



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro Biomédico

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Marina Fernandes Barbosa dos Santos

**Predação, eutrofização e respostas metabólicas em comunidades
incrustantes de substratos artificiais na Baía da Ilha Grande, RJ**

Rio de Janeiro

2013

Marina Fernandes Barbosa dos Santos

Predação, eutrofização e respostas metabólicas em comunidades incrustantes de substratos artificiais na Baía da Ilha Grande, RJ



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

Orientadora: Prof^a. Dra. Beatriz Grosso Fleury

Rio de Janeiro

2013

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

S237

Santos, Marina Fernandes Barbosa dos.

Predação, eutrofização e respostas metabólicas em comunidades incrustantes de substratos artificiais na Baía da Ilha Grande, RJ / Marina Fernandes Barbosa dos Santos. – 2013.
108 f : il.

Orientadora: Beatriz Grosso Fleury.

Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.
Inclui bibliografia.

1..Ecologia marinha – Ilha Grande, Baía da (RJ) - Teses. 2. Ecologia química – Ilha Grande, Baía da (RJ) - Teses. 3. Predação (Biologia) – Ilha Grande, Baía da (RJ) - Teses. I. Fleury, Beatriz Grosso. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. III. Título.

CDU 574.5(815.3)

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

Assinatura

Data

Marina Fernandes Barbosa dos Santos

Predação, eutrofização e respostas metabólicas em comunidades incrustantes de substratos artificiais na Baía da Ilha Grande, RJ

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

Aprovada em 27 de fevereiro de 2013.

Banca Examinadora:

Prof^a. Dra. Beatriz Grosso Fleury (Orientadora)
Departamento de Ecologia (DECOL) da UERJ

Prof. Dr. Timothy Moulton
Departamento de Ecologia (DECOL) da UERJ

Prof. Dr. Joel Campos de Paula
Departamento de Botânica (DBOT) da UNIRIO

Rio de Janeiro
2013

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente aos meus pais e meus irmãos, pelo imenso apoio em todas as horas, por todo amor e investimento. Não teria conseguido sem vocês. MUITO OBRIGADA! Ao Léo pela dedicação e paciência, pela ajuda com os esquemas e imagens e principalmente por estar sempre ao meu lado. A Juju e Claclá e a Danielle Penteado por toda ajuda.

Aos amigos de faculdade, Marcelinha, Mari Jane, Bruninho e Barbarela. Meu bando de tartarugas que sempre estiveram por perto e me ajudaram e escutaram mesmo sem saber o que seria um Ctenóforo. À Karina Santos e Bruno Peçanha por todo conhecimento compartilhado, paciência em ensinar e apoio ao meu trabalho. Muito obrigada, vocês são ótimos.

Aos colegas Mariana Aguiar, Hiran Carvalho, Bruno Lages, Yuri Mattoso, Humberto Fortunato, Juliana, Amanda Guilherme e Luiza Paoliello, por toda ajuda em campo e pelas muitas horas em baixo d'água. Foram horas cansativas, porém muito proveitosas.

Em especial à Professora Beatriz pela paciência na orientação, participação nos trabalhos de campo e incentivo, que tornaram possível a elaboração desta dissertação. Por toda a sua dedicação em revisar com toda cautela este trabalho e principalmente pelo seu incentivo na minha profissão.

Ao Professor Joel Creed (DECOL/UERJ) pela infraestrutura fornecida, e por todas as sugestões durante este trabalho, possibilitando o desenvolvimento do projeto. Muito obrigada, professor!

Ao Professor Timothy Moulton (DECOL/UERJ) pelo empréstimo do sensor-PAR para a realização do teste de luminosidade e ao Cristiano Sato pela ajuda em campo durante o teste. E ao Dr. Vinicius Lima por toda ajuda.

À minha revisora Dra. Eugenia Zandona e aos membros da banca Dr. Timothy Moulton, Dra. Marcia Creed, Dr. Carlos Eduardo Ferreira, Dr. Luís Felipe Skinner e Dr. Joel Campos de Paula.

Aos Professores Joel Creed, Miriam Plaza (DECOL/UERJ), e ao Dr. Vinicius Lima pela ajuda na estatística. Ao Professor Joel Campos de Paula (Instituto de Biociências/ UNIRIO) pela identificação de algumas espécies de algas.

À Professora Joana Mara Teixeira pela infraestrutura fornecida no Laboratório de Química do Instituto de Química da UERJ. À Dra. Silvia Oigman pelas análises de

cromatografia gasosa acoplada a espectroscopia de massas da UFRJ, e pelas ótimas sugestões na parte de química. À Dra. Cláudia Rezende e ao Professor Angelo da Cunha Pinto, agradeço pela utilização do aparelho CG/EM do IQ/UFRJ. À Ana Beatriz pela enorme ajuda no laboratório de química.

Agradeço ao Prof. Simon Garden do Instituto de Química/UFRJ, pela preparação do reagente diazometano. Sem ele seriam impossíveis as análises de CG/EM.

À FAPERJ, que viabilizou a realização deste projeto com verba de Auxílio à Pesquisa (APQ1) e pela bolsa de mestrado.

Ao programa de pós-graduação em Ecologia e Evolução da UERJ e todo o seu núcleo de professores pelo enorme conhecimento obtido para minha formação.

MUITO OBRIGADA!

RESUMO

SANTOS, Marina Fernandes Barbosa. **Predação, eutrofização e respostas metabólicas em comunidades incrustantes de substratos artificiais na Baía da Ilha Grande, RJ.** 2013. 108f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

As comunidades marinhas são afetadas por diversos fatores, que dentro do contexto de estrutura trófica, podem ser divididos em forças *bottom-up* (forças ascendentes), como por exemplo, a disponibilidade de nutrientes, e forças *top-down* (forças descendentes), como por exemplo, a predação. Além de modificações na estrutura das comunidades e populações de organismos, essas forças podem influenciar a produção de metabólitos secundários pelos organismos. O presente trabalho teve como objetivo avaliar o efeito das perturbações ambientais geradas pelas manipulações separadas e interativas de exclusão de macropredadores e enriquecimento com nutrientes sobre a estrutura e sobre as respostas metabólicas de comunidades marinhas incrustantes de substratos artificiais no costão rochoso de Biscoia, Baía da Ilha Grande, RJ. O desenho experimental utilizou blocos de concreto como substrato artificial, os quais foram espalhados aleatoriamente na região de infralitoral do costão rochoso. O experimento compreendeu o uso de blocos Controle (ausência de manipulação) e quatro tratamentos, todos com cinco réplicas cada. Os tratamentos foram: tratamento Exclusão de predação (gaiola contra a ação de macropredadores), tratamento Nutriente (sacos de fertilizante de liberação lenta), tratamento Nutriente + exclusão de predação (gaiola contra ação de macropredadores e sacos de fertilizante de liberação lenta) e o tratamento Controle de artefatos (gaiola semifechada para avaliar geração de artefatos). Uma área de 15 x 15 cm do bloco foi monitorada a cada 20 dias, totalizando dez medições. Foram utilizados métodos de monitoramento visual e digital de porcentagem de cobertura por espécie. O enriquecimento com nutrientes foi avaliado através de medições da concentração dos nutrientes Ortofosfato, Nitrato, Nitrito e Amônio na água do entorno do bloco. Para analisar os possíveis artefatos foi realizado experimento de fluxo de água (método *Clod card*) e a luminosidade dentro das gaiolas foi medida. Os dados demonstraram modificações na estrutura das comunidades bentônicas incrustantes dos substratos artificiais devido às manipulações realizadas, ou seja, pelo enriquecimento com nutrientes, pela exclusão de predação e pela interação entre os dois fatores (Nutriente + exclusão de predação). Além disso, diferenças metabólicas foram detectadas nas substâncias extraídas dos organismos dos diferentes tratamentos do experimento. Esses resultados indicam a existência de controle *top-down* e *bottom-up* sobre a comunidade bentônica do local.

Palavras-chave: Predação. Eutrofização. Macroalgas. Porifera. Tunicata.

ABSTRACT

Marine communities can be affected by many factors. Within the context of trophic structure, these factors can be divided into bottom-up forces, such as nutrient availability, and top-down forces, for example, predation. In addition to changes in the structure of communities and populations of organisms, these forces can influence the production of secondary metabolites. This study aimed to evaluate the effect of environmental perturbations generated by separate and interactive manipulations of macropredators exclusion and nutrient enrichment on the community's structure and the metabolic responses of marine fouling communities of artificial substrates in Biscoia rocky shores, Ilha Grande Bay, RJ. The experimental design used concrete blocks as artificial substrate. The blocks were randomly scattered in the sub tidal region of the rocky shore. The experiment involved the use of Control blocks (no manipulation) and four treatments with five replicates each. The treatments were: Predator Exclusion treatment (cages excluding macropredators), Nutrient treatment (packs with slow-releasing fertilizer), Nutrient + predator exclusion treatment (cage excluding macropredators and packs with slow-releasing fertilizer), and Artifacts control treatment (semi-closed cage to assess artifacts effects). An area of 15 x 15 cm of each block was monitored every 20 days, totaling ten measurements. Visual and digital species percentage coverage methods were used. To assess nutrient water enrichment, we measured concentration of nutrients (orthophosphate, nitrate, nitrite and ammonium) in the water. To evaluate possible cages experimental artifacts, a water flow test (Clod card method) was performed, and luminosity inside the cages was measured. Data demonstrated changes in the structure of fouling communities on artificial substrates due to the manipulations performed, i.e., the nutrient enrichment, predation exclusion and the interaction between these two factors (Nutrient + predator exclusion). Moreover, differences were observed in substances extracted from organisms in different treatments of the experiment. These results indicate the existence of top-down and bottom-up controls on the benthic community of this site.

Keywords: Predation. Eutrophication. Macroalgae. Sponge. Tunicata.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 -	Exemplo de forças de controle sobre a estrutura de uma comunidade marinha bentônica, sendo a predação uma força descendente (<i>top-down</i>) e a disponibilidade de nutrientes, uma força ascendente (<i>bottom-up</i>).....	18
Figura 2 -	Vias do metabolismo secundário nos sistemas marinhos e terrestre.....	22
Figura 3 -	Mapa de localização do experimento no costão de Biscaia (23° 01,717' S e 44° 14,127' W) localizado na Baía da Ilha Grande, Município de Angra dos Reis, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.....	26
Figura 4 -	Foto da praia de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. A seta indica a localização dos blocos no costão rochoso local.....	27
Figura 5 -	Esquema de peixes encontrados no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.....	28
Figura 6 -	Esquema dos blocos de concreto em experimento realizado no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.....	30
Figura 7 -	Esquema de um bloco de concreto com o quadro de PVC utilizado para fazer o monitoramento das comunidades incrustantes em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.....	31
Figura 8 -	Método de cobertura visual.....	32
Figura 9 -	Método de cobertura digital.....	33
Figura 10 -	Placa de gesso dentro da gaiola no experimento usando o método <i>Clod card</i> no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.....	34

Figura 11 - Material e procedimento de filtragem e acondicionamento das amostras de água após a coleta para análises de nutrientes na água em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.....	35
Figura 12 - Espécies de organismos incrustantes selecionados para avaliar respostas metabólicas em experimento realizado no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.....	37
Figura 13 - Imagens fotográficas de algumas das espécies mais abundantes de algas encontradas nos blocos de concreto em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.....	42
Figura 14 - Imagens fotográficas de algumas das espécies mais abundantes de esponjas e ascídias encontradas nos blocos de concreto em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ..	43
Figura 15 - Escalonamento multidimensional mostrando a similaridade da estrutura das comunidades no Controle e nos três tratamentos (Exclusão de predação; Nutriente e Nutriente + exclusão de predação), ao longo do tempo (réplicas), no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.....	44
Figura 16 - Riqueza de espécies das comunidades incrustantes (média \pm erro-padrão; $n = 5$) no Controle (ausência de manipulação) e nos três tratamentos (EP, NEP e N) em 10 tempos do experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.....	45

- Figura 17 - Abundância de algas (porcentagem de cobertura) (média \pm erro padrão; $n = 5$) no Controle (ausência de manipulação) e nos três tratamentos (EP, NEP e N) em 10 tempos do experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ..... 47
- Figura 18 - Abundância de poríferas (porcentagem de cobertura) (média \pm erro-padrão; $n = 5$) no Controle (ausência de manipulação) e nos três tratamentos (EP, NEP e N) em 10 tempos do experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ..... 48
- Figura 19 - Abundância de tunicados (porcentagem de cobertura) (média \pm erro-padrão; $n = 5$) no Controle (ausência de manipulação) e nos três tratamentos (EP, NEP e N) em 10 tempos do experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ..... 50
- Figura 20 - Abundância (porcentagem de cobertura) (média \pm erro padrão; $n = 5$) de algas, ao longo do tempo, no Controle (ausência de manipulação) e no tratamento Controle de artefatos em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ..... 51
- Figura 21 - Peso da placa de gesso (g) (média \pm desvio padrão; $n = 5$) fixada no bloco sem gaiola (Controle), no interior de gaiolas semifechadas (Controle de artefatos) e gaiolas fechadas (Exclusão de predação) em teste de fluxo de água (método *Clod card*) realizado durante experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ..... 52

Figura 22 - Luminosidade (uE/s) (média ± desvio padrão; $n = 4$) medida nos blocos de concreto sem gaiola (Controle), no interior de gaiolas semifechadas (Controle de artefatos) e gaiolas fechadas (Exclusão de predação) durante experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.....	53
Figura 23 - Concentração dos nutrientes (μM) (média + erro padrão; $n = 9$) em água coletada no entorno dos blocos Controle e dos blocos enriquecidos com nutriente em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.....	54
Figura 24 - Abundância (porcentagem de cobertura) (média + erro padrão; $n = 25$) dos grandes grupos taxonômicos (Algae, Porifera e Tunicata) obtida através dos métodos visual e digital de monitoramento de comunidades incrustantes utilizados em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.....	56
Figura 25 - Concentração (%) das substâncias extraídas de quatro organismos incrustantes nos diferentes tratamentos em experimento realizado no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.....	65
Figura 26 - Dendrograma de agrupamento comparando a concentração das substâncias identificadas nos extratos da esponja <i>Desmapsamma anchorata</i> no Costão, no Controle e no tratamento Exclusão de predação em experimento realizado no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.....	66

- Figura 27 - Dendrograma de agrupamento comparando a concentração das substâncias identificadas nos extratos da alga *Asparagopsis taxiformis* no Costão, no Controle e no tratamento Nutriente em experimento realizado no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ..... 68
- Figura 28 - Dendrograma de agrupamento comparando a concentração das substâncias identificadas nos extratos do complexo de algas formadoras de tapetes (*Amphiroa fragilissima*, *Laurencia intricata* e *Jania capillacea*) no Costão, no Controle e nos tratamentos Nutriente e Nutriente + exclusão de predação em experimento realizado no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ..... 69
- Figura 29 - Dendrograma de agrupamento comparando a concentração das substâncias identificadas nos extratos da alga *Caulerpa racemosa* no Costão, no Controle, no tratamento Nutriente e no tratamento Nutriente + exclusão de predação em experimento realizado no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ..... 71

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 - Lista com algumas espécies de peixes predadores encontrados no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, e seus hábitos alimentares..... 27
- Tabela 2 - Lista com espécies de equinodermas encontrados no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande e seus hábitos alimentares..... 28
- Tabela 3 - Lista de espécies encontradas no Controle e nos três tratamentos (Exclusão de predação, Nutriente e Nutriente + exclusão de predação) em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ..... 40
- Tabela 4 - Resultado do teste *post-hoc* Tukey (valores de *p*) comparando a abundância de algas no Controle e nos três tratamentos (Exclusão de predação, Nutriente e Nutriente + exclusão de predação) em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ..... 46
- Tabela 5 - Resultado do teste *post-hoc* Tukey (valores de *p*) comparando a abundância de esponjas no Controle e nos três tratamentos (Exclusão de predação, Nutriente e Nutriente + exclusão de predação) em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ..... 47
- Tabela 6 - Resultado do teste *post-hoc* Tukey (valores de *p*) comparando a abundância de tunicados no Controle e nos três tratamentos (Exclusão de predação, Nutriente e Nutriente + exclusão de predação) em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ..... 49

- Tabela 7 - Resultados da análise de variância (ANOVA) comparando a concentração média (μM) dos nutrientes (Ortofosfato, Amônio, Nitrito e Nitrato) na água coletada no entorno dos blocos Controle e dos blocos enriquecidos com nutriente em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ..... 55
- Tabela 8 - Substâncias encontradas nos extratos orgânicos e identificadas pelas bibliotecas NIST e Wiley 275 do espectrômetro de massa através da análise de cromatografia gasosa acoplada a espectrômetro de massa (CG/EM), com respectivo peso molecular (PM), fórmula estrutural e molecular em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ..... 57
- Tabela 9 - Número de substâncias encontradas nos organismos incrustantes (*Desmapsamma anchorata*; *Asparagopsis taxiformis*; complexo de algas formadoras de tapetes; *Caulerpa racemosa*) no Costão, no Controle e nos três tratamentos (Exclusão de predação, Nutriente e Nutriente + exclusão de predação) em experimento realizado no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ..... 64

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ASP	<i>Asparagopsis taxiformis</i>
C	Controle
CAU	<i>Caulerpa racemosa</i>
CO	Costão rochoso
DES	<i>Desmapsamma anchorata</i>
EP	Tratamento Exclusão de predação
MDS	Escalonamento Multidimensional
N	Tratamento Nutriente
NEP	Tratamento Nutriente + exclusão de predação
PM	Peso molecular
TAP	Complexo de algas formadoras de tapetes

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	17
1	MATERIAIS E MÉTODOS	26
1.1	Área de estudo	26
1.2	Desenho experimental	29
1.3	Monitoramento das comunidades	31
1.4	Artefatos de gaiola	33
1.4.1	<u>Teste de fluxo de água - <i>Clod Card</i></u>	33
1.4.2	<u>Medição de luminosidade</u>	34
1.5	Análise de nutrientes na água	34
1.6	Análise de metabólitos secundários	36
1.7	Análise dos dados	38
2	RESULTADOS	40
2.1	Estrutura das comunidades	43
2.2	Riqueza de espécies	45
2.3	Abundância de algas	46
2.4	Abundância de esponjas	47
2.5	Abundância de tunicados	49
2.6	Artefatos de gaiola	50
2.6.1	<u>Teste de fluxo de água - <i>Clod card</i></u>	52
2.6.2	<u>Medição de luminosidade</u>	52
2.7	Análise de nutrientes na água	53
2.8	Comparação entre métodos de monitoramento	55
2.9	Análise de metabólitos secundários	56
3	DISCUSSÃO	79

4	CONCLUSÃO	90
	REFERÊNCIAS	92

INTRODUÇÃO

As populações e comunidades de organismos são influenciadas por uma série de fatores ecológicos. Muitos desses fatores agem simultaneamente (Courtney 1988; Townsend et al. 2010), e aqueles que são dominantes em um sistema, ou seja, aqueles mais expressivos, vão variar de acordo com o ecossistema estudado (Hughes et al. 1987; Karr et al. 1992). Os mesmos funcionam como forças que geram mudanças nas populações e comunidades, sendo responsáveis por determinar os padrões de distribuição, abundância e diversidade das espécies (Pinto-Coelho 2000; Worm et al. 2002; Townsend et al. 2010).

Os fatores ecológicos podem ser bióticos ou abióticos. Como exemplos dos primeiros, podemos citar a competição, a predação e a simbiose. Já a disponibilidade de nutrientes e os distúrbios ambientais são exemplos abióticos. A quantidade de recurso é um fator importante para as populações de organismos, podendo ser tanto abiótico (como o espaço) quanto biótico (como a abundância de presas) (Townsend et al. 2010). Dentro do contexto de estrutura trófica, as comunidades podem ser reguladas por fatores (ou forças) descendentes (termo em inglês *top-down*) e forças ascendentes (termo em inglês *bottom-up*) (Hairston et al. 1960; Menge 1976; Lubchenco 1978; Menge 2000; Smith et al. 2001; Rasher et al. 2012)

Alterações nos fatores *top-down* e *bottom-up* vêm sendo analisadas, separadamente, como importantes geradores de mudanças na estrutura das comunidades marinhas (Hughes et al. 1987; Vieira et al. 2012) e alguns trabalhos demonstraram uma série de complexas interações entre essas forças na regulação dessas comunidades (Menge e Sutherland 1976; Menge 1992). Estas podem possuir efeitos diretos, indiretos e interativos (Hairston et al. 1960; Paine 1966; Smith et al. 2001; Halpern et al. 2006). O papel dessas forças nos sistemas aquáticos tem sido tópico de grande debate na literatura ecológica (Feeny 1976; Rhoades e Cates 1979; Smith et al. 2010; Firstater et al. 2012), e muitos trabalhos vêm sendo realizados em recifes de corais (Smith et al. 2001; Burkepille e Hay 2006; Smith et al. 2010; Firstater et al. 2012). Nos sistemas aquáticos, a disponibilidade de nutrientes

constitui um exemplo de força do tipo *bottom-up* e a predação de força *top-down* (Hunter e Price 1992; Smith et al. 2001) (Figura 1).



Figura 1 - Exemplo de forças de controle sobre a estrutura de uma comunidade marinha bentônica, sendo a predação uma força descendente (*top-down*) e a disponibilidade de nutrientes, uma força ascendente (*bottom-up*). Fonte: PENTEADO, Leonardo, 2011.

A disponibilidade de nutrientes irá influenciar a produtividade dos organismos autotróficos, podendo controlar a biomassa e estrutura das populações de algas (Tilman 1977; Fong et al. 1993), além de possuir efeitos indiretos nos níveis tróficos superiores (Menge 1992). Alguns nutrientes estão normalmente disponíveis no oceano em concentrações muito acima do requerido, entretanto, outros componentes essenciais, como nitrogênio (N) e fósforo (P), são frequentemente limitantes em suas concentrações e disponibilidade (Odum 1979; Littler e Kitching 1996; Marques-Jr. et al. 2009). Apesar da importância que essa disponibilidade

representa, o homem gera distúrbios excessivos no ambiente, através do lançamento de poluentes que incluem uma variedade de sólidos suspensos, substâncias orgânicas e nutrientes inorgânicos (Sumich 1992; Tilman et al. 2001; Littler et al. 2006).

Nas águas costeiras, como nos recifes de corais, costões rochosos e estuários, vem sendo observada entrada excessiva de nutrientes de origem antropogênica, como os detritos orgânicos provenientes de fertilizantes agrícolas e de esgotos urbanos e industriais. Este processo, conhecido como eutrofização cultural, causa drásticos danos ao ambiente, pois gera modificações na estrutura das comunidades aquáticas, como o aumento da produção primária do local, destruição da biota costeira, extinção de algumas espécies e populações de organismos, supercrescimento de espécies de algas e redução da biodiversidade (Littler e Kitching 1996; Littler et al. 2006). Apesar disso, no Brasil, ainda existem poucos grupos voltados para avaliar o impacto biológico do lançamento de poluentes no mar (Moraes 2001), e há pouca informação sobre o efeito do enriquecimento com nutrientes através de manipulações *in situ* em comunidades marinhas bentônicas (Worm et al. 2000; Fleury et al. 2004; Jara et al. 2006).

Além da disponibilidade de nutrientes, a predação e a herbivoria, que são forças *top-down*, possuem efeitos quase universais na modificação da organização e funcionamento das comunidades aquáticas e terrestres (Paine 1966; Menge e Sutherland 1976; Carpenter et al. 1985; Menge et al. 1986; Huntly 1991; Hulme 1998; Duffy e Hay 2001). Os mesmos podem ter um efeito generalista ou especialista sobre as comunidades (Pinto-Coelho 2000). No primeiro caso, eles acabam removendo também as presas mais vulneráveis e facilitando a colonização de organismos mais resistentes, gerando predomínio de certas espécies dominantes na comunidade e conseqüentemente diminuindo a diversidade naquele local (Karlson 1978; Lubchenco 1978; Stoner 1990; Nydam e Stachowicz 2007; Peters 2007). No segundo caso, os predadores selecionam espécies dominantes (que são mais facilmente encontradas) e, conseqüentemente, permitem que os indivíduos mais fracos competitivamente se desenvolvam, aumentando a diversidade naquela comunidade (Dayton 1971; Paine 1974; Dayton 1975; Menge e Sutherland 1976; Lundalv e Christie 1986). Os predadores podem controlar diretamente a abundância de animais e vegetais dos níveis tróficos mais baixos (Paine 1966; Schoener 1989;

Rudstam et al. 1993; Connell 2001) e também causar uma grande variedade de efeitos indiretos através de cascatas tróficas (Paine 1966; Carpenter et al. 1985; Sih et al. 1985; Menge et al. 1986; Pace et al. 1999; Duffy e Hay 2001; Jackson et al. 2001; Moulton et al. 2004; Daskalov et al. 2007). As cascatas tróficas seriam os efeitos indiretos dentro de uma teia alimentar (Paine 1980; Pinnegar et al. 2000; Polis et al. 2000)

As comunidades marinhas bentônicas parecem ser susceptíveis a mudanças ocasionadas por alterações na pressão de predação. Entre estas mudanças, vêm sendo relatadas modificações na dominância de corais para grande dominância de algas (termo em inglês: *phase shifts*) (Menge 2000; Smith et al. 2001; Mcmanus e Polsenberg 2004; Burkepile e Hay 2006; Hughes et al. 2007; Burkepile e Hay 2009; Norström et al. 2009; Smith et al. 2010). Alguns trabalhos relatam também o aumento da abundância de ascídias devido à exclusão de predação (Bak et al. 1996; Chen e Dai 2004; Tkachenko et al. 2007; Vieira et al. 2012). Outros trabalhos demonstraram que pode ocorrer supercrescimento de esponjas com redução de corais quando os mesmos estão sofrendo algum tipo de estresse, como por exemplo, predação, altos níveis de nutrientes, mudança na temperatura da água, dentre outros (Aronson et al. 2002; Rützler 2002; Ward-Paige et al. 2005).

O aumento no crescimento das populações humanas vem influenciando a pressão de predação através da exploração seletiva de determinados níveis tróficos, por meio da caça e da pesca de organismos marinhos (Pauly et al. 1998; Jackson et al. 2001; Myers e Worm 2003; Worm et al. 2006; Jackson 2008). Devido às drásticas mudanças que a diminuição da força de predação pode causar nos ecossistemas marinhos (Paine 1966; Estes et al. 1998), é fundamental entender sua dinâmica e seu controle sobre a estrutura das comunidades, dinâmica populacional, riqueza e diversidade de espécies (Hunter e Price 1992). Dessa forma, a identificação das consequências dessas mudanças se tornou tema de grande interesse na comunidade científica e uma preocupação crescente para a gestão dos sistemas costeiros marinhos (Duffy e Hay 2001; Jackson et al. 2001; Sams e Keough 2007; Rasher et al. 2012).

Metabólitos secundários

Os metabólitos secundários ou produtos naturais geralmente são moléculas pequenas, com grande variedade estrutural e que, apesar disso, apenas certas espécies conseguem produzir. Os mesmos são compostos orgânicos pertencentes a diversas classes de substâncias que são produzidos por vias sintéticas derivadas do metabolismo primário. O metabolismo primário é aquele relacionado às funções vitais básicas do organismo. Os ácidos nucleicos, açúcares, proteínas e ácidos graxos são exemplos de substâncias que atuam em processos desse metabolismo (Harper et al. 2001; Teixeira 2009). Já o metabolismo secundário está relacionado a processos de adaptação das espécies ao meio ambiente, como por exemplo, atuar nos processos de reprodução ou na defesa contra predadores, patógenos ou competidores. Além disso, alguns produtos naturais possuem propriedades farmacológicas, que podem vir a ser utilizadas pelo homem (Mcconnell et al. 1982; Paul 1992; Becerro et al. 1997; Pohnert 2004; Pereira 2009; Blunt et al. 2012).

Apesar da existência de inúmeros metabólitos secundários, poucos caminhos biossintéticos essenciais são responsáveis pela produção dos metabólitos secundários (Maschek et al. 2008). As duas principais vias biossintéticas destes metabólitos são as vias do acetato (acetato/malonato e acetato/mevalonato) e a do ácido chiquímico. A primeira conduz à formação de esteroides, terpenoides, florotaninos, policetídeos, ácidos graxos e prostaglandinas, enquanto a segunda gera alcaloides, hidroquinonas preniladas, flavonoides e ligninas (Figura 2). No ambiente marinho, a via do ácido chiquímico é pouco expressiva (Teixeira 2009). Dentre os produtos naturais marinhos, os terpenoides e policetídeos (como os ácidos graxos) estão entre os principais (Pawlik 1993; Faulkner 2001; Pereira et al. 2011; Blunt et al. 2012).

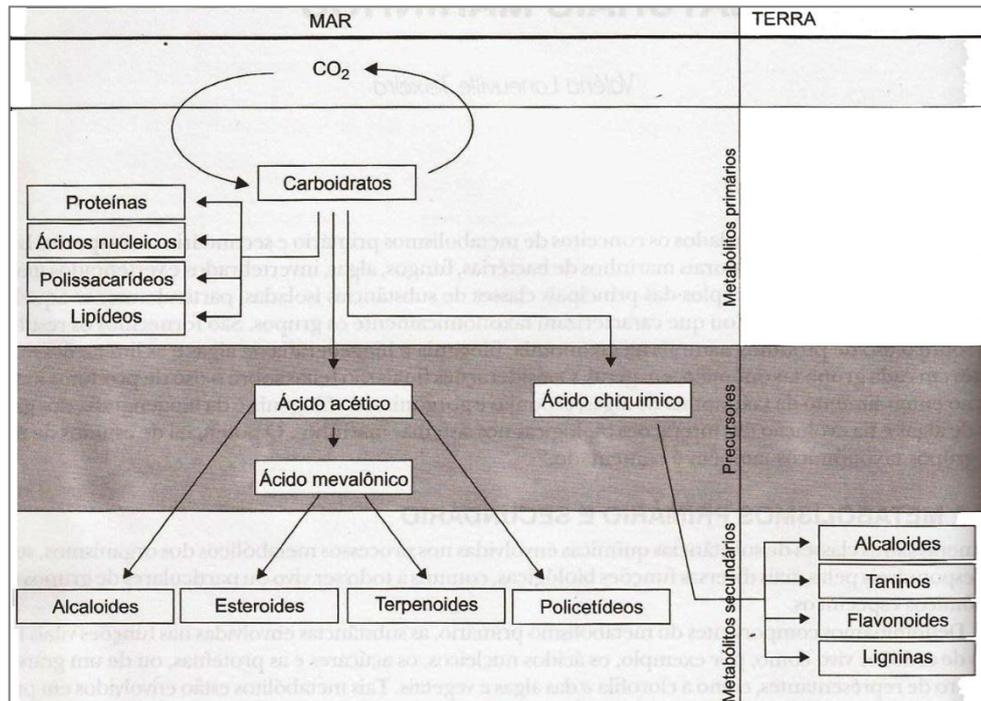


Figura 2 – Vias do metabolismo secundário nos sistemas marinhos e terrestre. Fonte: TEIXEIRA, 2009.

No ambiente marinho, muitos grupos de organismos são capazes de produzir uma grande variedade de metabólitos secundários, como por exemplo, macroalgas, esponjas, cnidários, ascídias, moluscos, dentre outros (Pawlik 1993; Faulkner 2001; Pereira et al. 2011; Blunt et al. 2012). Estas substâncias estão diretamente ligadas à estruturação das comunidades e ecossistemas marinhos por direcionarem a interação e distribuição das espécies no ambiente (Zimmer e Butman 2000; Pereira et al. 2008). Alterações nos fatores predação e disponibilidade de nutrientes são capazes de gerar modificações na produção desses metabólitos pelos organismos (Cronin e Hay 1996; Cronin 2001; Van Alstyne et al. 2001; Fleury et al. 2004; Fleury et al. 2008). Por este motivo, a avaliação da produção de metabólitos secundários também consiste em uma importante ferramenta de monitoramento das forças *top-down* e *bottom-up*.

As macroalgas marinhas são um grupo de organismos conhecido pela grande capacidade de produção de metabólitos secundários. Mais de 3.000 produtos naturais já foram encontrados nesses organismos, o que corresponde a cerca de 20% de todos os metabólitos secundários encontrados em organismos marinhos (Pawlik 1993; Faulkner 2001; Pereira et al. 2011; Blunt et al. 2012). As rodófitas (macroalgas vermelhas) produzem uma extensa abundância e diversidade de

metabólitos se comparadas às feofíceas (macroalgas pardas) e às clorofíceas (macroalgas verdes). Os metabólitos isoprenoides, derivados de terpenoides, são comumente encontrados nas três divisões de algas, mas são produzidos em grandes quantidades pelas rodófitas, como moléculas halogenadas (contendo os íons bromo e cloro) (Maschek et al. 2008). Com relação às clorofíceas, ainda existe um extenso campo a ser explorado, particularmente no Brasil, visto que pouco se conhece sobre as possíveis mediações químicas destas algas (Lima 2009). Além das macroalgas, os invertebrados marinhos produzem uma ampla variedade de metabólitos secundários, e existe um grande potencial de exploração desses organismos na costa brasileira (Pereira et al. 2011).

Muitos modelos vêm sendo experimentalmente testados com intuito explicar ou prever as variações e padrões dos metabólitos secundários nos organismos marinhos, utilizando as bases da ecologia, como mecanismos fisiológicos e relações interespecíficas e evolutivas (Hay e Steinberg 1992; Cronin 2001; Van Alstyne et al. 2001; Pavia e Toth 2008). Dentro deste contexto, um modelo muito importante é o Modelo de Defesa Ótima. O mesmo se baseia na otimização da alocação de energia, levando em consideração o risco de ataque pelo predador, o valor do tecido a ser protegido e o custo da produção da defesa. O organismo irá alocar sua energia para defesa de modo a aumentar sua aptidão. Logo, as defesas químicas serão produzidas de maneira diretamente proporcional ao risco de predação, tendo em vista o custo-benefício em produzir metabólitos secundários em detrimento de outras funções básicas como, por exemplo, crescimento e reprodução. O modelo prevê que, na presença de consumidores, os níveis de defesa seriam maiores, ou seja, a presença dos consumidores induziria a produção de metabólito secundários (Rhoades 1979; Cronin 2001).

Outro modelo que abrange as relações de consumo e a produção de metabólitos é o Modelo da Variação Espacial de Consumidores. Este modelo afirma que, em áreas com maior pressão de predação, organismos que produzem defesas químicas são evolutivamente mais persistentes do que aqueles que não produzem essas defesas. Ou seja, macroalgas de ambientes com forte pressão de herbivoria, por serem mais atacadas produzem maiores quantidades de metabólitos secundários e, com isso, têm mais chance de sobreviver e de permanecer no ambiente (Hay e Steinberg 1992).

Com relação à disponibilidade de nutrientes no ambiente e a produção de metabólitos secundários, um modelo importante é o do Balanço Carbono-Nutriente. O mesmo prevê que a produção de defesas químicas está relacionada com a abundância relativa de carbono e nutrientes. Este modelo propõe que os recursos excedentes adquiridos por um indivíduo podem ser desviados do metabolismo primário, ou seja, que seriam utilizados para o seu crescimento, para o metabolismo secundário (Cronin 2001; Van Alstyne et al. 2001). Dentro deste mesmo tema, outro modelo importante é o Modelo de Disponibilidade de Recursos. O mesmo prediz que a produção de metabólitos secundários está relacionada com a riqueza de recursos do ambiente. Portanto, os vegetais que habitam ambientes pobres possuem bons mecanismos de defesa, pois o crescimento é mais lento e a perda de tecido não seria imediatamente reparada devido à falta de energia para tanto. O contrário ocorre em ambientes ricos em nutrientes, onde o crescimento vegetal é facilitado pela oferta de nutrientes (Hay e Steinberg 1992).

Outro modelo proposto na área é o do Estresse Ambiental. Este prevê que organismos submetidos a um ambiente estressante são menos capazes de adquirir recursos e, por este motivo, os recursos obtidos são usados no seu metabolismo primário (manutenção). Portanto, a produção de metabólitos secundários é desfavorecida em organismos estressados quando comparada a não estressados. O estresse é definido como qualquer condição ambiental que altere o ótimo fisiológico do organismo em questão (Cronin 2001; Van Alstyne et al. 2001).

É importante frisar, que algumas evidências experimentais que suportam vários modelos, incluindo aqueles citados acima, continuam não confirmadas e, portanto, esses modelos ainda carecem de comprovação experimental (Pavia e Toth 2008; Pelletreau et al. 2008; Pereira et al. 2008).

Nos últimos 20 anos, os estudos na área de ecologia química marinha cresceram significativamente, através de várias pesquisas inéditas, as quais foram contempladas em recentes revisões gerais (Paul et al. 2006; Blunt et al. 2012). Como a produção de metabólitos secundários é fundamental em diversos níveis de organização do ambiente marinho e sua ocorrência e impacto ainda não são suficientemente conhecidos, trabalhos que visam avaliar a dinâmica desses compostos são de fundamentais (Solé-Cava e Kelecom 1988).

Tendo em vista a grande importância dos fatores discutidos (predação e disponibilidade de nutrientes), é fundamental entender a dinâmica e interação entre os mesmos. O presente trabalho teve como objetivo avaliar o efeito das perturbações ambientais geradas pelas manipulações separadas e interativas de exclusão de macropredadores e enriquecimento com nutrientes sobre a estrutura e sobre as respostas metabólicas de comunidades marinhas incrustantes de substratos artificiais no costão rochoso de Biscoia, Baía de Ilha Grande, RJ.

Hipóteses

- A estrutura de comunidades marinhas incrustantes é controlada pela interação entre a força de predação e a disponibilidade de nutrientes nesse meio.
- A utilização de gaiolas para excluir predadores é um método eficiente para avaliar o efeito dos mesmos sobre a estrutura de comunidades incrustantes.
- Os métodos de monitoramento digital e visual de porcentagem de cobertura por espécie são eficientes em avaliar comunidades incrustantes.
- O aumento da disponibilidade de nutrientes em ambientes marinhos bentônicos propicia um aumento da produção de metabólitos secundários pelos organismos desse sistema.
- A exclusão de predação gera diminuição na produção de defesas químicas, pois a predação induz o organismo a produzir metabólitos para se defender.

1 MATERIAIS E MÉTODOS

1.1 Área de estudo

O presente projeto foi realizado na região da Baía de Ilha Grande, localizada no estado do Rio de Janeiro na região costeira de Biscaia ($22^{\circ}50' - 23^{\circ}20' S / 44^{\circ}00' - 44^{\circ}45' W$) (Figura 3). Este local (Figura 4) é uma estação de estudo considerada pouco degradada e com elevada riqueza de espécies, tais como as macroalgas *Sargassum filipendula* C. Agardh 1824 (Ochrophyta), *Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevis 1845 (Rhodophyta), algas formadoras de tapetes (Rhodophyta - complexo constituído principalmente por *Jania capillacea* Harvey 1853, *Laurencia intricata* J. V. Lamouroux 1813 e *Amphiroa fragilissima* (Linnaeus) J. V. Lamouroux 1816), *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh 1873 (Chlorophyta). Além disso, são abundantes no local os cnidários *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing e Michelotti, 1860) (Ordem Zoanthidea), *Mussismilia hispida* (Verrill, 1902) (Ordem Scleractinia) e a esponja *Desmapsamma anchorata* Carter, 1882 (Porifera). O costão rochoso do local é considerado raso, apresentando cerca de seis metros de profundidade, sendo composto por matações pequenos (0,4 – 1,0 m de diâmetro) (Creed et al. 2007).

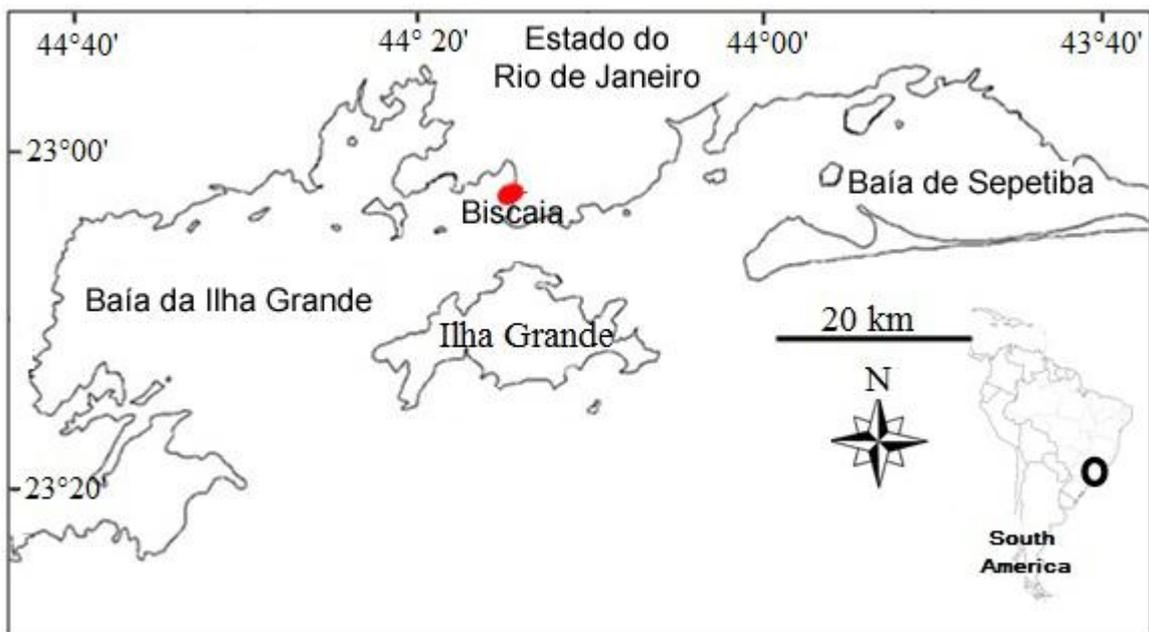


Figura 3 - Mapa de localização do experimento no costão de Biscaia ($23^{\circ} 01,717' S$ e $44^{\circ} 14,127' W$) localizado na Baía da Ilha Grande, Município de Angra dos Reis, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.



Figura 4 - Foto da praia de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. A seta indica a localização dos blocos no costão rochoso local. Fonte: BASTOS, Gustavo, 2010.

A região possui uma grande variedade de espécies de peixes, que estão listados na Tabela 1. Esta tabela desconsidera os peixes predadores de organismos vágéis, pois os mesmos não foram considerados no presente estudo.

Tabela 1 - Lista com algumas espécies de peixes predadores encontrados no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, e seus hábitos alimentares.

Peixes predadores do Costão rochoso de Biscaia	
Espécie	Alimentação
<i>Diplectrum formosum</i> (Linnaeus, 1766)	Carnívoro
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	Carnívoro
<i>Diplodus argenteus</i> (Valenciennes, 1830)	Onívoro
<i>Chaetodon striatus</i> Linnaeus, 1758	Predador de invertebrados sésseis
<i>Stegastes fuscus</i> (Cuvier, 1830)	Herbívoro territorialista
<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	Onívoro
<i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766)	Onívoro

Fonte: FERREIRA et al. 2007.

São exemplos de peixes abundantes na região as espécies *Abudefduf saxatilis* Linnaeus, 1758 (Figura 5a), *Diplodus argenteus* (Valenciennes, 1830) (Figura 5b), *Diplectrum formosum* (Linnaeus, 1766) (Figura 5c) e *Lutjanus synagris* (Linnaeus, 1758) (Figura 5d) (Ferreira et al. 2007).

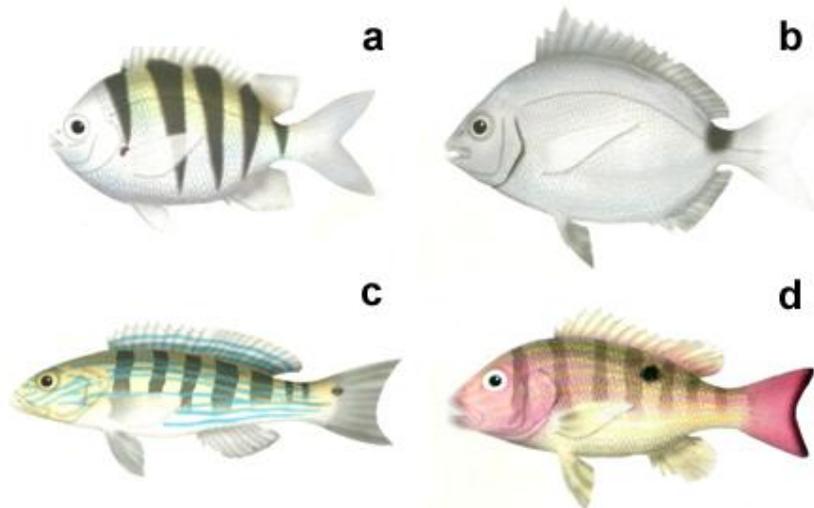


Figura 5 - Esquema de peixes encontrados no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. Legenda: (a) *Abudedefduf saxatilis*; (b) *Diplodus argenteus*; (c) *Diplectrum formosum*; (d) *Lutjanus synagris*. Fonte: SZPILMAN, 2000.

O local também possui predadores do Filo Echinodermata, como ouriços e estrelas-do-mar. Na Tabela 2, estão listadas as espécies de equinodermas encontradas na região segundo Ventura et al. (2007) e seus respectivos hábitos alimentares (Ruppert et al. 2005).

Tabela 2 - Lista com espécies de equinodermas encontrados no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande e seus hábitos alimentares.

Predadores Equinodermas encontrados no costão rochoso de Biscaia	
Espécie	Alimentação
<i>Astropecten brasiliensis</i> (Muller e Troschel, 1842)	Carnívoras e detritívoras em geral
<i>Echinaster (Othilia) brasiliensis</i> (Muller e Troschel, 1842)	Carnívoras e detritívoras em geral
<i>Linckia guildingii</i> (Gray, 1840)	Carnívoras e detritívoras em geral
<i>Oreaster reticulatus</i> (Linnaeus, 1758)	Carnívoras e detritívoras em geral
<i>Lytechinus variegatus</i> (Lamark, 1816)	Onívoro
<i>Echinometra lucunter</i> (Lamark, 1816)	Onívoro

Fonte: RUPPERT et al. 2005; VENTURA et al. 2007.

1.2 Desenho experimental

O desenho experimental do presente trabalho foi modificado de Smith et al. (2001). Foram utilizados blocos de concreto como substrato artificial (20x40 cm) e os mesmos foram espalhados aleatoriamente ao longo de 100 metros de forma paralela ao costão rochoso, na região de infralitoral, entre um e três metros de profundidade. Esses blocos foram distribuídos de modo a respeitar uma distância mínima de dois metros entre eles. Após a colocação dos substratos *in situ*, estes ficaram imersos durante 30 meses antes do início do experimento para que se obtivesse uma comunidade incrustante bem desenvolvida.

O experimento compreendeu a utilização de blocos Controle (ausência de manipulação; Figura 6a) e três tratamentos, todos com cinco réplicas cada. Os tratamentos foram: tratamento Exclusão de predação (gaiola fechada contra a ação de macropredadores; Figura 6b), tratamento Nutriente (sacos de fertilizante de liberação lenta; Figura 6c) e tratamento Nutriente + exclusão de predação (gaiola fechada contra ação de macropredadores e sacos de fertilizante de liberação lenta; Figura 6d).

Além disso, o experimento contou com um tratamento adicional, o Controle de artefatos (Figura 6e). O mesmo foi utilizado exclusivamente para verificar a influência de possíveis artefatos pela presença da gaiola. Para tanto, foram inseridas gaiolas semifechadas (com aberturas laterais) sobre as comunidades incrustantes nos blocos. As mesmas funcionaram como controle da gaiola fechada, pois permitem que a predação ocorra, mas mantém a estrutura da gaiola e seus possíveis artefatos. Através desse tratamento, é possível fazer comparações e verificar se o resultado obtido pela exclusão dos predadores, ou por alguma interferência da gaiola. O uso do mesmo é importante, pois se sabe que as gaiolas podem gerar uma série de artefatos, como diminuição da incidência luminosa e modificação do fluxo de água sobre a comunidade incrustante (Hall et al. 1990; Steele 1996; Miller e Gaylord 2007).

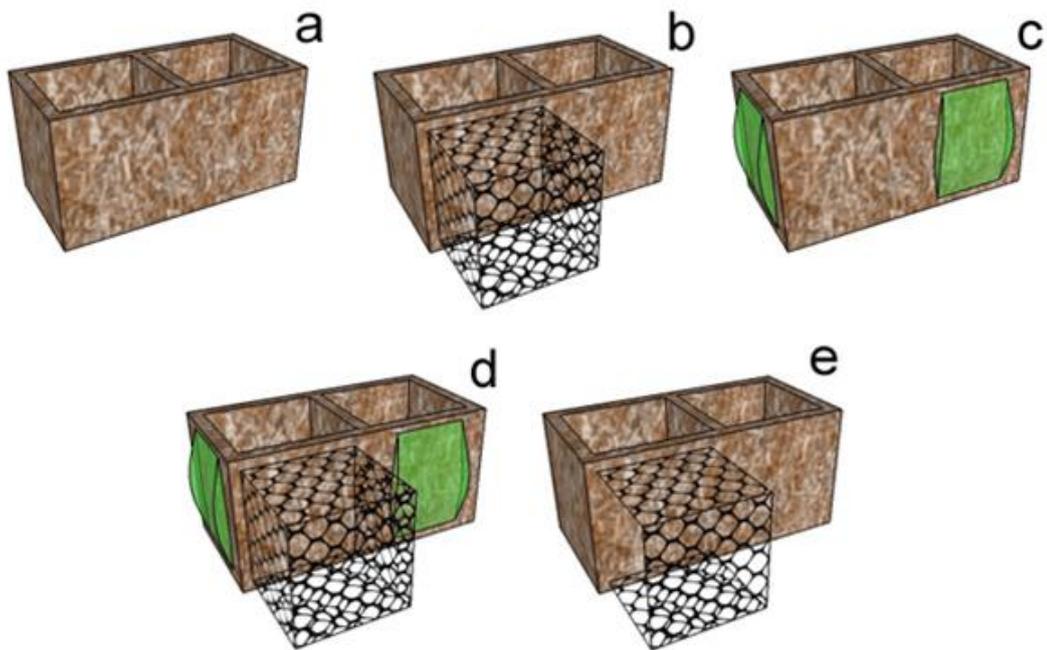


Figura 6 - Esquema dos blocos de concreto com os diferentes tratamentos em experimento realizado no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. Legenda: (a) Controle; (b) Exclusão de Predação; (c) Nutriente (sacos de nutrientes para enriquecimento da água); (d) Nutriente + exclusão de predação; (e) Controle de artefatos.

Para o tratamento Nutriente foram inseridos, nas laterais dos blocos, dois sacos, com 50 g cada, do fertilizante de liberação lenta Osmocote® (Sierra Chemical Company; N:P:K= 15:9:12). Os mesmos foram confeccionados usando telas plásticas de dois milímetros entrenós. Os sacos foram trocados a cada 20 dias para garantir a descarga de nutrientes na água do entorno do bloco. O Osmocote® é um grânulo recoberto por uma resina orgânica biodegradável (2-4 mm), que controla diariamente a liberação dos nutrientes no meio e vem sendo citado por diversos autores na literatura como eficaz no enriquecimento de ambientes aquáticos (Worm et al. 2000; Littler et al. 2006; Petronilho 2008; Burkepile e Hay 2009). Antes de fixá-los aos blocos, os sacos foram mantidos em água salgada durante três dias, para garantir a liberação imediata quando anexado em campo (Jara et al. 2006).

Nos blocos do tratamento Exclusão de predação, foram implantadas gaiolas (20 x 20 cm; 2 cm entrenós) sobre as comunidades incrustantes para evitar a ação dos macropredadores com mobilidade, como peixes, ouriços e estrelas-do-mar. O tratamento Nutriente + exclusão de predação contou com a presença tanto das gaiolas antipredação quanto dos sacos de fertilizante.

1.3 Monitoramento das comunidades

As comunidades incrustantes dos blocos foram monitoradas durante duzentos dias, em intervalos de 20 dias, o que gerou um total de dez medições (T0 a T9). É importante ressaltar que o tempo zero, denominado T0, corresponde ao dia da implantação do experimento, portanto, as comunidades ainda não haviam sofrido nenhum distúrbio. Portanto, este tempo não foi utilizado nas análises estatísticas.

Os organismos localizados em uma área de 15 x 15 cm do bloco (20 x 40 cm) foi considerada como comunidade alvo do trabalho (Figura 7). Dois métodos de monitoramento foram utilizados, o método visual e o método digital de estimativa de porcentagem de cobertura por espécie. Uma borda de cinco centímetros foi desconsiderada com intuito de evitar o Efeito borda. O método de cobertura visual consistiu na observação, por mergulhador autônomo (Figura 8a), da porcentagem de cobertura das espécies que ocorreram na área pré-determinada do bloco (Figura 8b).

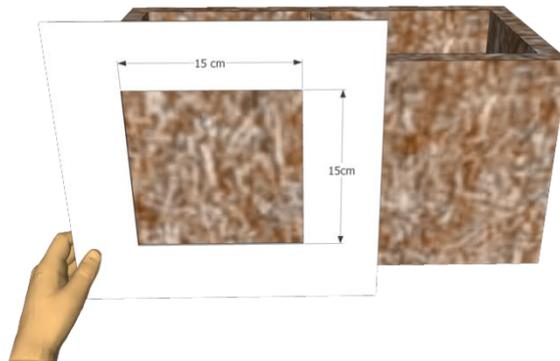


Figura 7 – Esquema de um bloco de concreto com o quadro de PVC utilizado para fazer o monitoramento das comunidades incrustantes em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.

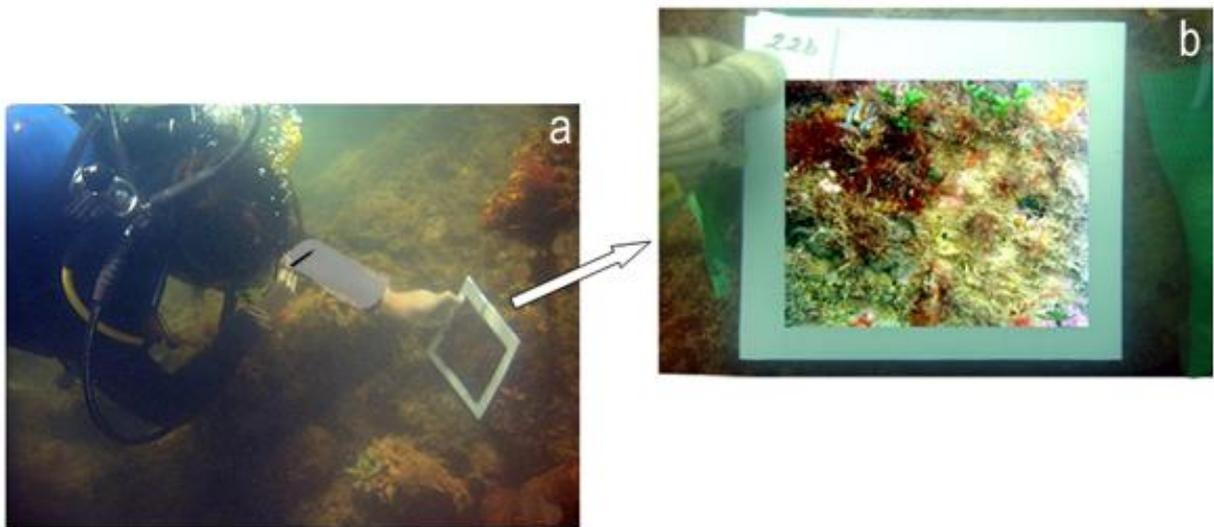


Figura 8 – Método de cobertura visual. Legenda: (a) mergulhador autônomo realizando o monitoramento visual da comunidade incrustante em um bloco de concreto no costão rochoso; (b) Exemplo de comunidade incrustante observada pelo mergulhador delimitada pelo quadro de PVC.

O método digital consistiu na captura de imagens fotográficas, em campo, utilizando câmera sub-aquática (Sony Cyber-shot Mpeg movie VX Smart Zoom DSC-P150) das mesmas áreas pré-determinadas. Em laboratório, as imagens foram analisadas no computador através do Programa Coral Point Count com extensão Excel v 3.4 (CPCe), que foi desenvolvido para estimar a porcentagem de cobertura de comunidades incrustantes (Kohler e Gill 2006). Esse programa lança pontos sobre a imagem fotográfica inserida pelo usuário, que pode programar a entrada desses pontos, no caso foram utilizados 100 pontos, distribuídos aleatoriamente. A lista das espécies que poderiam ser encontradas foram inseridas anteriormente no programa. Em seguida, cada ponto foi caracterizado pelo usuário como localizado em cima de uma espécie determinada (Figura 9). Ao final, o programa gera uma planilha em Excel com a porcentagem de cobertura das espécies na foto.

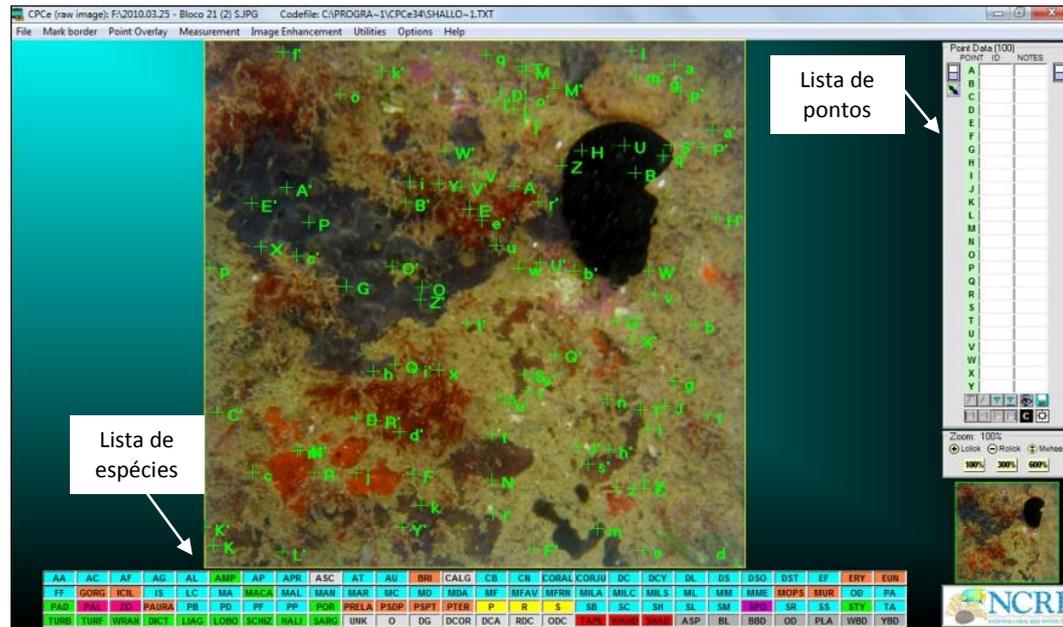


Figura 9 – Método de cobertura digital. Legenda: Fotografia subaquática de uma comunidade incrustante no substrato artificial sendo analisada no Programa Coral Point Counter com extensão Excel (v. 3.6) com utilização de 100 pontos aleatórios.

1.4 Artefatos de gaiola

1.4.1 Teste de fluxo de água - Clod Card

O experimento *Clod Card* (Doty 1971) consistiu na utilização de placas de gesso com pesos iguais, que foram fixadas nos blocos Controle e em blocos com gaiola (dentro da gaiola; Figura 10). O experimento utilizou cinco réplicas para cada tratamento. Esse método é capaz de avaliar as diferenças no fluxo de água, pois com o movimento da água a placa de gesso sofre um desgaste que vai variar de acordo com a velocidade da corrente de água. Após oito horas em campo, as placas foram retiradas, secas em estufa a 70°C e pesadas. Os pesos das placas pós-experimento nos diferentes tratamentos [Controle, Controle de artefatos (gaiola semifechada) e Exclusão de predação (gaiola fechada)] foram comparados. Assim foi possível acessar se as placas inseridas dentro dos dois tipos de gaiolas sofreram menos desgaste do que as placas expostas a corrente de água sem a presença da gaiola e, conseqüentemente verificar se a estrutura da gaiola reduziu o fluxo de água em seu interior.



Figura 10 - Placa de gesso dentro da gaiola no experimento usando o método *Clod card* no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.

1.4.2 Medição de luminosidade

A luminosidade foi medida nos blocos sem manipulação (Controle) e dentro de gaiolas semifechadas (Controle de artefatos) e de gaiolas fechadas (Exclusão de predação) para verificar se houve diferença significativa na incidência luminosa pela presença da estrutura da gaiola. As medições foram realizadas em quatro réplicas de cada tratamento (em triplicata) utilizando sensor-PAR (radiação fotossinteticamente ativa) Li-cor modelo LI-193SA Spherical (Quantum sensor).

1.5 **Análise de nutrientes na água**

Foram coletadas amostras da água no entorno dos blocos com intuito de comprovar o enriquecimento com nutrientes. A amostragem foi feita em três dias (dia da implantação do fertilizante, sete dias após e vinte dias após) com nove réplicas por tratamento (Controle e Nutriente). Esse ciclo de dias foi escolhido, pois os sacos

com fertilizante eram trocados a cada 20 dias. As amostras de água foram coletadas no entorno de blocos Controle e de blocos enriquecidos com o fertilizante Osmocote®. As mesmas foram imediatamente filtradas a vácuo com filtro de 45 µm de espessura, acondicionadas em garrafas de polietileno (500 ml) e congeladas para análise posterior (Figura 11). Essas garrafas eram previamente lavadas com ácido clorídrico 5% (HCl) para evitar contaminações.

A concentração dos nutrientes foi avaliada no Laboratório de Biogeoquímica de Ambientes Aquáticos do Departamento de Biologia Marinha da Universidade Federal Fluminense, coordenado pelo Prof. Aguinaldo Nepomuceno. Os procedimentos para análises de parâmetros descritos por Grasshoff et al. (1983) foram utilizados. Os nutrientes avaliados foram Ortofosfato (PO_4^{3-}), Amônio (NH_4^+), Nitrito (NO_2^-) e Nitrato (NO_3^-). Os cálculos foram baseados em curvas padrão determinadas para os parâmetros dentro das faixas de concentração esperadas. Todas as análises foram realizadas em triplicatas.



Figura 11 – Material e procedimento de filtragem e acondicionamento das amostras de água após a coleta para análises de nutrientes na água em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.

1.6 Análise de metabólitos secundários

O experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes teve duração de sete meses e, ao final do mesmo, os organismos incrustantes das espécies mais abundantes nos substratos artificiais foram coletados e congelados para serem processados, posteriormente, em laboratório, a fim de analisar as respostas metabólicas desses organismos incrustantes submetidos ao estresse ambiental. Além disso, foram coletados organismos do ambiente natural do costão rochoso, funcionando como um segundo controle do experimento.

Quatro taxa foram utilizados para avaliar a resposta metabólica. Foram eles: uma espécie de esponja (*Desmapsamma anchorata*; Figura 12a); duas espécies de alga, sendo uma Clorophyta (*Caulerpa racemosa*; Figura 12b) e uma espécie de Rhodophyta (*Asparagopsis taxiformis* fase gametofítica; Figura 12c); um complexo de algas formadoras de tapetes, que continha principalmente três espécies de Rhodophyta (*Amphiroa fragilissima*, *Laurencia intricata* e *Jania capillacea*; Figura 12d). Essas espécies foram escolhidas por serem as mais frequentes nos blocos no final do experimento. É importante ressaltar que as mesmas não ocorreram necessariamente em todos os tratamentos, limitando as análises realizadas.

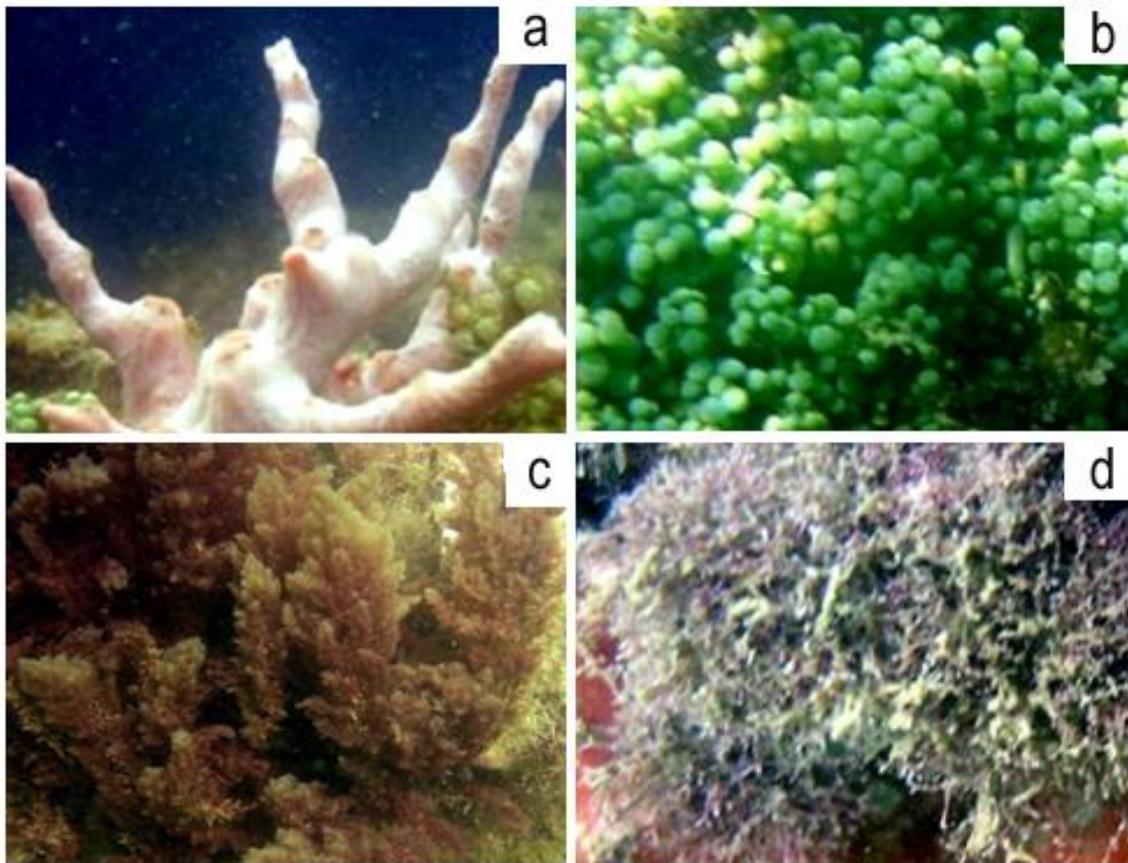


Figura 12 - Espécies de organismos incrustantes selecionados para avaliar respostas metabólicas em experimento realizado no costão rochoso de Biscoia, Baía da Ilha Grande, RJ. Legenda: (a) *Desmapsamma anchorata*; (b) *Caulerpa racemosa*; (c) *Asparagopsis taxiformis* fase gametofítica; (d) complexo de algas formadoras de tapetes.

Os organismos coletados ao final do experimento foram extraídos, exaustivamente, em laboratório, usando solvente orgânico diclorometano (CH_2Cl_2) e ultrassom, por 3 vezes, durante 20 minutos, para facilitar a lise das células. Os lipídios dos extratos brutos produzidos, como os triacilglicerídeos foram transformados em ésteres graxo metilados através do processo de derivatização com a substância diazometano.

Essas amostras foram analisadas e comparadas qualitativamente e quantitativamente por cromatografia em camada delgada (c.c.d.) e por cromatografia em fase gasosa acoplada a espectrometria de massas (CG/EM), a fim de obter as proporções relativas dos ésteres metílicos de ácidos graxos e de outras classes de substâncias para cada organismo (macroalgas e invertebrado). Picos individuais das substâncias com probabilidade superior a 85% foram identificados com auxílio das

espectrotescas Wiley 275 e NIST. As placas analíticas usadas na cromatografia em camada delgada foram reveladas com luz ultravioleta nos comprimentos de onda de 254 e 366 nm e mediante borrifamento por sulfato cérico com 10% de ácido sulfúrico, seguido de aquecimento por alguns minutos.

Os espectrômetros de massa foram obtidos por injeção em cromatógrafo a gás acoplado a espectrômetro de massas da Agilent Technologies modelo 685Q e detector de massas modelo 5975C. Os fragmentos foram descritos pela razão massa/carga (m/z) e suas intensidades expressas em percentuais do pico base (100%). A coluna capilar do CG/EM utilizada foi do tipo apolar (DB-1), split 8:1, temperatura do injetor de 250°C e temperatura de saída 260°C. As condições da corrida foram 100°C (5°C/min)---->260°C (32' por corrida). Duplicatas das análises de todas as amostras foram programadas para serem realizadas de forma automática no aparelho de CG/EM.

1.7 Análise dos dados

As comunidades foram avaliadas quanto ao parâmetro de comunidade Riqueza de espécies (S), pois a mesma serve para caracterizar as comunidades biológicas e avaliar mudanças na estrutura dessas comunidades (Magurran 2003).

Análises de variância (ANOVA fator único) foram realizadas para comparar as medidas de incidência luminosa, os pesos das placas de gesso (*clod card*), os métodos de monitoramento (visual e digital) e as concentrações de nutrientes na água nos diferentes tratamentos do experimento. No caso, as medidas citadas foram as variáveis dependentes e o tratamento a variável independente. Essa análise foi utilizada, pois permite avaliar conjuntos de dados de duas ou mais populações (Quinn e Keough 2002), que neste caso foram os tratamentos. As mesmas feitas no pacote estatístico Statistica 8.0.

Além disso, as diferenças nas médias dos grandes grupos taxonômicos do experimento (Algae, Porifera e Tunicata) após duzentos dias de manipulação (T9) foram testadas através de análises de variância (ANOVA fator único) com os dados transformados para arco seno. Foram realizadas três ANOVAs, variando as variáveis resposta (cada grande grupo) com a mesma variável independente (tratamento) com cinco níveis (Controle, Controle de artefatos, Exclusão de predação, Nutriente e Nutriente + exclusão de predação). Teste *post-hoc* (Tukey Multiple Means Comparison) foi utilizado para obter os valores de *p* dos diferentes tratamentos (níveis da variável fixa). Este teste permite examinar simultaneamente pares de médias amostrais para identificar quais os pares onde se registram diferenças significativas. A mesma análise foi usada para testar diferenças na Riqueza de espécies nos diferentes tratamentos do experimento após 200 dias de manipulações. Os filos Cnidaria (hidrozoários), Annelida (serpulídeos), Arthropoda (crustáceo da espécie de craca *Amphibalanus amphitrite*) e Bryozoa (*Schizoporela unicornis*) tiveram baixas porcentagens de cobertura (< 5%) e, por este motivo, não entraram nesta análise.

Para avaliar as diferenças na estrutura das comunidades devido aos diferentes tratamentos, foi efetuada análise multivariada de escalonamento multidimensional (MDS), visto que a mesma é uma análise útil para comparar similaridades de composição de comunidades (Clarke 1993). Esta análise foi feita utilizando matriz de similaridade de Bray-Curtis sobre os dados transformados em raiz quadrada, com intuito de determinar o nível de semelhança entre as comunidades dos diferentes tratamentos (Clarke e Warwick 1994). Ambas as análises multivariadas foram realizadas no Programa PRIMER 5 (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research).

Para analisar as diferenças nas concentrações das substâncias químicas extraídas, dendrogramas de agrupamento foram utilizados para determinação de grupos de similaridade entre os diferentes organismos para os tratamentos do experimento (Clarke e Warwick 1994). Esta análise foi feita através do cálculo dos coeficientes de similaridade de Bray-Curtis.

2 RESULTADOS

Uma grande variedade de espécies foi encontrada nos blocos durante todo o experimento (Tabela 3). O grupo mais abundante e frequente em todos os blocos de todos os tratamentos foi o das algas. Dentre as espécies dominantes podemos citar as macroalgas *Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevis (Figura 13a), algas formadoras de tapetes (complexo algal constituído principalmente pelas espécies *Jania capillacea* Harvey 1853, *Amphiroa fragilissima* (Linnaeus) J. V. Lamouroux, 1816 e *Laurencia intricata* J. V. Lamouroux 1813) (Figura 13b), *Caulerpa racemosa* (Forssk.) J. Agardh, 1873 (Figura 13c), *Sargassum filipendula* e uma calcárea incrustante (não identificada) (Figura 13d). O complexo de algas formadoras de tapetes foi o táxon dominante em todos os tratamentos.

Tabela 3 - Lista de espécies encontradas nos diferentes tratamentos em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. O X indica a presença da espécie no tratamento correspondente. (continua)

Táxon	Tratamento			
	C	EP	N	N+EP
CHLOROPHYTA				
<i>Caulerpa racemosa</i> (Forssk.) J. Agardh, 1873	X	X	X	X
<i>Bryopsis</i> sp.	X	X	X	X
<i>Caulerpa</i> sp.		X	X	X
Alga filamentosa verde	X	X	X	X
RHODOPHYTA				
<i>Acanthophora spicifera</i> (Vahl) Boergersen 1910	X	X	X	
<i>Asparagopsis taxiformis</i> (Delile) Trevis 1845 - fase gametofítica	X	X	X	X
<i>Champia vieillardii</i> Kütz. 1866	X	X		
<i>Asparagopsis taxiformis</i> (Delile) Trevis 1845 - fase tetrasporofítica	X	X	X	X
<i>Lophocladia</i> sp.				X
Alga calcária incrustante	X	X	X	X
Algas formadoras de tapetes	X	X	X	X
OCHROPHYTA				
<i>Canistrocarpus cervicornis</i> (Kütz.) De Paula e De Clerck 2006	X	X		X
<i>Sargassum filipendula</i> C. Agardh 1824	X	X		
<i>Padina gymnospora</i> (Kütz.) Sonder 1871			X	
<i>Dyctiota</i> sp.	X	X		
Ectocarpacea				X

Tabela 3 - Lista de espécies encontradas nos diferentes tratamentos em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. (conclusão)

Táxon	Tratamento			
	C	EP	N	N+EP
PORIFERA				
<i>Desmapsamma anchorata</i> Carter, 1882	X	X	X	
<i>Mycale angulosa</i> De Laubenfels, 1936	X	X	X	
<i>Mycale americana</i> van Soest, 1984	X	X	X	X
<i>Mycale escarlatei</i>	X	X	X	X
<i>Mycale magnirhaphidifera</i> van Soest, 1984	X	X	X	X
<i>Mycale microsigmatosa</i> Arndt, 1927	X	X	X	X
Porifera sp. 1	X	X		X
CHORDATA				
<i>Lissoclinum perforatum</i> Giard, 1872				
<i>Ascidia sydneyensis</i> Stimpson, 1855	X	X		X
<i>Phallusia nigra</i> Savigny, 1816		X		
<i>Didemnidae</i> sp.	X	X	X	X
Ascidia sp. 1	X	X	X	X
Ascidia sp. 2	X			
Ascidia sp. 3	X		X	X
Ascidia sp. 4	X	X	X	X
Ascidia sp. 5	X	X	X	X
Ascidia sp. 6	X	X	X	X
Ascidia sp. 7	X	X	X	X
CNIDARIA				
Hidrozoário	X	X	X	X
ECTOPROCTA				
<i>Schizoporella unicornis</i> Johnston 1847			X	X
ARTHROPODA				
<i>Amphibalanus amphitrite</i> Darwin 1854	X	X	X	X
ANNELIDA				
Serpulidae	X	X	X	X
TOTAL	31	32	26	28

Legenda: C: Controle; EP: Exclusão de predação; N: Nutriente; N+ EP: Nutriente + exclusão de predação. O X indica a presença da espécie no tratamento correspondente.

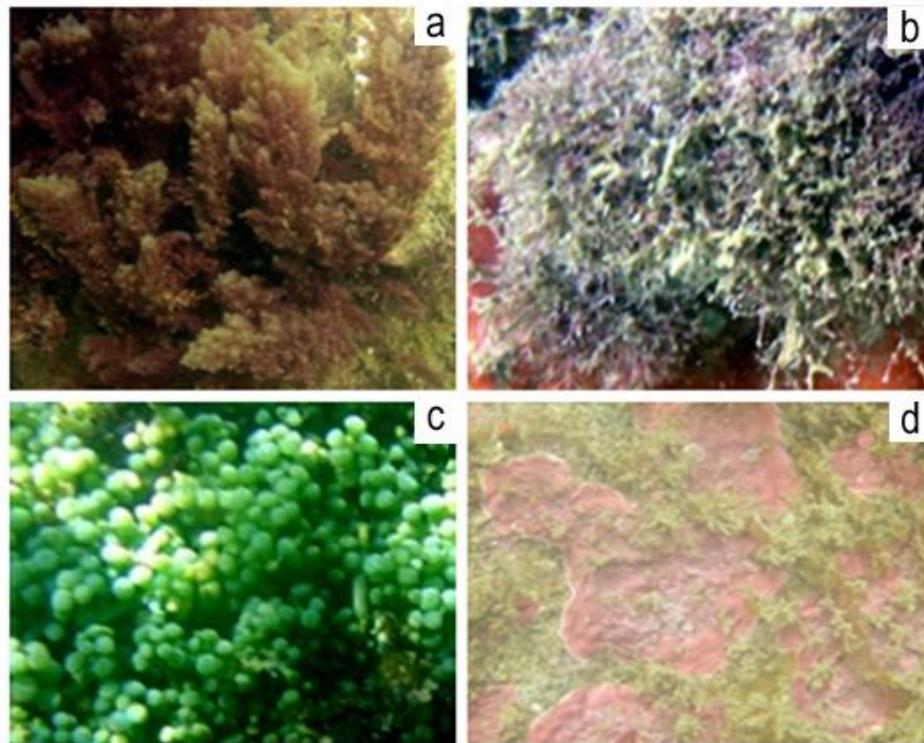


Figura 13 - Imagens fotográficas de algumas das espécies mais abundantes de algas encontradas nos blocos de concreto em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. Legenda: (a) *Asparagopsis taxiformis* fase gametofítica; (b) algas formadoras de tapetes (constituída por *Jania capillacea*, *Amphiroa fragilissima* e *Laurencia intricata*); (c) *Caulerpa racemosa*; (d) alga calcárea incrustante.

O grupo das esponjas (Porifera) foi o segundo mais abundante do experimento. Dentro do qual, as espécies mais abundantes e frequentes foram esponjas da ordem Poecilosclerida como *Desmapsamma anchorata* (Figura 14a) e espécies do gênero *Mycale*, como a espécie *Mycale angulosa* (Figura 14b) e *Mycale magnirhaphidifera* (Figura 14c). Além disso, também foram encontrados organismos pertencentes ao subfilo Tunicata, representado por ascídias coloniais e individuais, como as espécies *Ascidia sydneiensis* (Figura 14d), *Lissoclinum perforatum* (Figura 14e) e *Phallusia nigra* (Figura 14f).

Além desses grandes grupos, foram registrados indivíduos da classe Hydrozoa (Cnidaria), uma espécie de briozoário (*Schizoporela unicornis* - Bryozoa), uma espécie de craca (*Amphibalanus amphitrite* - Arthropoda) e poliquetas da família Serpulidae (Annelida).

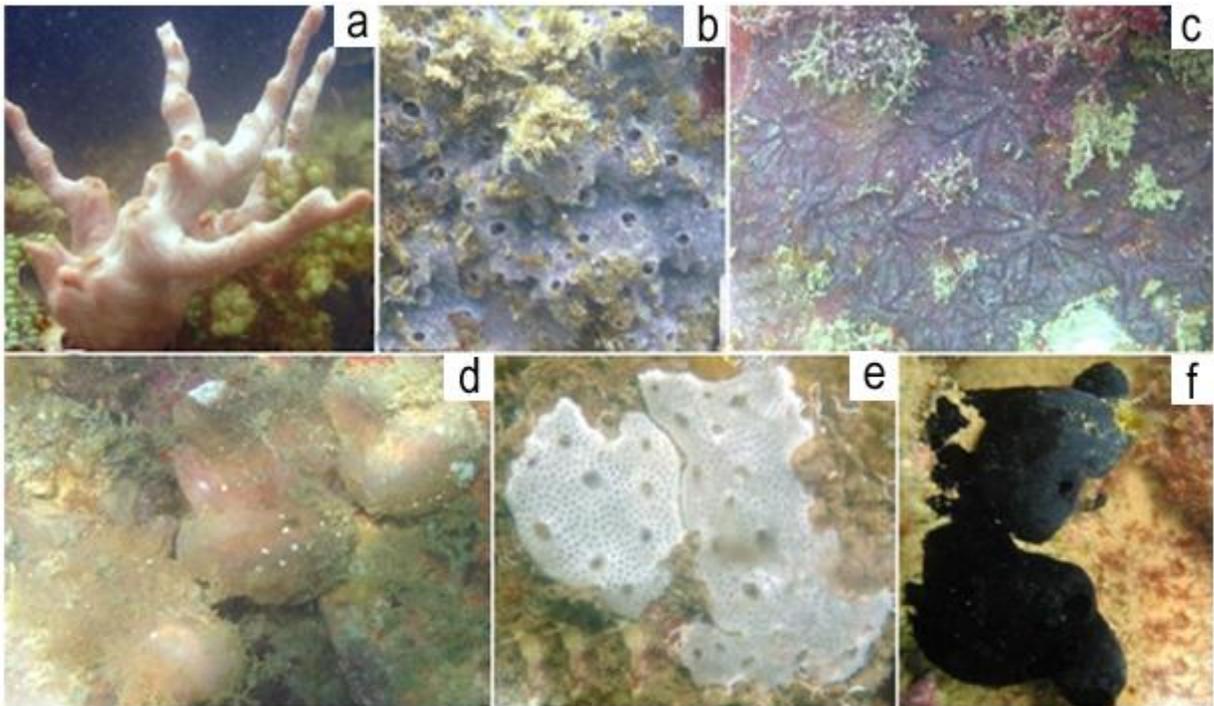


Figura 14 - Imagens fotográficas de algumas das espécies mais abundantes de esponjas e ascídias encontradas nos blocos de concreto em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. Legenda: (a) *Desmapsamma anchorata*; (b) *Mycale angulosa*; (c) *Mycale magnirhaphidifera*; (d) *Ascidia sydneiensis*; (e) *Lissoclinum perforatum*; (f) *Phallusia nigra*.

2.1 Estrutura das comunidades

O enriquecimento com nutrientes gerou modificações na estrutura das comunidades incrustantes, o que foi evidenciado pelo agrupamento por similaridade das mesmas nesse tratamento, e separação do Controle. Entretanto, o tratamento Nutriente não diferiu do tratamento Nutriente + Exclusão de predadores. Ou seja, a estrutura das comunidades de ambos os tratamentos que foram enriquecidos com nutrientes (Nutriente e Nutriente + exclusão de predação) foram similares entre si e diferentes do Controle. O tratamento Exclusão de predação foi diferente dos tratamentos Nutriente e Nutriente + exclusão de predação (Figura 15). Quando os macropredadores foram excluídos, também foi observada uma modificação na estrutura da comunidade (Figura 15).

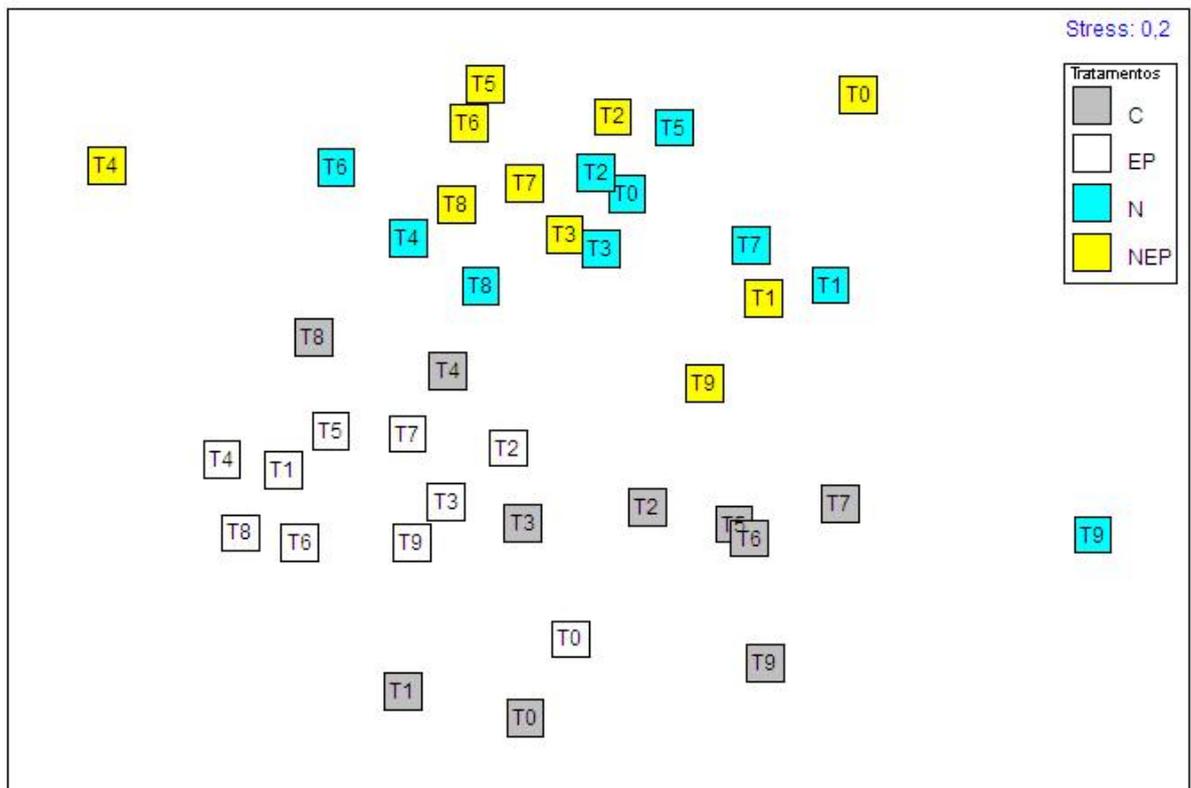


Figura 15 - Escalonamento multidimensional mostrando a similaridade da estrutura das comunidades no Controle e nos três tratamentos (Exclusão de predação; Nutriente e Nutriente + exclusão de predação), ao longo do tempo (réplicas), no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. Foi utilizada a abundância média dos diferentes organismos nas cinco réplicas.

2.2 Riqueza de espécies

Ao final do experimento, não foram observadas diferenças significativas na Riqueza de espécies entre os tratamentos (ANOVA fator único – $F_{(3,16)} = 1,76$, $p = 0,17$). Apesar disso, a riqueza média de espécies (acumulação de todos os blocos e média de todos os tempos) foi maior no tratamento onde os macropredadores foram excluídos ($17,7 \pm 0,7$; média \pm erro padrão; $n = 9$), seguida pelo Controle ($12,9 \pm 0,6$; média \pm erro padrão; $n = 9$), tratamento Nutriente + exclusão de predação ($12,8 \pm 0,7$; média \pm erro padrão) e Nutriente ($11,7 \pm 0,6$; média \pm erro padrão; $n = 9$). Esses últimos três tiveram médias muito similares (Figura 16).

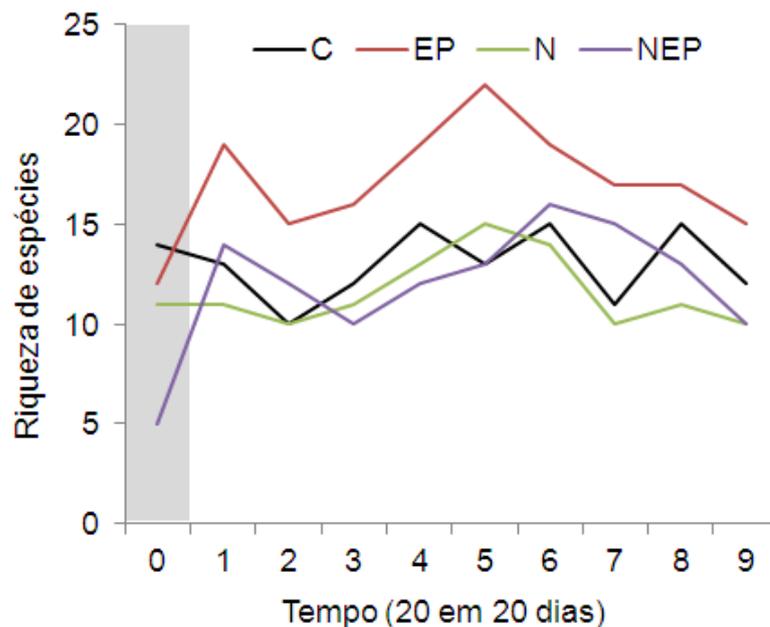


Figura 16 – Riqueza de espécies das comunidades incrustantes (acumulada nas cinco réplicas) em 10 tempos do experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. O valor considera a riqueza acumulada das cinco réplicas. Legenda: C: Controle; EP: Exclusão de predação; N: Nutriente; NEP: Nutriente + exclusão de predação.

2.3 Abundância de algas

Não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos do experimento (ANOVA fator único – $F_{(3,16)}=2,0$, $p = 0,1$) e os valores de p do teste *post-hoc* não demonstraram diferenças significativas entre os tratamentos do experimento (Tabela 4).

Tabela 4 - Resultado do teste *post-hoc* Tukey (valores de p) comparando a abundância de algas nos diferentes tratamentos em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.

	C	EP	N
C	-	-	-
EP	0,32	-	-
N	0,98	0,15	-
N+EP	1,00	0,32	0,98

Legenda: C: Controle; EP: Exclusão de predação; N: Nutriente; N+EP: Nutriente + exclusão de predação.

Apesar dos resultados não significativos, os dados parecem sugerir um efeito positivo da adição de nutrientes (tratamento Nutriente e tratamento Nutriente + exclusão de predação) na abundância de algas. Já com relação ao tratamento Exclusão de predação os dados indicam um possível efeito negativo na abundância desses organismos ao longo do tempo (Figura 17). No tratamento que manipulou os dois distúrbios, a abundância média de algas teve valor intermediário entre os dois tratamentos com as manipulações separadas, ficando com valores relativamente próximos ao Controle.

A abundância de algas foi, em média (considerando todos os tempos e todos os blocos), maior no tratamento enriquecido com nutrientes ($82\% \pm 2$; média \pm erro padrão; $n = 45$), em seguida estava o tratamento Nutriente + exclusão de predação ($78\% \pm 3$; média \pm erro padrão; $n = 45$) e o Controle ($71\% \pm 2$; média \pm erro padrão; $n = 45$). O tratamento onde foi registrada menor abundância média de algas foi aquele onde os macropredadores foram excluídos ($55\% \pm 2$; média \pm erro padrão).

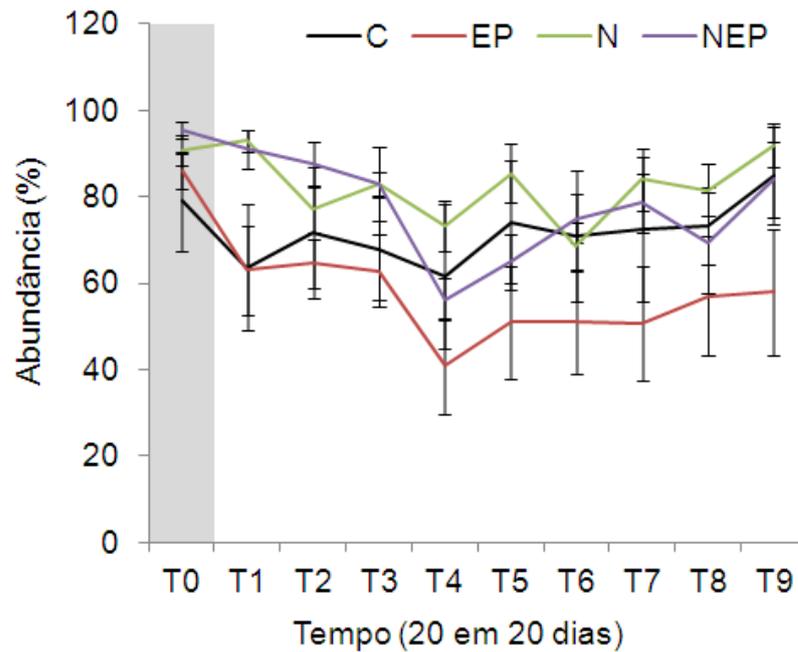


Figura 17 – Abundância de algas (porcentagem de cobertura) (média \pm erro padrão; $n = 5$) nos diferentes tratamentos em 10 tempos do experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. Legenda: C: Controle; EP: Exclusão de predação; N: Nutriente; NEP: Nutriente + exclusão de predação.

2.4 Abundância de esponjas

Não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos do experimento (ANOVA fator único – $F_{(3,16)}=2,2$, $p = 0,1$), não sendo observadas diferenças significativas entre os tratamentos do experimento no teste *post-hoc* (Tabela 5).

Tabela 5 - Resultado do teste *post-hoc* Tukey (valores de p) comparando a abundância de esponjas nos diferentes tratamentos em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.

	C	EP	N
C	-	-	-
EP	0,53	-	-
N	0,62	0,06	-
N+EP	0,99	0,60	0,50

Legenda: C: Controle; EP: Exclusão de predação; N: Nutriente; N+EP: Nutriente + exclusão de predação.

Apesar dos resultados estatísticos descritos acima, onde não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos, os resultados indicam um possível efeito negativo, ao longo do tempo, da adição de nutrientes, tanto quando o mesmo foi manipulado sozinho (tratamento Nutriente) quanto no tratamento onde havia a presença da gaiola (tratamento Nutriente + exclusão de predação). Quando os macropredadores foram excluídos, foi observada uma tendência de efeito positivo, ao longo do tempo, na abundância de esponjas (Figura 18).

A abundância média de esponjas (considerando todos os tempos e todos os blocos) foi menor nos tratamentos Nutriente ($14\% \pm 2$; média \pm erro padrão; $n = 45$) e Nutriente + exclusão de predação ($17\% \pm 3$; média \pm erro padrão; $n = 45$). Em seguida, estava o Controle ($23\% \pm 2$; média \pm erro padrão; $n = 45$) e por último, a maior abundância registrada, foi a do tratamento Exclusão de predação ($30\% \pm 2$; média \pm erro padrão; $n = 45$).

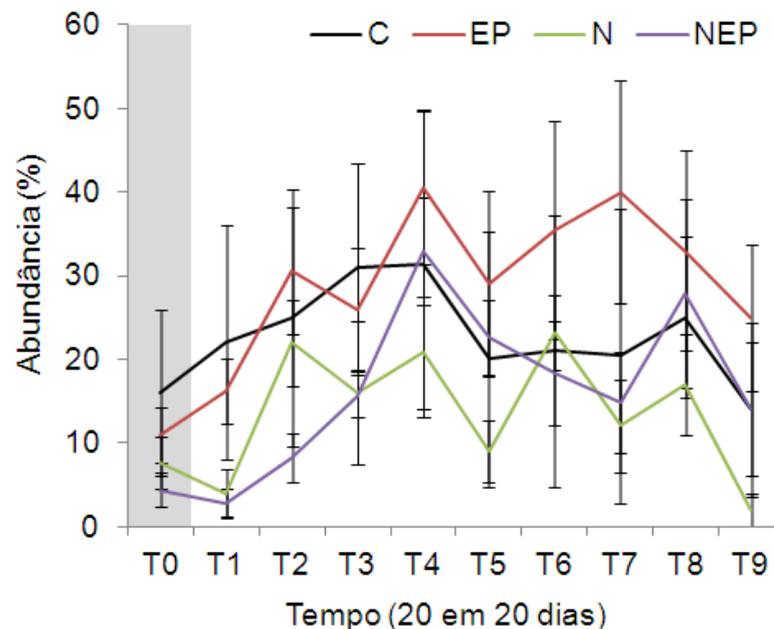


Figura 18 – Abundância de poríferas (porcentagem de cobertura) (média \pm erro-padrão; $n = 5$) nos diferentes tratamentos em 10 tempos do experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. Legenda: C: Controle; EP: Exclusão de predação; N: Nutriente; NEP: Nutriente + exclusão de predação.

2.5 Abundância de tunicados

Não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos do experimento (ANOVA fator único – $F_{(3,16)}=2,5$, $p = 0,07$). O resultado do teste *post-hoc* não demonstrou diferenças significativas entre os tratamentos do experimento (Tabela 6).

Tabela 6 - Resultado do teste *post-hoc* Tukey (valores de p) comparando a abundância de tunicados nos diferentes tratamentos em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.

	C	EP	N
C	-	-	-
EP	0,09	-	-
N	0,69	0,65	-
N+EP	0,96	0,30	0,96

Legenda: C: Controle; EP: Exclusão de predação; N: Nutriente; N+EP: Nutriente + exclusão de predação.

Apesar do resultado não significativo descrito acima, foi observada uma tendência, ao longo do tempo, de efeito positivo da presença das gaiolas na abundância de tunicados, enquanto o nutriente parece ter tido um efeito negativo na mesma. O tratamento onde foram manipulados ambos os distúrbios teve resultado intermediário, ficando similar ao Controle (Figura 19).

A abundância média de ascídias (considerando todos os tempos e todos os blocos) foi maior no tratamento onde os macropredadores foram excluídos ($10\% \pm 1$; média \pm erro padrão; $n = 45$), em seguida estavam os tratamentos Controle ($4\% \pm 1$; média \pm erro padrão; $n = 45$), Nutriente + exclusão de predação ($5\% \pm 1$; média \pm erro padrão; $n = 45$) e Nutriente ($2,2\% \pm 0,6$; média \pm erro padrão; $n = 45$).

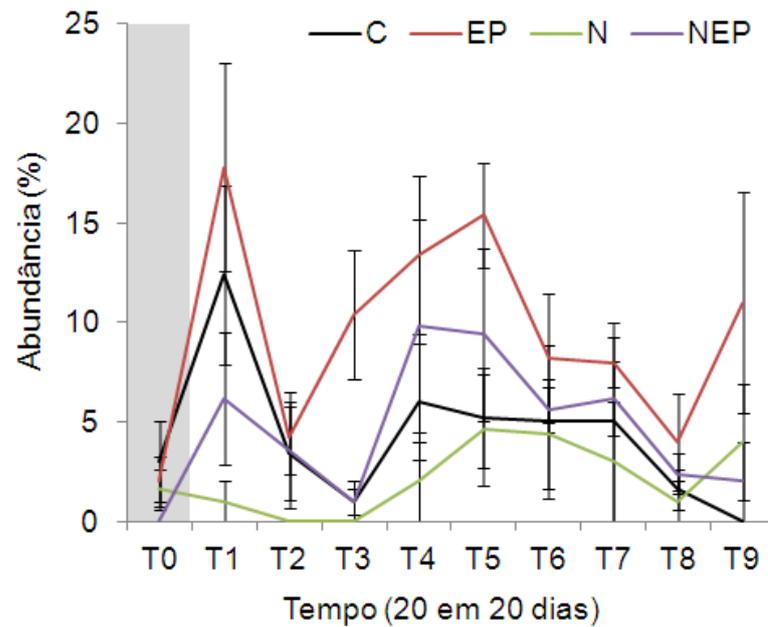


Figura 19 - Abundância de tunicados (porcentagem de cobertura) (média \pm erro-padrão; $n = 5$) nos diferentes tratamentos em 10 tempos do experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. Legenda: C: Controle; EP: Exclusão de predação; N: Nutriente; NEP: Nutriente + exclusão de predação.

2.6 Artefatos de gaiola

Não foram observadas diferenças significativas na abundância de algas no tratamento Controle de artefatos em relação ao Controle (Figura 20; ANOVA fator único – $F_{(1,9)} = 2,0$, $p = 0,98$). Esse resultado indica que não foram gerados artefatos de redução de luminosidade ou modificação do fluxo de água. Ressalta-se que as algas são organismos muito sensíveis a modificações nesses dois fatores, por isso a abundâncias das mesmas foi usada como parâmetro de verificação desses artefatos.

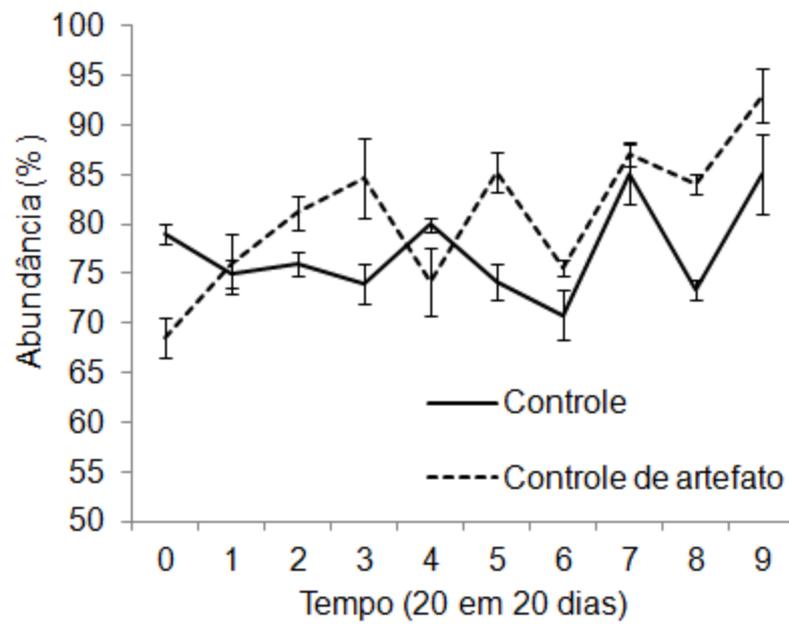


Figura 20 - Abundância (porcentagem de cobertura) (média \pm erro padrão; $n = 5$) de algas, ao longo do tempo, no Controle (ausência de manipulação) e no tratamento Controle de artefatos em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.

2.6.1 Teste de fluxo de água - *Clod card*

Os dados do teste de fluxo de água (*Clod card*) demonstraram que não ocorreu modificação no fluxo de água no interior das gaiolas (ANOVA fato único – $F_{(2,14)} = 0,34$, $p = 0,72$) (Figura 21).

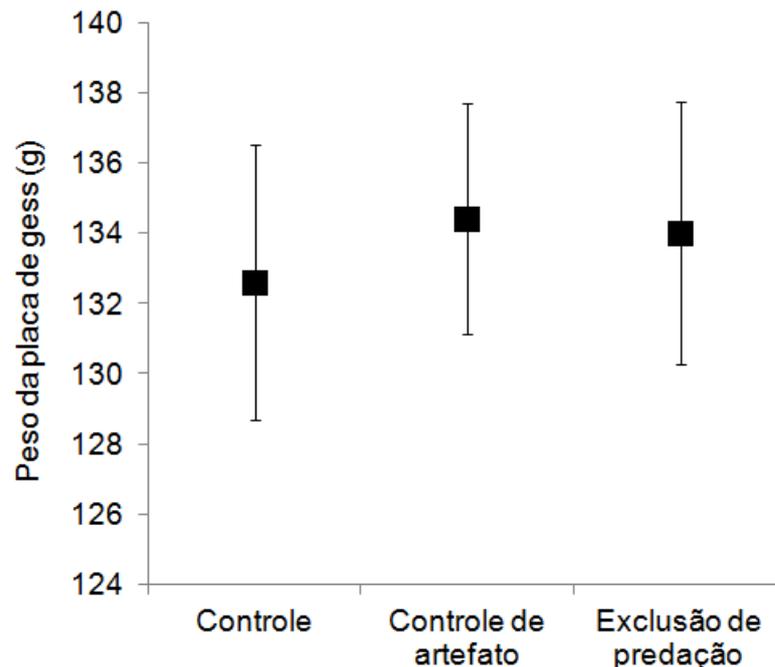


Figura 21 – Peso da placa de gesso (g) (média \pm desvio padrão; $n = 5$) fixada no bloco sem gaiola (Controle), no interior de gaiolas semifechadas (Controle de artefatos) e gaiolas fechadas (Exclusão de predação) em teste de fluxo de água (método *Clod card*) realizado durante experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.

2.6.2 Medição de luminosidade

Foram observadas diferenças significativas nas medidas de luminosidade nos blocos submetidos aos diferentes tratamentos (ANOVA fator único – $F_{(2,11)} = 25,6$, $p = 0,0002$). Essa diferença ocorreu entre as medidas de luminosidade nos blocos sem manipulação (Controle) comparada a luminosidade medida nos blocos com gaiolas semifechadas (Controle de artefatos) (Tukey – $p = 0,0009$) e entre o Controle e os blocos com gaiolas fechadas (Exclusão de predação) (Tukey – $p = 0,0004$).

Apesar disso, não foram observadas diferenças significativas nessas medidas entre os blocos com gaiolas semifechadas e gaiolas fechadas (Tukey – $p = 0,58$) (Figura 22). Esse resultado indica que a presença da gaiola gerou modificações na incidência luminosa do bloco, no entanto, confirma que essa diferença ocorreu nas duas gaiolas, portanto, a gaiola semifechada é eficiente em simular os efeitos da estrutura das gaiolas, podendo ser utilizada de maneira eficiente para avaliar a possível geração de artefatos.

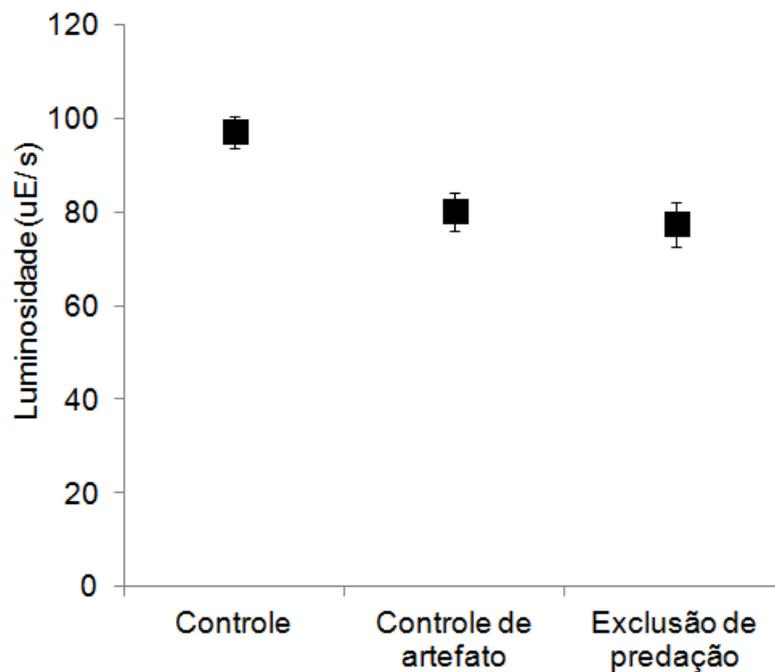


Figura 22 – Luminosidade (uE/s) (média ± desvio padrão; $n = 4$) medida nos blocos de concreto sem gaiola (Controle), no interior de gaiolas semifechadas (Controle de artefatos) e gaiolas fechadas (Exclusão de predação) durante experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.

2.7 Análise de nutrientes na água

Uma maior concentração de ortofosfato foi observada no tratamento Nutriente ($0,51 \pm 0,05 \mu\text{M}$, média ± desvio padrão) comparada ao Controle ($0,38 \pm 0,07 \mu\text{M}$, média ± desvio padrão). A concentração de Ortofosfato no entorno dos blocos enriquecidos com nutriente foi significativamente maior sete dias após a introdução

do fertilizante (ANOVA fator único – $F_{(1,16)} = 3,57$, $p = 0,05$) (Figura 23a, Tabela 7). Com relação ao Amônio, a concentração desse nutriente foi maior na água coletada no entorno dos blocos enriquecidos no primeiro tempo, ou seja, algumas horas após a instalação do nutriente *in situ* (ANOVA fator único – $F_{(1,16)} = 8,85$, $p = 0,008$) (Figura 23b, Tabela 7).

Quanto ao Nitrito (Figura 23c, Tabela 7), a resposta de aumento da concentração do nutriente só apareceu na amostragem após 20 dias do fertilizante em campo (ANOVA fator único – $F_{(1,16)} = 7,78$, $p = 0,01$). No entanto, o aumento da concentração de Nitrato foi observado logo após a implantação (ANOVA fator único – $F_{(1,16)} = 3,35$, $p = 0,05$) (Figura 23d, Tabela 7). De maneira geral, foi observado aumento da concentração de todos os nutrientes analisados nas amostras de água coletada no entorno dos blocos enriquecidos com fertilizante, porém em momentos diferentes durante o ciclo de 20 dias.

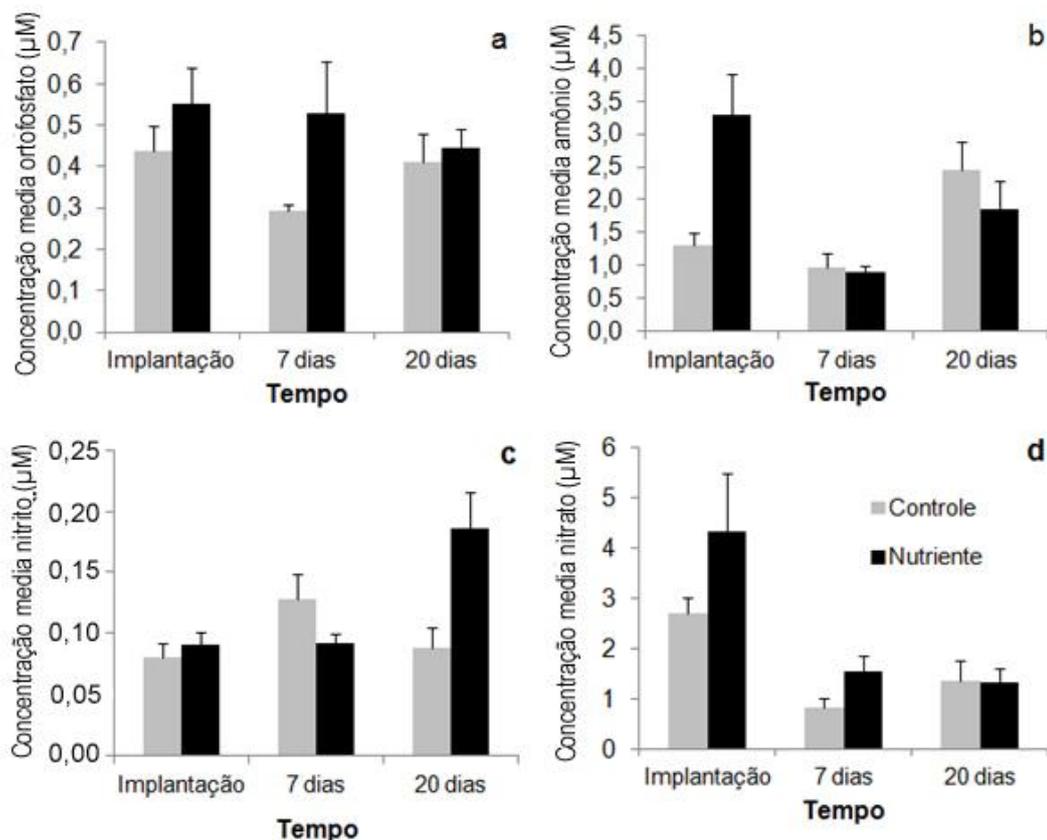


Figura 23 – Concentração dos nutrientes (µM) (média + erro padrão; $n = 9$) em água coletada no entorno dos blocos Controle e dos blocos enriquecidos com nutriente em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. Legenda: (a) Ortófosfato; (b) Amônio; (c) Nitrito; (d) Nitrato.

Tabela 7 - Resultados da análise de variância (ANOVA) comparando a concentração média (μM) dos nutrientes (Ortofosfato, Amônio, Nitrito e Nitrato) na água coletada no entorno dos blocos Controle e dos blocos enriquecidos com nutriente em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.

	Ortofosfato		Amônio		Nitrito		Nitrato	
	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>
Implantação	1,09	0,31	8,86	0,01	0,45	0,51	1,95	0,18
7 dias	3,57	0,05	0,15	0,70	2,96	0,10	3,35	0,05
20 dias	0,15	0,70	0,97	0,34	7,78	0,01	0,00	0,96

2.8 Comparação entre métodos de monitoramento

Diferenças em torno de 5% de cobertura foram observadas comparando os dois métodos de monitoramento (digital e visual). O grupo que apresentou maior diferença foi o Algae, que no método digital apresentou uma cobertura cerca de 5% maior quando comparada à porcentagem no método visual. O oposto ocorreu com o grupo Porifera, que apresentou cobertura cerca de 5% menor no digital (Figura 24).

Análises de variância (ANOVA fator único) demonstraram não haver diferença significativa entre os dois métodos de monitoramento utilizados para amostrar as comunidades incrustantes dos substratos artificiais (Algae - $F_{(1,38)} = 1,48$, $p = 0,2$; Porifera - $F_{(1,38)} = 1,59$, $p = 0,2$; Tunicata - $F_{(1,38)} = 0,14$, $p = 0,7$). Os valores de porcentagem obtidos através do método visual foram utilizados no presente estudo, pois tal método foi considerado mais preciso, apesar da pouca diferença entre ambos.

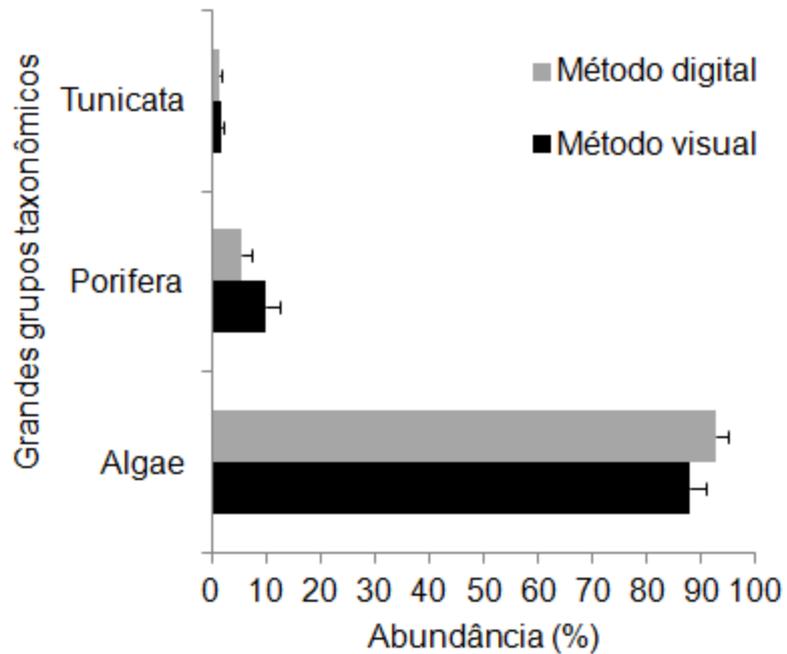


Figura 24 – Abundância (porcentagem de cobertura) (média + erro padrão; $n = 25$) dos grandes grupos taxonômicos (Algae, Porifera e Tunicata) obtida através dos métodos visual e digital de monitoramento de comunidades incrustantes utilizados em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.

2.9 Análise de metabólitos secundários

Um total de 28 substâncias foi registrado a partir das análises dos extratos orgânicos dos diferentes organismos incrustantes (Tabela 8). A maior parte das substâncias propostas foram ésteres metílicos de ácidos graxos. Dentre eles, o mais abundante em todos os tratamentos e em todos os organismos foi hexadecanoato de metila. Além dos ésteres, foram registrados dois hidrocarbonetos, uma cetona e um álcool.

Tabela 8 – Substâncias encontradas nos extratos orgânicos e identificadas pelas bibliotecas NIST e Wiley 275 do espectrômetro de massa através da análise de cromatografia gasosa acoplada a espectrômetro de massa (CG/EM), com respectivo peso molecular (PM), fórmula estrutural e molecular em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. (continua)

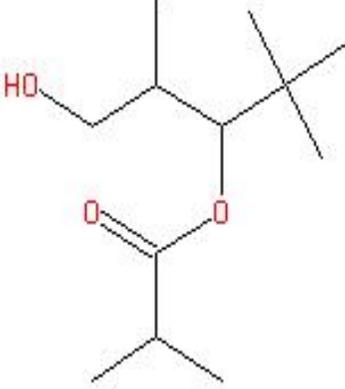
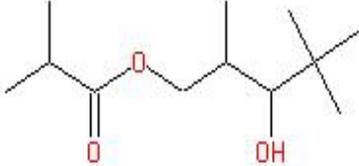
Substância identificada*	PM	Fórmula Molecular	Classe da substância	Fórmula estrutural	DES	ASP	TAP	CAU
2-Metil-propanoato de 2,2-dimetil-1-(2-hidroxi-1-metiletil)-propila	216	C ₁₂ H ₂₄ O ₃	éster metílico de ácido graxo				X	
2-Metil-propanoato de 3-hidroxi-2,4,4-trimetilpentila	216	C ₁₂ H ₂₄ O ₃	éster metílico de ácido graxo				X	

Tabela 8 – Substâncias encontradas nos extratos orgânicos e identificadas pelas bibliotecas NIST e Wiley 275 do espectrômetro de massa através da análise de cromatografia gasosa acoplada a espectrômetro de massa (CG/EM), com respectivo peso molecular (PM), fórmula estrutural e molecular em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. (continua)

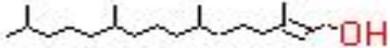
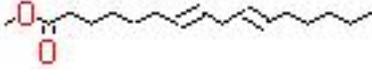
Substância identificada*	PM	Fórmula Molecular	Classe da substância	Fórmula estrutural	DES	ASP	TAP	CAU
Tetradecanoato de metila	242	C ₁₅ H ₃₀ O ₂	éster metílico de ácido graxo		X	X	X	X
Pentadecanoato de metila	256	C ₁₆ H ₃₂ O ₂	éster metílico de ácido graxo		X	X	X	X
6,10,14-Trimetil-2-pentadecanona	268	C ₁₈ H ₃₆ O	cetona					X
3,7,11,15-Tetrametil-2-hexadeceno-1-ol	296	C ₂₀ H ₄₀ O	álcool					X
7,10-Hexadecadienoato de metila	266	C ₁₇ H ₃₀ O ₂	éster metílico de ácido graxo					X

Tabela 8 – Substâncias encontradas nos extratos orgânicos e identificadas pelas bibliotecas NIST e Wiley 275 do espectrômetro de massa através da análise de cromatografia gasosa acoplada a espectrômetro de massa (CG/EM), com respectivo peso molecular (PM), fórmula estrutural e molecular em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. (continua)

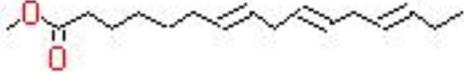
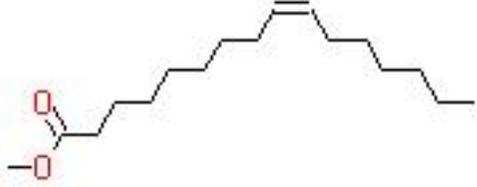
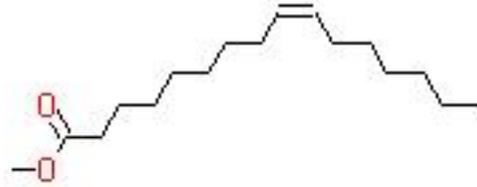
Substância identificada*	PM	Fórmula Molecular	Classe da substância	Fórmula estrutural	DES	ASP	TAP	CAU
7,10,13-Hexadecatrienoato de metila	264	$C_{17}H_{28}O_2$	éster metílico de ácido graxo					X
9-Hexadecenoato de metila	268	$C_{17}H_{32}O_2$	éster metílico de ácido graxo					X
(9Z)-Hexadecenoato de metila	268	$C_{17}H_{32}O_2$	éster metílico de ácido graxo		X	X	X	X

Tabela 8 – Substâncias encontradas nos extratos orgânicos e identificadas pelas bibliotecas NIST e Wiley 275 do espectrômetro de massa através da análise de cromatografia gasosa acoplada a espectrômetro de massa (CG/EM), com respectivo peso molecular (PM), fórmula estrutural e molecular em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. (continua)

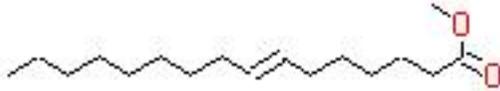
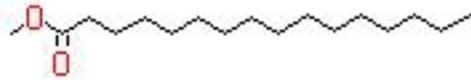
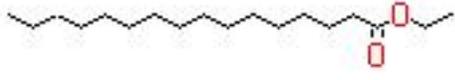
Substância identificada*	PM	Fórmula Molecular	Classe da substância	Fórmula estrutural	DES	ASP	TAP	CAU
(7Z)-Hexadecenoato de metila	268	C ₁₇ H ₃₂ O ₂	éster metílico de ácido graxo		X	X	X	X
Hexadecanoato de metila	270	C ₁₇ H ₃₄ O ₂	éster metílico de ácido graxo		X	X	X	X
Hexadecanoato de etila	284	C ₁₈ H ₃₆ O ₂	éster metílico de ácido graxo				X	X
14-Metil-hexadecanoato de metila	284	C ₁₈ H ₃₆ O ₂	éster metílico de ácido graxo		X	X		
Heptadecanoato de metila	284	C ₁₈ H ₃₆ O ₂	éster metílico de ácido graxo				X	X

Tabela 8 – Substâncias encontradas nos extratos orgânicos e identificadas pelas bibliotecas NIST e Wiley 275 do espectrômetro de massa através da análise de cromatografia gasosa acoplada a espectrômetro de massa (CG/EM), com respectivo peso molecular (PM), fórmula estrutural e molecular em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. (continua)

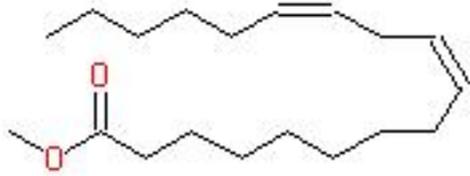
Substância identificada*	PM	Fórmula Molecular	Classe da substância	Fórmula estrutural	DES	ASP	TAP	CAU
Nonadeceno	266	C ₁₉ H ₃₈	hidrocarboneto				X	
(9Z,12Z)-Octadecadienoato de metila	294	C ₁₉ H ₃₄ O ₂	éster metílico de ácido graxo		X	X	X	X
9-12-Octadecadienoato de metila	280	C ₁₈ H ₃₂ O ₂	éster metílico de ácido graxo				X	
(9Z,12Z,15Z)-Octadecatrienoato de metila	292	C ₁₉ H ₃₂ O ₂	éster metílico de ácido graxo					X

Tabela 8 – Substâncias encontradas nos extratos orgânicos e identificadas pelas bibliotecas NIST e Wiley 275 do espectrômetro de massa através da análise de cromatografia gasosa acoplada a espectrômetro de massa (CG/EM), com respectivo peso molecular (PM), fórmula estrutural e molecular em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. (continua)

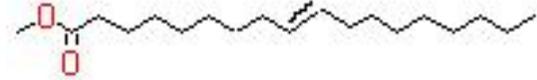
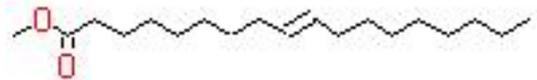
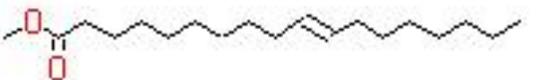
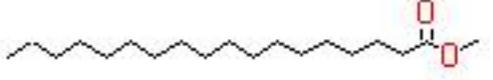
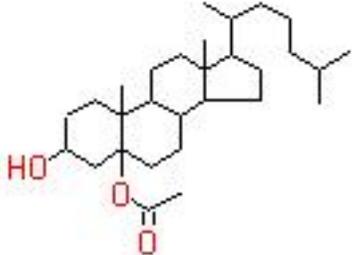
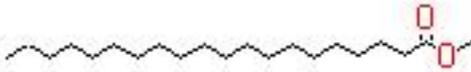
Substância identificada*	PM	Fórmula Molecular	Classe da substância	Fórmula estrutural	DES	ASP	TAP	CAU
(9Z)-Octadecenoato de metila	296	C ₁₉ H ₃₆ O ₂	éster metílico de ácido graxo		X		X	X
(9E)-Octadecenoato de metila	296	C ₁₉ H ₃₆ O ₂	éster metílico de ácido graxo			X	X	
10-Octadecenoato de metila	296	C ₁₉ H ₃₆ O ₂	éster metílico de ácido graxo		X	X	X	X
Octadecanoato de metila	298	C ₁₉ H ₃₈ O ₂	éster metílico de ácido graxo		X	X	X	X

Tabela 8 – Substâncias encontradas nos extratos orgânicos e identificadas pelas bibliotecas NIST e Wiley 275 do espectrômetro de massa através da análise de cromatografia gasosa acoplada a espectrômetro de massa (CG/EM), com respectivo peso molecular (PM), fórmula estrutural e molecular em experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. (conclusão)

Substância identificada*	PM	Fórmula Molecular	Classe da substância	Fórmula estrutural	DES	ASP	TAP	CAU
Acetato de (3β)-5-hidroxicolestan-3-ila	446	C ₂₉ H ₅₀ O ₃	esterol				X	
Nonadecanoato de metila	312	C ₂₀ H ₄₀ O ₂	éster metílico de ácido graxo		X			
Eicosanoato de metila	326	C ₂₁ H ₄₂ O ₂	éster metílico de ácido graxo		X	X	X	
Heptacosano	380	C ₂₇ H ₅₆	hidrocarboneto		X		X	

Legenda: Organismos incrustantes extraídos: DES: *Desmapsamma anchorata*; ASP: *Asparagopsis taxiformis* fase gametofítica; TAP: alga formadora de tapetes; CAU: *Caulerpa racemosa*. *Probabilidade de identificação das substâncias prováveis (>85%).

Todos os tratamentos do experimento (Exclusão de predação, Nutriente e Nutriente + exclusão de predação) apresentaram menor quantidade de substâncias identificadas nos extratos de todos os organismos se comparados aos extratos de organismos coletados no Costão e no Controle (Tabela 9).

Tabela 9 - Número de substâncias encontradas nos organismos incrustantes (*Desmapsamma anchorata*; *Asparagopsis taxiformis*; complexo de algas formadoras de tapetes; *Caulerpa racemosa*) no Costão e nos diferentes tratamentos em experimento realizado no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.

Taxa/tratamento	CO	C	EP	N	N+EP	Total
<i>Desmapsamma anchorata</i>	9	12	7	-	-	13
<i>Asparagopsis taxiformis</i>	9	9	-	5	-	11
Complexo de algas formadoras tapetes	11	14	-	7	9	19
<i>Caulerpa racemosa</i>	9	13	-	6	6	17

Legenda: CO: Costão; C: Controle; EP: Exclusão de predação; N: Nutriente; N+EP: Nutriente + exclusão de predação.

Nas amostras da esponja *Desmapsamma anchorata*, foram registradas 13 substâncias, das quais 12 foram analisadas como prováveis ésteres metílicos de ácidos graxos e uma como hidrocarboneto (Figura 25a, Tabela 9). Onze substâncias foram identificadas nos extratos da alga vermelha (Rhodophyta) *Asparagopsis taxiformis* (Figura 25b, Tabela 9), sendo todos ésteres metílicos de ácidos graxos.

Nos extratos do complexo de algas formadoras de tapetes, foi identificado um total de 19 substâncias (Figura 25c, Tabela 9), sendo um esterol (Acetato de (3 β)-5-hidroxicolestan-3-ila), 16 ésteres metílicos de ácidos graxos e dois hidrocarbonetos. O extrato bruto da alga verde *Caulerpa racemosa* registrou a ocorrência de 17 substâncias (Figura 25d, Tabela 9), das quais, 15 foram ésteres metílicos de ácidos graxos. As outras duas substâncias foram uma cetona e um álcool.

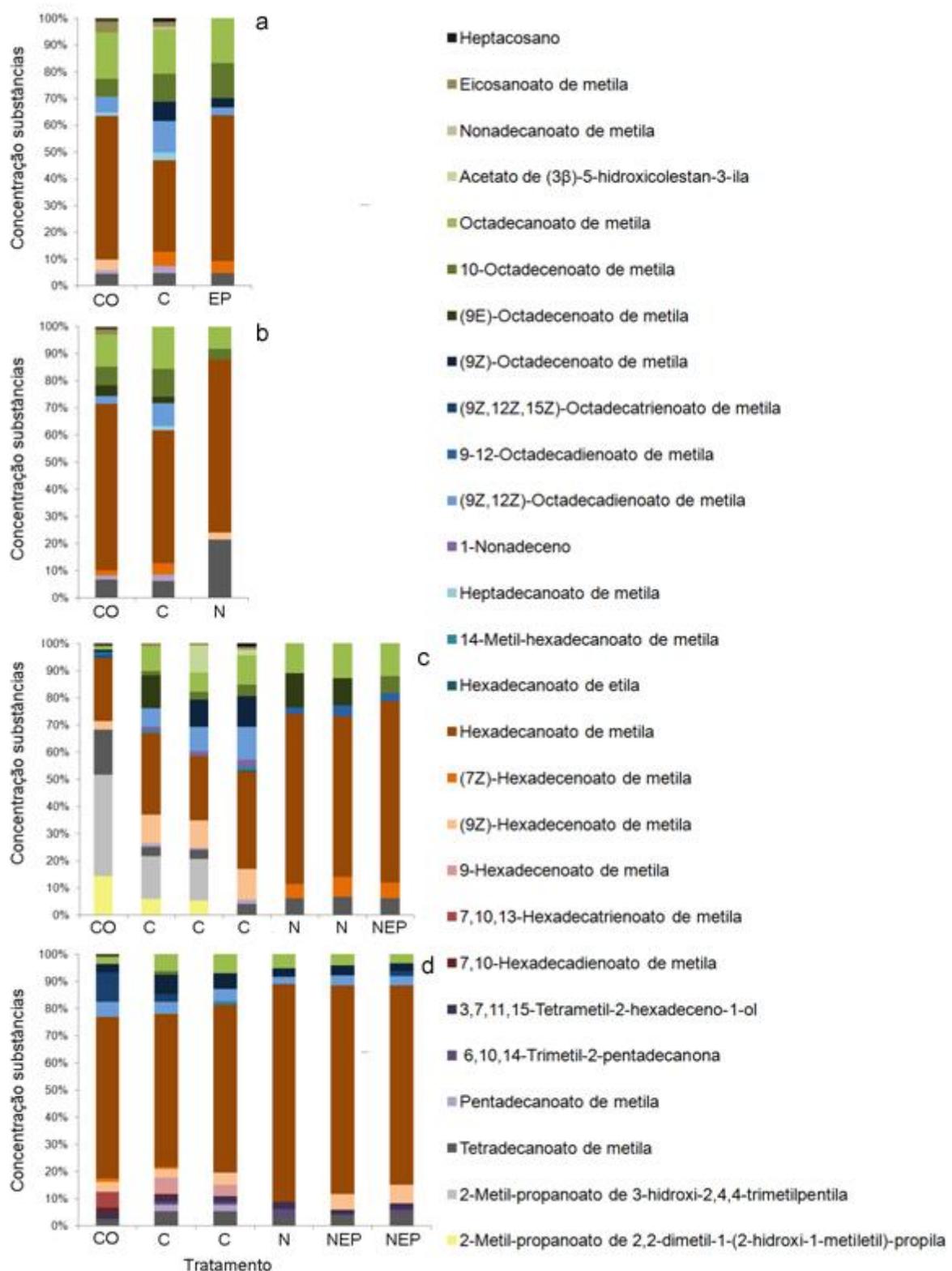


Figura 25 – Concentração (%) das substâncias extraídas de quatro organismos incrustantes no Costão e nos diferentes tratamentos em experimento realizado no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ. Legenda: (a) *Desmapsamma anchorata*; (b) *Asparagopsis taxiformis*; (c) complexo de algas formadoras de tapetes; (d) *Caulerpa racemosa*. CO: costão; C: Controle; N: Nutriente; EP: Exclusão de predação; NEP: Nutriente + exclusão de predação.

A esponja *Desmapsamma anchorata* apresentou certo padrão quanto às substâncias identificadas, pois, em todas as amostras desse organismo, hexadecanoato de metila foi a mais abundante, seguida de octadecanoato de metila e 10-octadecenoato de metila (Figura 25a). A concentração das substâncias encontradas parece ter sido mais influenciada pelo tipo de substrato (artificial ou natural) do que pela manipulação de ausência ou presença de predadores (Figura 26). O Costão ficou separado das outras duas amostras (C + EP) devido à presença de (9Z)-hexadecenoato de metila, ausência de (7Z)-hexadecenoato de metila e (9Z)-octadecenoato de metila, e redução da concentração de 10-octadecenoato de metila. Dentro do outro grupo (C + EP), as diferenças observadas foram devido à ausência de diversas substâncias na exclusão de predação, foram elas: heptocosano, eicosanoato de metila, nonadecanoato de metila, heptadecanoato de metila e pentadecanoato de metila. Além disso, no Controle foi identificada uma menor concentração de hexadecanoato de metila se comparado ao Costão e ao tratamento Exclusão de predação (Figura 25a).

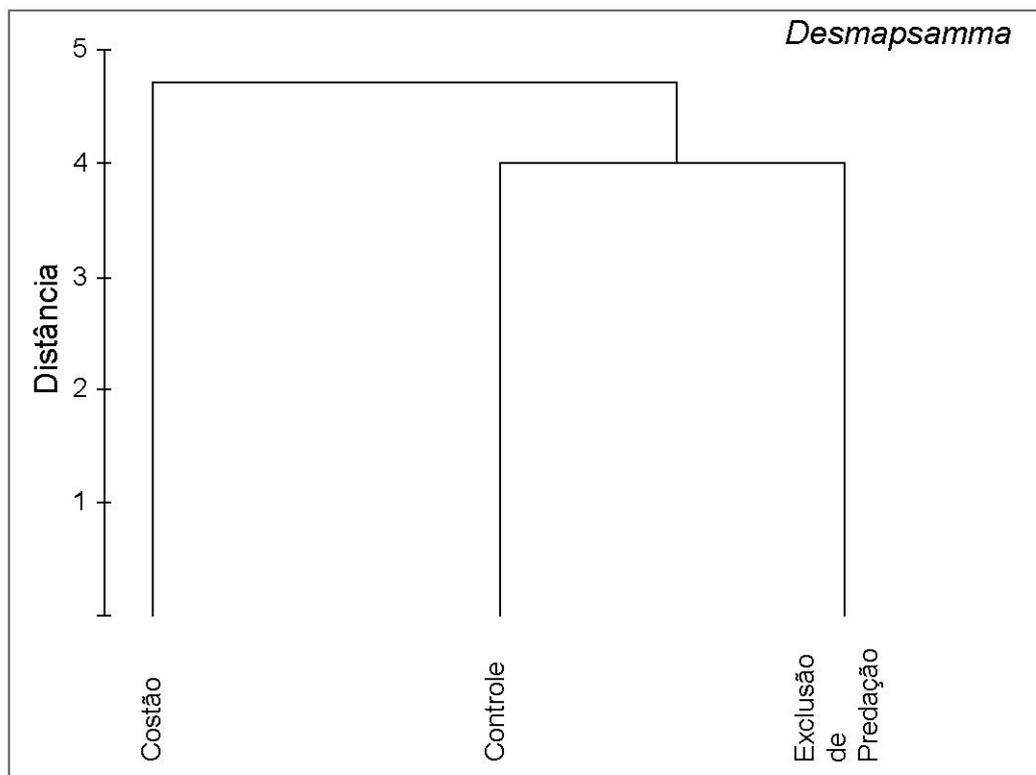


Figura 26 - Dendrograma de agrupamento comparando a concentração das substâncias identificadas nos extratos da esponja *Desmapsamma anchorata* no Costão, no Controle e no tratamento Exclusão de predação em experimento realizado no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.

Assim como nas amostras de *D. anchorata*, nos extratos da alga *Asparagopsis taxiformis*, a substância hexadecanoato de metila foi a mais abundante, seguida de octadecanoato de metila e 10-octadecenoato de metila. Além dessas, tetradecanoato de metila também teve concentração considerável (Figura 25b). No entanto, para esta alga a diferença observada parece ter sido devido à manipulação de enriquecimento com nutriente, pois o tratamento Nutriente apresentou maior diferença na concentração das substâncias identificadas se comparado às amostras de organismos coletados no Costão e no Controle. Esse resultado foi confirmado pelo dendrograma de agrupamento, que demonstrou maior semelhança entre o Controle e o Costão e menor semelhança destes com o Nutriente (Figura 27).

O tratamento Nutriente parece ter sido diferente dos demais pela ausência de algumas substâncias [(9Z,12Z)-octadecadienoato de metila, (7Z)-hexadecenoato de metila, pentadecanoato de metila, (9E)-octadecenoato de metila], presença de (9Z)-hexadecenoato de metila e aumento da concentração de tetradecanoato de metila. Dentro do outro grupo (CO + C), a diferença observada foi a presença de heptadecanoato de metila, ausência de eicosanoato de metila e aumento da concentração de (9Z,12Z)-octadecadienoato de metila e (7Z)-hexadecenoato de metila na amostra Controle (Figura 25b).

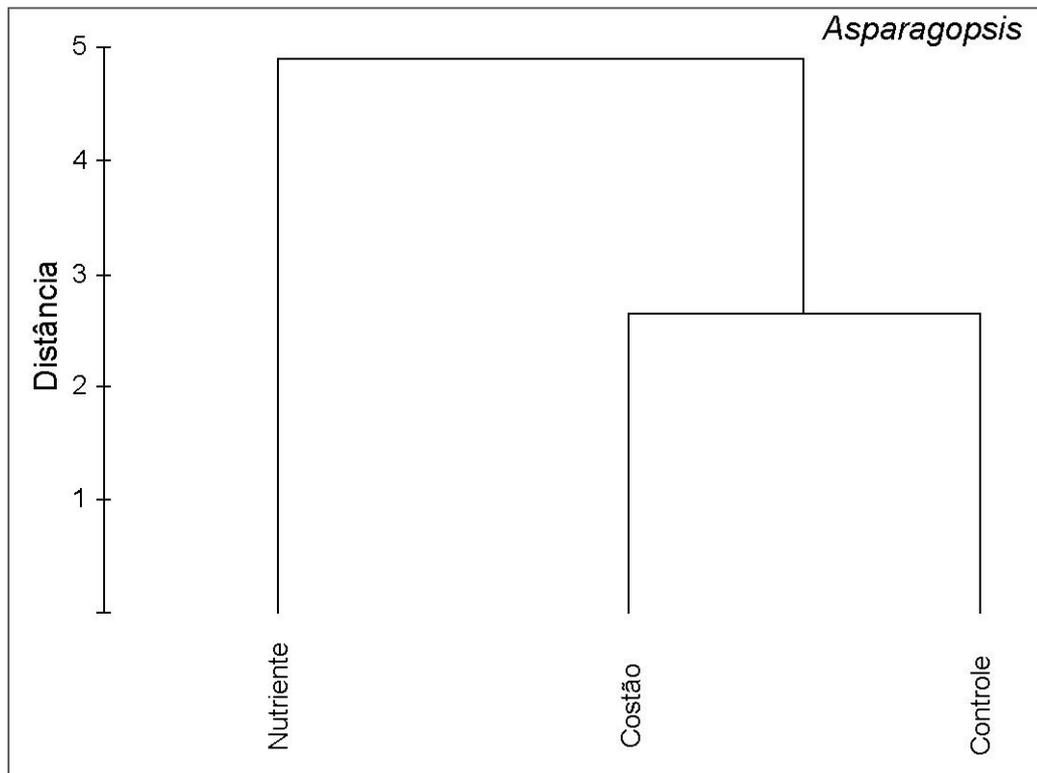


Figura 27 - Dendrograma de agrupamento comparando a concentração das substâncias identificadas nos extratos da alga *Asparagopsis taxiformis* no Costão, no Controle e no tratamento Nutriente em experimento realizado no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.

Nos extratos orgânicos produzidos com amostras do complexo de algas formadoras de tapetes, os tratamentos Nutriente e Nutriente + exclusão de predação apresentaram, de uma maneira geral, menor quantidade de ésteres metílicos de ácidos graxos se comparados aos extratos do Controle e do Costão (Tabela 10).

A substância hexadecanoato de metila foi a substância mais abundante em todas as amostras, com exceção apenas do extrato do Costão, que apresentou alta concentração de 2-metil-propanoato de 3-hidroxi-2,4,4-trimetilpentila (Figura 25c). O dendrograma de agrupamento permitiu observar a formação de dois grupos maiores de acordo com a concentração de substâncias encontrada. Um grupo contendo os dois tratamentos enriquecidos com nutriente (N + NEP) e outro contendo o Controle e Costão. Dentro deste último grupo, foi observada separação subsequente entre o substrato artificial e o substrato natural. Já dentro no primeiro grupo, as amostras contendo apenas nutriente ficaram separadas da amostra proveniente do bloco manipulado tanto com exclusão de predação quanto com nutrientes (Figura 28).

As diferenças entre esses dois grupos principais (N + NEP e CO + C) parecem ter ocorrido, pois no primeiro grupo (N + NEP) foi observada uma maior concentração de hexadecanoato de metila e presença de (7Z)-hexadecenoato de metila. Dentro do grupo C + CO, nas amostras do Costão foram identificadas maiores concentrações de 2-metil-propanoato de 3-hidroxi-2,4,4-trimetilpentila, 2-metil-propanoato de 2,2-dimetil-1-(2-hidroxi-1-metiletil)-propila e tetradecanoato de metila, e menores concentrações de (9Z)-hexadecenoato de metila e octadecanoato de metila. Além disso, no extrato do Costão, as substâncias (9Z,12Z)-octadecanoato de metila, 1-nonadeceno, pentadecanoato de metila e 10-octadecenoato de metila não foram registradas. Dentro do grupo N + NEP, as diferenças constatadas parecem ter sido devido à ausência de (9E)-octadecenoato de metila e presença de 10-octadecenoato de metila no tratamento Nutriente + exclusão de predação, apesar disso, esses dois tratamentos apresentaram grande similaridade (Figura 25c).

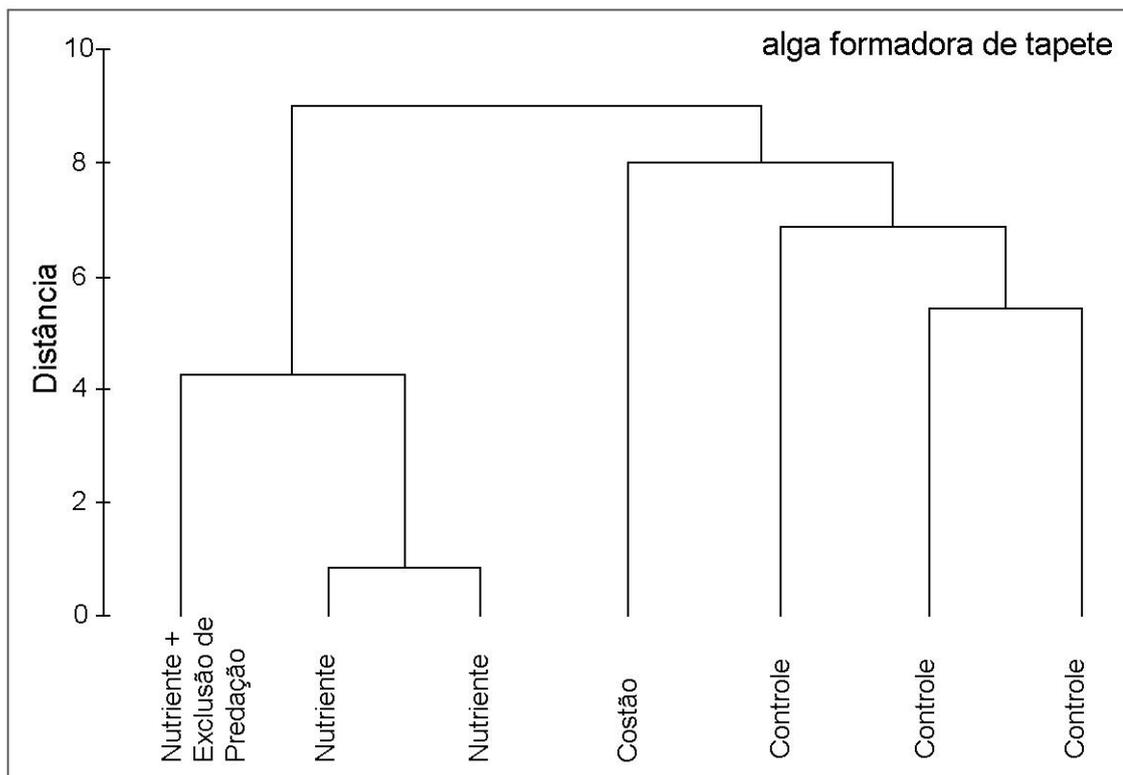


Figura 28 - Dendrograma de agrupamento comparando a concentração das substâncias identificadas nos extratos do complexo de algas formadoras de tapetes (*Amphiroa fragilissima*, *Laurencia intricata* e *Jania capillacea*) no Costão, no Controle e nos tratamentos Nutriente e Nutriente + exclusão de predação em experimento realizado no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.

Assim como em todos os organismos, a substância hexadecanoato de metila foi a mais abundante em todos os tratamentos das amostras extraídas da alga verde *Caulerpa racemosa* (Figura 25d). O dendrograma de agrupamento permitiu observar a formação de dois grupos maiores. Um grupo contendo o Controle e os dois tratamentos enriquecidos com nutriente (C + N + NEP), e outro contendo o Costão. Dentro do primeiro grupo, foi observada separação subsequente entre Controle e os dois tratamentos com nutrientes (N + NEP). Além disso, dentro deste grupo, a amostra contendo apenas nutriente ficou separada das amostras provenientes do tratamento Nutriente + exclusão de predação (Figura 29).

O extrato do Costão foi diferente dos demais pela presença de 7,10,13-hexadecatrienoato de metila, pela maior concentração de (9Z)-octadecenoato de metila e menor concentração de tetradecanoato de metila. Dentro do segundo grupo (C + N+NEP), o Controle parece ter sido diferente dos dois tratamentos contendo nutriente (N + NEP) pela presença de 9-hexadecenoato de metila, menor concentração de hexadecanoato de metila e pelas maiores concentrações de (9Z)-octadecenoato de metila e octadecanoato de metila. A última separação, que ocorreu entre os tratamentos Nutriente e Nutriente + exclusão de predação parece ter ocorrido devido à ausência de (9Z)-hexadecenoato de metila no tratamento contendo apenas Nutriente. Apesar desta diferença, ambos os tratamentos onde foram adicionados nutrientes apresentaram alta similaridade com relação às substâncias identificadas (Figura 25d).

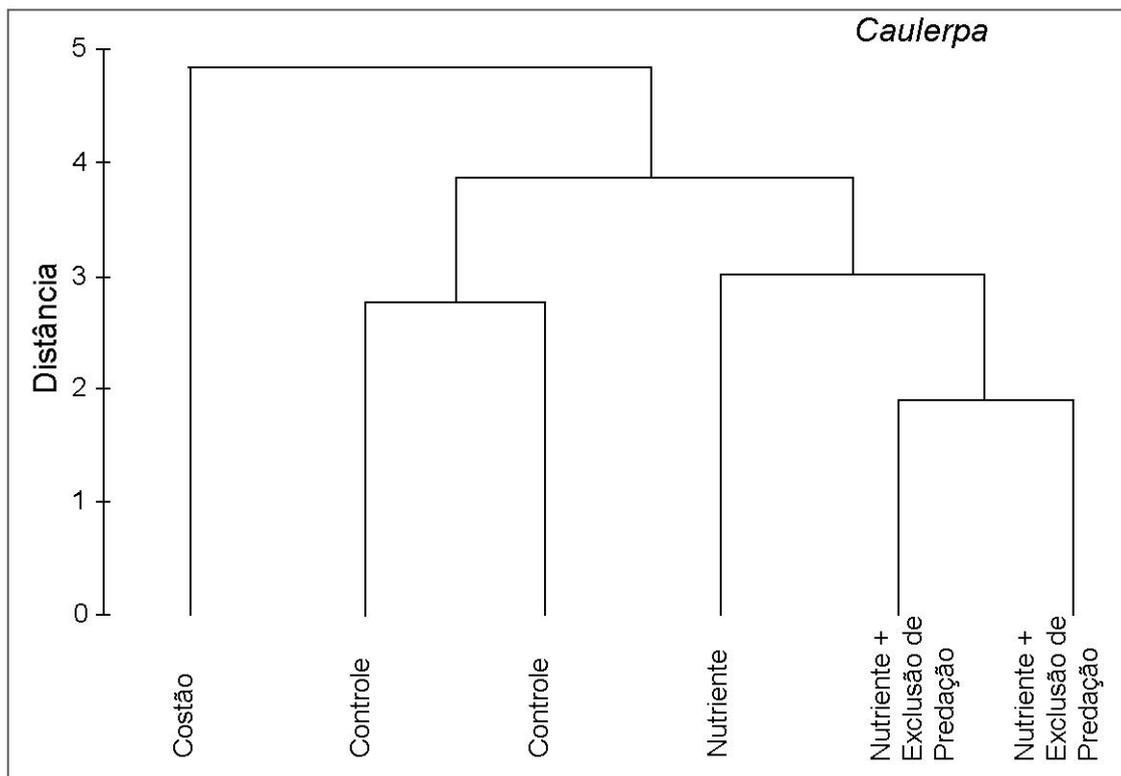
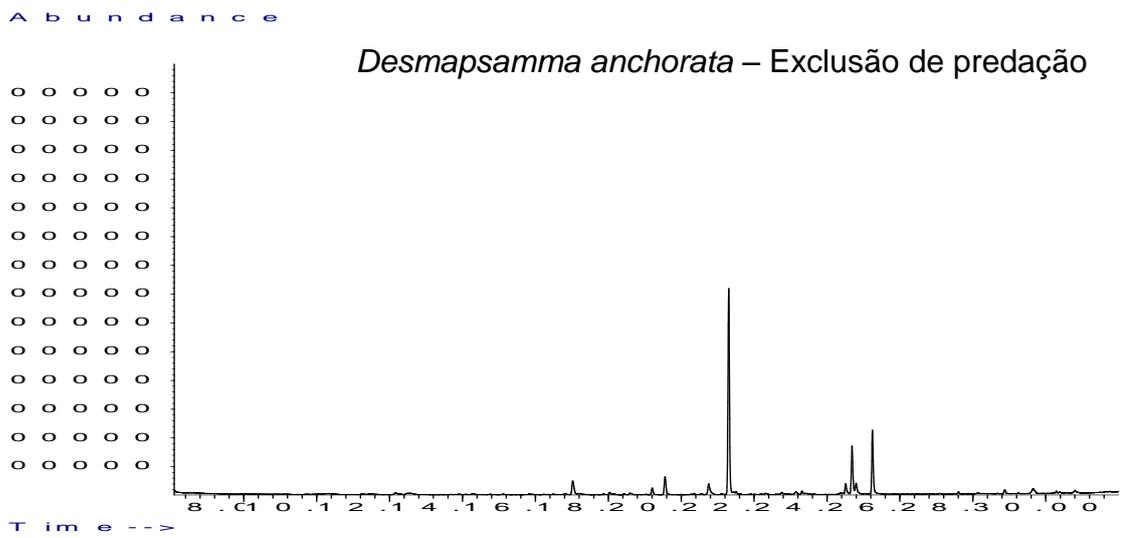
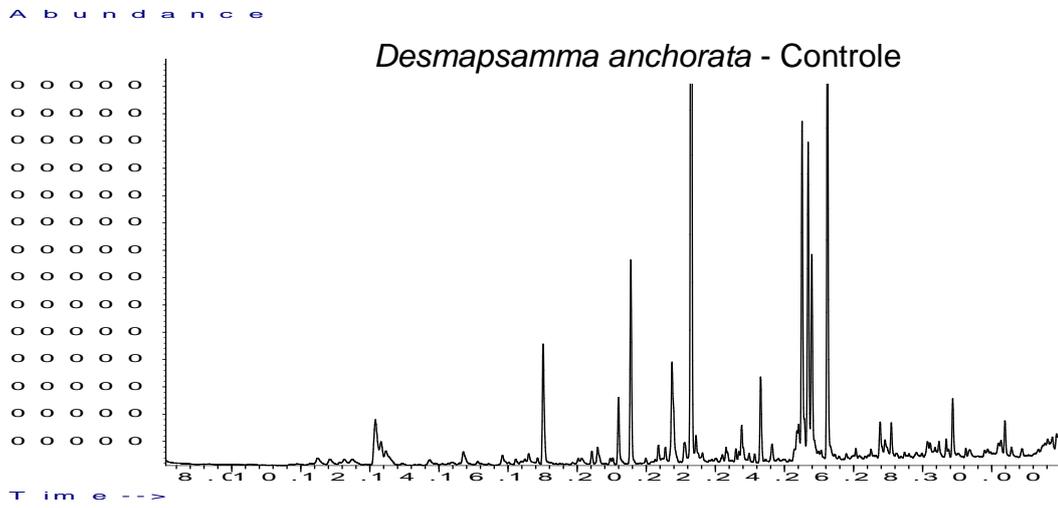
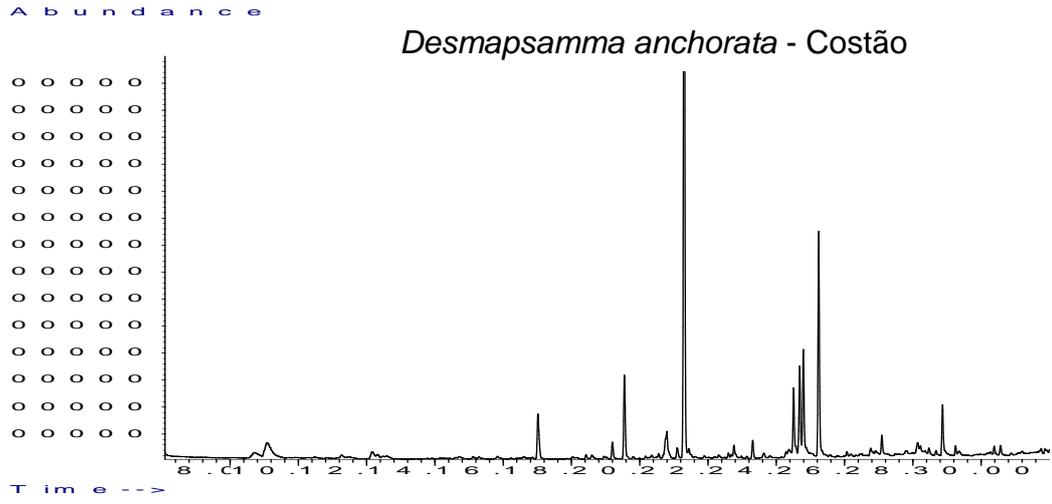
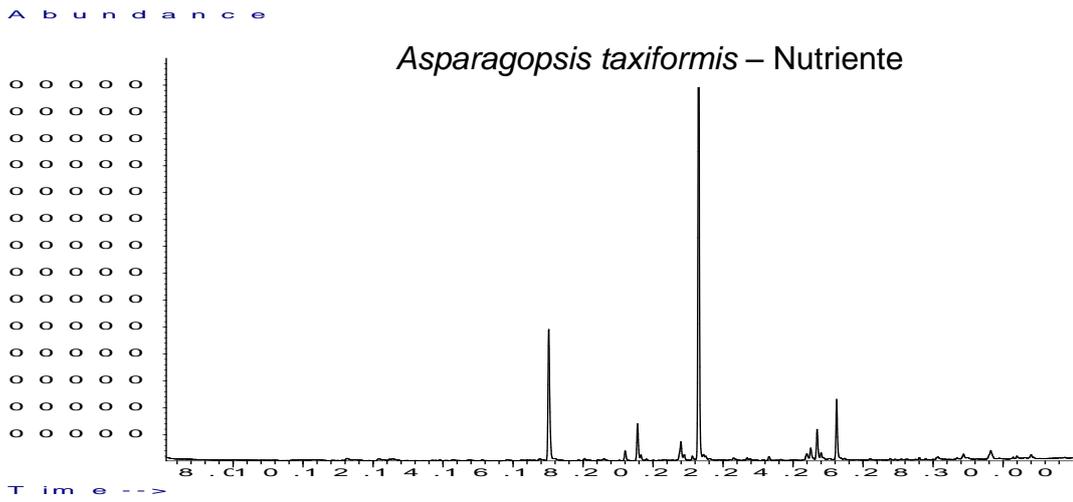
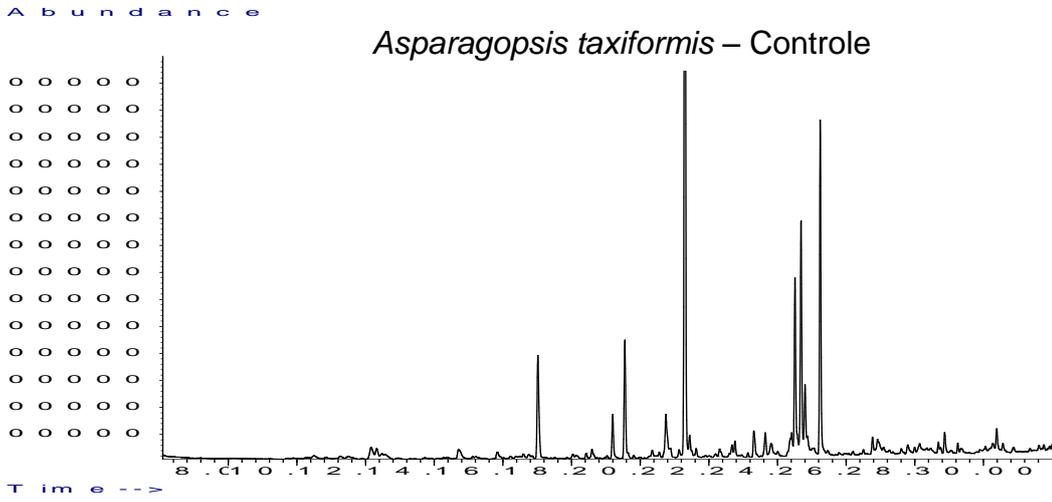
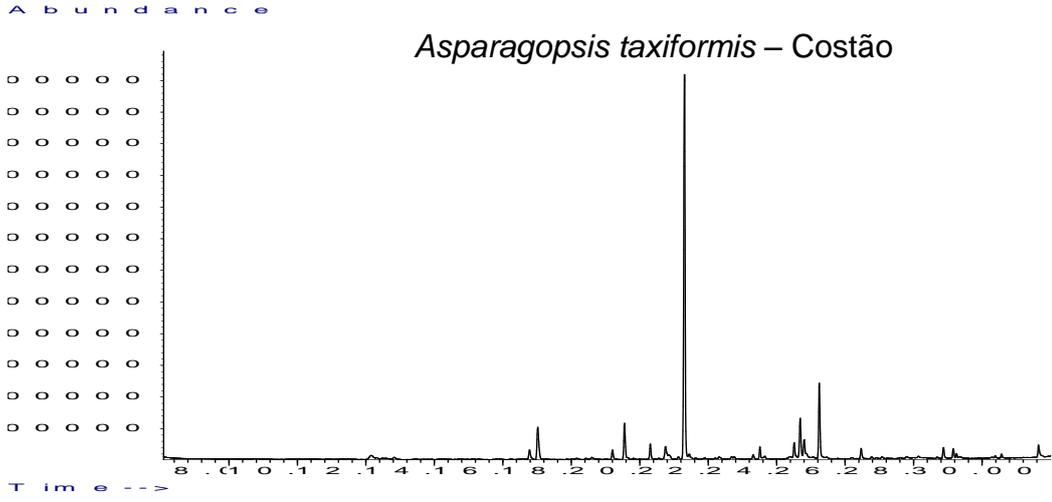


Figura 29 - Dendrograma de agrupamento comparando a concentração das substâncias identificadas nos extratos da alga *Caulerpa racemosa* no Costão, no Controle, no tratamento Nutriente e no tratamento Nutriente + exclusão de predação em experimento realizado no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.

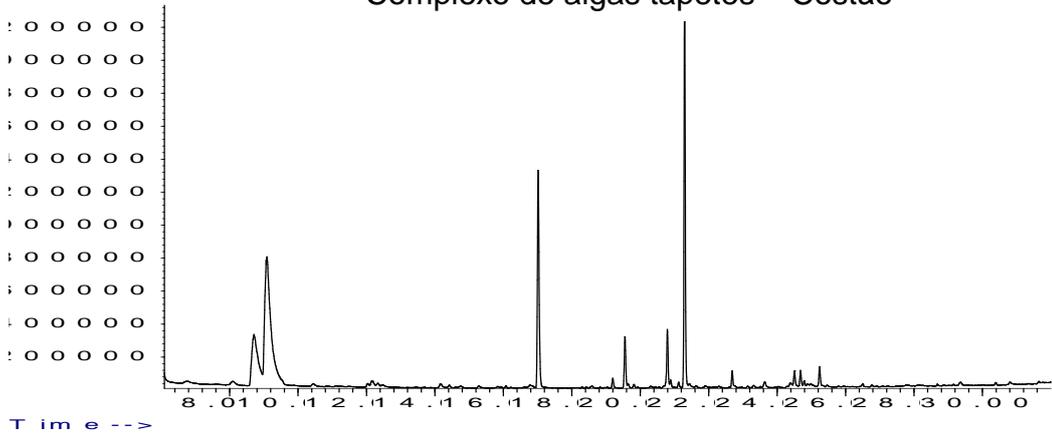
A seguir são apresentados os cromatogramas (CG/EM) dos extratos brutos das algas rodófitas complexo de algas formadoras de tapetes, *Asparaopsis taxiformis*, clorófitas *Caulerpa racemosa* e da esponja *Desmapsamma anchorata* encontrados no ambiente natural (costão) e nos tratamentos do experimento de exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes no costão rochoso de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.





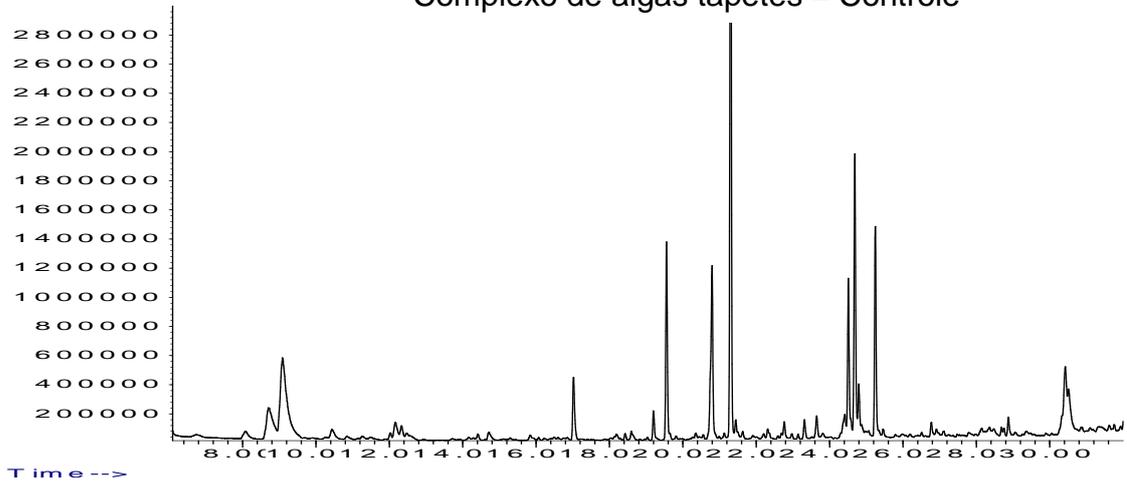
Abundance

Complexo de algas tapetes – Costão



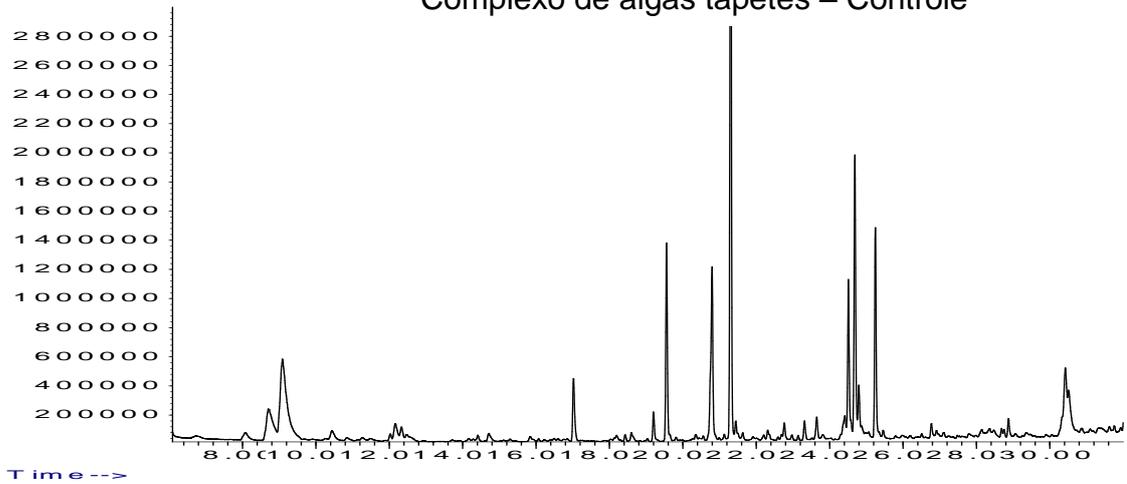
Abundance

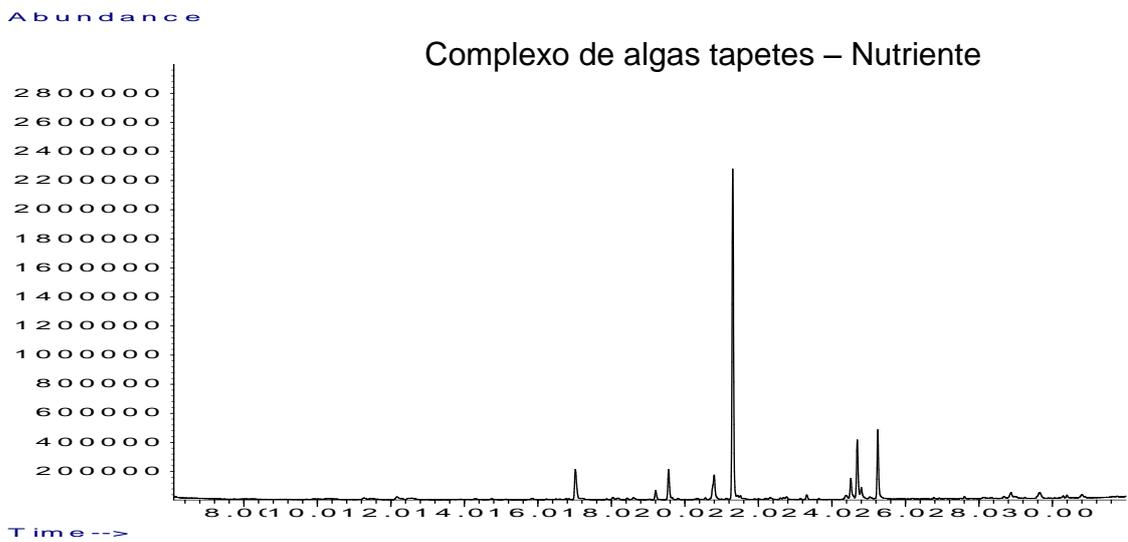
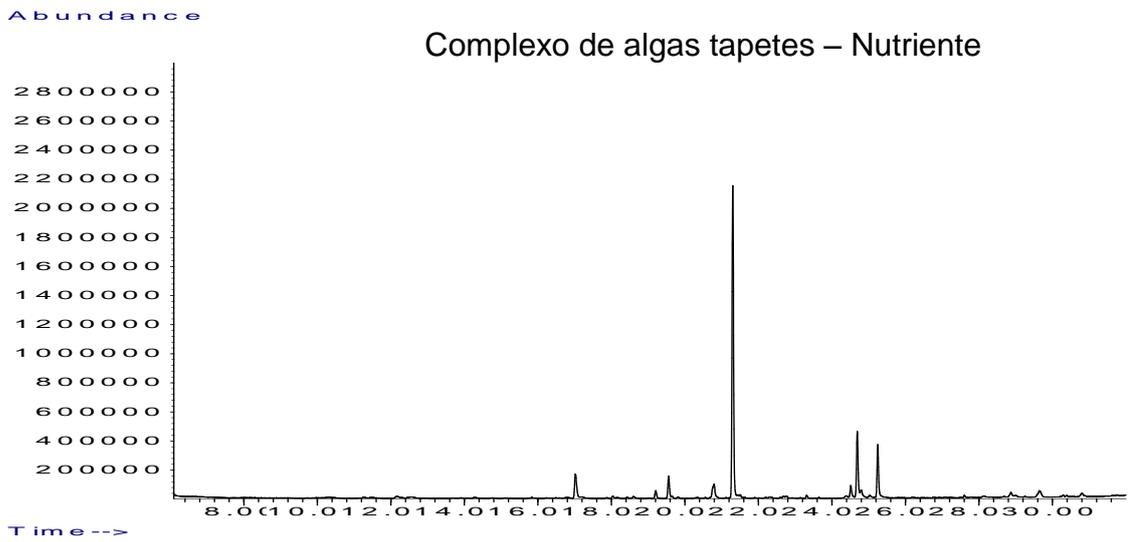
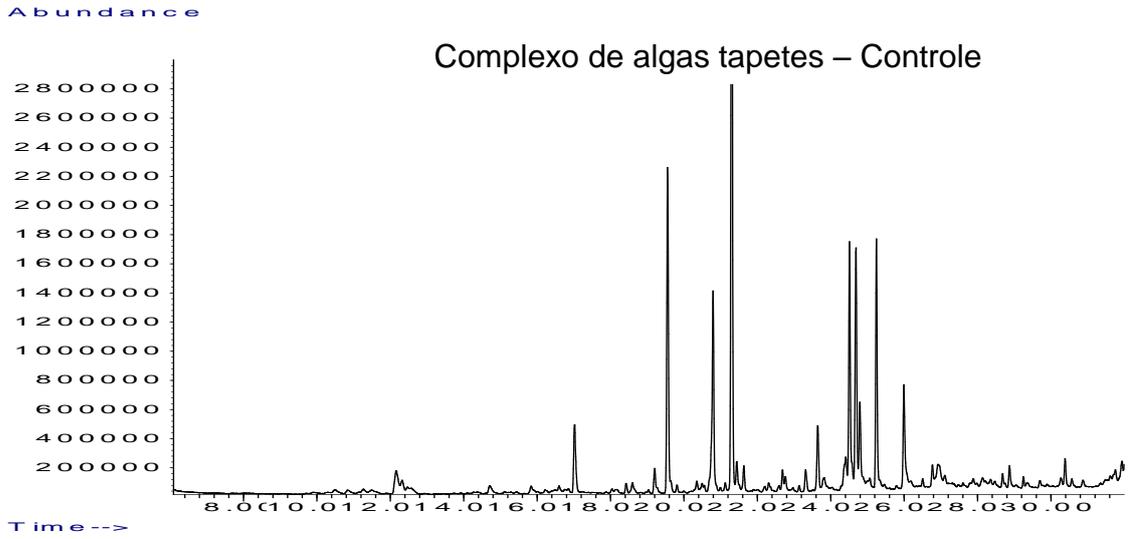
Complexo de algas tapetes – Controle

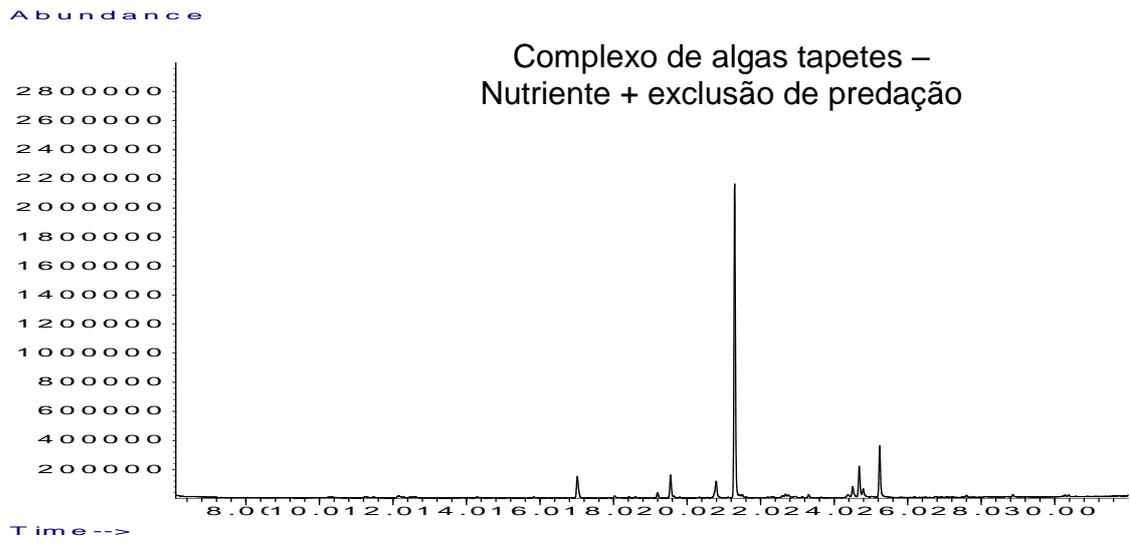


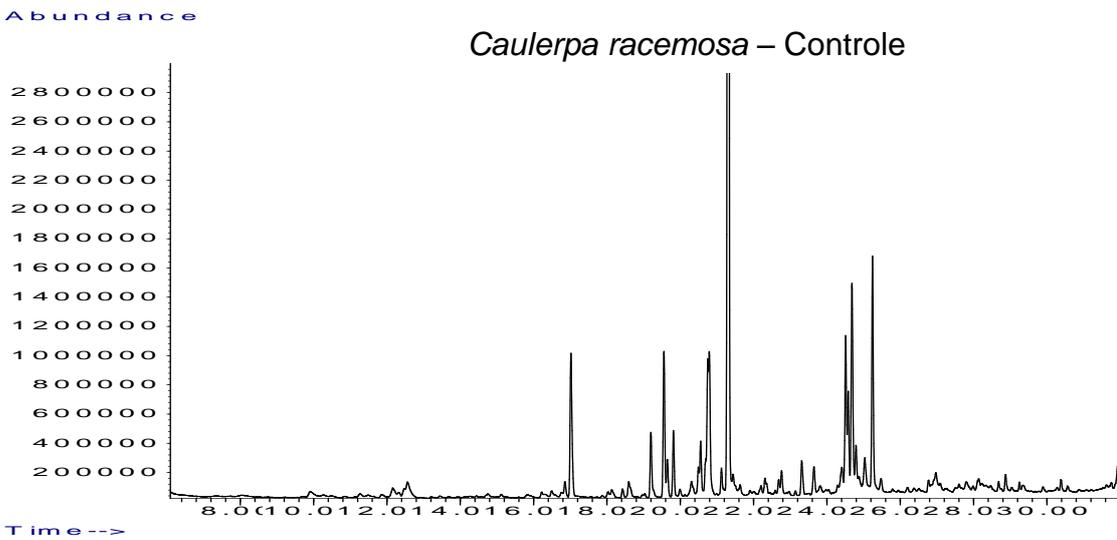
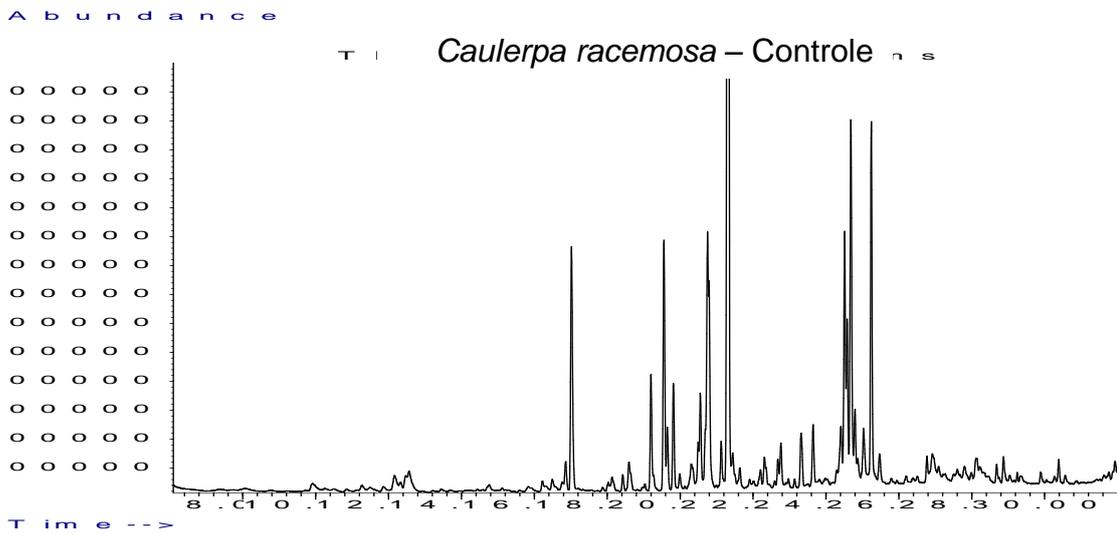
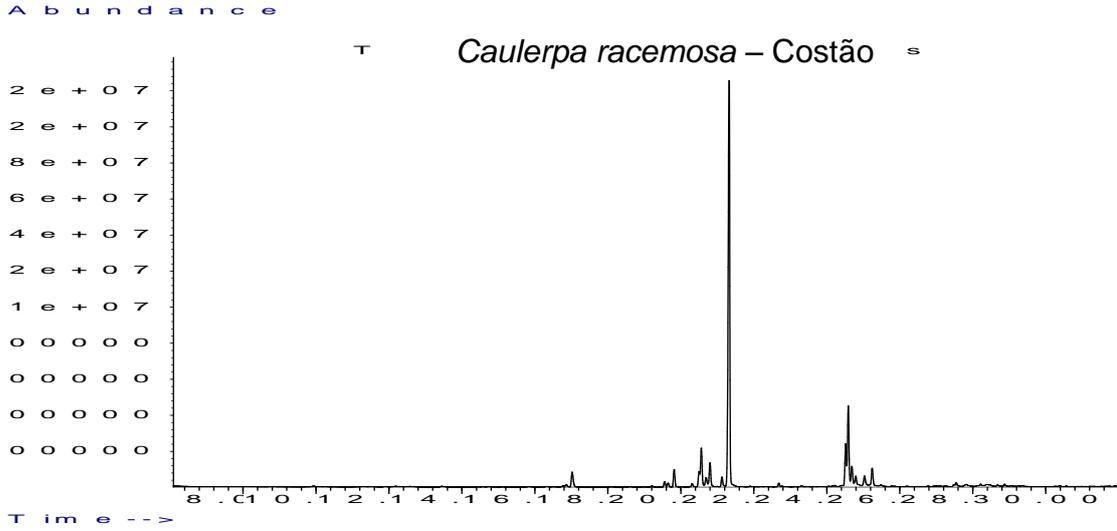
Abundance

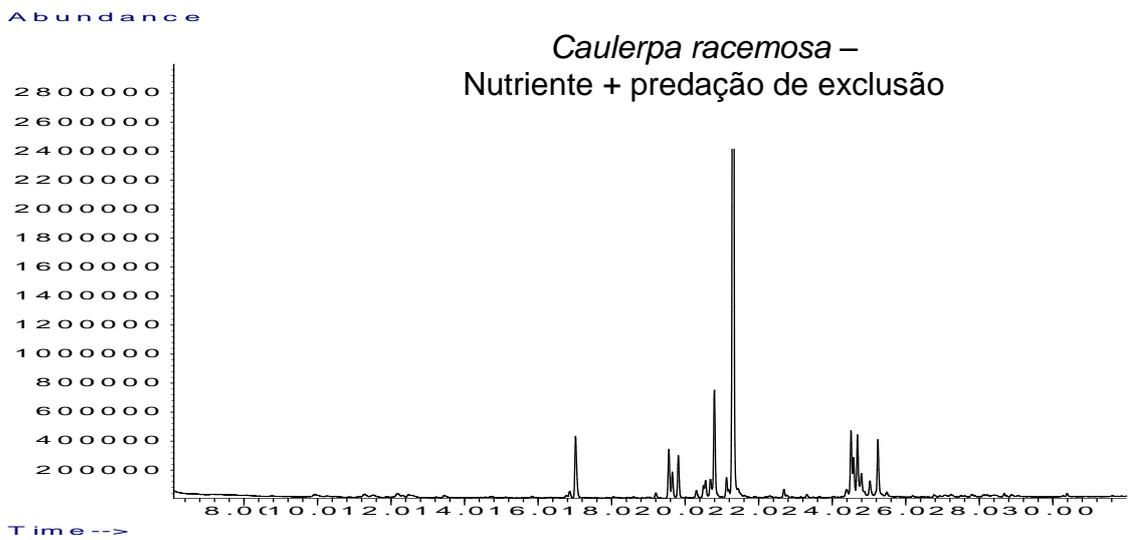
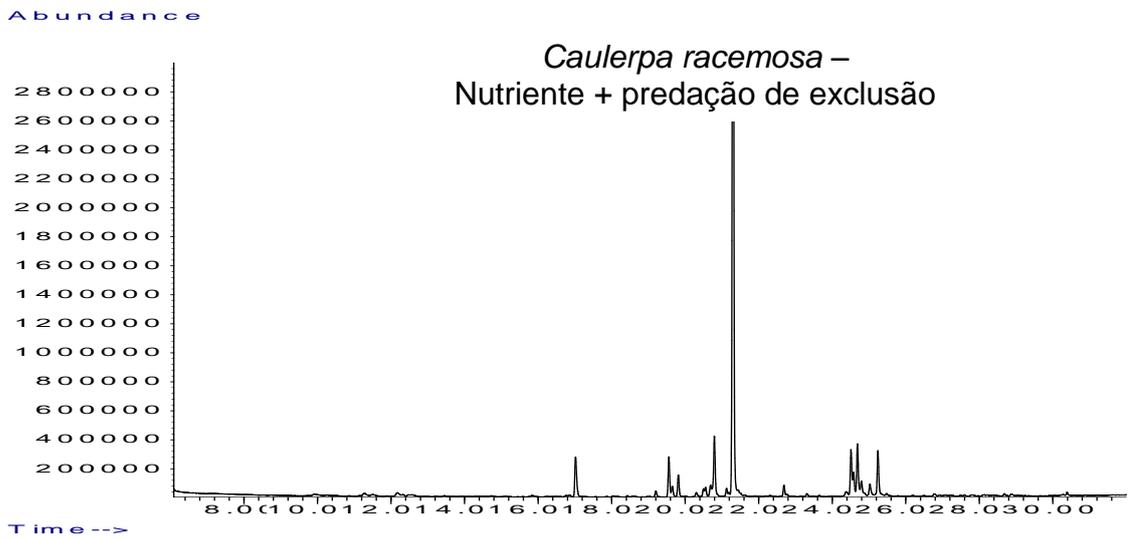
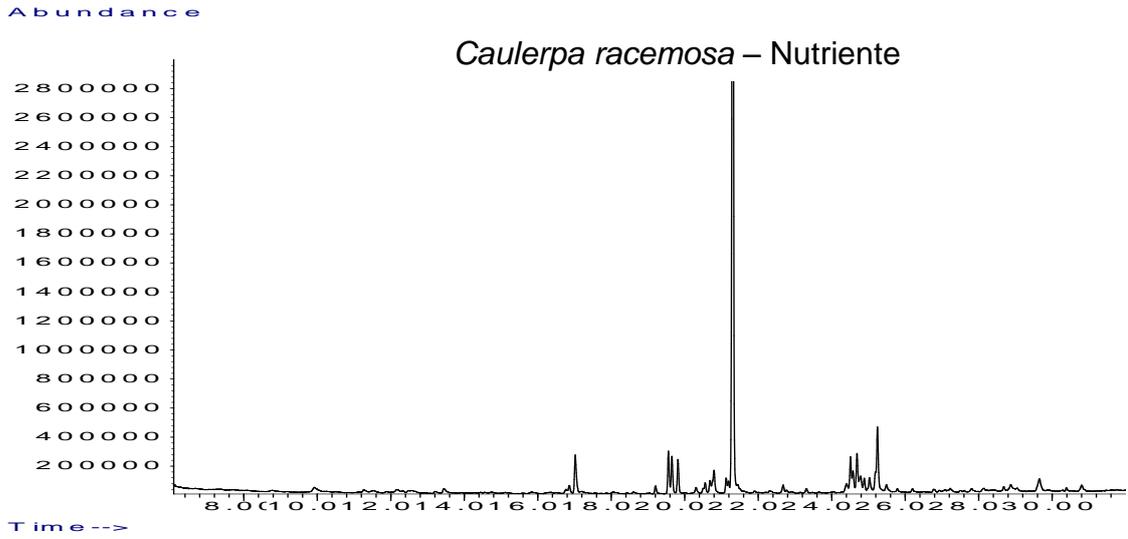
Complexo de algas tapetes – Controle











3 DISCUSSÃO

Os resultados do presente estudo indicaram modificações na estrutura das comunidades incrustantes dos substratos artificiais devido às manipulações realizadas, ou seja, pelo enriquecimento com nutrientes, pela exclusão de predação e pela interação entre os dois fatores (Nutriente + exclusão de predação) após duzentos dias de experimento. O que sugere a existência de controle *top-down* e *bottom-up* sobre a comunidade bentônica do local. Estes resultados corroboram com Burkepile e Hay (2006), que realizaram levantamento de trabalhos que manipularam exclusão de predação e enriquecimento com nutrientes, avaliando seu efeito nos produtores primários marinhos. Nesse trabalho, os autores encontraram efeito significativo de ambas as manipulações na abundância dos produtores primários. Heck Jr. et al. (2006) também realizaram trabalho de levantamento da existência de efeitos *top-down* e *bottom-up* em comunidades marinhas e constataram a existência de ambas as forças em comunidades bentônicas de recifes de corais, costões rochosos e pradarias de angiospermas marinhas. Diversos outros trabalhos na literatura também relatam a existência dessas forças em estuários (Posey et al. 2002; Posey et al. 2006), costões rochosos (Menge 2000; Guerry et al. 2009; Firstater et al. 2012; Vieira et al. 2012) e recifes de corais (Smith et al. 2001; Burkepile e Hay 2008; Furman e Heck Jr 2008; Burkepile e Hay 2009; Smith et al. 2010; Sjöo et al. 2011; Rasher et al. 2012). Os ecossistemas são sistemas interativos onde ocorre uma série de processos complexos. Devido à grande interferência antrópica nestes sistemas, é fundamental entender o funcionamento dos mesmos, bem como avaliar os fatores que causam mudanças na estrutura das comunidades naturais com possíveis consequências para seu funcionamento (Costanza et al. 1997; Cury et al. 2001).

Dentre os trabalhos descritos acima, a maioria detectou efeitos resultantes da exclusão de predação ou herbivoria se comparados ao efeito do enriquecimento com nutrientes. Outros registraram a existência de ambos, porém com a exclusão de predadores exercendo maior efeito sobre as comunidades (Burkepile e Hay 2006; Heck Jr. et al. 2006). Os dados do presente estudo sugerem a existência de controle *top-down* e *bottom-up* sobre a estrutura das comunidades em questão, no entanto, quando os dois fatores foram manipulados simultaneamente, a força *bottom-up*

parece ter sido mais forte em determinar a estrutura dessas comunidades, pois as comunidades submetidas a ambas as manipulações foram bastante parecidas com as comunidades submetidas apenas ao enriquecimento com nutrientes.

Os resultados de trabalhos realizados em comunidades de recifes de coral foram, por vezes, utilizados para comparação com os resultados do presente estudo, pois poucos trabalhos similares foram realizados na região infralitoral dos costões rochosos ou em comunidades incrustantes de substratos artificiais. Além do desenho experimental do presente estudo ter sido baseado em experimento feito em recife de coral, estes são ambientes similares à região infralitoral dos costões rochosos pela presença majoritária de algas e corais. No entanto, os corais não conseguiram se desenvolver no substrato artificial do presente experimento, provavelmente devido a características químicas e físicas do bloco, como rugosidade diferente (Harriot e Banks 1995; Field et al. 2007).

A predação é conhecida por ser uma importante força reguladora da estrutura das comunidades e por atuar na manutenção das comunidades marinhas (Paine 1966; Lubchenco e Gaines 1981; Hawkins e Hartnoll 1983; Menge 2000; Thacker et al. 2001; Posey et al. 2006; Hereu et al. 2008; Vieira et al. 2012). No presente trabalho, os resultados referentes à manipulação de exclusão de macropredadores separadamente corroborar a afirmação acima, pois, quando a predação foi excluída foram observadas mudanças nas comunidades.

Os predadores podem influenciar de forma positiva ou negativa a riqueza e diversidade de espécies em um ecossistema (Paine 1966; 1969; Villaça 2002; Worm et al. 2002; Quijón e Snelgrove 2005; Edwards et al. 2009; Vieira et al. 2012). Menge et al. (1985) relataram que a remoção de predadores resulta em diminuição da riqueza de espécies, no entanto, Fairweather e Underwood (1991) afirmam que a remoção experimental dos mesmos resulta em aumento na riqueza de espécies em comunidades de costões rochosos. Os dados do presente estudo corroboram com Fairweather e Underwood (1991), visto que foi observada uma tendência de efeito positivo da manipulação de exclusão de predação na riqueza de espécies dos blocos ao longo do tempo, ou seja, essa manipulação parece ter gerado aumento da quantidade de espécies observadas nos blocos.

Dentro desse contexto, é importante abordar um pouco sobre a dieta dos predadores do local. Em levantamento de ictiofauna realizado na praia do presente trabalho, Ferreira et al. (2007) constataram a presença das seguintes espécies de peixe: *Abudefduf saxatilis*, *Stegastes fuscus*, *Diplodus argenteus*, *Stephanolepis hispidus*. Dessas espécies, apenas *Stegastes fuscus* é uma espécie herbívora, as outras três espécies são onívoras, sendo *Abudefduf saxatilis* um organismo muito abundante no local. Além dos peixes, no costão rochoso do presente experimento ocorrem muitos ouriços-do-mar, além de algumas estrelas-do-mar (Ventura et al. 2007). Os ouriços são organismos conhecidos por impor forte pressão de predação, até mesmo quando em baixas densidades, podendo, ocasionalmente, possuir uma pressão de predação mais forte do que a pressão de peixes (Hereu et al. 2008). Isto se deve ao fato de os mesmos possuírem uma dieta generalista, podendo inclusive preda esponjas e ascídias (Vance 1978; 1979; Ruppert et al. 2005; Calderon et al. 2007). As estrelas-do-mar também são reconhecidas por seu amplo espectro e diversidade de estratégias alimentares (Ruppert et al. 2005) e a maioria dos autores descrevem esses organismos como predadores oportunistas (Ventura 1997; Ribeiro-Costa e Rocha 2006), podendo, assim como ouriços, preda esponjas (Calderon et al. 2007).

De acordo com Pinto-Coelho (2000), os predadores podem possuir efeito generalista ou especialista em uma comunidade, e este efeito vai depender dos tipos de presa, ou seja, da dieta dos predadores em questão (Paine 1966; Lubchenco 1978). O levantamento da dieta dos predadores do local sugere a existência de um efeito generalista desses predadores. Portanto, pode-se assumir que quase todos os grupos, ou seja, algas, esponjas, tunicados, serpulídeos e cracas, estavam sendo predados nos blocos Controle. De fato, quando a predação foi reduzida, grupos menos abundantes (mais raros), como esponjas, tunicados, cnidários (hidrozoários), crustáceos (cracas) e anelídeos (Serpulidae) conseguiram aumentar em abundância. Este aumento da abundância de espécies raras resultou na maior riqueza de espécies observada na ausência dos predadores.

Foi observada uma tendência de diminuição da abundância de algas e aumento de esponjas e tunicados quando os predadores foram excluídos, no entanto, esses resultados não foram significativos, o que pode ter ocorrido devido à grande variabilidade estrutural das comunidades dos blocos. As réplicas (blocos de

concreto) variaram muito entre si, o que pode ter sido devido à grande heterogeneidade espacial na distribuição dos organismos nos costões rochosos (Sousa 1984; Machado et al. 1996). Além disso, foi observada uma grande flutuação dos organismos ao longo do tempo, o que pode ter ocorrido devido alto dinamismo temporal dessas comunidades (Sauer-Machado et al. 1992), fator que é intensificado pelo tamanho reduzido da área da comunidade em questão (15 x 15 cm).

Um grupo de organismos não muito abundante, se comparado às algas, foi o grupo das ascídias. No presente estudo, foi observada tendência de efeito positivo da ausência dos macropredadores na abundância desses indivíduos. Este resultado corrobora com dados da literatura (Vieira et al. 2012; Osman e Whitlatch 2004), entre os quais um trabalho recente realizado em costão rochoso no sudeste do Brasil (Vieira et al. 2012). Esse resultado é explicado pelo fato de as ascídias serem eficientes competidoras por espaço (Russ 1982; Bullard et al. 2007; Dias 2008), no entanto, as mesmas são suscetíveis à predação, sendo beneficiadas pela ausência de predadores (Osman e Whitlatch 2004; Sams e Keough 2007).

Os resultados do presente estudo também indicaram um possível efeito positivo da exclusão de predadores na abundância de esponjas, o que pode ter sido devido ao fato de que, assim como as ascídias, esses organismos serem susceptíveis a predação (Wulff, J. L. 1997; Calderon et al. 2007). Além disso, as esponjas são conhecidas por serem competidoras agressivas por espaço em comunidades bentônicas (Sullivan et al. 1983; Aerts e Van Soest 1997; Bell e Barnes 2003), devido a adaptações fisiológicas (crescimento rápido) e químicas (alelopatia) (Goreau e Hartman 1963; Bakus e Green 1974; Atta et al. 1990; Wulff, J.L. 1997). Ademais, as esponjas podem prevenir o recrutamento de outras espécies (Bingham e Young 1991) e também crescer sobre outros organismos (Rützler 1970; Wulff, J.L. 1997; Calcinai et al. 2004).

Além do aumento de esponjas e ascídias, os dados sugeriram uma tendência de diminuição da abundância de algas quando os predadores foram excluídos das comunidades. No entanto, na literatura, são geralmente relatados aumentos da abundância de algas devido à exclusão de predadores (Smith et al. 2001; Burkepile e Hay 2006; Heck Jr. et al. 2006; Burkepile e Hay 2009). Uma importante questão a se considerar aqui é o fato de que na comunidade manipulada no presente estudo,

os corais não conseguiram se estabelecer. O costão rochoso do local era dominado por algas e os corais zoantídeos, sendo os corais escleractídeos (corais verdadeiros) raros (Aguar 2010). Por estes motivos, a comunidade avaliada diferiu nesse sentido se comparada a trabalhos da literatura que foram realizados em recifes de corais. Os corais, quando presentes em comunidades marinhas bentônicas, geralmente dominam o substrato, já que são pouco predados, ao contrário das algas (Littler e Littler 1984; Burkepile e Hay 2006; Hughes et al. 2007). No entanto, dentro do contexto do atual experimento, a dinâmica de interação entre grupos foi diferente devido à ausência dos corais, o que pode explicar o resultado inesperado de diminuição das algas com exclusão dos macropredadores. Vale ressaltar que o resultado da exclusão de predadores de uma comunidade vai depender de uma série de fatores, tais como a capacidade competitiva de espécies na comunidade (Paine 1966; Connell 1970; Dayton 1971) e as características dos predadores excluídos (generalistas ou especialistas) (Darwin 1859; Tansley e Adamson 1925).

A competição por espaço é fortemente influenciada pela predação e a mesma pode impedir a monopolização do substrato por espécies dominantes (Paine 1966; 1974; Dayton 1975; Jackson 1977; Lundalv e Christie 1986). A possível redução da cobertura de algas na exclusão dos macropredadores foi acompanhada por um aumento na cobertura de esponjas, sugerindo possível competição por espaço entre algas e esponjas. Interações competitivas semelhantes foram relatadas na literatura (Bell e Barnes 2003; Calderon et al. 2007).

O uso de gaiolas para excluir predadores é muito discutido, uma vez que estas podem gerar uma série de artefatos, tais como a redução da incidência de luz e de modificação do fluxo de água (Hall et al. 1990; Steele 1996; Connell 1997; Miller e Gaylord 2007). No entanto, alguns estudos na literatura têm mostrado que estes artefatos podem não ser gerados. De acordo com as nossas análises estatísticas, o fluxo da corrente de água não foi afetado pela presença da gaiola, corroborando com trabalhos da literatura (Smith et al. 2001; Vieira et al. 2012). A incidência de luz sobre a comunidade sofreu alterações significativas pela presença de gaiolas de exclusão de predadores, provavelmente devido à ocorrência de algas epífitas nas gaiolas, as quais foram removidas a cada 20 dias. No entanto, o tratamento Controle de artefatos foi utilizado para avaliar possível interferência

desse resultado na abundância de algas. A abundância de algas foi similar no Controle e no tratamento Controle de artefatos, o que sugere que a redução da luminosidade não gerou interferências nos produtores primários do bloco. Portanto, a presença das gaiolas não parece ter afetado os resultados do experimento realizado. Em trabalho realizado em costões rochosos no sudeste do Brasil, Vieira et al. (2012), utilizaram gaiolas de tamanho semelhante em substratos artificiais e não constataram a presença de artefatos experimentais das gaiolas.

Além da pressão de predação, a entrada de nutrientes nos ecossistemas marinhos também pode gerar modificações na estrutura das comunidades bentônicas (Posey et al. 2002; Posey et al. 2006; Guerry et al. 2009; Rasher et al. 2012). Os dados do presente estudo indicaram que o enriquecimento com nutrientes causou modificações na estrutura das comunidades incrustantes, o que representa uma evidência da existência de controle *bottom-up* nesse ecossistema. Estudos como Smith et al. (2001) e Mcmanus e Polsenberg (2004) corroboram a tendência apresentada no presente estudo, no qual a maior disponibilidade de nutrientes no ambiente causou aumento da abundância de algas nas comunidades incrustantes. Vale lembrar que os resultados não foram significativos provavelmente devido à heterogeneidade das réplicas utilizadas. Portanto, são discutidas apenas tendências das abundâncias dos grandes grupos taxonômicos.

Geralmente a fertilização em ecossistemas aquáticos gera diminuição da riqueza de espécies, pois a maior disponibilidade de nutrientes propicia o aumento de algas oportunistas, com potencial para serem espécies dominantes. Como consequência da competição ocorre supressão de outras espécies, levando a uma diminuição da riqueza (Waide et al. 1999). No entanto, no presente estudo, não foi observada mudança na riqueza de espécies devido à entrada de nutrientes.

Apesar dos níveis de nutrientes não terem se mantido altos nos blocos enriquecidos com fertilizante durante os 20 dias, houve um aumento da concentração por alguns dias, funcionando como distúrbios discretos, ou seja, pontuais, de descarga de nutrientes. A concentração de ortofosfato em águas superficiais é comumente baixa (geralmente inferior a 1 mM), principalmente dada a absorção do fósforo por bactérias e algas, sendo estas últimas provavelmente os principais responsáveis pela remoção do fosfato da água (Fuhs et al. 1972). O

fósforo atua como fator limitante da produção primária nos ecossistemas aquáticos e pode gerar eutrofização dos ecossistemas (Protazio et al. 2004).

O nitrogênio na água está sob três formas de oxidação, nitrato, nitrito e amônio. O nitrato e nitrito causam efeitos diretos na comunidade, pois estão relacionados com a fisiologia dos organismos (Valiela 1995). Os níveis de amônio no ambiente são instáveis, dada sua rápida assimilação pelas algas. A concentração de amônio em águas costeiras varia de 0 a 25 mM (Antia et al. 1991). De acordo com o levantamento de dados da literatura e análise dos dados de concentração de nutrientes obtidos, foi possível concluir que a utilização do fertilizante foi eficiente em gerar o enriquecimento com nutrientes das águas no entorno dos blocos, variando no tempo de acordo com a dinâmica particular dos nutrientes medidos.

Os dados demonstraram pouca diferença entre os métodos utilizados para monitorar as comunidades (visual e digital). A ligeira diferença observada pode ter ocorrido devido à maior facilidade de identificação das algas nas fotos já que são organismos maiores. Os grupos Porifera e Tunicata foram mais difíceis de identificar, devido ao tamanho reduzido, por suas cores (esponjas e ascídias transparentes, por exemplo) e por estarem, muitas vezes, posicionadas entre ou embaixo de algas maiores que acabaram encobrando esses organismos em algumas fotos (várias fotos foram feitas por bloco com intuito de minimizar esse problema).

Metabólitos secundários

Os resultados do presente estudo demonstraram diferenças na riqueza e concentração das substâncias identificadas nos extratos dos organismos (duas espécies de alga, uma espécie de esponja e um complexo de algas) submetidos aos diferentes tratamentos do experimento se comparados aos extratos do Costão e Controle. Este resultado sugere que as manipulações experimentais realizadas modificaram a composição de substâncias presentes nos organismos, ou seja, indicam uma interferência das forças de predação e disponibilidade de nutrientes sobre a produção de substâncias dessas espécies. Esse resultado corrobora, em

parte, com Petronilho (2008), que verificou que o enriquecimento com nutrientes provocou modificações na concentração de ácidos graxos e esteróis dos organismos marinhos *P. caribaeorum* e *D. anchorata*. Além disso, resultado interessante foi observado por Fleury et al. (2004), que demonstraram efeito separado da adição dos nutrientes nitrogênio e fósforo na composição de ácidos graxos de uma espécie de coral no Brasil. Enquanto a adição de fósforo levou a um aumento da concentração dos ácidos graxos, a adição de nitrogênio gerou uma diminuição dessas substâncias. Esses trabalhos reforçam a teoria de que diferentes espécies são capazes de modular sua composição molecular de maneira a maximizar sua sobrevivência, levando em consideração as variáveis no meio ambiente (como nutrientes e predação).

Uma menor variedade de substâncias foi extraída da esponja *Desmapsamma anchorata* quando a mesma foi submetida à exclusão de predadores. Partindo do pressuposto de que estas substâncias estariam funcionando como metabólitos secundários, este resultado corrobora com o Modelo de Defesa Ótima, que diz que o indivíduo tem a capacidade de alocar sua energia para defesa contra inimigos de maneira a maximizar sua aptidão. Visto que as defesas químicas seriam produzidas de acordo com a predação, na presença dos predadores, a produção de metabólitos seria maior. Na ausência dos mesmos a produção dessas substâncias seria menor e o organismo investiria suas reservas energéticas em outras funções vitais, como em seu crescimento e reprodução (Rhoades 1979; Cronin 2001).

Com relação ao enriquecimento com nutrientes, foi observada, de maneira geral, uma menor variedade de substâncias nos organismos submetidos ao enriquecimento com nutrientes. Desse modo, a hipótese levantada de que o aumento na disponibilidade de nutrientes produz o aumento de metabólitos secundários foi rejeitada. Nosso resultado não corrobora com o Modelo do Balanço Carbono-Nutriente, que afirma que a produção de produtos naturais pelos organismos está relacionada com a abundância relativa de carbono e nutrientes no ambiente. Nesse modelo, o aumento da concentração de nutrientes forneceria recursos para que o organismo aumentasse a produção de metabólitos secundários (Cronin 2001; Van Alstyne et al. 2001).

O resultado descrito acima foi inesperado, no entanto deve-se levar em consideração que apenas uma parte das substâncias presentes nas amostras foi extraída, visto que, vão depender do solvente (polaridade) e metodologia utilizados. Por este motivo, não é possível afirmar que uma menor quantidade de metabólitos secundários estava presente nas amostras submetidas ao enriquecimento com nutrientes apenas com os dados obtidos. Além disso, levando em consideração essa afirmação, o resultado observado na exclusão de predação de menor produção de metabólitos pode não ser válido, não confirmando uma de nossas hipóteses iniciais. Para obter melhores resultados nesse sentido, seria interessante realizar diferentes extrações com maior número de amostras e utilizando diferentes solventes, variando assim a polaridade e, conseqüentemente, as substâncias extraídas. O presente experimento ficou limitado pelo pequeno número de réplicas (cinco por tratamento) e também pela pequena área amostral de cada bloco (15 x 15 cm), da qual foram coletadas poucas amostras para as análises químicas.

Ainda dentro do contexto de uma menor produção de metabólitos secundários observada no tratamento Nutriente, outro fato a ser levado em consideração está relacionado com a classe das substâncias extraídas. A maior parte das substâncias do presente estudo foram ésteres metílicos de ácidos graxos. Os ácidos graxos podem funcionar tanto como metabólitos secundários quanto como moléculas constituintes de lipídios estruturais e de reserva energética da membrana celular dos organismos, ou seja, metabólitos primários (Brown et al. 1996; Lehninger et al. 2002). Portanto, a resposta observada de menor riqueza de substâncias nos organismos submetidos aos distúrbios pode ser uma resposta do metabolismo primário e não do metabolismo secundário. Os organismos submetidos ao enriquecimento com nutrientes, por estarem em ambiente com grande quantidade de recurso podem ter diminuído suas reservas energéticas (na forma de ácidos graxos) para produzir, por exemplo, substâncias de defesa.

Foi observada pequena diferença na concentração das substâncias extraídas de organismos coletados no ambiente natural e no substrato artificial do experimento, com *D. anchorata* e o complexo de algas formadoras de tapetes apresentando diferenças maiores entre os dois tipos de substrato do que *A. taxiformis* e *C. racemosa*. Essa diferença pode ter ocorrido por diversos fatores biológicos e físicos como a orientação dos substratos, a profundidade, o material

utilizado, o tamanho da área amostral e o tempo de imersão. Uma grande variedade de trabalhos na literatura discutem a respeito das diferenças entre substratos naturais e artificiais para comunidades marinhas bentônicas (Harriott e Banks 1995; Perkol-Finkel e Benayahu 2005; Field et al. 2007; Perkol-Finkel e Benayahu 2007).

O éster metílico hexadecanoato (ácido palmítico esterificado) foi a substância que apresentou maiores concentrações em todas as amostras de organismos. Este resultado corrobora com os resultados de Fleury et al. (2011) e Petronilho (2008), que encontraram essa substância em altas concentrações em extratos orgânicos de diversas macroalgas e esponjas no Brasil.

Todas as espécies coletadas no presente experimento são conhecidas pela produção de metabólitos secundários (Blunt et al. 2012). *Asparagopsis taxiformis* é conhecida por produzir compostos halogenados (Burreson et al. 1976), os quais podem ser tóxicos aos outros seres vivos. No entanto, no presente estudo, apenas ésteres metílicos de ácidos graxos foram identificados nos extratos dessa alga. As macroalgas verdes ou Chlorophyceae são conhecidas como produtoras de sesquiterpenos e diterpenos, em sua maioria, produzidos por espécies de Caulerpales (Pereira et al. 2008). Porém, no presente trabalho, apenas álcool, cetonas e ésteres metílicos de ácidos graxos foram identificados nos extratos de *Caulerpa racemosa*, alga verde pertencente à Ordem Caulerpales. Já as macroalgas vermelhas (Rhodophyceae) são o grupo mais rico, dentre as algas, em diversidade e abundância de metabólitos secundários, possuindo mais de 1.500 substâncias distintas pertencendo às maiores classes químicas (Blunt et al. 2012). O fato de poucas classes de substâncias terem sido extraídas dos organismos no presente experimento pode ter sido, como dito anteriormente, devido à pequena quantidade de material coletado para extração e/ou pelo solvente utilizado na extração e/ou pela metodologia utilizada.

Os estudos de ecologia química no Brasil foram predominantemente realizados com macroalgas, principalmente avaliando o efeito de extratos brutos e algumas substâncias puras atuantes como defesas químicas contra consumidores. Estudos dessa natureza são mais comuns entre macroalgas feofíceas e alguns de seus metabólitos de defesa, tais como os polifenóis (Steinberg 1984; Cronin e Hay 1996; Fairhead, V. et al. 2005; Fairhead, V. A. et al. 2005). Contudo, há também

pesquisas que abordam a variação intra-talo de metabólitos em macroalgas vermelhas (Phillips e Towers 1982; Carlson et al. 1989; De Nys et al. 1996; Sudatti et al. 2006) e verdes (Paul e Van Alstyne 1988; Meyer e Paul 1992; Amade e Lemée 1998; Lima et al. 2008). Os estudos em Ecologia química marinha no Brasil podem ampliar o conhecimento sobre as diversas espécies marinhas aqui presentes e as interações entre as mesmas. Além disso, os metabólitos secundários respondem a distúrbios ambientais, representando uma importante ferramenta de avaliação de impactos, podendo contribuir para o gerenciamento e preservação da biodiversidade marinha do Brasil (Petronilho 2008; Pereira 2009).

4 CONCLUSÃO

As manipulações de modificação das forças *top-down* (exclusão de predação) e *bottom-up* (enriquecimento com nutrientes) realizadas geraram uma série de modificações nas comunidades incrustantes avaliadas, como mudança na dominância, abundância e riqueza de espécies, além da produção de metabólitos secundários e estrutura das comunidades. Esse resultado indica a existência de uma interação entre essas forças na manutenção das comunidades incrustantes nos costões rochosos de Biscaia, Baía da Ilha Grande, RJ.

A entrada de nutrientes influenciou a estrutura das comunidades incrustantes, o que indica a existência de controle *bottom-up* sobre as mesmas, sendo fundamental na manutenção da estrutura e diversidade dessas comunidades. Portanto, a entrada excessiva de nutrientes nos ambientes marinhos representa uma séria ameaça por gerar grandes alterações na dominância e composição de espécies. Por este motivo, o despejo de poluentes no ambiente marinho deve ser minimizado e controlado para garantir a conservação dessas áreas. Programas de gerenciamento costeiro devem levar em consideração a emissão de poluentes para evitar maiores perdas da grande fauna e flora que existe nesse ambiente, muitas vezes, pouco conhecidas.

A exclusão de macropredadores modificou a estrutura das comunidades incrustantes, o que sugere a existência de controle *top-down* sobre essas comunidades. Portanto, esse fator também é uma força muito importante para a manutenção da estrutura e diversidade das mesmas. A superexploração de diversas espécies de interesse comercial pode constituir uma ameaça por gerar grandes alterações na dominância, riqueza e diversidade de espécies. Os programas de gestão e manejo costeiro devem levar em consideração esse fator, dada sua grande importância na manutenção do equilíbrio dos sistemas aquáticos.

Não foram gerados artefatos devido à presença das gaiolas sobre as comunidades incrustantes dos substratos artificiais ou estes artefatos foram insuficientes em modificar os resultados obtidos no presente estudo. Apesar disso, em experimentos que utilizem gaiolas, recomenda-se fortemente o monitoramento

de possíveis artefatos, bem como a utilização de gaiolas semifechadas, como controle dos mesmos.

Não foram observadas diferenças entre os dois métodos de monitoramento de comunidades incrustantes utilizados (método visual e método digital de porcentagem de cobertura por espécie). No entanto, o método visual foi considerado mais preciso. O método digital é limitado por condições do ambiente, no entanto, representa um registro permanente eficiente para esclarecimento de problemas posteriores ao trabalho de campo. Recomenda-se a utilização de ambos os métodos conjuntamente para aumentar a eficiência do monitoramento.

A ocorrência de resultados não significativos no presente experimento pode ter ocorrido devido à alta variação entre as réplicas utilizadas. No ambiente de costão rochoso, foi constatada grande variabilidade tanto temporal quanto espacial das comunidades. Por este motivo, recomenda-se que experimentos similares aumentem o número de réplicas, para pelo menos 10 réplicas e que não realizadas replicações temporais, pois as mesmas geram dependência dos dados, dificultando as análises estatísticas.

As substâncias identificadas nos extratos brutos dos diferentes organismos não confirmaram as hipóteses levantadas, não corroborando com teorias existentes na literatura. Esse resultado pode ter ocorrido devido à necessidade de maior quantidade de material para extração e maior número de réplicas. Além disso, é interessante que sejam testados diferentes solventes e metodologia para extrair substâncias de diferentes polaridades.

Ao demonstrar diversas consequências geradas a partir de modificações das forças *bottom-up* (nutriente) e *top-down* (predação), o presente experimento reforça a necessidade de avaliação desses dois fatores, tanto separada quanto interativamente. Além disso, esperamos com este trabalho trazer subsídios para melhor compreensão da ecologia e dinâmica desses fatores e auxiliar em futuras decisões de gerenciamento e conservação ambiental da zona costeira.

REFERÊNCIAS

- Aerts L, van Soest R. 1997. Quantification of sponge/coral interactions in a physically stressed reef community, NE Colombia. *Marine Ecology Progress Series*. 148:125-134.
- Aguiar MVP. Dinâmica das comunidades bêmicas de substratos artificiais e do costão de Biscaia (Baía da Ilha Grande, RJ). 2010. 50. - Universidade Gama Filho, Rio de Janeiro, 2010.
- Amade P, Lemée R. 1998. Chemical defense of the Mediterranean alga *Caulerpa taxifolia*: variations in caulerpenyne production. *Aquatic Toxicology*. 43(4):287–300.
- Antia NJ, Harrison PJ, Oliveira L. 1991. The role of dissolved organic nitrogen in phytoplankton nutrition, cell biology and ecology. *Phycologia*. 30(1):1-89.
- Aronson RB, Precht WF, Toscano MA, Koltjes KH. 2002. The 1998 bleaching event and its aftermath on a coral reef in Belize. *Marine Biology*. 141:435-447.
- Atta A, Menezes E, Peixinho S, Sousa-Atta M. 1990. Isolation of a lectin from the marine sponge *Desmapsama anchorata* by affinity chromatography on raffinose-sepharose 6B. *Brazilian Journal of Medical and Biological Research*. 23:191-194.
- Bak RPM, Lambrechts DYM, Joenje M, Nieuwland G, Veghel MLJ. 1996. Long-term changes on coral reef in booming populations of a competitive colonial ascidian. *Marine Ecology Progress Series*. 133:303-306.
- Bakus GJ, Green G. 1974. Toxicity in sponges and holothurians: a geographic pattern. *Science (New York, N.Y.)*. 185(4155):951-953.
- Becerro MA, Turon X, Uriz MJ. 1997. Multiple Functions for Secondary Metabolites in Encrusting Marine Invertebrates. *Journal of Chemical Ecology*. 23(6):1527-1547.
- Bell JJ, Barnes DKA. 2003. The importance of competitor identity, morphology and ranking methodology to outcomes in interference competition between sponges. *Marine Biology*. 143(3):415-426.
- Bingham BL, Young CM. 1991. Influence of sponges on invertebrate recruitment: A field test of allelopathy. *Marine Biology*. 109(1):19-26.

Blunt JW, Copp BR, Keyzers RA, Munro MHG, Prinsep MR. 2012. Marine natural products. *Natural Product Reports*. 29(2):144-222.

Brown JL, Terio KA, Graham LH. 1996. Fecal androgen metabolite analysis for noninvasive monitoring of testicular steroidogenic activity in felids. *Zoo Biology*. 15(4):425-434.

Bullard SG, *et al.* 2007. The colonial ascidian *Didemnum* sp. A: Current distribution, basic biology, and potential threat to marine communities of the northeast and west coasts of North America. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 342(1):99-108.

Burkpile DE, Hay ME. 2006. Herbivore vs. Nutrient control of marine primary producers: context-dependent effects. *Ecology*. 87(12):3128-3139.

Burkpile DE, Hay ME. 2008. Herbivore species richness and feeding complementarity affect community structure and function on a coral reef. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 105(42):16201-16206.

Burkpile DE, Hay ME. 2009. Nutrient versus herbivore control of macroalgal community development and coral growth on a Caribbean reef. *Marine Ecology Progress Series*. 389:71-84.

Burreson BJ, Moore RE, Roller PP. 1976. Volatile halogen compounds in the alga *Asparagopsis taxiformis* (Rhodophyta). *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 24(4):856-861.

Calcinai B, Bavestrello G, Cerrano C. 2004. Dispersal and association of two alien species in the Indonesian Coral reefs: the octocoral *Carijoa riisei* and demosponge *Desmapsamma anchorata*. *Journal of the Marine Biological Association U. K.* 84:937-941.

Calderon EN, Zilberberg C, Paiva PC. 2007. The possible role of *Echinometra lucunter* (Echinodermata: Echinoidea) in the local distribution of *Darwinella* sp. (Porifera: Dendroceratida) in Arraial do Cabo, Rio de Janeiro State, Brazil. In: Museu nacional. *Porifera Research Biodiversity, Innovation and Sustainability*. Rio de Janeiro: 211-217

Carlson DJ, Lubchenco J, Sparrow MA, Trowbridge CD. 1989. Fine-scale variability of lanosol and its disulfate ester in the temperate red alga *Neorhodomela larix*. *Journal of Chemical Ecology*. 15:1321-1333.

Carpenter SR, Kitchell JF, Hodgson JR. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*. 35(10):634-639.

Chen CA, Dai CF. 2004. Local phase shift from *Acropora*-dominant to *Condylactis*-dominant community in the Tiao-Shi Reef, Kenting National Park, southern Taiwan. *Coral Reefs*. 23(4):508-508.

Clarke KR. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*. 18(1):117-143.

Clarke KR, Warwick RM. 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth: 144

Connell JH. 1970. A predator-prey system in the marine intertidal region. I, *Balanus glandula* and several predatory species of *Thais*. *Ecological Monographs*. 40:49-78.

Connell SD. 1997. Exclusion of predatory fish on a coral reef: the anticipation, pre-emption and evaluation of some caging artefacts. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 213(2):181-198.

Connell SD. 2001. Predatory fish do not always affect the early development epibiotic assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 260(1):1-12.

Costanza R, *et al.* 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature*. 387(6630):253-260.

Courtney S. 1988. If it's not coevolution, it must be predation? *Ecology*. 69:910-911.

Creed JC, Pires DO, Figueiredo MAO. 2007. Biodiversidade marinha da Baía da Ilha Grande - Série Biodiversidade. Brasília: 417

Cronin G. 2001. Resource Allocation in Seaweeds and Marine Invertebrates: Chemical defense patterns in relation to defense theories. In: CRC Press. *Chemical Marine Ecology*. Washington: 321-349

Cronin G, Hay ME. 1996. Effects of light and nutrient availability on the growth, secondary chemistry, and resistance to herbivory of two brown seaweeds. *Oikos*. 77:93-106.

Cury P, Shannon L, Shin Y-J. The Functioning Of Marine Ecosystems. Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem. Iceland: 1-22 p. 2001.

Darwin C. 1859. The Origin of Species by Means of Natural Selection. 1. London:

Daskalov G, S. M, Lynam C. 2007. Gelatinous zooplankton In: Cefas. An ecosystem model of the North Sea to support an ecosystem approach to fisheries management: description and parameterisation. Lowestoft: 108-109

Dayton PK. 1971. Competition, disturbance and community organization: The provision of and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. Ecological Monographs. 41(4):351-389.

Dayton PK. 1975. Experimental evaluation of ecological dominance in a rocky intertidal algal community. Ecological Monographs. 45:137–159.

de Nys R, Steinberg P, Rogers C, Charlton T, Duncan M. 1996. Quantitative variation of secondary metabolites in the sea hare *Aplysia parvula* and its host plant, *Delisea pulchra*. Marine Ecology Progress Series. 130:135–146.

Dias GM. Influência de interações bióticas na aptidão, abundância e defesa de ascídias coloniais. 2008. - Ecologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

Doty MS. 1971. Measurement of water movement in reference to benthic algal growth. Botanica Marina. 14(1):32-35.

Duffy JE, Hay HE. 2001. The ecology and evolution of marine consumer-prey interactions. In: Sinauer. Marine community ecology. Sunderland: 131-157

Edwards KF, Aquilino KM, Best RJ, Sellheim KL, Stachowicz JJ. 2009. Prey diversity is associated with weaker consumer effects in a meta-analysis of benthic marine experiments. Ecology Letters 13:194-201.

Estes JA, Tinker MT, Williams TM, Doak DF. 1998. Killer Whale Predation on Sea Otters Linking Oceanic and Nearshore Ecosystems. Science. 282:473-476.

Fairhead V, Amsler C, McClintock J, Baker B. 2005. Variation in phlorotannin content within two species of brown macroalgae (*Desmarestia anceps* and *D. menziesii*) from the Western Antarctic Peninsula. Polar Biology. 28:680–686.

Fairhead VA, Amsler CD, McClintock JB, Baker BJ. 2005. Within-thallus variation in chemical and physical defences in two species of ecologically dominant brown macroalgae from the Antarctic Peninsula. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 322(1):1-12.

Fairweather PG, Underwood AJ. 1991. Experimental removals of rocky intertidal predator: variations within two habitats in the effect on prey. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 154(1):29-75.

Faulkner DJ. 2001. Marine natural products. *Natural Products Report*. 18:1-49.

Feeny P. 1976. Plant apparency and chemical defense. *Recent Advances in Phytochemistry*. 10:1-40.

Feldmann J, Feldmann G. 1939a. Sur l'alternance de générations chez les Bonnemaisoniacées. *Academic Science of Paris*. 208:1425-1427.

Feldmann J, Feldmann G. 1939b. Sur le développement des carpospores et l'alternance de générations de l'*Asparagopsis armata*. *Academic Science of Paris*. 208:1240-1242.

Ferreira CEL, Ferreira CGW, Rangel CA, Mendonça JP, Gerhardinger LC, Filho AC, Godoy EA, Junior OL, Gasparini JL. 2007. Peixes recifais. In: Ministério do Meio Ambiente/SBF. Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande. Brasília: 291-322

Field SN, Glassom D, Bythell J. 2007. Effects of artificial settlement plate materials and methods of deployment on the sessile epibenthic community development in a tropical environment. *Coral Reefs*. 26:279-289.

Firstater FN, Hidalgo FJ, Lomovasky BJ, Iribarne OO. 2012. Grazing and nutrient effects on a high rocky intertidal of the Peruvian central coast. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 422–423(0):9-13.

Fleury BG, Coll JC, Sammarco PW, Tentori E, Duquesne S. 2004. Complementary (secondary) metabolites in an octocoral competing with a scleractinian coral: effects of varying nutrient regimes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 303(1):115-131.

Fleury BG, Figueiredo L, Marconi MI, Teixeira VL, Ferreira ABB, Pinto AC. 2011. Fatty acids as chemotaxonomic markers of marine macrophytes from Rio de Janeiro state, Brazil. *Natural Product Communications*. 6(5):667-672.

- Fleury BG, Petronilho E, Costa FP, Pederneiras RL, Herms F, Pinto AC, J.C. C. 2008. Nutrient enrichment and Fatty acid production in the benthic marine organism *Palythoa caribaeorum* (Zoanthidea). *Marine Environmental Research*. 66(177-178)
- Fong P, Zedler JB, Donohoe R. 1993. Nitrogen vs. phosphorous limitation of algal biomass in shallow coastal lagoons. *Limnology and Oceanography*. 38:906-923.
- Fuhs GW, Demmerle SD, Canelli E, Chen M. 1972. Characterization os phosphorus-limiter plankton algae. In: Association for the Siciences of Limnology and Oceanography Nutrients and Eutrophication. 113-123
- Furman BT, Heck Jr KL. 2008. Effects of nutrient enrichment and grazers on coral reefs: an experimental assessment. *Marine Ecology Progress Series*. 363:89-101.
- Goreau TF, Hartman WD. 1963. Boring sponges as controlling factors in the formation and maintenance of coral reefs. In: American Association for the Advancement of Science. Mechanisms of Hard Tissue Destruction. 25-54
- Grasshoff K, Ehrhardt M, Kremling K. 1983. Methods of seawater analysis. 2. Weinheim: 419
- Guerry AD, Menge BA, Dunmore RA. 2009. Effects of consumers and enrichment on abundance and diversity of benthic algae in a rocky intertidal community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 369(2):155-164.
- Hairston NG, Smith FE, Slobodkin LB. 1960. Community Structure, Population Control, and Competition. *The American Naturalist*. 94(879):421-425.
- Hall SJ, Raffaelli D, Turrell WR. 1990. Predator-caging experiments in marine systems: a reexamination of their value. *The American Naturalist*. 136(5):657-672.
- Halpern BS, Cottenie K, Broitman BR. 2006. Strong Top-Down Control in Southern California Kelp Forest Ecosystems. *Science*. 312(5777):1230-1232.
- Harper MK, *et al.* 2001. Introduction to the chemical ecology of marine natural products. In: C.R.C Press. *Marine Chemistry Ecology*. Boca Raton: 3-69
- Harriott VJ, Banks SA. 1995. Recruitment of scleractinian corals in the Solitary Islands Marine Reserve, a high latitude coral-dominated community in Eastern Australia *Marine Ecology Progress Series*. 123:155-161.

Hawkins SJ, Hartnoll RG. 1983. Grazing of intertidal algae by marine invertebrates.

Hay ME, Steinberg PD. 1992. The chemical ecology of plant-herbivore interactions in marine versus terrestrial communities. In: Academic Press. *Herbivores: their interactions with secondary plant metabolites*. 2. San Diego: 371-413

Heck Jr. KL, Valentine JF, Pennock JR, Chaplin G, Spitzer PM. 2006. Effects of nutrient enrichment and grazing on shoalgrass *Halodule wrightii* and its epiphytes: results of a field experiment. *Marine Ecology Progress Series*. 326:145-156.

Hereu B, Zabala M, Sala E. 2008. Multiple controls of community structure and dynamics in a sublittoral marine environment. *Ecology*. 89(12):3423-3435.

Hughes TP, Reed DC, Boyle M-J. 1987. Herbivory on coral reefs: community structure following mass mortalities of sea urchins. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 113(1):39-59.

Hughes TP, Rodrigues MJ, Bellwood DR, Ceccarelli D, Guldborg OH, McCook L, Moltschaniwskyj N, Pratchett MS, Steneck RS, Willis B. 2007. Phase shifts, herbivory and the resilience of coral reefs to climate change. *Current Biology*. 17(4):360-365.

Hulme PE. 1998. Post-dispersal seed predation: consequences for plant demography and evolution. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 1(1):32-46.

Hunter M, Price P. 1992. Playing chutes and ladder: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology*. 73:724-732.

Huntly N. 1991. Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 22:477-503.

Jackson JBC. 1977. Competition on Marine Hard Substrata: The Adaptive Significance of Solitary and Colonial Strategies. *The American Naturalist*. 111(980):743-767.

Jackson JBC. 2008. Ecological extinction and evolution in the brave new ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 105:11458-11465.

Jackson JBC, *et al.* 2001. Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science*. 293(5530):629-637.

Jara VC, Miyamoto JHS, da Gama BAP, Molis M, Wahl M, Pereira RC. 2006. Limited evidence of interactive disturbance and nutrient effects on the diversity of macrobenthic assemblages. *Marine Ecology Progress Series*. 308:37-48.

Karlson R. 1978. Predation and space utilization patterns in a marine epifaunal community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 31(3):225-239.

Karr JR, Dionne M, Schlosser IJ. 1992. Bottom-up versus top-down regulation of vertebrate population: lessons from birds and fish. In: Academic Press. *Effects of resource distribution on animal-plant interactions*. San Diego: 243-286

Kohler KE, Gill SM. 2006. 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*. 32(9):1259-1269.

Lehninger AL, Nelson DL, Cox MM. 2002. *Princípios de bioquímica*. 3. São Paulo: 975

Lima LMdS. Variação intra-talo de defesas químicas em espécies da ordem Bryopsidales e o modelo de defesa ótima. 2009. Dissertação de mestrado - Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2009.

Lima LMS, Alor R, Uriostegui R, Murray SN, Pereira RC. 2008. Within-plant variation in palatability and chemical defenses in the green seaweed *Avrainvillea elliotii*. *Botanica Marina*. 51(1):21-25.

Littler C, Kitching JA. 1996. *The Biology of Rocky Shores*. New York: 235

Littler MM, Littler DS. 1984. Models of tropical reef biogenesis: the contribution of algae. *Progress in Phycological Research*. 3:323-364.

Littler MM, Littler DS, Brooks BL, Lapointe BE. 2006. Nutrient manipulation methods for coral reef studies: A critical review and experimental field data. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 336:242-253.

Lubchenco J. 1978. Plant species diversity in a marine intertidal community: importance of herbivory food preference and algal competitive abilities. *The American Naturalist*. 112(983):23-39.

Lubchenco J, Gaines SD. 1981. A unified approach to marine plant-herbivore interactions. I. Populations and communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 12:405–437.

Lundalv T, Christie HC. 1986. Comparative trends and ecological patterns of rocky subtidal communities in the Swedish and Norwegian Skagerrak area. *Hydrobiologia*. 142(1):71-80.

Machado KRS, Chapman ARO, Coutinho R. 1996. Consumer species have limited and variable roles in community organization on a tropical intertidal shore. *Marine Ecology Progress Series*. 134:73-83.

Magurran AE. 2003. *Measuring Biological Diversity*. In: Oxford. Blackwell Press. New York:

Marques-Jr. AN, Moraes RBC, Maurat MC. 2009. Poluição marinha. In: *Interciência. Biologia Marinha*. Rio de Janeiro:

Maschek JA, Baker BJ, Amsler CD. 2008. The Chemistry of Algal Secondary Metabolism Algal Chemical Ecology. In: Springer Berlin Heidelberg. 1-24

McConnell OJ, Hughes PA, Targett NM, Daley J. 1982. Effects of secondary metabolites from marine algae on feeding by the sea urchin *Lytechinus variegatus*. *Journal of Chemical Ecology*. 8(12):1437-1453.

McManus JW, Polsenberg JF. 2004. Coral-algal phase shifts on coral reefs: ecological and environmental aspects. *Progress In Oceanography*. 60:263-279.

Menge BA. 1976. Organization of the New England rocky intertidal community: Role of predation, competition and environmental heterogeneity. *Ecological Monographs*. 46:355-393.

Menge BA. 1992. Community regulation: under what conditions are bottom-up factors important on rocky shores? *Ecology*. 73(3):755-765.

Menge BA. 2000. Top-down and bottom-up community regulation in marine rocky intertidal habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 250:257-289.

Menge BA, Lubchenco J, Ashkenas LR. 1985. Diversity, heterogeneity and consumer pressure in a tropical rocky intertidal community. *Oecologia*. 65:394–405.

Menge BA, Lubchenco J, Ashkenas LR, Ramsey F. 1986. Experimental separation of effects of consumers on sessile prey in the low zone of a rocky shore in the Bay of Panama: direct and indirect consequences of food web complexity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 100:225-269.

Menge BA, Sutherland JP. 1976. Species diversity gradients: synthesis of the roles of predation, competition and temporal heterogeneity. *The American Naturalist*. 110(973):351-369.

Meyer KD, Paul VJ. 1992. Intraplant variation in secondary metabolite concentration in 3 species of *Caulerpa* (Chlorophyta, caulerpales) and its effects on herbivorous fishes. *Marine Ecology Progress Series*. 82(3):249-257.

Miller LP, Gaylord B. 2007. Barriers to flow: The effects of experimental cage structures on water velocities in high-energy subtidal and intertidal environments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 344(2):215-228.

Moraes RBC. 2001. Estudos sobre poluição marinha: importância e perspectiva. In: *Arte e Ciência* Villipress. Efeitos de poluentes em organismos marinhos. São Paulo: 9 - 11

Moulton TP, Souza ML, Silveira RML, Krsulovic FAM. 2004. Effects of ephemeropterans and shrimps on periphyton and sediments in a stream in Atlantic forest, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of the North American Benthological Society*. 23(4):868–881.

Myers RA, Worm B. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*. 423:280-283.

Norström AV, Nyström M, Lokrantz J, Folke C. 2009. Alternative states on coral reefs: beyond coral-macroalgal phase shifts. *Marine Ecology Progress Series*. 376:295-306.

Nydam M, Stachowicz JJ. 2007. Predators effects on fouling community development. *Marine Ecology Progress Series*. 337:93-101.

Odum EP. 1979. *Fundamentos da Ecologia*. 3. Lisboa: 434

Osman RW, Whitlatch RB. 2004. The control of the development of a marine benthic community by predation on recruits. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 311:117-145

Pace ML, Cole JJ, Carpenter RC, Kitchell JF. 1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*. 14(12):483-488.

Paine RT. 1966. Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist*. 100(910):65-75.

Paine RT. 1969. A note on trophic complexity and community stability. *The American Naturalist*. 103(929):91-93.

Paine RT. 1974. Intertidal community structure - Experimental studies on relationship between a dominant competitor and its principal predator. *Oecologia*. 15:93-120.

Paine RT. 1980. Food webs: linkage, interaction strength, and community infrastructure. *Journal of Animal Ecology*. 49:667-685.

Paul V, Van Alstyne K. 1988. Chemical defense and chemical variation in some tropical Pacific species of *Halimeda* (Halimedaceae; Chlorophyta). *Coral Reefs*. 6:263-269.

Paul VJ. 1992. Ecological roles of Marine Natural Products. In: Comstock Publishing Associates. Cornell University Press. 245

Paul VJ, Puglisi MP, Ritson-Williams R. 2006. Marine Chemical Ecology. *Natural Products Report*. 23:153-180.

Pauly DV, Christensen V, Dalsgaard J, Froese R, Torres JF. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279:860-863.

Pavia H, Toth G. 2008. Macroalgal Models in Testing and Extending Defense Theories. In: Springer Berlin Heidelberg. *Algal Chemical Ecology*. 147-172

Pawlik JR. 1993. Marine invertebrate chemical defenses. *Chemical Reviews*. 93(5):1911-1922.

Pelletreau KN, Targett NM, Amsler CD. 2008. New Perspectives for Addressing Patterns of Secondary Metabolites in Marine Macroalgae

Algal Chemical Ecology. In: Springer Berlin Heidelberg. 121-146

Pereira RC. 2009. Ecologia Química marinha. In: Interciência. *Biologia Marinha*. Rio de Janeiro: 473-504

Pereira RC, de Oliveira AS, Sudatti DB. 2011. Ecologia Química Marinha: Origem, Evolução e Perspectivas no Brasil. *Oecologia Australis*. 15(2):412-435.

Pereira RC, Gama BAP, Amsler CD. 2008. Macroalgal Chemical Defenses and Their Roles in Structuring Tropical Marine Communities Algal Chemical Ecology. In: Springer Berlin Heidelberg. 25-55

Perkol-Finkel S, Benayahu Y. 2005. Recruitment of benthic organisms onto a planned artificial reef: shifts in community structure one decade post deployment. *Marine Environmental Research*. 59:79-99.

Perkol-Finkel S, Benayahu Y. 2007. Differential recruitment of corals onto artificial and natural reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 340:25–39.

Peters HA. 2007. The significance of small herbivores in structuring annual grassland. *Journal of Vegetation Science*. 18(2):175-182.

Petronilho E. Avaliação do uso de produtos naturais marinhos como biomonitorios de poluição orgânica. 2008. - Departamento de química, Centro Federal de Educação Tecnológica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

Phillips DW, Towers GHN. 1982. Chemical ecology of red algal bromophenols. I. Temporal, interpopulational and within-thallus measurements of lanosol levels in *Rhodomela larix* (Turner) C. Agardh. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 58:285-293.

Pinnegar JK, *et al.* 2000. Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. *Environmental Conservation*. 27:179-200.

Pinto-Coelho RM. 2000. Fundamentos em ecologia. 3. Porto Alegre: 576

Pohnert G. 2004. Chemical Defense Strategies of Marine Organisms. *Topics in Current Chemistry*. 239:179-219.

Polis GA, Sears ALW, Huxel GR, Strong DRE, Maron J. 2000. When is a trophic cascade a trophic cascade? *Trends in Ecology and Evolution*. 15:473-475.

Posey MH, Alphin T, Cahoon LB, Lindquist DG, Mallin MA, Nevers MB. 2002. Top-down versus bottom-up limitation in benthic infaunal communities: direct and indirect effects. *Estuaries*. 25(5):999-1014.

- Posey MH, Alphin TD, Cahoon L. 2006. Benthic community responses to nutrient enrichment and predator exclusion: Influence of background nutrient concentrations and interactive effects. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 330(1):105-118.
- Potvin C, Lechowicz MJ, Tardif S. 1990. The statistical analysis of ecophysiological response curves obtained from experiments involving repeated measures. *Ecology*. 71(4):1389-1400.
- Protazio L, Tanaka SMCN, Cavalcante PRS. 2004. Avaliação de procedimentos de extração seqüencial de fósforo em sedimento. *Revista Analytica*. 8:35-41.
- Quijón PA, Snelgrove PVR. 2005. Predation regulation of sedimentary faunal structure: potential effects of a fishery-induced switch in predators in a Newfoundland sub-Arctic fjord. *Oecologia*. 144:125-136.
- Quinn GP, Keough MJ. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge: 537
- Rasher DB, Engel S, Bonito V, Fraser GJ, Montoya JP, Hay ME. 2012. Effects of herbivory, nutrients, and reef protection on algal proliferation and coral growth on a tropical reef. *Oecologia*. 169:187–198.
- Rhoades DF. 1979. Evolution of plant chemical defense against herbivores. In: Academic Press. *Herbivores: their interactions with secondary plant metabolites*. New York: 3-54
- Rhoades DF, Cates RG. 1979. Herbivores: their interaction with secondary plant metabolites. In: Academic Press. New York:
- Ribeiro-Costa CS, Rocha RM. 2006. *Invertebrados: Manual de aulas práticas*. 2. Ribeirão Preto: 271
- Rudstam LG, Lathrop RC, Carpenter SR. 1993. The rise and fall of a dominant planktivore: direct and indirect effects on zooplankton *Ecology*. 74(2):303-319.
- Ruppert EE, Fox RS, Barnes RD. 2005. Echinodermata. In: Roca. *Zoologia dos invertebrados: uma abordagem funcional-evolutiva*. São Paulo: 1017-1080
- Russ GR. 1982. Overgrowth in a marine epifaunal community: Competitive hierarchies and competitive networks. *Oecologia*. 53(1):12-19.

Rützler K. 1970. Spatial Competition among Porifera: Solution by Epizoism. *Oecologia (Berl.)*. 5:85-95.

Rützler K. 2002. Impact of crustose clionid sponges on Caribbean reef corals. *Acta Geologica Hispanica*. 37(1):61-72.

Sams M, Keough M. 2007. Predation during early post-settlement varies in importance for shaping marine sessile communities. *Marine Ecology Progress Series*. 348:85-101.

Sauer-Machado KRS, Chapman ARO, Coutinho R. 1992. Patch structure in a tropical rocky shore community in Brazil: a mosaic of successional states? *Ophelia*. 35(3):187-195.

Schoener TW. 1989. Food webs from the small to the large. *Ecology*. 70(6):1559-1589.

Shannon CE. 1948. A Mathematical Theory of Communication. *The Bell System Technical Journal*. 27:379-423.

Sih A, Crowley P, McPeck M, Petranka J, Strohmeier K. 1985. Predation, competition and prey communities: a review of field experiments. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 16:269–311.

Sjöö GL, Andersson EMS, Melander I. 2011. Differences in top-down and bottom-up regulation of macroalgal communities between a reef crest and back reef habitat in Zanzibar. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 91:511-518.

Smith J, Hunter C, Smith C. 2010. The effects of top–down versus bottom–up control on benthic coral reef community structure. *Oecologia*. 163(2):497-507.

Smith JS, Smith CS, Hunter CH. 2001. An experimental analysis of the effects of herbivory and nutrient enrichment on benthic community dynamics on a Hawaiian reef. *Coral Reefs*. 19(4):332-342.

Solé-Cava AM, KELECOM A. 1988. Ecologia química marinha - Diálogo químico nos oceanos. *Ciência Hoje*. 8:18-29.

Sousa WP. 1984. Intertidal mosaics: patch size, propagule availability, and spatially variable patterns of succession. *Ecology*. 65(6):1918-1935.

Steele MA. 1996. Effects of predators on reef fishes: separating cage artifacts from effects of predation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 198(2):249-267.

Steinberg PD. 1984. Algal chemical defenses against herbivores: Allocation of phenolic compounds in the kelp *Alaria marginata*. *Science* 223:405-407.

Stoner DS. 1990. Recruitment of a tropical colonial ascidian: relative importance of pre-settlement vs. post-settlement processes. *Ecology*. 71:1682–1690.

Sudatti DB, Rodrigues SV, Pereira RC. 2006. Quantitative GC-ECD analysis of halogenated metabolites: determination of surface and within-thallus elatol of *Laurencia obtusa*. *Journal of Chemical Ecology*. 32:835–843.

Sullivan BK, Buskey E, Miller DC, Ritacco PJ. 1983. Effects of copper and cadmium on growth, swimming and predator avoidance in *Eurytemora affinis* (Copepoda). *Marine Biology*. 77(3):299-306.

Sumich JL. 1992. *An Introduction to the Biology of Marine Life*. 5. 449

Tansley AG, Adamson RS. 1925. Studies of the Vegetation of the English Chalk: III. The Chalk Grasslands of Hampshire-Sussex Border. *Journal of Ecology*. 13(2):177-223.

Teixeira VL. 2009. Produtor naturais marinhos. In: Interciência. *Biologia marinha*. Rio de Janeiro: 443-471

Thacker RT, Ginsburg DG, Paul VP. 2001. Effects of herbivore exclusion and nutrient enrichment on coral reef macroalgae and cyanobacteria. *Coral Reefs*. 19(4):318-329.

Tilman D. 1977. Resource competition between planktonic algae: an experimental and theoretical approach. *Ecology*. 58:338-348.

Tilman D, Reich PB, Knops J, Wedin D, Mielke T, Lehman C. 2001. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science*. 294(5543):843-845.

Tkachenko KS, Wu BJ, Fang LS, Fan TY. 2007. Dynamics of a coral reef community after mass mortality of branching *Acropora* corals and an outbreak of anemones. *Marine Biology*. 151:185-194.

Townsend CR, Begon M, Harper JL. 2010. Fundamentos em Ecologia. 3. Porto Alegre:

Valiela I. 1995. Marine Ecological Processes. 2.

Van Alstyne KL, Dethier MN, Duggins DO. 2001. Spatial patterns in macroalgal chemical defenses. In: CRC Press. Marine Chemical Ecology. 301-324

Vance RR. 1978. A mutualistic interaction between a sessile marine clam and its epibionts. *Ecology*. 59:679-685.

Vance RR. 1979. Effects of grazing by the sea urchin, *Centrostephanus coronatus*, on prey community composition. *Ecology*. 60:537-546.

Ventura CRR. Biologia de *Astropecten brasiliensis* Muller e Troschel, 1842 e *Astropecten cingulatus* Sladen, 1889 (Echinodermata: Asteroidea) na região de Cabo Frio, RJ. 1997. 80. - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

Ventura CRR, Veríssimo I, Lima RNP, Barcellos CF, Oigman-Pszczol SS. 2007. Echinodermata. In: Ministério do Meio Ambiente/SBF. Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande. Brasília: 271-290

Vieira EA, Duarte LFL, Dias GM. 2012. How the timing of predation affects composition and diversity of species in a marine sessile community? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 412:126-133.

Villaça R. 2002. Recifes Biológicos. In: Interciência. Biologia Marinha. Rio de Janeiro: 350

Waide RB, Willig MR, Steiner CF, Mittelbach G, Gough L, Dodson SI, Juday GP, Parmenter R. 1999. The Relationship between Productivity and Species Richness. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 30:257-300.

Ward-Paige CA, Risk MJ, Sherwood OA, Jaap WC. 2005. Clionid sponge surveys on the Florida Reef Tract suggest land-based nutrient inputs. *Marine Pollution Bulletin*. 51(5-7):570-579.

Worm B, *et al.* 2006. Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*. 314(5800):787-790.

Worm B, Lotze HK, Hillebrand H, Sommer U. 2002. Consumer versus resource control of species diversity and ecosystem functioning. *Nature*. 417:848-851.

Worm B, Reusch TBH, Lotze HK. 2000. In situ Nutrient Enrichment: Methods for Marine Benthic Ecology. *International Review of Hydrobiology*. 85(2-3):359-375.

Wulff JL. 1997. Mutualisms among species of coral reef sponges. *Ecology*. 78(1):146-159.

Wulff JL. 1997. Parrotfish predation on cryptic sponges of Caribbean coral reefs. *Marine Biology*. 129(1):41-52.

Zimmer RK, Butman CA. 2000. Chemical signaling processes in the marine environment. *The Biological Bulletin*. 198(2):168-187.