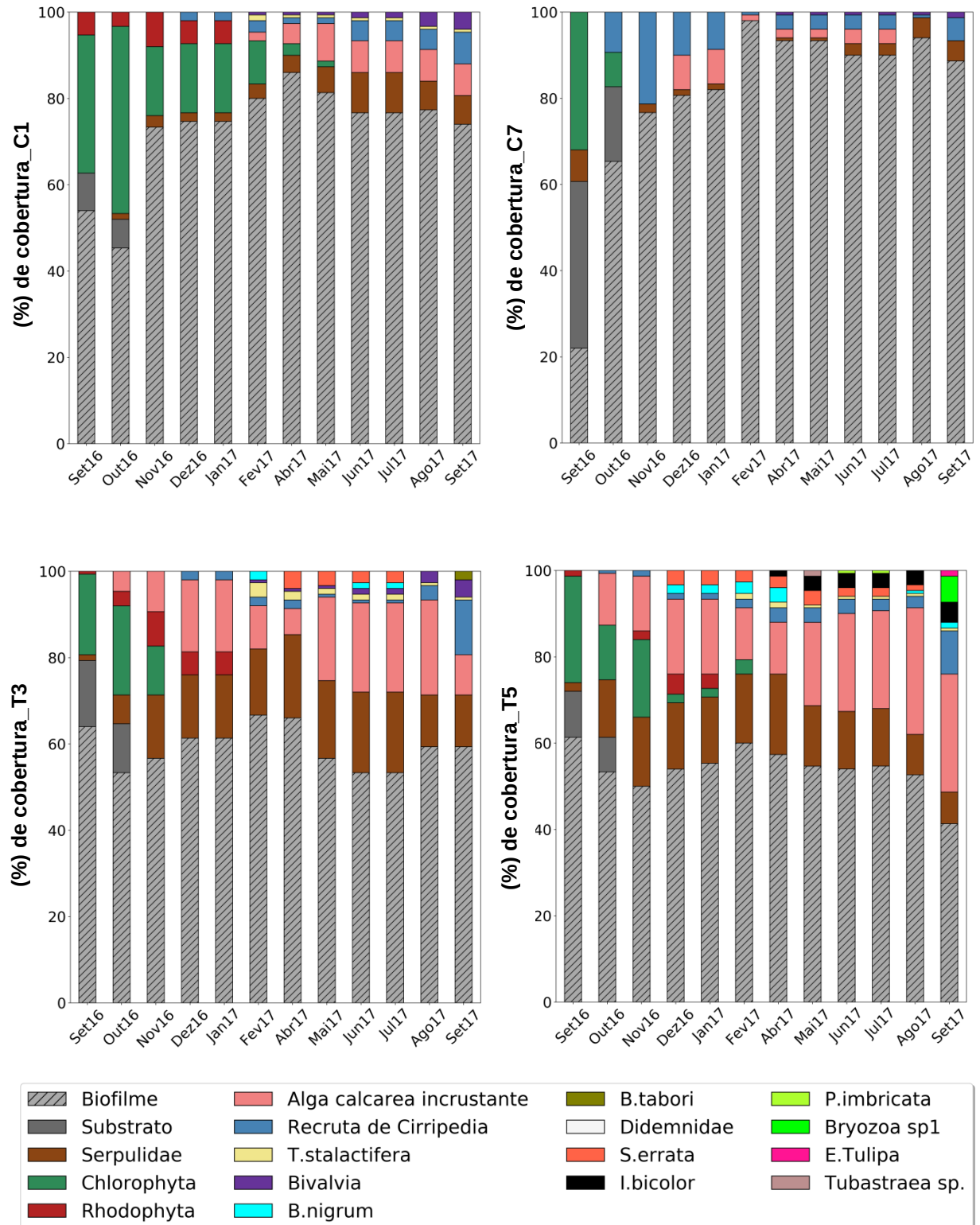
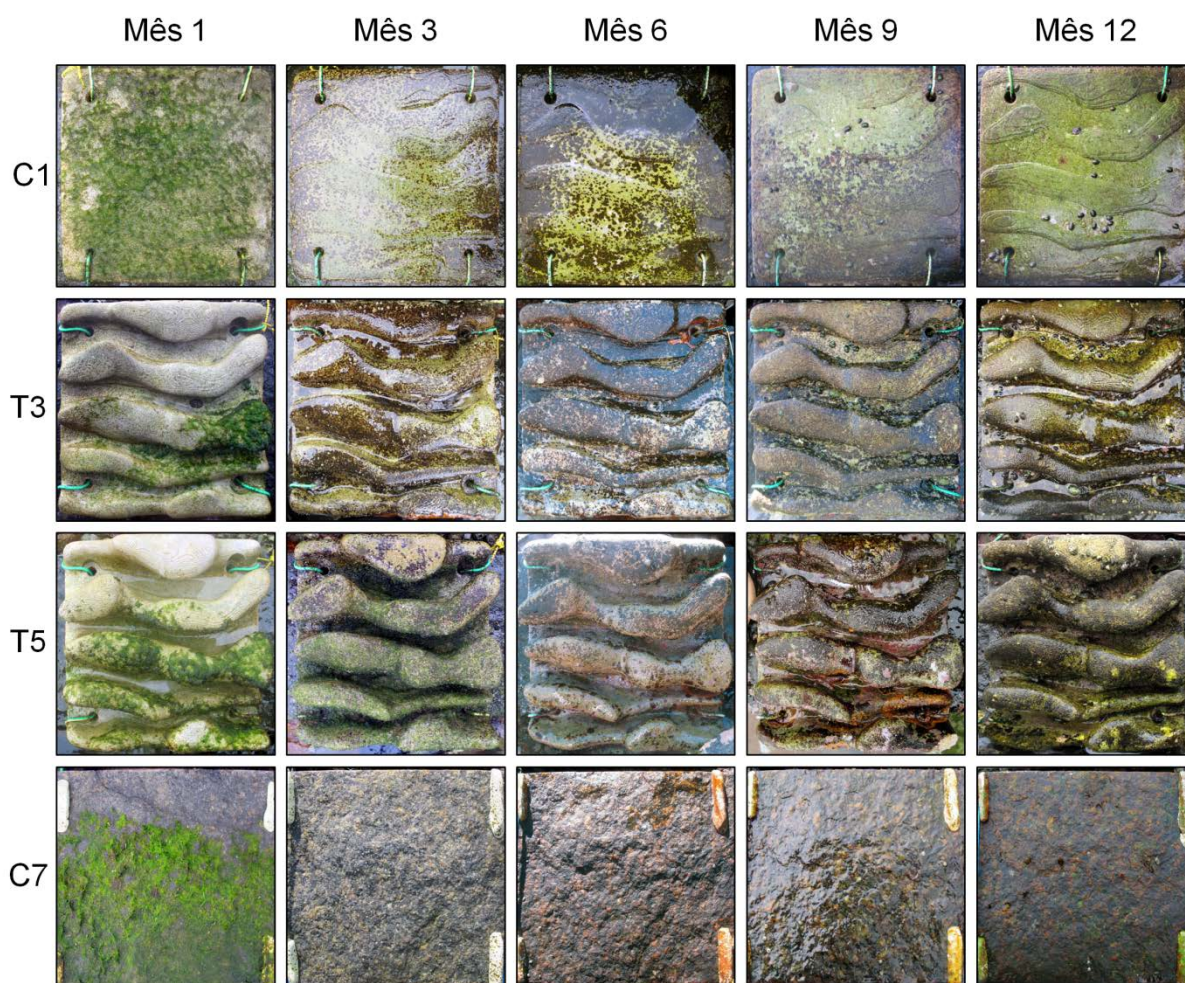


Figura 20 - Fotografias das estruturas (C1 - placa controle; T3 - Placa experimental com 2,5 cm de altura; T5 - placa experimental com 5 cm de altura e C7 - placa controle do artefato) no *site* 2 para os meses: setembro/16, novembro/16, fevereiro/17, junho/17 e setembro/17.



Com base na porcentagem de cobertura das espécies incrustantes, as análises de agrupamento (Cluster) e de ordenação (MDS) evidenciaram, a partir do sexto mês, a formação de dois grupos principais. O grupo 1 compreendeu amostras dos controles 1 (C1) e do artefato (C7) e o grupo 2, amostras dos tratamentos com complexidade (T3 e T5) (Figuras 21 e 22). Com base na análise SIMPER, a dissimilaridade entre esses grupos foi de 35% e as categorias que mais contribuíram para essa dissimilaridade foram biofilme (26%), Alga calcárea incrustante (20%) e Serpulidae (16%) (Tabela 7). Diferenças significativas entre os grupos 1 e 2 foram evidenciadas, também, através da análise ANOSIM ($R=0,814$; $p=0,1$).

Figura 21 - Dendrograma evidenciando a formação dos grupos 1 (controles 1 (C1) e do artefato (C7)) e 2 (tratamentos com complexidade) com base na análise de agrupamento (cluster), a partir do sexto mês de experimento no *site* 2.

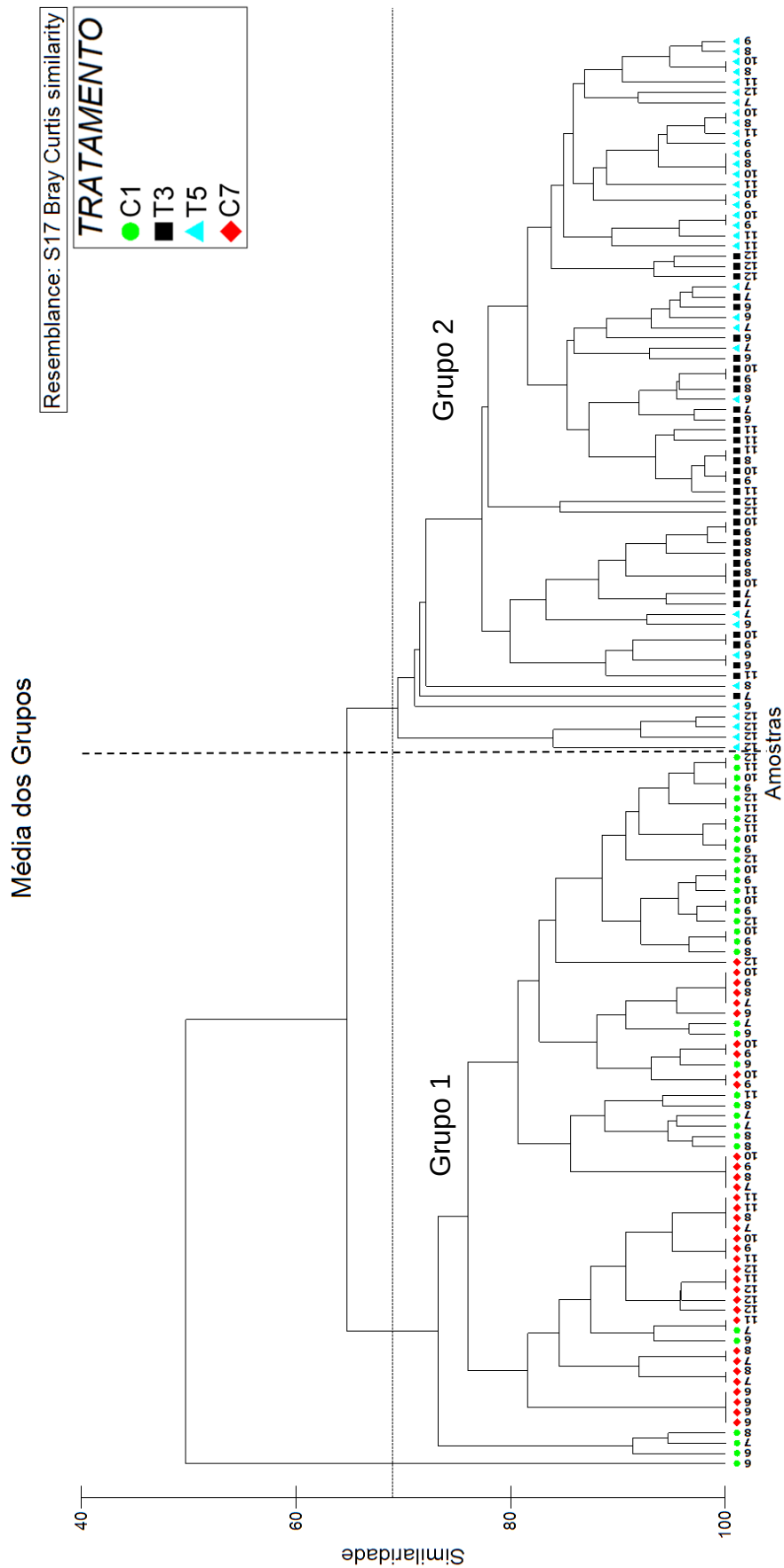


Figura 22 - Análise de ordenação pelo método de escalonamento multidimensional (MDS) baseado na porcentagem de cobertura dos organismos incrustantes entre os tratamentos, partir do sexto mês de experimento no *site* 2.

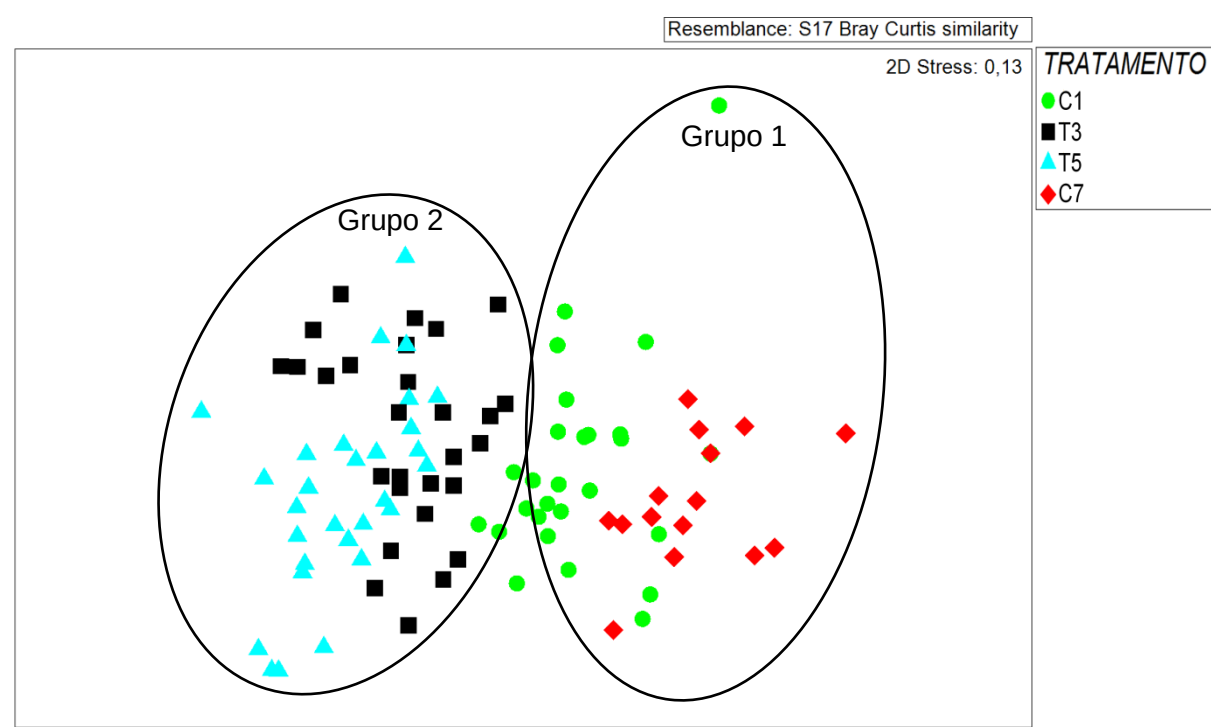


Tabela 7 - Similaridade média (SIMPER) e categorias mais relevantes para a formação dos grupos 1 (controles 1(C1) e do artefato (C7)) e grupo 2 (tratamentos com complexidade (T3 e T5)) no site 2, através das análises cluster e MDS.

Grupos	Similaridade	Categorias	Contribuição (%)	Contribuição Cumulativa (%)
1 (C1 e C7)	80,87%	Biofilme	78,98	78,98
		Serpulidae	7,96	86,93
		Alga calcarea	6,30	93,24
		incrustante		
2 (T3 e T5)	82,73%	Biofilme	26,41	26,41
		Alga calcarea	20,17	46,59
		incrustante	16,23	62,82
		Serpulidae	8,80	71,62
		Recruta de cirripedia	5,99	77,61
		<i>I.bicolor</i>	5,39	83
		<i>S.errata</i>	5	88
		<i>T.stalactífera</i>	4,15	92,15
		Bivalvia		

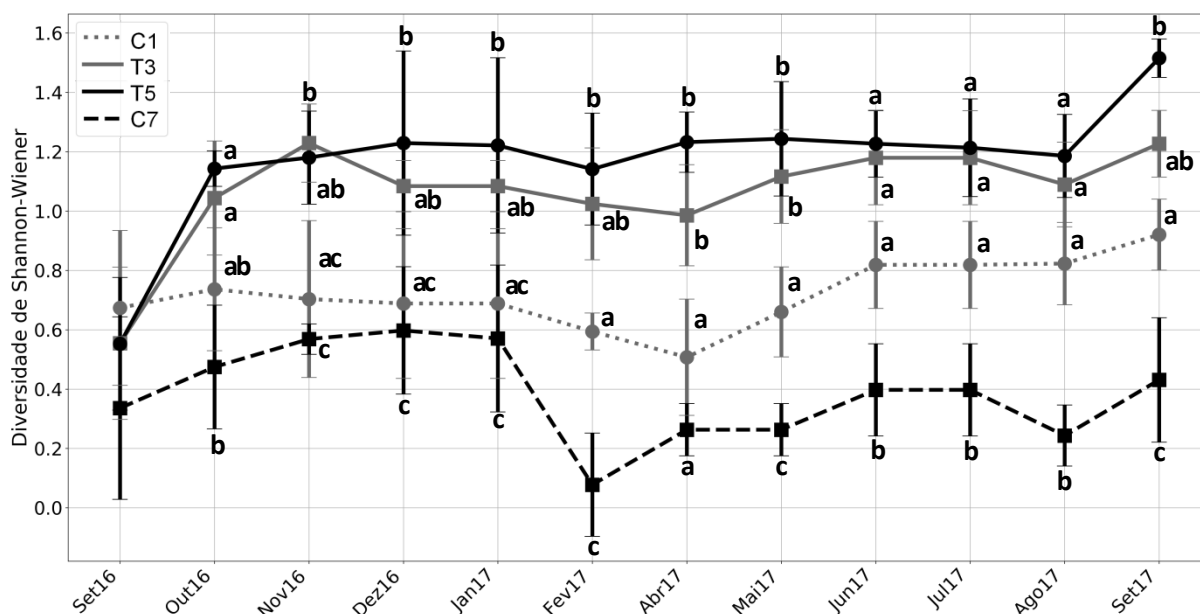
Quanto ao Índice de Diversidade de Shannon-Wiener, diferenças significativas foram observadas entre os tratamentos durante o experimento (ANOVA $F=3,699$; $p<0,05$) (Tabela 8). Em geral, os maiores valores do índice de

diversidade, assim como no *site* 1, foram observados nos tratamentos com complexidade (T3 e T5). Durante o período amostrado os tratamentos complexos T3 e T5 não foram significativamente diferentes. No tratamento complexo T3, os valores do índice não foram significativamente diferentes do controle 1 (C1-placas planas), porém foram do controle do artefato (C7) a partir do sexto mês. Por outro lado, o tratamento complexo T5 foi significativamente diferente do C7, a partir do segundo mês e também do C1, a partir do quarto mês. Por fim, diferenças significativas entre os controles C1 e C7 foram observadas a partir do sexto mês (Figura 23).

Tabela 8 - ANOVA de medidas repetidas entre os tratamentos no site 2, com base na Diversidade de Shannon-Wiener, durante o período amostrado.

	Graus de Liberdade	F	P
Tempo	11	12,839	<0,05
Tratamento	3	68,191	<0,05
Tempo X Tratamento	33	3,699	<0,05

Figura 23 - Média e desvio padrão dos valores de Diversidade de Shannon-Wiener por tratamento durante o período amostrado no *site* 2. As letras indicam os tratamentos com diferenças significativas dentro de cada mês; Letras iguais representam grupos iguais e letras diferentes representam grupos diferentes.



5.2.3 Status das Espécies Encontradas

Dentre os organismos identificados a nível de espécie, 9 foram nativas (Tabela 9), 5 criptogênicas e 7 exóticas para a costa brasileira (Tabela 10). Dentre as espécies exóticas identificadas *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829, *Styela canopus* (Savigny, 1816), *Balanus trigonus* Darwin, 1854, *Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854), *Bugulina stolonifera* (Ryland, 1960), *Watersipora subtorquata* (d'Orbigny, 1852), *Botrylloides giganteum* (Pérès, 1949) e *Distaplia bermudensis* Van Name, 1902 foram identificadas após a triagem do material dentro das frestas das placas dos tratamentos complexos (T3 e T5).

Tabela 9 - Lista de espécies nativas que colonizaram as placas experimentais.

ESPÉCIE	STATUS	TRATAMENTO
<i>Ulva flexuosa</i> Wulfen, 1803	Nativa	C1
<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus, 1753	Nativa	C1
<i>Gelidium crinale</i> (Hare ex Turner) Gaillon, 1828	Nativa	T3,T5
<i>Ceramium flaccidum</i> (Kütz.) Ardissonne	Nativa	C1,T3,T5
<i>Pinctada imbricata</i> Röding, 1798	Nativa	T5
<i>Petaloconchus varians</i> (d'Orbigny, 1839)	Nativa	T3,T5
<i>Tetraclita stalactifera</i> (Lamarck, 1818)	Nativa	C1,T3,T5,C7
<i>Botryllus tabori</i> Rodrigues, 1962	Nativa	T3
<i>Hippoporina indica</i> Madhavan Pillai, 1978	Nativa	T5

Tabela 10 - Lista de espécies exóticas e criptogênicas com origem e distribuição para o Brasil (N - Norte; NE - Nordeste; SE - Sudeste; S - Sul). Adaptado de Rocha *et al.* 2013; Almeida *et al.*, 2015 e Granthom-Costa (2017).

ESPÉCIE	STATUS	ORIGEM	DISTRIBUIÇÃO	TRATAMENTO
<i>Isognomon bicolor</i> (C. B. Adams, 1845)	Exótica	Mar do Caribe	N/NE/SE	T3/T5
<i>Eualetes tulipa</i> (Rousseau in Chenu, 1843)	Exótica	Panamá	NE/SE	T5
<i>Balanus trigonus</i> Darwin, 1854	Exótica	Desconhecida	N/NE/SE/S	T5
<i>Amphibalanus amphitrite</i> (Darwin, 1854)	Exótica	Desconhecida	N/NE/SE/S	T5
<i>Bugulina stolonifera</i> (Ryland, 1960)	Criptogênica	Desconhecida	NE/SE/S	T5
<i>Schizoporella errata</i> (Waters, 1878)	Exótica	Desconhecida	NE/SE	T3/T5
<i>Watersipora subtorquata</i> (d'Orbigny, 1852)	Exótica	Desconhecida	NE/SE	T5
<i>Botrylloides nigrum</i> Herdman, 1886	Criptogênica	Desconhecida	NE/SE/S	T3/T5
<i>Botrylloides giganteum</i> (Pérès, 1949)	Criptogênica	Desconhecida	NE/SE/S	T3/T5
<i>Styela canopus</i> (Savigny, 1816)	Criptogênica	Desconhecida	SE	T5
<i>Distaplia bermudensis</i> Van Name, 1902	Criptogênica	Desconhecida	NE/SE/S	T3/T5
<i>Tubastraea coccinea</i> Lesson, 1829	Exótica	Pacífico	NE/SE/S	T5

6 DISCUSSÃO

Placas experimentais têm sido utilizadas em diferentes estudos que visam compreensão dos processos ecológicos nas comunidades bentônicas (Altvater & Coutinho, 2015; Loke *et al.*, 2016). No presente estudo, placas experimentais foram utilizadas com o objetivo de verificar a influência da complexidade do microhabitat na comunidade incrustante. Essas placas foram utilizadas, também, nos outros 26 locais do Projeto Mundial de Portos (WHP), para permitir uma futura comparação dos resultados.

Quanto aos parâmetros abióticos obtidos durante o experimento, a área do Porto do Forno pode ser considerada um ambiente oligotrófico, corroborando o que foi reportado por Soares-Gomes *et al.* (2016) para a região. Entretanto, essa região foi considerada impactada por Messano *et al.* (2014), que compararam os níveis de nutrientes na área do Porto do Forno com a Ilha do Cabo Frio. Apesar da baixa disponibilidade de nutrientes dentro da Baía dos Anjos, Soares-Gomes *et al.* (2016) enfatizaram que, diante do crescimento populacional e dos impactos antropogênicos provenientes da urbanização e das atividades portuárias, os impactos na diversidade local estão se tornando cada vez evidentes.

Durante o período amostrado, em eventos esporádicos, os níveis de nutrientes e clorofila obtidos na área do Porto do Forno foram equiparados aos encontrados em ambientes eutrofizados (Mayer-Pinto & Junqueira, 2003). Esses eventos podem estar relacionados aos períodos de fortes chuvas e consequentemente, às descargas de efluentes domésticos na Enseada dos Anjos, como também descrito por Coelho-Souza *et al.* (2013). Apesar dos baixos valores de nutrientes obtidos na área de estudo, a baixa diversidade observada no local pode ser considerada um indicador dos efeitos da poluição no desenvolvimento da comunidade incrustante. Dentre esses efeitos, destaca-se a alta disponibilidade de substrato vazio assim como a alta riqueza de espécies exóticas e criptogênicas.

Vale ressaltar que a composição da comunidade na área de estudo, com exceção de algumas espécies exóticas restritas aos substratos artificiais na área do Porto do Forno, é similar a outros substratos naturais dentro da Enseada dos Anjos. Em termos de composição da comunidade, o quebra-mar é a estrutura artificial considerada mais similar ao substrato natural (Bulleri & Chapman, 2004). Burt *et al.*

(2011) descrevem a sucessão nesses substratos como complexa e transitória, na qual, diferenças são descritas como consequência do tempo de construção. Assim, os substratos artificiais podem apresentar, quanto a composição da comunidade, semelhanças com os ambientes naturais. Entretanto, diferenças na estrutura dessas comunidades, assim como na abundância dos organismos foram observadas em estudos anteriores (Chapman & Bulleri, 2003; Bulleri & Chapman, 2004).

Quanto a sucessão nas estruturas experimentais, o domínio inicial de algas filamentosas e cirripédios é largamente reportado para estudos de processo de sucessão. Esses organismos, característicos das fases iniciais, são considerados oportunistas, de crescimento rápido e curto ciclo de vida (Ceccarelli *et al.*, 2011; Poore, 2012). Em contrapartida, a estabilidade do cirripédio *Tetracilita stalactifera*, pode ter sido afetada pela competição intra-específica, descrita como causa de eliminação rápida entre os cirripédios e também pela predação (Richmond & Seed, 1991). A intensa predação dos recrutas de *Tetracilita stalactifera* pelo gastrópodo *Leucozonia nassa* foi frequentemente observada nas áreas de estudo.

As algas calcárias incrustantes, consideradas características de estágios tardios da sucessão e de crescimento lento (Orfanidis *et al.*, 2011), foram observadas a partir de períodos iniciais na área de estudo. A colonização das algas calcárias em fases iniciais da sucessão, junto às macroalgas filamentosas, foi observada também por Mariath *et al.* (2013). Entretanto, o aumento na cobertura e a estabilidade desse grupo foi observado apenas nos períodos finais da amostragem assim como descrito em trabalhos anteriores (De Brito *et al.*, 2007; Masi *et al.*, 2015). Além disso, a colonização tardia por outros organismos considerados de crescimento lento seguiu os padrões descritos na literatura. Os colonizadores tardios identificados nas estruturas experimentais foram o briozoário *Schizoporella errata* (Sutherland, 1978), o bivalve *Isognomon bicolor* (López *et al.*, 2014), o coral escleractíneo *Tubastraea coccinea* (Araújo, 2016) e o vermetídeo *Eualetes tulipa* (Spotorno *et al.*, 2017).

Diferenças na composição da comunidade foram observadas entre os *sites* 1 e 2, apesar de ambos sustentarem uma comunidade característica da faixa do mediolitoral (López *et al.*, 2010). Ao fim do experimento, organismos menos resistentes à dessecação, como ascídias e algas calcárias incrustantes (Villas-Boas *et al.*, 2005; Moschella *et al.*, 2005), foram observados em maior abundância no *site* 2. O conjunto de placas deste *site*, comparado ao *site* 1, permaneceu submerso por

maiores períodos. Cabe ressaltar que a oscilação da maré é um dos fatores que define a estrutura e a composição da comunidade na região do entremarés (Underwood, 1981). Assim, o conjunto de placas dos *sites* 1 e 2, apesar de instalados no mesmo nível de maré, devido a irregularidade do substrato, apresentaram uma pequena variação na profundidade, observada apenas ao longo do experimento. Com isso, provavelmente em função do aumento do tempo de imersão, os maiores valores de riqueza foram observados no *site* 2.

Apesar dos maiores valores de riqueza encontrados no *site* 2, a alta cobertura do biofilme e a baixa cobertura de espécies raras contribuíram para valores muito similares quanto ao índice de diversidade nos dois *sites*. No entanto, para os dois *sites*, os maiores valores do índice de diversidade foram observados nos tratamentos com complexidade T3 e T5. Entretanto, no *site* 2 a complexidade topográfica oferecida pelo tratamento T3 não provocou diferença na diversidade quando comparada com a placa sem complexidade, evidenciando que o maior nível de complexidade topográfica (T5) foi mais eficaz no aumento da diversidade na área de estudo. Essa relação entre o aumento do nível da complexidade e o aumento da riqueza e da diversidade em substratos artificiais também foi observada por Loke & Todd (2015) em Singapura e por Morris *et al.* (2017) em Sydney.

Dessa forma, os resultados apresentados no presente estudo confirmaram a hipótese de que estruturas complexas com diferentes níveis topográficos proporcionam maior diversidade específica, uma vez que as placas complexas com 2,5 e 5 cm de altura apresentaram, a partir do 6º mês, maior riqueza e diversidade em ambos os *sites*, comparadas aos controles.

Atualmente, o uso de técnicas de Eco-engenharia para aumentar a biodiversidade em ambientes degradados tem sido bastante explorado e diferentes estratégias têm sido utilizadas para promover a biodiversidade nessas áreas (Firth *et al.*, 2014; Loke *et al.*, 2014; Firth *et al.*, 2016; Morris *et al.*, 2017). Loke & Todd (2015), assim como Morris *et al.* (2017), através de seus experimentos de manipulação de complexidade topográfica, observaram efeitos significativos no aumento da diversidade local, seja em função do aumento da comunidade incrustante ou dos organismos associados, que utilizam os refúgios das estruturas complexas como proteção contra a dessecação e predação.

A hipótese de que o transplante de um bivalve aumentaria a diversidade, não pode ser testada adequadamente pois a maioria dos indivíduos fixados nas

estruturas foram predados durante os meses iniciais. Entretanto, o efeito da complexidade como refúgio contra a predação pode ser observado, uma vez que os indivíduos dentro das frestas das estruturas experimentais conseguiram proteção por maiores períodos. Evidências de que a incorporação de microhabitats complexos em estruturas artificiais pode melhorar a sobrevivência de espécies nativas foram também observadas por Strain *et al.* (2017a) através de um estudo do Projeto Mundial de Portos (WHP).

Em relação ao uso dessas técnicas em Arraial do Cabo para a prevenção das bioinvasões, os resultados indicam que o aumento da diversidade nas estruturas com maior complexidade não foi suficiente para inibir a colonização por espécies exóticas. Assim, como todas as espécies foram encontradas nos tratamentos complexos (vide Tabela 10), a hipótese de que o aumento da diversidade, em função do aumento da complexidade, iria inibir a colonização por espécies exóticas, foi rejeitada. Alguns aspectos devem ser considerados para embasar esses resultados. O Porto do Forno possui um grande número de espécies exóticas já estabelecidas (Granthom-Costa *et al.*, em preparação) e a abundância dessas espécies implica em um maior aporte de larvas para colonização, aliado ao fato das placas não terem apresentado cobertura total no período de estudo. Assim, a disponibilidade de substrato pode ter contribuído para a colonização das espécies exóticas, uma vez que a competição por espaço não foi um fator limitante para a comunidade incrustante. A presença de espécies exóticas em estruturas complexas foi observada também Morris *et al.* (2017) em estudo similar do projeto WHP em Sydney. Entretanto, os autores desse estudo, consideram os resultados positivos, apesar da presença de NIS nas estruturas, já que a riqueza de espécies nativas foi significativamente maior do que a riqueza de espécies exóticas.

Apesar do sucesso dessas intervenções para a recuperação da diversidade nativa e de ambientes degradados ter sido evidenciada em estudos anteriores, a utilização dessas técnicas para a prevenção das bioinvasões ainda é pouco conhecida. Além da complexidade do habitat, outros fatores influenciam os processos de estruturação das comunidades incrustantes (Chapman & Underwood, 2011) e estes precisam ser melhor avaliados. A compreensão dos padrões de desenvolvimento das comunidades incrustantes nos substratos artificiais é essencial para a elaboração da gestão dos ambientes marinhos (Moschella *et al.*, 2005; Burt *et al.*, 2011). Compreender a relação entre a complexidade e o aumento da

diversidade, assim como o aumento da diversidade e o estabelecimento de espécies exóticas é de extrema importância para a elaboração de projetos futuros que visem a recuperação de ambientes urbanizados, pois os substratos artificiais, construídos em áreas costeiras, são considerados *hotspot* para espécies exóticas (Glasby *et al.*, 2007; Airolidi *et al.*, 2015; Dafforn, 2017).

7 CONCLUSÕES

- O aumento da diversidade observado nas estruturas complexas evidenciou que a complexidade topográfica influencia na diversidade local. Entretanto, mais estudos são necessários a fim de melhorar a eficácia das técnicas a serem aplicadas em cada área.

- Espécies exóticas foram observadas colonizando as estruturas complexas, mesmo com o aumento da diversidade. Portanto, para a implementação de técnicas de Eco-engenharia em áreas portuárias com o objetivo de inibir a colonização por espécies exóticas, é preciso compreender tanto as características ambientais como a dinâmica da comunidade local.

- Compreender melhor a relação entre a complexidade do habitat, o aumento da diversidade e minimizar a introdução de espécies exóticas é de extrema importância para a elaboração de projetos futuros que visem a recuperação da comunidade incrustante em ambientes urbanizados.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIROLDI, L.; BULLERI, F. Anthropogenic disturbance can determine the magnitude of opportunistic species responses on marine urban infrastructures. **PLoS ONE**, v. 6, n. 8, p. 1-9, 2011.

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.

ALMEIDA, A.C.S. et al. The non-indigenous bryozoan *Triphyllozoon* (Cheilostomata: Phidoloporidae) in the Atlantic: morphology and dispersion on the Brazilian coast. **Sociedade Brasileira de Zoologia**, v. 32, n. 6, p. 476–484, 2015.

ALTVATER, L.; COUTINHO, R. Colonisation, competitive ability and influence of *Stragulum bicolor* van Ofwegen and Haddad, 2011 (Cnidaria, Anthozoa) on the fouling community in Paranaguá Bay, Southern Brazil. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 462, p. 55–61, 2015.

ARAÚJO, P.R. de. **Desenvolvimento da comunidade bentônica invadida pelos corais do gênero *Tubastraea* (Cnidaria , Scleractinia) em Arraial do Cabo, Rio de Janeiro**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2016.

BATISTA, D. et al. Distribution of the invasive orange cup coral *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829 in an upwelling area in the South Atlantic Ocean fifteen years after its first record. **Aquatic Invasions**, v. 12, n. 1, p. 23–32, 2017.

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.

BRASIL. Decreto s/no, de 03 janeiro de 1997. Dispõe sobre a criação da Reserva Extrativista Marinha do Arraial do Cabo, no Município de Arraial do Cabo, Estado do Rio de Janeiro, e dá outras providências. Senado, Brasília, 1997.

BREVES-RAMOS, A. et al. Succession in rocky intertidal benthic communities in areas with different pollution levels at Guanabara Bay (RJ-Brazil). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, n. 6, p. 951–965, 2005.

BRITO, L.; SZÉCHY, M.; CASSANO, V. Levantamento taxonômico das macroalgas da zona das marés de costões rochosos adjacentes ao Terminal Marítimo Almirante Maximiano Fonseca, Baía da Ilha Grande, RJ. **Atlântica**, v. 24, n. 1, p. 17–26, 2002.

BULLERI, F.; CHAPMAN, M.G. Intertidal assemblages on artificial and natural habitats in marinas on the north-west coast of Italy. **Marine Biology**, v. 145, n. 2, p. 381–391, 2004.

BULLERI, F. The introduction of artificial structures on marine soft- and hard-bottoms: Ecological implications of epibiota. **Environmental Conservation**, v. 32, n. 2, p. 101–102, 2005.

BULLERI, F.; AIROLDI, L. Artificial marine structures facilitate the spread of a non-indigenous green alga, *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*, in the north Adriatic Sea. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, n. 6, p. 1063–1072, 2005.

BULLERI, F.; CHAPMAN, M.G.; UNDERWOOD, A.J. Intertidal assemblages on seawalls and vertical rocky shores in Sydney Harbour, Australia. **Austral Ecology**, v. 30, n. 6, p. 655–667, 2005.

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.

BURT, J.; BARTHOLOMEW, A.; SALE, P.F. Benthic development on large-scale engineered reefs: A comparison of communities among breakwaters of different age and natural reefs. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 2, p. 191–198, 2011.

CAMPOS, S.H.C. **Investigating the origins of invasive *Perna* and *Mytella* mussels: Where do these Mytilidae come from?** Tese de Doutorado, Universidade Federal Fluminense, 2017.

CANDELLA, R.N. Meteorologically induced strong seiches observed at Arraial do Cabo, RJ, Brazil. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 34, n. 17–18, p. 989–997, 2009.

CARBONEL, C. Modelling of upwelling in the coastal area of Cabo Frio (Rio de Janeiro - Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 46, n. 1, p. 1–17, 1998.

CARLTON, J.T. Pattern, Process and Prediction in Marine Invasion Ecology. **Biological Conservation**, v. 78, n. 96, p. 97–106, 1996.

CARLTON, J.T. **Introduced species in US coastal waters: environmental impacts and management priorities**. Arlington (VA): Pew Oceans Commission, 2001.

CECCARELLI, D.M.; JONES, G.P.; MCCOOK, L.J. Interactions between herbivorous fish guilds and their influence on algal succession on a coastal coral reef. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 399, n. 1, p. 60–67, 2011.

CHAPMAN, M.G.; BULLERI, F. Intertidal seawalls - New features of landscape in intertidal environments. **Landscape and Urban Planning**, v. 62, n. 3, p. 159–172, 2003.

CHAPMAN, M.G.; BLOCKLEY, D.J. Engineering novel habitats on urban infrastructure to increase intertidal biodiversity. **Oecologia**, v. 161, n. 3, p. 625–635, 2009.

CHAPMAN, M.G.; UNDERWOOD, A.J. Evaluation of ecological engineering of “armoured” shorelines to improve their value as habitat. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 400, n. 1–2, p. 302–313, 2011.

CLARKE, K.R.; WARWICK, R.M. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2 ed. Plymouth: PRIMER-E Ltd., 2001.

COELHO-SOUZA, S. A. et al. Yearly variation of bacterial production in the Arraial do Cabo protection area (Cabo Frio upwelling region): An evidence of anthropogenic pressure. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 44, n. 4, p. 1349-1357, 2013.

Companhia Municipal de Administração Portuária - COMAP. **Atualização do plano de desenvolvimento e zoneamento do porto do forno - pdz - RELATÓRIO**. Arraial do Cabo, 2008.

CONNEL, S.D. ; GLASBY, T.M. Do urban structures influence local abundance and diversity of subtidal epibiota? A case study from Sydney Harbour, Austrália. **Marine Environmental Research**, v. 47, n. 7, p. 373–387, 1999.

CROOKS, J.A.; RILOV, G. Geographic Perspectives of Invasions in the Sea. In: _____. **Biological Invasions in Marine Ecosystems**. Springer, p. 389-391, 2009.

CROOKS, J.A.; RILOV, G. The Establishment of Invasive Species In: _____. **Biological Invasions in Marine Ecosystems**. Springer, p. 173-175, 2009.

CURY, J.C. et al. Microbial diversity of a Brazilian coastal region influenced by an upwelling system and anthropogenic activity. **PLoS ONE**, v. 6, n. 1, p. 1-13, 2011.

DAFFORN, K.A. et al. Antifouling strategies: History and regulation, ecological impacts and mitigation. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 3, p. 453-465, 2011.

DAFFORN, K.A.; GLASBY, T.M.; JOHNSTON, E.L. Comparing the invasibility of experimental “reefs” with field observations of natural reefs and artificial structures. **PLoS ONE**, v. 7, n. 5, p. 1–16, 2012.

DAFFORN, K.A. et al. Marine urbanization: an ecological framework for designing multifunctional artificial structures. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, n. 2, p. 82–90, 2015a.

DAFFORN, K.A. et al. Application of management tools to integrate ecological principles with the design of marine infrastructure. **Journal of Environmental Management**, v. 158, p. 61–73, 2015b.

DAFFORN, K. Eco-engineering and management strategies for marine infrastructure to reduce establishment and dispersal of non-indigenous species. **Management of Biological Invasions**, v. 8, n. 2, p. 153–161, 2017.

DE BRITO, L.V.R. et al. The influence of macrofouling on the corrosion behaviour of API 5L X65 carbon steel. **Biofouling**, v. 23, n. 3, p. 193–201, 2007.

DUGAN, J.E. et al. Estuarine and Coastal Structures: Environmental Effects, A Focus on Shore and Nearshore Structures. [s.l.] **Elsevier**, v. 8, 2012.

EIA/RIMA – Relatório de impacto ao meio ambiente do Porto do Forno - RJ. RELATÓRIO. Arraial do Cabo, 2009.

FERNANDES, F.C. et al. Distribuição e o Impacto de sua Introdução no Brasil. In: CHARRID, R.Jr.; WEBWE, L.I.; CONCEIÇÃO, M.B. da. et al. **O mexilhão *Perna perna* (L.) Biologia, Ecologia e Aplicações**. Interciência, 2008.

FERREIRA, C.E.L. Non-indigenous corals at marginal sites. **Coral Reefs**, v. 22, n. 4, p. 498–498, 2003.

FIRTH, L.B. et al. Biodiversity in intertidal rock pools: Informing engineering criteria for artificial habitat enhancement in the built environment. **Marine Environmental Research**, v. 102, p. 122–130, 2014.

FIRTH, L.B. et al. Eco-engineered rock pools: A concrete solution to biodiversity loss and urban sprawl in the marine environment. **Environmental Research Letters**, v. 11, n. 9, p. 1–16, 2016.

FLOERL, O.; INGLIS, G.J. Boat harbour design can exacerbate hull fouling. **Austral Ecology**, v. 28, n. 2, p. 116–127, 2003.

GLASBY, T.M. et al. Nonindigenous biota on artificial structures: Could habitat creation facilitate biological invasions? **Marine Biology**, v. 151, n. 3, p. 887–895, 2007.

GOLLASCH, S. International collaboration on marine bioinvasions - The ICES response. **Marine Pollution Bulletin**, v. 55, n. 7–9, p. 353–359, 2007.

GRANTHOM-COSTA, L.; FERREIRA, C.; DIAS, G. Biodiversity of ascidians in a heterogeneous bay from southeastern Brazil. **Management of Biological Invasions**, v. 7, n. 1, p. 5–12, 2016.

GRANTHOM-COSTA, L.V. **Biodiversidade das ascídias (Chordata: Tunicata: Ascidiacea) do estado do Rio de Janeiro**. Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2017.

GUIMARAES, M.A; COUTINHO, R. Spatial and temporal variation of benthic marine algae at the Cabo Frio upwelling region, Rio de Janeiro, Brazil. **Aquatic Botany**, v. 52, n. 4, p. 283–299, 1996.

HELLIO, C.; YEBRA, D. Marine Biofouling. In: _____. **Advances in marine antifouling coatings and technologies**. Woodhead Publishing, 2009.

JOHNSON, M.P. et al. The area-independent effects of habitat complexity on biodiversity vary between regions. **Ecology Letters**, v. 6, n. 2, p. 126–132, 2003.

KOHLER, K.; GILL, S. 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 & geosciences**, v. 32, n. 9, p. 1259-1269, 2006.

KOSTYLEV, V.E. et al. The relative importance of habitat complexity and surface area in assessing biodiversity: Fractal application on rocky shores. **Ecological Complexity**, v. 2, n. 3, p. 272–286, 2005.

LATHLEAN, J.A.; MCQUAID, C.D. Biogeographic Variability in the Value of Mussel Beds as Ecosystem Engineers on South African Rocky Shores. **Ecosystems**, v. 20, n. 3, p. 568–582, 2017.

LOKE, L.H.L. et al. Complexity for artificial substrates (CASU): Software for creating and visualising habitat complexity. **PLoS ONE**, v. 9, n. 2, p. 1–6, 2014.

LOKE, L.H.L.; TODD, P.A. Structural complexity and component type increase intertidal biodiversity independently of area. **Ecological Society of America**, p. 1–36, 2015.

LOKE, L.H.L. et al. Succession of seawall algal communities on artificial substrates. **Raffles Bulletin of Zoology**, n. 32, p. 1–10, 2016.

LOPES, R.M.; VILLAC, M.C. Métodos. In: Lopes R. M. **Informe sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas no Brasil**. (Série Biodiversidade, 33) Ministério do Meio Ambiente. Brasília: MMA/SBF. p. 19-28, 2009.

LÓPEZ, M.S. **O bivalve invasor *Isognomon bicolor* (C.B. Adams, 1845) e seu papel nas comunidades de entremarés rochoso na região de ressurgência do Cabo Frio, RJ**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2008.

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.; LAVRADO, H.P.; COUTINHO, R. 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, 2014.

MARIATH, R.; RODRIGUEZ, R.R.; FIGUEIREDO, M.A.O. Succession of crustose coralline red algae (Rhodophyta) on coralgall reefs exposed to physical disturbance in the southwest Atlantic. **Helgoland Marine Research**, v. 67, n. 4, p. 687–696, 2013.

MARINS, F.O. et al. Non indigenous ascidians in port and natural environments in a tropical Brazilian bay. **Sociedade Brasileira de Zoologia**, v. 27, n. 2, p. 213–221, 2010.

MASI, B.P.; MACEDO, I.M.; ZALMON, I.R. Annual and spatial variation of intertidal benthic community zonation in a breakwater off the rio de janeiro coast, south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 89, n. 2, p. 225–234, 2009.

MASI, B.P.; COUTINHO, R.; ZALMON, I. Successional trajectory of the fouling community on a tropical upwelling ecosystem in southeast Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 63, n. 2, p. 161-168, 2015.

MAYER-PINTO, M.; JUNQUEIRA, A.O.R. Effects of organic pollution on the initial development of fouling communities in a tropical bay, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 46, n. 11, p. 1495–1503, 2003.

MESSANO, L.V.R. de et al. In situ colonization of marine biofilms on UNS S32760 duplex stainless steel coupons in areas with different water qualities: Implications for corrosion potential behavior. **Journal of Marine Science and Application**, v. 13, n. 3, p. 346–353, 2014.

MIRANDA, L.B.de. Forma da correlação T-S de massas de água das regiões costeira e oceânica entre o Cabo de São Tomé (RJ) e a Ilha de São Sebastião (SP), Brasil. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 33, n. 2, p. 105–19, 1985.

MORAES, R.B.C.; CARVALHAES, A.L.; VILLAÇA, R.C. Levantamento da fauna e flora de costões rochosos da Estação Ecológica de Tamoios – Angra dos Reis (RJ). 2002.

MORRIS, R.L. et al. Can coir increase native biodiversity and reduce colonisation of non-indigenous species in eco-engineered rock pools? **Ecological Engineering**, p. 1-9, 2017.

MOSCHELLA, P.S. et al. Low-crested coastal defence structures as artificial habitats for marine life: Using ecological criteria in design. **Coastal Engineering**, v. 52, n. 10–11, p. 1053–1071, 2005.

ORFANIDIS, S.; PANAYOTIDIS, P.; UGLAND, K. Ecological Evaluation Index continuous formula (EEI-c) application: a step forward for functional groups, the formula and reference condition values. **Mediterranean Marine Science**, v. 12, p. 199-232, 2011.

OSMAN, R.W.; WHITLATCH, R.B. Variation in the ability of *Didemnum* sp. to invade established communities. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 342, n. 1, p. 40–53, 2007.

PERKOL-FINKEL, S. et al. Conservation challenges in urban seascapes: Promoting the growth of threatened species on coastal infrastructures. **Journal of Applied Ecology**, v. 49, n. 6, p. 1457–1466, 2012.

POORE, A.G.B. et al. Global patterns in the impact of marine herbivores on benthic primary producers. **Ecology Letters**, v. 15, n. 8, p. 912–922, 2012.

PREISLER, R.K., et al. Invasions of estuaries vs the adjacent open coast: A global perspective In: CROOKS, J.A.; RILOV, G. **Biological Invasions in Marine Ecosystems**. Springer, 2009.

RAMALHO, L.V.; MURICY, G.; TAYLOR, P.D. Taxonomic revision of some lepraliomorph cheilostome bryozoans (Bryozoa: Lepraliomorpha) from Rio De Janeiro State, Brazil. **Journal of Natural History**, v. 45, n. 13–14, p. 767–798, 2011.

ROGERS, R. et al. Coral health rapid assessment in marginal reef sites. **Marine Biology Research**, v. 10, n. 6, p. 612–624, 2014.

ROCHA, R.M. et al. The need of more rigorous assessments of marine species introductions: A counter example from the Brazilian coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 67, p. 241–243, 2013.

RICHMOND, M.D.; SEED, R.A review of marine macrofouling communities with special reference to animal fouling. **Biofouling**, v.3, p. 151–168, 1991.

SKINNER, L.F.; TENORIO, A. First record of *Spirobranchus giganteus* (Pallas, 1766) (Polychaeta, Serpulidae) on Southeastern Brazillian. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 7, n. 3, p. 117–124, 2012.

SKINNER, L.F. et al. First record of the Ascidiacea *Rhodosoma turcicum* in the south-west Atlantic Ocean. **Marine Biodiversity Records**, v. 6, p. 1–6, 2013.

SLOTT, J.M. et al. Coastline responses to changing storm patterns. **Geophysical Research Letters**, v. 33, n. 18, p. 1–6, 2006.

SOARES-GOMES, A. et al. An environmental overview of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. **Regional Studies in Marine Science**, p. 1-12, 2016.

SOUZA, R.C.C.L.de.et al. Distribuição Atual do Mexilhão *Perna perna* no Mundo: Um Caso Recente de Bioinvasão. In: SILVA, J.S.V.da; SOUZA, R.C.C.L.de. **Água de Lastro e Bioinvasão**. Interciência, p.157-172, 2004.

SPOTORNO-OLIVEIRA, P.; COUTINHO, R.; DE SOUZA TÂMEGA, F.T. Recent introduction of non-indigenous vermetid species (Mollusca, Vermetidae) to the Brazilian coast. **Marine Biodiversity**, p. 1–11, 2017.

STRAIN, E.M.A. et al. Increasing microhabitat complexity on seawalls can reduce fish predation on native oysters. **Ecological Engineering**, p. 1-8, 2017a.

STRAIN, E.M.A. et al. Eco-engineering urban infrastructure for marine and coastal biodiversity: Which interventions have the greatest ecological benefit? **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 1, p. 426–441, 2017b.

STRICKLAND, I.D.H.; PARSONS, T.R. A practical handbook of seawater analysis. **Fisheries Research Board of Canada**. v.167, p.1-310, 1972.

SUTHERLAND, J.P. Functional roles of *Schizoporella* and *Styela* in the fouling community at Beaufort, North Caroline. **Ecology**, v. 59, p. 257-264, 1978.

TOH, T.C. et al. A cost-effective approach to enhance scleractinian diversity on artificial shorelines. **Ecological Engineering**, v. 99, p. 349–357, 2017.

UNDERWOOD, A.J. Structure of a rocky intertidal community in New South Wales: Patterns of vertical distribution and seasonal changes. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 51, n. 1, p. 57–85, 1981.

VASELLI, S.; BULLERI, F.; BENEDETTI-CECCHI, L. Hard coastal-defence structures as habitats for native and exotic rocky-bottom species. **Marine Environmental Research**, v. 66, n. 4, p. 395–403, 2008.

VALENTIN, J.L. Spatial structure of the zooplankton community in the Cabo Frio region (Brazil) influenced by coastal upwelling. **Hydrobiologia**, v. 113, p. 183–199, 1984.

VALENTIN, J.L.; COUTINHO, R. Modelling maximum chlorophyll in the Cabo Frio (Brazil) upwelling: a preliminary approach. **Ecological Modelling**, v. 52, p. 103–113, 1990.

VILLAS BÔAS, A.B.; FIGUEIREDO, M.A.O.; VILLAÇA, R.C. Colonization and growth of crustose coralline algae (Corallinales, Rhodophyta) on the Rocas Atoll. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 53, n. 3–4, p. 147–156, 2005.

WAHL, M. Marine epibiosis. I. Fouling and antifouling: some basic aspects. **Marine Ecology Progress Series**, v. 58, p. 175–189, 1989.

WILLIAMS, S.L. et al. Managing multiple vectors for marine invasions in an increasingly connected world. **Bioscience**, v. 63, n. 12, p. 952-966, 2013.

ANEXOS

ANEXO A: Porcentagem de cobertura (Média±Desvio) nos tratamentos T1 (placa plana) e T3 (Placa complexa com 2,5 cm de altura) no site 1.

Tabela A - Porcentagem de cobertura (Média±Desvio) no tratamento T1.

	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11	M12
Placa	11,3±1,8	5,3±1,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Biofilme	86,7±4	86±5,5	90,7±2,8	90±4	90±4	93,3±4	92±4,5	92±4,5	89,3±5,5	89,3±5,5	88,3±5,8	86,7±4,7
Serpulidae	2±2,9	4±2,8	3,3±2,4	3,3±2,4	3,3±2,4	3,3±2,4	3,9 ±1,5	3,9±1,5	1,9±1,8	1,9±1,8	1,6±1,8	1,6±1,8
Chlorophyta filamentosa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Alga calcarea incrustante	-	-	-	-	-	-	0,7±1,5	0,7±1,5	0,7±1,5	0,7±1,5	-	-
Recrutas de cirripédia	-	5,3±1,8	6±1,5	5,3±1,8	5,3±1,8	-	-	-	2,7±1,5	2,7±1,5	3,3±2,7	3,3±2,7
<i>Tetracilita stalactifera</i>	-	-	-	-	-	-	2±2,9	1,3±1,8	1,3±1,8	1,3±1,8	0,8±1,6	0,8±1,6
Bivalvia sp.	-	-	-	-	1,3±1,8	1,3±1,8	0,7±1,5	1,9±1,8	1,9±1,8	4±2,8	4±2,8	7,5±3,19
<i>Schizoporella errata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Isognomon bicolor</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Botrylloides nigrum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela B - Porcentagem de cobertura (Média±Desvio) no tratamento T3.

	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11	M12
Placa	11,9±1,8	3,9±1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Biofilme	81,9±1,8	76,7±3,3	65,9±4,3	57,9±5	54,7±5	56±5,5	56,6±5,2	60,7±3,6	66,7±4,7	66,7±4,7	65,3±6	65,3±6
Serpulidae	6±2,8	10±2,4	16,7±2,3	17,3±1,5	18,6±1,8	19,3±1,5	19,3±2,3	15,3±1,8	16±2,8	16±2,8	9,3±1,5	9,3±1,5
Chlorophyta filamentosa	-	-	1,3±2,9	1,3±2,9	2±4,5	2±4,5	3,3±4,7	2±4,5	-	-	-	-
Alga calcarea incrustante	-	-	-	7,3±1,5	8±1,8	8±1,8	7,3±1,5	9,3±1,5	5,3±1,8	5,3±1,8	6±2,8	6±2,8
Recrutas de cirripédia	-	9,3±2,8	16±2,8	15,9±3,7	16,6±3,3	2,6±1,5	2±2,9	2,6±3,6	1,3±1,8	1,3±1,8	8±2,9	8±2,9
<i>Tetracilita stalactifera</i>	-	-	-	-	-	12±4,5	9,3±4,3	8±3,8	8±5,6	8±5,6	7,3±2,8	7,3±2,8
Bivalvia sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizoporella errata</i>	-	-	-	-	-	-	1,3±2,98	1,3±2,98	2,6±4,3	2,6±4,3	-	-
<i>Isognomon bicolor</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,9±1,5	3,9±1,5
<i>Botrylloides nigrum</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,7±1,5	-	-	-	-

ANEXO B: Porcentagem de cobertura (Média±Desvio) nos tratamentos T5 (Placa complexa com 5 cm de altura) e T7 (Placa controle) no site 1.

Tabela A - Porcentagem de cobertura (Média±Desvio) no tratamento T5.

[illegible]

Tabela B - Porcentagem de cobertura (Média±Desvio) no tratamento T7.

[illegible]

ANEXO C: Porcentagem de cobertura (Média±Desvio) no tratamento T1 (placa plana) no site 2.

[illegible]

ANEXO D: Porcentagem de cobertura (Média±Desvio) no tratamento T3 (placa complexa com 2,5 cm de altura) no site 2.

[illegible]

ANEXO E: Porcentagem de cobertura (Média±Desvio) no tratamento T5 (placa complexa com 5 cm de altura) no site 2.

	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11	M12
Placa	10,7±6,4	8±1,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Biofilme	61,3±18,9	53,3±5,8	50±18,7	54±12,6	55,3±9,9	60±5,8	57,3±4,3	54,7±6,9	54±5,5	54,7±6,5	52,7±6,4	41,3±6,5
Serpulidae	2±3	13,3±3,3	16±2,8	15,3±3,8	15,3±3,8	16±4,3	18,7±1,8	14±2,8	13,3±2,4	13,3±2,4	9,3±2,8	7,3±1,5
Chlorophyta filamentosa	24,7±24,7	12,7±4,9	18±21,8	2±3	2±3	3,3±7,5	-	-	-	-	-	-
Rhodophyta filamentosa	1,3±3	-	2±4,4	4,7±10,4	3,3±7,4	-	-	-	-	-	-	-
Alga calcarea incrustante	-	12±1,8	12,7±3,7	17,3±1,5	17,3±1,5	12±3,8	12±3,8	19,3±1,5	22,7±4,3	22,7±4,3	29,3±4,3	27,3±4,3
Recruta de cirripédia	-	0,7±1,5	1,3±1,8	1,3±1,8	1,3±1,8	2±1,8	3,3±4,9	3,3±3,3	3,3±4,1	2,7±2,8	2,7±2,8	10±3,3
<i>Tetraclita stalactifera</i>	-	-	-	-	-	1,3±1,8	1,3±1,8	0,7±1,5	0,7±1,5	0,7±1,5	0,7±1,5	0,7±1,5
<i>Bivalvia sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Botrylloides nigrum</i>	-	-	-	2±1,8	2±1,8	2,7±3,7	3,3±3,3	-	-	-	0,7±1,5	1,3±3
<i>Botryllus tabori</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Didemnum sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizoporella errata</i>	-	-	-	3,3±4,7	3,3±4,7	2,7±6	2,7±6	3,3±7,5	2±4,5	2±4,5	1,3±3	-
<i>Isognomon bicolor</i>	-	-	-	-	-	-	1,3±1,8	3,3±0	3,3±0	3,3±0	3,3±0	4,7±1,8
<i>Pinctada imbricata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,7±1,5	0,7±1,5	-	-
<i>Bugula sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6±4,3
<i>Eualetes tulipa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,3±3
<i>Tubastraea coccinea</i>	-	-	-	-	--	-	-	1,3±3	-	-	-	-

ANEXO F: Porcentagem de cobertura (Média±Desvio) no tratamento T7 (placa controle) no site 2.

[illegible]